



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>



O Papel da Fertirrigação e dos Agroquímicos Associados ao Cultivo da Cana-de-açúcar na Qualidade das Águas Doces do Brasil: Uma Revisão

Hidaiane Caldas¹, Érika Tavares Marques², Bruna Soares Fernandes³, Maria do Carmo Sobral⁴

¹Doutoranda em Engenharia Civil na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE – Campus Recife), hidaiane.caldas@ufpe.br (autora correspondente). ²Pesquisadora de pós-doutorado na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE – Campus Recife), erikatmbio@gmail.com. ³Professora Assistente da Universidade Estadual Paulista (UNESP – Campus de Assis), bruna.soares-fernandes@unesp.br. ⁴Professora titular da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE – Campus Recife), maria.msobral@ufpe.br.

Artigo recebido em 10/09/2024 e aceito em 17/02/2025

RESUMO

O Brasil é um grande produtor de cana-de-açúcar no cenário mundial, e a tendência é que sua área de cultivo continue crescendo nas próximas décadas, devido ao aumento na demanda por etanol no mercado internacional. No entanto, a sustentabilidade do etanol brasileiro está intrinsecamente associada aos impactos ambientais da expansão da cana-de-açúcar quando seus processos produtivos não são gerenciados de forma cautelosa. As grandes quantidades de vinhaça que são reaproveitadas na fertirrigação e o uso na lavoura de inúmeros agroquímicos potencialmente perigosos são exemplos de procedimentos que podem ser danosos ao meio onde está inserida a cana-de-açúcar. Uma vez que a literatura ainda pouco explora os potenciais efeitos poluidores e contaminantes gerados pela fertirrigação e pelos agroquímicos na qualidade das águas, esta revisão teve como objetivo avaliar o papel desses processos na degradação dos corpos hídricos superficiais e subterrâneos do Brasil. Ainda, foram apresentadas soluções mitigadoras já implementadas no país que podem contribuir para a redução desses impactos. Os estudos avaliados demonstraram que o processo de fertirrigação com vinhaça e o emprego de centenas de agroquímicos que são liberados para uso no Brasil apresentam efeitos deteriorantes como o aumento da matéria orgânica e das concentrações de potássio nos recursos hídricos, além de potencial tóxico que pode vir a afetar o ser humano. Para o melhor entendimento dessas implicações constatadas, mais estudos de campo e a longo prazo que sirvam de base para uma maior articulação governamental no que diz respeito à regulamentação e fiscalização dos processos da cana-de-açúcar são encorajados.

Palavras-chave: poluição da água, produção de etanol, vinhaça, herbicida, sustentabilidade.

The Role of Fertigation and Agrochemicals Associated with Sugarcane Cultivation in the Quality of Freshwater Resources in Brazil: A Review

ABSTRACT

Brazil is a major producer of sugarcane on the global stage, and the trend is that its cultivation area will continue to grow in the coming decades due to the increasing demand for ethanol in the international market. However, the sustainability of Brazilian ethanol is intrinsically linked to the environmental impacts of sugarcane expansion when its production processes are not managed carefully. The large quantities of vinasse that are reused in fertigation and the use of numerous potentially hazardous agrochemicals in farming are examples of practices that can be harmful to the environment where sugarcane is cultivated. Since the literature still poorly explores the potential polluting and contaminating effects generated by fertigation and agrochemicals on water quality, this review aimed to assess the role of these processes in the degradation of surface and underground water bodies in Brazil. Additionally, mitigating solutions already implemented in the country that can contribute to reducing these impacts were presented. The studies reviewed demonstrated that the fertigation process with vinasse and the use of hundreds of agrochemicals approved for use in Brazil have deteriorating effects, such as increased organic matter

and potassium concentrations in water resources, as well as potential toxicity that may affect humans. For a better understanding of these observed implications, more long-term field studies are encouraged to serve as a basis for greater governmental coordination regarding the regulation and oversight of sugarcane processes.

Keywords: water pollution, ethanol production, vinasse, herbicide, sustainability.

Introdução

Num contexto em que a segurança energética é um desafio central para o desenvolvimento, o mundo busca alternativas limpas e renováveis para reduzir a dependência dos combustíveis fósseis. Com o objetivo de ser a principal forma de mitigar as mudanças climáticas, o processo exige que sejam encontradas fontes de energia sustentáveis que conciliem aspectos econômicos, sociais e ambientais (Vandenberghe et al., 2022). Nesse cenário, a procura por opções mais limpas que o petróleo bruto levou a uma expansão no uso de biocombustíveis, como o etanol, que pode ser produzido com diversas matérias-primas como cana-de-açúcar, milho e beterraba (Bordonal et al., 2018).

O Brasil é o maior produtor mundial de etanol tendo como matéria prima a cana-de-açúcar (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2025), e viu a sua produção aumentar de 431 milhões de toneladas na safra de 2005/2006 para 713 milhões de toneladas em 2023/2024, a fim de atender à demanda nacional e internacional de bioenergia (Companhia Nacional de Abastecimento [CONAB], 2025). A cana-de-açúcar é importante para a economia do país pois é a segunda maior *commodity* do setor do agronegócio, além de integrar a formação territorial e social, estabelecendo-se desde o período colonial à contemporaneidade das usinas sucroalcooleiras modernas. As modificações associadas à produção de cana-de-açúcar, desde a sua implantação enquanto atividade agrícola mercantil de larga escala no século XVI, influenciaram e transformaram as estruturas produtivas do setor e o uso do território pelos sujeitos relacionados a essa atividade econômica (Araújo & Araújo Sobrinho, 2020).

No mercado internacional, é esperado um crescimento na demanda por etanol de 95,6 bilhões de litros em 2012 para 168 bilhões de litros em 2030, dos quais 53 bilhões de litros devem ser produzidos pelo Brasil (van der Hilst et al., 2018). Isso tem como consequência um aumento substancial na área destinada para o cultivo, e a perspectiva é que essa tendência se mantenha devido ao aumento da

participação dos biocombustíveis na matriz energética mundial (Viana & Perez, 2013).

A bioenergia é promovida como uma opção viável e que pode resultar na redução de emissões de gases de efeito estufa por meio da substituição de combustíveis fósseis (Bordonal et al., 2018; El Chami et al., 2020; Filoso et al., 2015). No entanto, os biocombustíveis podem desempenhar um papel contraditório, uma vez que seu potencial como fonte de energia mais sustentável pode ser desbalanceado quando os seus processos produtivos não são administrados de forma criteriosa.

Recentemente, a literatura tem desenvolvido diversos estudos que abordam os impactos ambientais causados pela expansão do cultivo da cana-de-açúcar no Brasil. Explicações importantes sobre essas aparentes contradições incluem vieses em relação ao solo, ar e água. As pesquisas relativas ao solo geralmente abordam a erosão em bacias hidrográficas sob cultivo de cana (Bezerra et al., 2020; Merten & Minella, 2013), as mudanças no uso do solo (van der Hilst et al., 2018) e a degradação na qualidade do solo (Cherubin et al., 2016; Martíni et al., 2020). O critério referente à atmosfera usualmente trata da questão da poluição do ar por práticas agrícolas como a queima dos canaviais antes da colheita manual, que tem sido um sério problema no caso do etanol de cana-de-açúcar brasileiro (C. H. Coelho et al., 2008; Egeskog et al., 2014). No caso da água, os impactos podem ser avaliados em termos quantitativos ou qualitativos. O primeiro toma forma quando a cultura é irrigada na fase agrícola ou no uso industrial da água na produção de biocombustíveis (Guarenghi & Walter, 2016; Scarpate et al., 2016). Já o segundo pode ocorrer na lixiviação de nutrientes e produtos químicos na água de drenagem e seu potencial acúmulo nas águas subterrâneas ou superficiais (Guarenghi & Walter, 2016; Gunkel et al., 2007; Taniwaki et al., 2017; Vale et al., 2019).

Considerando especificamente a temática dos recursos hídricos, atualmente no Brasil a produção de cana-de-açúcar vem sendo administrada com a aplicação de vinhaça na irrigação, fornecendo

nutrientes e aumentando a umidade do solo durante os períodos de estresse hídrico (Bordonal et al., 2018). Essa prática contribui para a diminuição da pegada hídrica da produção do etanol, entretanto, os impactos das cargas de vinhaça nos processos biogeoquímicos em ecossistemas de água doce ainda não são compreendidos completamente (Filoso et al., 2015). Além disso, o uso de pesticidas na agroindústria canavieira aumentou substancialmente no país nos últimos anos (Pignati et al., 2017; Reis et al., 2019), e regulamentação ou práticas de manejo voluntárias para promover o uso seguro, responsável e eficaz ainda são escassas ou não são cumpridas. Esses fatores demonstram a necessidade de pesquisas que avaliem os impactos diretos e indiretos da produção de cana-de-açúcar na qualidade da água, especialmente em um contexto em que a demanda por biocombustíveis está se expandindo e a pressão sobre os recursos hídricos é cada vez mais elevada. A compreensão desses impactos é fundamental para o desenvolvimento de práticas agrícolas mais sustentáveis e para a formulação de políticas públicas que promovam a conservação dos recursos hídricos.

Tomando como hipótese central que a aplicação da vinhaça e o uso de agroquímicos na produção de cana-de-açúcar têm impactos significativos na qualidade das águas doces, esses efeitos podem contribuir no comprometimento da sustentabilidade da produção dos biocombustíveis. Nesse contexto, o objetivo principal desta revisão é avaliar o papel da fertirrigação e dos agroquímicos relacionados à cultura da cana-de-açúcar na degradação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas do Brasil. Além disso, também são apontadas diversas medidas que vêm sendo adotadas e implementadas no país nos últimos anos que têm potencial para mitigar os impactos do setor nos recursos hídricos. Esta avaliação fornecerá uma visão ampla das consequências ambientais da agroindústria canavieira aplicadas aos corpos de água, contribuindo para garantir o aumento da sua sustentabilidade.

Desenvolvimento

Na produção desta revisão de literatura foram analisadas diversas fontes de referências, incluindo livros, artigos científicos publicados em periódicos, legislação específica e publicações oficiais disponíveis online de órgãos relacionados ao tema.

De forma a garantir a abrangência das informações, foram realizadas pesquisas nas principais bases de dados científicas: Web of Science, Scopus, Science Direct, Scielo e Google Acadêmico. Na busca, foram combinados termos gerais e específicos relacionados ao tema, utilizando operadores booleanos como “e” e “ou” para refinar os resultados. Os termos utilizados incluíram: “qualidade da água”, “poluição da água”, “cana-de-açúcar”, “fertirrigação”, “vinhaça”, “vinhoto”, “agroquímicos”, “pesticidas” e “herbicidas”, buscados tanto em português quanto em inglês. Esses termos foram aplicados aos campos de título, resumo e palavras-chave dos artigos, com o objetivo de separar estudos que abordassem a relação entre o cultivo da cana-de-açúcar e seus impactos nos recursos hídricos.

Além disso, priorizou-se a seleção de publicações dos últimos 15 anos para garantir a inclusão das abordagens e inovações mais recentes na literatura, mas sem descartar trabalhos relevantes fora desse período que pudessem contribuir para a compreensão do tema. Essa metodologia permitiu uma análise abrangente das consequências ambientais da agroindústria canavieira sobre a qualidade das águas doces no Brasil, bem como das práticas mitigadoras adotadas no país.

A cana-de-açúcar no Brasil

A expansão da cana-de-açúcar no Brasil ocorre predominantemente sobre áreas de pastagens e cultivos anuais, especialmente na região Sudeste (Taniwaki et al., 2017). A distribuição da área plantada varia consideravelmente entre os biomas. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017), em 2006, a Mata Atlântica concentrava 54,7% dos mais de 6,6 milhões de hectares cultivados, enquanto o Cerrado representava 40,7% dessa área. No entanto, já naquele ano, o Cerrado paulista se consolidava como o principal polo do setor canavieiro, com 208 municípios – que, juntos, ocupam apenas 1% do território nacional – abrigando um terço da área plantada do país (2,2 milhões de hectares). A segunda maior concentração de cultivo estava na Mata Atlântica do Nordeste, onde 186 municípios ocupavam 933 mil hectares, cerca de 0,5% do território do país.

Diante dessa distribuição territorial, o estado de São Paulo não apenas abriga uma das maiores áreas cultivadas, mas também se destaca como o principal produtor nacional. Na safra 2023/2024, São

Paulo liderou a produção de cana-de-açúcar, alcançando aproximadamente 383 milhões de toneladas, o que corresponde a 54% de toda a produção nacional (CONAB, 2025). Esse protagonismo se deve, em parte, ao regime favorável de precipitação na região. Entretanto, políticas

governamentais voltadas para a produção de álcool combustível impulsionaram a expansão da agroindústria canavieira para outras regiões do país, como o Nordeste e o Centro-Sul, promovendo a diversificação territorial do setor (Figura 1).

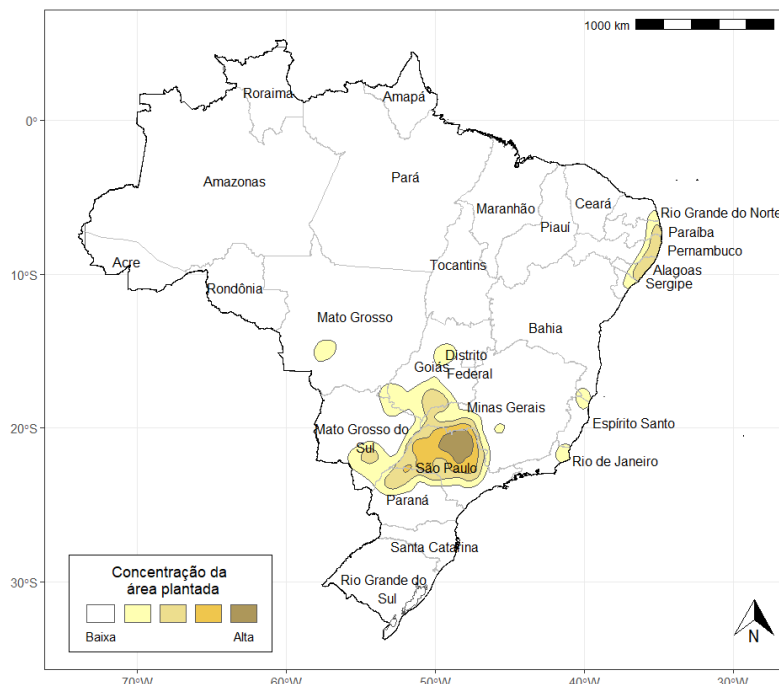


Figura 1. Distribuição espacial área plantada de cana-de-açúcar no território brasileiro em 2015. Fonte: produzido com dados do IBGE, 2017.

Fertirrigação

A fertirrigação é a prática realizada pela aplicação da vinhaça diluída na água de irrigação, substituindo o uso de fertilizantes químicos nas terras onde há o cultivo da cana-de-açúcar (Camargo et al., 2009). A vinhaça, também conhecida como vinhoto, é uma água residuária de alta resistência e cor marrom-escura, cujo conteúdo orgânico pode ser 100 vezes maior do que o encontrado no esgoto doméstico (Fuess & Garcia, 2014). É o principal resíduo da indústria do etanol, sendo gerada a uma taxa média de 10-13 litros para cada litro do biocombustível (Rocha et al., 2008). Segundo Ortegón et al. (2016), a vinhaça possui baixo teor de sólidos totais quando obtida do caldo puro da cana-de-açúcar (2-4%) e quando obtida do melaço da cana-de-açúcar (5-10%). Ainda, possui alta turbidez e composição altamente variável principalmente de compostos orgânicos (ácidos, álcoois, aldeídos, cetonas, ésteres e açúcares) e íons (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e

SO_4^{2-}), além de um pH baixo (~ 5) e uma alta demanda química de oxigênio (DQO).

No início da produção do etanol no Brasil, grandes quantidades de vinhaça sem nenhum tratamento prévio eram despejadas nos corpos hídricos, o que resultou em severa degradação ambiental gerada por condições anóxicas (Christofolletti et al., 2013). Em meados da década de 80, o descarte da vinhaça passou a ser regulamentado e seu uso como fertilizante na fertirrigação tornou-se comum nas refinarias de cana (Filoso et al., 2015). As técnicas utilizadas nesses ambientes geralmente são alagamento, gotejamento, aspersão com equipamento semifixo e aspersão com caminhões (Rocha et al., 2008). A prática é bastante difundida atualmente no Brasil, com cerca de 75-80% das áreas de cultivo no estado de São Paulo (que concentra aproximadamente 55% das usinas brasileiras de etanol) sendo irrigadas com vinhaça (Christofolletti et al., 2013). Nesse estado, o uso da vinhaça na fertilização de cana-de-açúcar é regulamentado pela

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (Norma Técnica P4.231, 2015). Segundo a mencionada norma, as dosagens de aplicação da vinhaça devem ser previstas em função das necessidades da planta em relação ao potássio, atentando às características do solo e, também, às concentrações de potássio no solo e na vinhaça.

Dentre os múltiplos benefícios da aplicação da vinhaça na fertirrigação, destacam-se a diminuição dos custos de produção com fertilizantes químicos sintéticos (Laime et al., 2011), baixo investimento inicial sem o requerimento de tecnologias complexas (tubos, bombas, caminhões e tanques de decantação), baixo custo de manutenção, rápida aplicabilidade (Camargo et al., 2009), além de vários benefícios agrônômicos (Oliveira et al., 2015). Com este propósito, a vinhaça pode ser aplicada na forma *in natura* ou concentrada, além de também ser comum a sua associação com compostos que são fontes de nitrogênio como ureia, nitrato de amônio e uran (ureia + nitrato de amônio) (Gallucci et al., 2019). Nos próximos anos, devem ser esperados mais estudos com o objetivo de identificar quais fontes de nitrogênio são mais eficientes e as suas melhores taxas de aplicação para a mistura com a vinhaça. Diversas pesquisas demonstraram a capacidade da vinhaça no melhoramento da saúde do solo e aumento da produtividade da cana-de-açúcar (Christofolletti et al., 2013; Gallucci et al., 2019; Jiang et al., 2012; Yang et al., 2013). Segundo Prado et al. (2013), as aplicações de vinhaça em larga escala são uma alternativa econômica eficaz para irrigação e fertilização da cana-de-açúcar, devido aos altos

níveis de potássio, cálcio e matéria orgânica na sua composição química, além de quantidades moderadas de nitrogênio e outros nutrientes. As reduções no uso da água doce para irrigação dos canaviais e no uso de produtos fertilizantes minerais também foram destacadas como vantagens da aplicação da vinhaça (Macedo et al., 2008; Smeets et al., 2008).

Apesar de ser uma alternativa que evita o problema do seu descarte livre no ambiente e apresentar todos os benefícios descritos anteriormente, no entanto, o uso da vinhaça na irrigação pode ter efeitos negativos (Smeets et al., 2008). As sucessivas aplicações da vinhaça, principalmente quando não se consideram critérios adequados para definição de dosagens e planejamento dos sistemas de irrigação, poderá causar uma deterioração nas características físico-químicas do solo, resultando por consequência também em impactos nas águas superficiais e subterrâneas (Fuess & Garcia, 2014). De fato, os resultados da simulação matemática do fluxo subterrâneo de água e transporte iônico realizada por Soto et al. (2015) demonstraram que o soluto da vinhaça pode atingir o nível do lençol freático em um curto período de percolação (1-3 anos), dependendo de sua profundidade (6-20 m), e que os recursos hídricos superficiais também são suscetíveis à contaminação em um curto período. A Tabela 1 resume os dados dos estudos sobre os impactos ambientais adversos da vinhaça nas propriedades dos corpos hídricos no Brasil.

Tabela 1. Impactos da fertirrigação com vinhaça nas águas superficiais e subterrâneas no Brasil

Referência	Caracterização da vinhaça para uso na fertirrigação	Área de estudo / caracterização da cultura	Efeitos observados nas águas
Estudos sobre águas superficiais			
Gunkel et al. (2007)	Vinhaça diluída na proporção de 6:4 com água de irrigação ou água de lavagem de cana: DQO = 23,7 g L ⁻¹ ; DBO = 10,8 g L ⁻¹ ; CE = 7,6 dS m ⁻¹ ; pH = 3,8;	Lavoura de cana-de-açúcar localizada próxima ao Rio Ipojuca, no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil	Reduções de até 50% no OD da água (5,5 - 2,8 mg L ⁻¹) Aumento da temperatura da água (29 °C para 31° - 32°) Leve acidificação da água (pH reduziu de 6,7 para 6,0) Aumento da matéria orgânica (DBO: < 2 - 20,8 mg L ⁻¹ e DQO: < 2 - 49,5 mg L ⁻¹) Aumento da turbidez (40 UNT para 60 - 100 UNT)

Turbidez > 1000 UNT;
Temperatura = 36,8 °C

Schiesari e Corrêa (2016)	Não apresentado	Região de Ribeirão Preto, no estado de São Paulo, que é a mais tradicional região produtora de cana do Brasil	Os corpos d'água superficiais em plantações de cana-de-açúcar apresentaram as maiores concentrações de clorofila-a (até ~500 µg L ⁻¹), correspondendo a 16,7% acima do Máximo Valor Permissível pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios Classe 2.
Guarenghi e Walter (2016)	Não apresentado	Palmares Paulista, Pontal e Ribeirão Preto, regiões de aumento da cultura da cana-de-açúcar no estado de São Paulo	Quanto ao nitrogênio, sólidos totais e DBO nas águas superficiais, os testes estatísticos apresentaram tendências crescentes significativas no período analisado (1989-2011), enquanto para OD foram observadas tendências negativas, exceto na região do Pontal.
E. M. de S. Silva et al. (2023)	Não apresentado	Córregos Piravevê, Vitória e Rosário na bacia do rio Ivinhema, área de grande expansão do cultivo de cana-de-açúcar no estado de Mato Grosso do Sul	Foi notada acidificação das águas nos córregos Vitória e Rosário, com valores de pH abaixo do Mínimo Valor Permissível pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios Classe 2.

Estudos sobre águas subterrâneas

Mariano et al. (2009)	Vinhaça de caldo de cana-de-açúcar: DQO = 32 g L ⁻¹ ; CE = 8,52 dS m ⁻¹ ; pH = 3,85	Amostras de solo de dois postos de gasolina (P1 e P2) onde ocorreram derramamentos de óleo de tanques subterrâneos	Aumento da CE na água subterrânea (P1: 0,44 - 1,02 dS m ⁻¹ e P2: 0,25 - 0,87 dS m ⁻¹) Aumento da DQO na água subterrânea (P1: 41,5 - 1699 mg L ⁻¹ e P2: 37,8 - 1888 mg L ⁻¹) Redução no OD na água subterrânea (P1: 7,9 - 0,5 mg L ⁻¹ e P2: 8,3 - 0,8 mg L ⁻¹) Aumento de NO ³⁻ na água subterrânea (P1: 3,52 - 52,8 mg L ⁻¹ e P2: 3,52 - 39,6 mg L ⁻¹) Aumento de K ⁺ na água subterrânea (P1: 16,1 - 372 mg L ⁻¹ e P2: 4,49 - 361 mg L ⁻¹)
-----------------------	---	--	---

Rolim et al. (2013)	Vinhaça de caldo de cana-de-açúcar: DQO = 21,5 g L ⁻¹ ; DBO = 12 g L ⁻¹ ; SDT = 7690 mg L ⁻¹ ; CE = 13,75 dS m ⁻¹ ; K ⁺ = 3000 mg L ⁻¹ ; Na ⁺ = 300mg L ⁻¹ ; Cl ⁻ = 1219 mg L ⁻¹ ; pH = 4,4	Área de influência de uma lagoa de distribuição de vinhaça localizada em um canavial (solo arenoso) próximo ao rio Ipojuca, em Pernambuco	Aumento da matéria orgânica na água subterrânea (DQO: 325,5 mg L ⁻¹ e DBO: 36,7 mg L ⁻¹) Aumento de SDT na água subterrânea (745,7mgL ⁻¹) Aumento de Cl ⁻ na água subterrânea (744,8 mg L ⁻¹) Aumento de K ⁺ na água subterrânea (380,5 mg L ⁻¹)
T. M. Ferreira et al. (2018)	Vinhaça in natura: pH = 4,6; CE = 15973,3 µS cm ⁻¹ ; SDT = 14213,3 mg L ⁻¹	A aplicação de diferentes dosagens da vinhaça em colunas de solo arenoso da Formação Rio Claro, no estado de São Paulo	A aplicação de vinhaça em doses equivalentes a 7,3 e 16,4 vezes a dose máxima permitida pela Norma Técnica P 4.231 de 2015 da CETESB proporcionou um aumento nas concentrações de sólidos totais dissolvidos, cloreto, fluoreto, acetato e carbono orgânico total nos lixiviados

CE - Condutividade Elétrica; OD - Oxigênio Dissolvido; DBO - Demanda Biológica de Oxigênio; DQO - Demanda Química de Oxigênio; SDT - Sólidos Dissolvidos Totais

Tratando-se de estudos em águas superficiais, Gunkel et al. (2007) relataram reduções de até 50% no oxigênio dissolvido da água do rio Ipojuca (de 5,5 para 2,8 mgL⁻¹), no estado de Pernambuco, em uma área próxima a um canavial que sofria contínuo uso de vinhaça para fertirrigação durante o cultivo (Tabela 1). Os autores também observaram aumento nos valores de DBO (de < 2 para 20,8 mg L⁻¹) e DQO (de < 2 para 49,5 mg L⁻¹), caracterizando incremento significativo na presença de matéria orgânica, além de uma pequena acidificação da água (pH diminuindo de 6,7 para 6,0). Nesse caso, ainda que a vinhaça não fosse lançada diretamente no rio, de acordo com a proibição da legislação brasileira (Portaria nº 323, 1978), o efluente era transportado pelo escoamento superficial dos canais de irrigação. Esse fenômeno pode ser confirmado pelos estudos de Nascimento et al. (2023; 2024) na parte inferior da bacia hidrográfica do rio Ipojuca. Os autores identificaram as áreas de cultivo de cana-de-açúcar como uma das principais fontes de cargas excessivas de sedimentos e contaminantes associados a sedimentos que se deslocam em direção a ambientes estuarinos e costeiros na região. Vale ressaltar que a bacia do rio Ipojuca possui uma extensa área de monocultura canavieira no baixo curso do rio, correspondendo a aproximadamente 8,16% de seu território (mais de 29 mil hectares) em 2023 (Pernambuco, 2025). Essa região está concentrada na zona costeira do estado de Pernambuco – um padrão também observado em

outras bacias da região litorânea do Nordeste do Brasil (Zheng et al., 2022).

Na pesquisa conduzida por Schiesari e Corrêa (2016) em regiões de aumento da cultura da cana-de-açúcar ao longo dos anos no estado de São Paulo, os corpos d'água nas plantações de cana apresentaram as maiores temperaturas e concentrações de clorofila-a. Esse último é um indicador que representa a biomassa de fitoplâncton, sinalizando maiores níveis de impacto da eutrofização nas águas (Le Moal et al., 2019). Também em São Paulo, Guarengi e Walter (2016) avaliaram os potenciais impactos da expansão da cana-de-açúcar sobre a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos através do uso de um banco de dados disponível ao público, nas regiões de Palmares Paulista, Pontal e Ribeirão Preto. Os testes estatísticos realizados no estudo apontaram tendência de crescimento para as variáveis nitrogênio, sólidos totais e DBO, enquanto para o oxigênio dissolvido foram observadas tendências negativas (exceto na região de Pontal). Esses fatores indicam uma deterioração da qualidade da água durante o período analisado, porém, os autores afirmaram que o impacto de efluentes como a vinhaça é apenas uma hipótese que não pôde ser confirmada devido à falta de informações, destacando a dificuldade em isolar os efeitos da expansão da cana-de-açúcar na hidrologia local.

Na vertente de analisar os impactos da cultura da cana nos ecossistemas aquáticos, o estudo de E. M. de S. Silva et al. (2023) avaliou o potencial citotóxico, genotóxico e mutagênico da água de três córregos da Bacia do Rio Ivinhema por meio do teste *Allium cepa*. Nos resultados, os córregos Rosário e Vitória, que apresentaram acidificação, estão situados em áreas de predominante destaque para o cultivo extensivo da cana-de-açúcar. Como o entorno dos locais de amostragem não sofria influência de áreas urbanas, esses efeitos reforçam a hipótese de que a entrada de resíduos químicos nos córregos está associada à expansão da monocultura da cana, impactando a qualidade da água. Entretanto, na maioria das regiões do país existem diferentes setores de poluentes hídricos e não há informações suficientes para determinar exatamente a contribuição da produção de cana.

De fato, embora sejam esperados efeitos adversos como a eutrofização nos corpos d'água decorrente da aplicação da vinhaça como fertilizante, ainda são insuficientes na literatura os estudos que descrevem a ocorrência desses impactos em áreas próximas a campos fertirrigados. No entanto, nesses casos, resultados semelhantes aos verificados em corpos hídricos afetados por poluição de esgotos domésticos são muito prováveis de acontecer, visto que a vinhaça possui concentrações de nutrientes muito superiores às do esgoto. Os estudos anteriormente mencionados (Tabela 1) confirmam essa tendência.

No caso da água subterrânea, Mariano et al. (2009) apontaram diminuições superiores a 90% nas concentrações de oxigênio dissolvido nas águas subterrâneas (de entre 7,9 - 8,3 para entre 0,5 - 0,8 mg L⁻¹) em um estudo baseado no uso de vinhaça de cana-de-açúcar para a biorremediação do solo contaminado por óleo diesel em postos de gasolina. Os autores também relataram um amplo aumento nos valores de DQO das águas subterrâneas (de entre 37,8 - 41,5 para entre 1699 - 1888 mg L⁻¹) após a aplicação da vinhaça, como resultado direto do excesso de matéria orgânica. No estado de Pernambuco, Rolim et al. (2013) constataram altos valores de DBO e DQO (respectivamente 36,7 e 325,5 mg L⁻¹) ao examinarem a influência de uma lagoa de distribuição de vinhaça na qualidade da água subterrânea em uma área cultivada com cana-de-açúcar.

T. M. Ferreira et al. (2018) compararam os efeitos da aplicação de diferentes doses de vinhaça em amostras de solo arenoso da Formação Rio Claro, no estado de São Paulo. Os autores constataram que a aplicação de vinhaça em doses equivalentes a 7,3 e 16,4 vezes à dose máxima permitida pela CETESB (Norma Técnica P4.231, 2015) (400 e 800 m³/ha, respectivamente), proporcionou um aumento médio de 10,3 vezes dos teores de potássio no solo. Isso gerou uma queda progressiva na capacidade de retenção do solo, que implicou em perdas por lixiviação e consequente aumento nas concentrações de sólidos totais dissolvidos, cloreto, fluoreto, acetato e carbono orgânico total nos lixiviados. As concentrações registradas em algumas amostras foram maiores que os valores de referência ambiental e de potabilidade adotados pelo estudo, revelando riscos à qualidade do solo e da água subterrânea, classificando-a como imprópria para consumo humano. Rolim et al. (2013) também reportaram altas concentrações de potássio na água subterrânea após a aplicação de vinhaça.

Além dos impactos observados nos recursos hídricos em estudos realizados em campo, os efeitos da vinhaça nesse meio também foram investigados em escala de laboratório, reforçando os riscos associados a essa prática. Ogura et al. (2022) conduziram estudo que teve como objetivo avaliar a fitotoxicidade em espécies de plantas devido à irrigação com água contaminada por vinhaça (1,3%). A investigação ocorreu por meio de dois bioensaios vegetais com água proveniente de mesocosmos, e os resultados demonstraram a influência da vinhaça na qualidade da água. A ela foi atribuído o baixo pH (3,91), a alta concentração de nutrientes (nitrogênio total de 639 mg L⁻¹ e fósforo total de 150 mg L⁻¹) e de sólidos dissolvidos totais (4450 mg L⁻¹). Além disso, foi constatado que a vinhaça causou efeitos nocivos ao crescimento das plantas, inibindo o seu desenvolvimento em até 31%.

Na mesma linha, Pinto et al. (2023) observaram que a presença da vinhaça aumentou rapidamente os valores de condutividade elétrica, nitrogênio e fósforo totais, amônio, dureza, nitrito, turbidez, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico em seu estudo, que simulava a contaminação ambiental por práticas de manejo da cana-de-açúcar em mesocosmos. Além disso, de forma semelhante a outros trabalhos mencionados, a vinhaça causou acidificação da água e diminuiu seus níveis de

oxigênio, chegando próximo à anoxia até 75 dias após a contaminação dos mesocosmos. Também foi relatado que nos mesocosmos que receberam vinhaça, foram detectados aumentos de 20 vezes na concentração de potássio e de 10 vezes no manganês, além da elevação significativa nas concentrações de bário, cobalto, cobre e zinco, em comparação com aquelas medidas nos mesocosmos de controle.

Além dos efeitos físico-químicos observados na qualidade da água dos mesocosmos, estudos observaram que os impactos da vinhaça também se estendem à toxicidade para organismos aquáticos, provocando alterações em órgãos de peixes expostos ao composto tanto lixiviado quanto *in natura* (M. P. M. Coelho et al., 2018; Correia et al., 2017; Marinho et al., 2014). Esse impacto se mostra bastante relevante, pois além dos sérios danos à fauna, os produtos químicos podem acumular no organismo das espécies aquáticas através de diversos mecanismos, se propagando pela cadeia alimentar até chegar ao ser humano via consumo de comida contaminada (van der Oost et al., 2003).

Diante das consequências negativas do uso da vinhaça, é fundamental considerar fatores ambientais, como o tipo de solo (envolvendo principalmente sua capacidade de retenção de água e sua porcentagem original de sais) e a proximidade de corpos hídricos, para minimizar os riscos associados à fertirrigação (Laime et al., 2011). Segundo Bordonal et al. (2018), no Brasil, a cana-de-açúcar é cultivada principalmente em solos profundos, bem drenados e altamente intemperizados, o que causa uma entrada de quantidades relativamente pequenas de nitrato nas águas subterrâneas. No entanto, o autor afirma que as perdas de nitrato podem ser maiores quando a cana-de-açúcar é cultivada em solos arenosos e/ou rasos. De fato, eram arenosos os solos onde foram constatadas as alterações na água subterrânea nas pesquisas de Mariano et al. (2009), Rolim et al. (2013) e T. M. Ferreira et al. (2018) mencionadas anteriormente. Nesse contexto, Fuess e Garcia (2014) destacam a importância da realização de estudos adicionais sobre os efeitos da fertirrigação a longo prazo, com ênfase na coleta e análise de dados de campo, para que possam servir de base para a regulamentação da gestão de efluentes na indústria do etanol. Tais pesquisas são essenciais para equilibrar os benefícios do uso da vinhaça na fertirrigação com a necessidade urgente de preservação dos recursos hídricos, garantindo

práticas mais sustentáveis na produção de biocombustíveis.

Agroquímicos

Os produtos agroquímicos são amplamente utilizados no Brasil como uma das maneiras de aumentar a produtividade das lavouras, uma vez que pode ocorrer redução de mais de 80% na produção de cana-de-açúcar caso não haja um controle efetivo de doenças, pragas e ervas daninhas (Smeets et al., 2008). Segundo Bordonal et al. (2018), os agroquímicos comumente aplicados em áreas de cana-de-açúcar incluem herbicidas, inseticidas, maturadores, agentes propagadores de adesivos, produtos biológicos e microbianos, extratos vegetais e feromônios, que são usados para controlar pragas e ervas daninhas indesejáveis. Dentre esses, os produtos biológicos destacam-se por não apresentarem características e riscos toxicológicos significativos.

Apesar da grande diversidade de produtos agroquímicos disponíveis, os herbicidas dominam o cenário nacional, correspondendo a mais de 80% do uso total, enquanto os inseticidas respondem por apenas cerca de 10% (Armas et al., 2005). Atualmente, vários herbicidas são registrados para uso em lavouras de cana-de-açúcar, e entre 15 a 20 dos quais são aplicados com mais frequência do que outros (Reis et al., 2019). Produtos como atrazina, ametrina, hexazinona, 2,4-D, diuron, tebutiuron e glifosato são os mencionados pela literatura como os mais utilizados (Carneiro et al., 2020; Jonsson et al., 2019; Vale et al., 2019). O diuron e a hexazinona, por exemplo, possuem tempos de residência de médio a alto (90-180 dias) no solo e, portanto, controlam o crescimento das ervas daninhas por muito tempo após sua aplicação (Carneiro et al., 2020). No entanto, a persistência de herbicidas no solo não só prolonga seu efeito sobre as ervas daninhas, mas também eleva o potencial de contaminação do meio ambiente, especialmente de corpos d'água (Passos et al., 2018).

Uma vez aplicado um herbicida à cultura, processos físico-químicos e biológicos como retenção (adsorção, absorção), transformação (decomposição, degradação) e transporte (deriva, volatilização, lixiviação, escoamento superficial) influenciam na destinação desses agroquímicos no meio ambiente. Além disso, diferenças nas estruturas

e propriedades das substâncias químicas e, nas características e condições ambientais, podem afetar esses processos (Queiroz et al., 2009). Dessa forma, a partir do momento em que se fazem presentes no meio, os herbicidas podem ser transportados até corpos d'água e se acumular nos tecidos de

organismos aquáticos (Jonsson et al., 2019), o que demonstra a sua mobilidade e potencial para efeitos adversos na natureza. A Tabela 2 sintetiza os resultados de alguns estudos sobre a incidência desses agroquímicos em corpos hídricos brasileiros.

Tabela 2. Resumo de resultados de estudos sobre incidência de agroquímicos provenientes da cultura de cana-de-açúcar em corpos hídricos brasileiros

Referência	Área de estudo	Agroquímicos avaliados	Principais observações	Limite da legislação no Brasil*
Estudos sobre águas superficiais				
Ferreira et al. (2016)	Rio Ipojuca, no estado de Pernambuco, próximo às lavouras de cana-de-açúcar	Herbicidas (68 tipos) Fungicidas (73 tipos) Piretróides (18 tipos) Inseticidas (63 tipos) Carbamatos (16 tipos)	Os herbicidas Diuron (0,01 - 1,4 $\mu\text{g L}^{-1}$) e Ametrina (0,01 - 0,06 $\mu\text{g L}^{-1}$) foram detectados em todas as amostras de água	Diuron (90 $\mu\text{g L}^{-1}$)
Jacomini et al. (2011)	Três rios das áreas mais importantes da agricultura de cana-de-açúcar no estado de São Paulo	Herbicida Ametrina	Contaminação por ametrina na água (0,05 $\mu\text{g L}^{-1}$), nos sedimentos (0,11 - 2,01 ng g^{-1}) e nos moluscos bivalves (1,4 - 4,5 ng g^{-1})	Não especificado
Machado et al. (2017)	Pontos de amostragem no Rio Pardo, estado de São Paulo, localizados próximo a plantações de cana-de-açúcar	Herbicidas: Ametrina Atrazina Diuron Hexazinona Simazina Tebutiuron	Somente atrazina (0,16 - 0,32 $\mu\text{g L}^{-1}$), ametrina (0,27 $\mu\text{g L}^{-1}$) e hexazinona (0,21 $\mu\text{g L}^{-1}$) foram detectadas	Atrazina (2 $\mu\text{g L}^{-1}$) Ametrina e hexazinona (não especificados)
Britto et al. (2012)	Alto curso da sub-bacia do Rio Poxim, estado de Sergipe, cuja área é afetada pelo cultivo de cana-de-açúcar	Herbicidas: Diuron Ametrina	Concentrações de Diuron (0,03 - 0,9 $\mu\text{g L}^{-1}$) e Ametrina (0,03 - 0,5 $\mu\text{g L}^{-1}$) foram encontradas nas amostras de água	Diuron (90 $\mu\text{g L}^{-1}$) Ametrina (não especificado)
Estudos sobre águas subterrâneas				

Portal et al. (2019)	Poços rasos no norte do estado do Rio de Janeiro, em áreas próximas a culturas de cana-de-açúcar	Pesticidas: Atrazina Ametrina Captana Carbaril Hexazinona Parationa Metílica	Somente atrazina (0,07 - 0,47 $\mu\text{g L}^{-1}$), carbaril (0,36 - 0,47 $\mu\text{g L}^{-1}$), hexazinona (0,14 - 0,30 $\mu\text{g L}^{-1}$) e parationa metílica (0,40 - 2,00 $\mu\text{g L}^{-1}$) foram detectados	Atrazina (2 $\mu\text{g L}^{-1}$) Carbaril (0,02 $\mu\text{g L}^{-1}$) Parationa Metílica (9 $\mu\text{g L}^{-1}$) Hexazinona (não especificado)
Santos et al. (2015)	Poços semiartesianos em área rural de Jaboaticabal, estado de São Paulo, onde a cana-de-açúcar é a principal cultura	Herbicidas: Ametrina Amicarbazone Clomazone Diuron Hexazinona Imazapir Sulfentrazone	Apenas os herbicidas Hexazinona (0,72 $\mu\text{g L}^{-1}$) e Sulfentrazone (0,41-0,61 $\mu\text{g L}^{-1}$) apresentaram concentrações acima do limite de detecção	Hexazinona e Sulfentrazone (não especificados)

* Resolução nº 357/2005 do CONAMA e Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde.

Em águas superficiais, A. Ferreira et al. (2016) e Britto et al. (2012) detectaram concentrações residuais dos herbicidas diuron (0,01-1,4 $\mu\text{g L}^{-1}$) e ametrina (0,01-0,5 $\mu\text{g L}^{-1}$) em amostras de água coletadas em bacias hidrográficas afetadas pelo cultivo de cana-de-açúcar na região Nordeste do Brasil, áreas essas onde a água é destinada ao consumo humano. Os autores alertam que a presença desses herbicidas, mesmo em baixas concentrações, é preocupante, pois pode causar efeitos crônicos e originar alterações perceptíveis a longo prazo. Complementando esses achados, Jacomini et al. (2011) relataram a contaminação pelo herbicida ametrina na água (0,05 $\mu\text{g L}^{-1}$), nos sedimentos (0,11-2,01 ng g^{-1}) e nos moluscos bivalves (1,4-4,5 ng g^{-1}) de amostras coletadas em três rios das áreas mais importantes da agricultura de cana-de-açúcar no estado de São Paulo. Além disso, Machado et al. (2017) observaram que, dentre seis herbicidas analisados, somente atrazina, ametrina e hexazinona exibiram valores de concentração acima do limite de detecção. Esses herbicidas foram detectados em quatro pontos de amostragem localizados próximo a lavouras de cana-de-açúcar ao longo do rio Pardo, também no estado de São Paulo, com concentrações de atrazina (0,16 - 0,32 $\mu\text{g L}^{-1}$) abaixo do limite estabelecido pela legislação brasileira (2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Portaria nº 2.914, 2011; Resolução nº 357, 2005).

A contaminação por agroquímicos não se restringe às águas superficiais, o que amplia

potenciais riscos ao meio ambiente. Avaliando águas subterrâneas, Portal et al. (2019) conduziram um estudo que determinou a presença dos herbicidas ametrina, atrazina e hexazinona na água subterrânea de poços rasos localizados em áreas próximas a culturas de cana-de-açúcar no norte do estado do Rio de Janeiro. Assim como na pesquisa de Machado et al. (2017), as concentrações de atrazina encontradas (0,07 - 0,47 $\mu\text{g L}^{-1}$) também estavam abaixo do limite estabelecido pela legislação brasileira. No entanto, os autores destacam a preocupação com os possíveis efeitos negativos na saúde humana ocasionados pela atrazina, uma vez que o composto poder atuar como um desregulador endócrino. Dessa forma, fica evidente que este não é apenas um problema ambiental, mas também afeta diretamente a saúde dos que dependem de recursos hídricos superficiais e subterrâneos contaminados para o abastecimento de água potável. Em outro estudo, Santos et al. (2015) detectaram concentrações ainda maiores de hexazinona (0,72 $\mu\text{g L}^{-1}$) que as encontradas por Portal et al. (2019), em água subterrânea na microbacia do Córrego Rico, no estado de São Paulo, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo e medidas de mitigação. Além disso, J. J. da Silva et al. (2021) realizaram ampla triagem de 7811 compostos em amostras de áreas submetidas à fertirrigação com vinhaça nos estados de São Paulo e Minas Gerais, permitindo a identificação provisória de 12 compostos orgânicos no solo e 25 nas águas

subterrâneas. Dentre esses, 58% dos compostos identificados no solo e 36% nas águas subterrâneas eram agroquímicos ou substâncias relacionadas a agroquímicos, incluindo tipos registrados e não registrados para uso em culturas de cana-de-açúcar. Esses achados reforçam o impacto das atividades agrícolas na contaminação de recursos hídricos e destacam a complexidade do problema, que vai além dos herbicidas tradicionalmente estudados.

Como demonstrado nos estudos avaliados, as concentrações de herbicidas encontradas nos estudos brasileiros muitas vezes não ultrapassam os limites máximos aceitáveis da legislação local. No entanto, ao comparar os limites brasileiros com os limites estabelecidos pela União Europeia (UE), por exemplo, observa-se uma grande discrepância entre os valores. Enquanto a concentração máxima permitida na UE é de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ para qualquer substância ativa individual (com exceções específicas de $0,03 \mu\text{g L}^{-1}$ para aldrina, dieldrina, heptacloro e heptacloro epóxido) e $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ para a concentração total de pesticidas (Diretiva 2015/1787, 2015), o Brasil segue normas menos restritivas nesse quesito. Além disso, o herbicida atrazina foi banido na UE desde 2003 devido à incapacidade do fabricante de demonstrar que seu uso não resultaria em concentrações superiores a $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ na água subterrânea (Ackerman et al., 2014). Entretanto, é importante ressaltar que a norma da UE está de acordo com o princípio da precaução, enquanto, no Brasil, a resolução CONAMA nº 357/2005 visa proteger os recursos hídricos para múltiplos usos e a Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde regulamenta e estabelece critérios para a avaliação da qualidade da água potável. Diante disso, parece razoável e urgente uma reavaliação da regulamentação do uso dessas substâncias nas culturas brasileiras, visto que são produtos tóxicos que podem levar a graves consequências ao meio ambiente e ao ser humano.

Além da diversidade de compostos químicos encontrados, o uso de misturas de agrotóxicos na agricultura brasileira amplifica os riscos associados à contaminação de corpos d'água e ecossistemas aquáticos. No país, o uso de uma mistura de agrotóxicos é autorizado desde que determinado por um engenheiro agrônomo. Esse uso é benéfico para o agricultor, pois amplia o espectro de ação dos herbicidas. No entanto, como resultado, uma série de pesticidas podem ser detectados em um único corpo

hídrico, que pode apresentar contaminação da água por meio de misturas de pesticidas com diferentes concentrações (Vale et al., 2019). Além disso, o uso das misturas de pesticidas pode amplificar os efeitos tóxicos de cada componente em organismos não-alvo (Jacomini et al., 2011; Schiesari & Grillitsch, 2011). Por exemplo, Felício et al. (2018) observaram que o herbicida diuron e seus metabólitos de biodegradação são capazes de alterar diferentes respostas fisiológicas de peixes quando em concentrações relevantes no meio ambiente, evidenciadas por alterações de parâmetros bioquímicos de estresse oxidativo e biotransformação. Analisando mais profundamente as consequências dessas substâncias na cadeia alimentar, Jonsson et al. (2019) sugeriram que há baixo risco de danos para a população consumidora de filés de tilápia de peixes expostos à água contendo herbicidas em concentrações decorrentes da atividade canavieira. Contudo, os autores alertam que como o risco foi estimado a partir de condições de laboratório, deve-se ter cuidado quando as aplicações de herbicidas são realizadas com alta frequência perto de corpos d'água, pois o consumo de peixes dessas áreas é bastante comum.

Apesar dos evidentes riscos ambientais e à saúde, a falta de um sistema robusto de monitoramento e regulamentação no Brasil perpetua a exposição de ecossistemas e populações humanas a esses compostos tóxicos. O risco do uso de agroquímicos, tanto na cultura da cana-de-açúcar quanto em qualquer outra, ainda não é rigorosamente controlado no país. Segundo Gaboardi et al. (2023), o país enfrenta uma vulnerabilidade institucional caracterizada pela fragilidade das políticas públicas e das instituições, que frequentemente falham em cumprir seu papel legal e técnico de investigação, regulamentação e controle de riscos. Esse cenário é particularmente evidente em setores economicamente influentes, como o agronegócio, aumentando assim a vulnerabilidade de determinados grupos sociais. Além disso, o governo brasileiro não publica informações consolidadas de fácil acesso sobre os volumes de aplicação ou registros dos níveis reais de resíduos para todo o país, o que dificulta uma avaliação abrangente dos riscos ambientais (Schiesari & Grillitsch, 2011). Dessa forma, ainda são escassos na literatura os estudos que abordam profundamente as consequências do uso desses produtos, especialmente em relação à sua

toxicidade para os que dependem de recursos hídricos contaminados.

Estratégias para mitigação dos impactos

Apesar dos impactos adversos causados pela cultura da cana ao meio ambiente em geral, há de ser reconhecida a importância do etanol como uma das principais fontes de energia alternativa na tentativa de reduzir a dependência dos combustíveis fósseis. Dessa forma, a adoção de medidas que minimizem os efeitos negativos deve ser encorajada, buscando alcançar uma maior sustentabilidade em todos os processos do setor sucroenergético. As principais tendências de evolução sustentável relacionadas à qualidade das águas afetadas pela vinhaça e pelo uso de agroquímicos, bem como as estratégias de manejo para mitigar seus impactos, são discutidas nas subseções a seguir. São apresentadas informações disponíveis na literatura sobre a situação atual da produção agrícola no Brasil e os avanços obtidos até o momento.

Fertirrigação

Os resultados dos vários estudos apresentados claramente indicam que a disposição da vinhaça no solo pela fertirrigação pode desencadear uma grande variedade de efeitos negativos na qualidade das águas adjacentes (T. M. Ferreira et al., 2018; Guarengi & Walter, 2016; Gunkel et al., 2007; Mariano et al., 2009; Rolim et al., 2013; Schiesari & Corrêa, 2016). No entanto, é importante notar que a relevância desses impactos depende diretamente das condições climáticas e do tipo de solo da região de aplicação. As relações entre os compostos inorgânicos e orgânicos aplicados e os componentes do terreno são afetadas por particularidades específicas, como a composição mineral e o teor de matéria orgânica natural do solo, levando ao favorecimento da lixiviação ou retenção de sais e matéria orgânica (Fuess et al., 2017). Diante disso, surge a questão: quais medidas podem ser adotadas para promover um reaproveitamento mais eficiente e sustentável da vinhaça na fertirrigação?

Nesse sentido, a aplicação de processos de tratamento à vinhaça para atingir a adequação ambiental e recuperação de recursos é uma das alternativas mais que mais tem demonstrado sucesso. Existem várias opções de tratamento que diminuem a toxicidade da vinhaça pela degradação de

compostos orgânicos. Segundo Botelho et al. (2012), as tecnologias de tratamento físico-químico envolvendo reagentes para oxidar compostos orgânicos (por exemplo, coagulação-floculação e adsorção) e biológico (digestão aeróbia e anaeróbia) são as mais comuns e consolidadas. O tratamento de digestão aeróbia com o fungo *Pleurotus sajor-caju* CCB 020 empregado por L. F. Ferreira et al. (2011) resultou em uma grande redução na cor (99,2%), na DQO (82,8%) e na DBO (75,3%) da vinhaça, além de outros parâmetros. Marques et al. (2013) aplicaram à vinhaça um tratamento anaeróbico com a microalga *Chlorella vulgaris*, obtendo remoções no DQO acima de 80% e 84% na turbidez, além de eficientes remoções no PO_4 , NO_3 e NH_4 . Campos et al. (2014) realizaram um estudo que reduziu mais de 60% dos parâmetros analisados após o estabelecimento de um tratamento físico-químico anaeróbico e aeróbico em oito estágios, visando o reaproveitamento da vinhaça. Os autores obtiveram remoções acima de 90% nos parâmetros fósforo, magnésio, potássio, sólidos suspensos totais, sólidos totais dissolvidos, DBO e ferro. Botelho et al. (2012) ainda afirmam que métodos aeróbicos, como lagoas de aeração e unidades de lodo ativado, são frequentemente utilizados, apesar da grande quantidade de lodo gerado, enquanto os métodos anaeróbicos surgem como uma alternativa menos custosa, além de produzirem gases, como hidrogênio ou metano.

Essa produção de gases, especialmente o metano, tem despertado interesse crescente no aproveitamento energético da vinhaça, impulsionando pesquisas e iniciativas industriais. Segundo J. C. de Carvalho et al. (2023), os enormes volumes de vinhaça de cana-de-açúcar produzidos no Brasil têm estimulado o desenvolvimento de projetos para converter esse resíduo líquido em biogás para geração de energia, inicialmente em nível acadêmico/pesquisa e, atualmente, em escala industrial. Os autores relataram que há uma estimativa de que a produção de biogás no segmento sucroalcooleiro aumente em 80% nos próximos sete anos, considerando que o uso da vinhaça e da torta de filtro de cana-de-açúcar como matérias-primas para a produção de biogás impulsiona a recuperação energética da cana-de-açúcar em 31%.

Embora o aproveitamento da vinhaça para a produção de biogás represente um avanço

significativo, outras abordagens têm sido exploradas para o tratamento desse resíduo, visando maior eficiência e sustentabilidade. A combinação de diferentes tipos de processos é uma prática bastante adotada nos estudos de tratamento da vinhaça. Tecnologias como a fitorremediação (Marcato et al., 2019) e processos de oxidação avançada (Carrocci et al., 2012; Guerreiro et al., 2016) têm apresentado resultados satisfatórios, porém a maioria das pesquisas se encontra em fase experimental, e necessitam de maiores estudos sobre a aplicabilidade em larga escala no Brasil.

Complementar ao tratamento da vinhaça, Fuess e Garcia (2014) ainda sugerem uma caracterização adequada do efluente para construir um banco de dados completo correlacionando as variações composicionais com as especificidades da área de cultivo e da estação, além da definição de metodologias mais adequadas para calcular as taxas de aplicação. Smeets et al. (2008) ainda mencionam como alternativa a implantação de fazendas agroecológicas de cana-de-açúcar, que proporcionam menor poluição por nutrientes do que fazendas convencionais, podendo reduzir os potenciais impactos no solo e nos recursos hídricos de maneira geral.

Além do tratamento e da gestão adequada da vinhaça, o aproveitamento desse resíduo em outros produtos tem ganhado destaque como uma alternativa promissora. Segundo Montiel-Rosales et al. (2022), a vinhaça pode ser usada em várias aplicações, como para alimentação animal, combustível, material de construção e outros usos. Azevedo-Santos et al. (2024) afirmam que essas tecnologias, com os devidos incentivos governamentais, poderiam ser desenvolvidas e disseminadas em diferentes regiões do Brasil, considerando as variações ambientais e socioeconômicas do país. No entanto, os autores ainda apontam que é essencial incentivar o uso dessas tecnologias nas áreas onde a vinhaça é produzida, para evitar o transporte e o risco de acidentes. Dessa forma, agregar valor à vinhaça poderia proporcionar múltiplos usos e evitar o descarte deliberado ilegal em cursos d'água brasileiros.

Apesar do potencial das tecnologias e do aproveitamento da vinhaça, também se faz necessária uma abordagem mais eficiente do ponto

de vista de documentos normativos, visto que ainda são limitadas as regulações que definem limiares seguros de disposição do resíduo no meio ambiente. A problemática é demonstrada pelo fato de que o arcabouço normativo federal é omissivo em relação a essa questão, não existindo nenhuma lei federal que trate exclusivamente da destinação da vinhaça. Dessa forma, alguns dos estados produtores estabeleceram seus próprios regulamentos, sendo São Paulo o que compôs o maior e mais complexo, abordando o tratamento e a disposição da vinhaça. No entanto, a Norma Técnica P4.231 de 2015 da CETESB ainda expõe ambos o solo e os recursos hídricos à gestão imprópria dos altos índices de poluição encontrados no resíduo, pois baseia a sua instrução para o cálculo da dosagem da vinhaça apenas no seu conteúdo de potássio, não considerando as concentrações de matéria orgânica, cloretos, sulfatos e outros sais. Igualmente, uma fiscalização mais rigorosa nos canaviais que praticam a fertirrigação e o monitoramento contínuo dos corpos hídricos adjacentes a eles são outros importantes aspectos para viabilizar ambientalmente o reaproveitamento da vinhaça.

Agroquímicos

Apesar de na cultura da cana-de-açúcar serem utilizados menos agrotóxicos que em relação à outras culturas como a soja e o milho (Pignati et al., 2017), algumas adaptações no manejo agrícola são necessárias para minimizar riscos futuros à qualidade das águas naturais das regiões próximas aos canaviais. A intensa interferência causada por ervas daninhas na cultura da cana-de-açúcar exige um manejo integrado por meio de métodos culturais, físicos, mecânicos e químicos a serem adotados para garantir que o máximo potencial de rendimento da cultura seja alcançado (Carneiro et al., 2020).

A aplicação do controle biológico é uma das várias oportunidades para reduzir o uso de agrotóxicos, e muitos sistemas de cultivo da cana-de-açúcar do Brasil já incorporam essa prática (Bordonal et al., 2018). Parra (2014) destacou que o programa de controle biológico mais eficiente do Brasil, que está entre os melhores do mundo, é realizado para controlar as principais pragas que afetam a cana-de-açúcar: a espécie de mariposa *D. saccharalis* e o inseto *M. fimbriolata*. Segundo o autor, mais de 500.000 ha de plantações de cana-de-açúcar são tratados através do controle biológico.

Além do controle biológico, outras práticas de gestão agrícola podem ser adotadas para reduzir a dependência de agroquímicos e promover uma produção mais sustentável. Entre elas, destacam-se o manejo integrado de pragas com introdução de rotação de culturas e espaçamento adequado entre elas, substituição por alternativas menos tóxicas, controle manual/mecânico de ervas daninhas, o desenvolvimento de variedades mais resistentes de cana, e a produção de cana orgânica que evita totalmente o uso de agroquímicos (Smeets et al., 2008).

Além das práticas de manejo mencionadas, a palha da cana-de-açúcar tem sido estudada como alternativa para atuar como um herbicida natural para a maioria das ervas daninhas de importância econômica para a cultura da cana (Azania et al., 2002; J. L. N. Carvalho et al., 2017; Waldheim et al., 2001). A cobertura com palha interfere na dormência, germinação e taxa de mortalidade de sementes de plantas daninhas, promovendo mudanças na comunidade infestante. No entanto, tais modificações são muito específicas e dinâmicas, pois dependem do tipo e da quantidade de palha e principalmente da espécie de planta daninha (Araldi et al., 2015), o que leva à medida adicional de controle químico com o uso de herbicidas (Araldi et al., 2015; Negrisoni et al., 2007).

Enquanto a palha da cana-de-açúcar se mostra uma alternativa promissora para o controle de ervas daninhas, a vinhaça tem sido utilizada como uma ferramenta de remediação em solos contaminados por herbicidas. Prata et al. (2001) relataram que a aplicação de vinhaça em solos afetados por ametrina aumentou a degradação do herbicida. A matéria orgânica da vinhaça é uma importante fonte de carbono solúvel, como o glicerol, prontamente disponível para os microrganismos. Isso fez com que a adição do resíduo contribuísse para o aumento da atividade microbiana e do pH no solo, acelerando o processo de degradação. Já no estudo de L. C. Ferreira et al. (2021), evidências preliminares mostraram a capacidade de fitorremediação das espécies de adubo verde *M. pruriens* e *P. glaucum* em solo afetado pelo herbicida tebutiuron. Essas espécies, em associação com a vinhaça como fonte de carbono solúvel, foram capazes de descontaminar o sistema de forma eficaz.

Apesar do potencial da vinhaça e de outras práticas de remediação, a legislação brasileira ainda se mostra ineficiente no que diz respeito ao controle de agroquímicos, tanto em termos de uso quanto de contaminação ambiental. Assim como no caso da vinhaça, é demandando o estabelecimento de critérios mais restritos que tenham em consideração o meio ambiente e a saúde humana. Muitos trabalhadores não possuem conhecimento ou não seguem as recomendações de manejo seguro, deixando-os sujeitos às consequências do contato com esses compostos tóxicos pela ausência de fiscalização e assistência técnica. Ainda, a permissividade da legislação brasileira em relação à quantidade e os tipos de agrotóxicos liberados para pulverização nas lavouras, que incluem componentes químicos banidos em outros países, demonstra que muito ainda precisa ser feito e reavaliado em relação a essa temática. Frequentemente, os casos de agroquímicos detectados em corpos hídricos no país não ultrapassam o nível considerado seguro pela legislação brasileira, o que acaba levando a uma inércia no que tange a ações de controle e prevenção, que só são tomadas quando o resultado dos testes ultrapassa o máximo permitido. No entanto, mesmo em níveis menores, essas substâncias podem causar danos que são difundidos em cadeia. Outro fator preocupante é a mistura dos produtos, visto que o Brasil ainda não tem um limite fixo para regular o nível considerado aceitável para cada composto.

Conclusões

A fertirrigação com a vinhaça e o uso de agroquímicos nas lavouras de cana-de-açúcar do Brasil têm impactos significativos na qualidade das águas superficiais e subterrâneas. No entanto, ainda há uma lacuna na literatura quanto a estudos que detalham profundamente a ocorrência desses efeitos em áreas próximas à atividade canavieira. Além disso, as consequências negativas dessas práticas podem se estender à saúde humana, especialmente via consumo de alimento e água contaminados provenientes de áreas afetadas. Diante desse cenário, alternativas como o tratamento da vinhaça, o controle biológico de ervas daninhas e um manejo agrícola mais eficiente, somados a uma regulamentação mais rigorosa e uma fiscalização efetiva, são essenciais para promover uma expansão mais sustentável da cana-de-açúcar no país, minimizando os impactos em relação aos recursos hídricos.

As informações coletadas e discutidas evidenciam que existe um grande potencial para melhorar a eficiência das práticas agrícolas nos sistemas de cultivo da cana-de-açúcar. No entanto, os efeitos ambientais da fertirrigação e dos agroquímicos sobre os recursos hídricos, bem como a combinação dos impactos de ambos, ainda precisam ser mais bem compreendidos por meio de estudos de campo e de longo prazo. Essas pesquisas são fundamentais para a consolidação do papel do etanol proveniente da cana-de-açúcar como um dos biocombustíveis de maior interesse internacional, aumentando a sua competitividade no mercado global por meio da redução de seus custos ambientais e da adoção de práticas mais sustentáveis.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa de pesquisa e estudo da primeira autora (processo 88887.814392/2023-00).

Referências

- Ackerman, F., Whited, M., & Knight, P. (2014). Would banning atrazine benefit farmers? *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 20(1), 61–70. <https://doi.org/10.1179/2049396713Y.0000000054>
- Araldi, R., Velini, E. D., Gomes, G. L. G. C., Tropaldi, L., Silva, I. P. de F. e, & Carbonari, C. A. (2015). Performance of herbicides in sugarcane straw. *Ciência Rural*, 45(12), 2106–2112. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20141244>
- Araújo, D. F. C. de, & Araújo Sobrinho, F. L. (2020). Agricultural culture of sugarcane in Brazil: contribution to the study of rural territories and their contradictions and conflicts. *Geopauta*, 4(1), 162–183.
- Armas, E. D. de, Monteiro, R. T. R., Amâncio, A. V., Correa, R. M. L., & Guercio, M. A. (2005). Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do Rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. *Química Nova*, 28(6), 975–982. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000600008>
- Azania, A. A. P. M., Azania, C. A. M., Gravena, R., Pavani, M. C. M. D., & Pitelli, R. A. (2002). Interferência da palha de cana de açúcar na emergência de espécies de plantas daninhas da família convolvulaceae. *Planta Daninha*, 20(2), 207–212.
- Azevedo-Santos, V. M., Fernandes, J. A., de Souza Andrade, G., de Moraes, P. M., Magurran, A. E., Pelicice, F. M., & Giarrizzo, T. (2024). An overview of vinasse pollution in aquatic ecosystems in Brazil. *Environmental Management*, 74(6), 1037–1044. <https://doi.org/10.1007/s00267-024-01999-x>
- Bezerra, M. O., Baker, M., Palmer, M. A., & Filoso, S. (2020). Gully formation in headwater catchments under sugarcane agriculture in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 270, 110271. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110271>
- Bordonal, R. de O., Carvalho, J. L. N., Lal, R., de Figueiredo, E. B., de Oliveira, B. G., & La Scala, N. (2018). Sustainability of sugarcane production in Brazil. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(2), 13. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0490-x>
- Botelho, R. G., Tornisiolo, V. L., de Olinda, R. A., Maranhão, L. A., & Machado-Neto, L. (2012). Acute toxicity of sugarcane vinasse to aquatic organisms before and after pH adjustment. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 94(10), 2035–2045. <https://doi.org/10.1080/02772248.2012.738516>
- Britto, F. B., Vasco, A. N. do, Pereira, A. P. S., Mélo Júnior, A. V., & Nogueira, L. C. (2012). Herbicidas no alto rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. *Revista Ciência Agronômica*, 43(2), 390–398. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902012000200024>
- Cabral Nascimento, R., Jamil Maia, A., Jacques Agra Bezerra da Silva, Y., Farias Amorim, F.,

- Williams Araújo do Nascimento, C., Tiecher, T., Evrard, O., Collins, A. L., Miranda Biondi, C., & Jacques Agra Bezerra da Silva, Y. (2023). Sediment source apportionment using geochemical composite signatures in a large and polluted river system with a semiarid-coastal interface, Brazil. *Catena*, 220, 106710. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106710>
- Camargo, J., Pereira, N., Cabello, P., & Teran, F. (2009). Viabilidade da aplicação do método respirométrico de Bartha para a análise da atividade microbiana de solos sob a aplicação de vinhaça. *Engenharia Ambiental*, 6(2), 264–271.
- Campos, C. R., Mesquita, V. A., Silva, C. F., & Schwan, R. F. (2014). Efficiency of physicochemical and biological treatments of vinasse and their influence on indigenous microbiota for disposal into the environment. *Waste Management*, 34(11), 2036–2046. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.006>
- Carneiro, G. D. O. P., Souza, M. de F., Lins, H. A., Chagas, P. S. F. das, Silva, T. S., Teófilo, T. M. da S., Pavão, Q. S., Grangeiro, L. C., & Silva, D. V. (2020). Herbicide mixtures affect adsorption processes in soils under sugarcane cultivation. *Geoderma*, 379, 114626. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114626>
- Carrocci, J. S., Mori, R. Y., Guimarães, O. L. C., Salazar, R. F. dos S., Oliveira, M. F. de, Peixoto, A. L. de C., & Filho, H. J. I. (2012). Application of Heterogenous Catalysis with TiO₂ Photo Irradiated by Sunlight and Latter Activated Sludge System for the Reduction of Vinasse Organic Load. *Engineering*, 04(11), 746–760. <https://doi.org/10.4236/eng.2012.411096>
- Carvalho, J. L. N., Nogueirol, R. C., Menandro, L. M. S., Bordonal, R. de O., Borges, C. D., Cantarella, H., & Franco, H. C. J. (2017). Agronomic and environmental implications of sugarcane straw removal: a major review. *GCB Bioenergy*, 9(7), 1181–1195. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12410>
- Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Franco, A. L. C., Tormena, C. A., Cerri, C. E. P., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2016). Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma*, 267, 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.004>
- Christofolletti, C. A., Escher, J. P., Correia, J. E., Marinho, J. F. U., & Fontanetti, C. S. (2013). Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. *Waste Management*, 33(12), 2752–2761. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.005>
- Coelho, C. H., Francisco, J. G., Nogueira, R. F. P., & Campos, M. L. A. M. (2008). Dissolved organic carbon in rainwater from areas heavily impacted by sugar cane burning. *Atmospheric Environment*, 42(30), 7115–7121. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.05.072>
- Coelho, M. P. M., Correia, J. E., Vasques, L. I., Marcato, A. C. de C., Guedes, T. de A., Soto, M. A., Basso, J. B., Kiang, C., & Fontanetti, C. S. (2018). Toxicity evaluation of leached of sugarcane vinasse: Histopathology and immunostaining of cellular stress protein. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 165, 367–375. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.08.099>
- Companhia Nacional de Abastecimento [CONAB]. (2025). Portal de Informações Agropecuárias da Companhia Nacional de Abastecimento. <https://portaldeinformacoes.conab.gov.br/safra-serie-historica-cana-de-acucar.html>.
- Correia, J. E., Christofolletti, C. A., Marcato, A. C. C., Marinho, J. F. U., & Fontanetti, C. S. (2017). Histopathological analysis of tilapia gills (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) exposed to sugarcane vinasse. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 135, 319–326. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.004>
- da Silva, J. J., da Silva, B. F., Stradiotto, N. R., Petrović, M., Gros, M., & Gago-Ferrero, P. (2021). Identification of organic contaminants in vinasse and in soil and groundwater from

- fertigated sugarcane crop areas using target and suspect screening strategies. *Science of The Total Environment*, 761, 143237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143237>
- de Carvalho, J. C., de Souza Vandenberghe, L. P., Sydney, E. B., Karp, S. G., Magalhães, A. I., Martinez-Burgos, W. J., Medeiros, A. B. P., Thomaz-Soccol, V., Vieira, S., Letti, L. A. J., Rodrigues, C., Woiciechowski, A. L., & Soccol, C. R. (2023). Biomethane Production from Sugarcane Vinasse in a Circular Economy: Developments and Innovations. *Fermentation*, 9(4), 349. <https://doi.org/10.3390/fermentation9040349>
- Diretiva 2015/1787. (2015). Alteração dos anexos II e III da Diretiva 98/83/CE do Conselho relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. União Europeia. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2015/1787/oj/eng>
- Egeskog, A., Freitas, F., Berndes, G., Sparovek, G., & Wirsenius, S. (2014). Greenhouse gas balances and land use changes associated with the planned expansion (to 2020) of the sugarcane ethanol industry in Sao Paulo, Brazil. *Biomass and Bioenergy*, 63, 280–290. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.030>
- El Chami, D., Daccache, A., & El Moujabber, M. (2020). What are the impacts of sugarcane production on ecosystem services and human well-being? A review. *Annals of Agricultural Sciences*, 65(2), 188–199. <https://doi.org/10.1016/j.aas.2020.10.001>
- Felício, A. A., Freitas, J. S., Scarin, J. B., de Souza Ondei, L., Teresa, F. B., Schlenk, D., & de Almeida, E. A. (2018). Isolated and mixed effects of diuron and its metabolites on biotransformation enzymes and oxidative stress response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 149, 248–256. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.12.009>
- Ferreira, A., Silva, H. C. M. P. da, Rodrigues, H. O. S., Silva, M., & Albuquerque Junior, E. C. de. (2016). Occurrence and spatial-temporal distribution of herbicide residues in the Ipojuca River sub-basin, Pernambuco, Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20(12), 1124–1128. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n12p1124-1128>
- Ferreira, L. C., Moreira, B. R. de A., Montagnolli, R. N., Prado, E. P., Viana, R. da S., Tomaz, R. S., Cruz, J. M., Bidoia, E. D., Frias, Y. A., & Lopes, P. R. M. (2021). Green Manure Species for Phytoremediation of Soil With Tebuthiuron and Vinasse. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 8. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.613642>
- Ferreira, L. F., Aguiar, M. M., Messias, T. G., Pompeu, G. B., Queijeiro Lopez, A. M., Silva, D. P., & Monteiro, R. T. (2011). Evaluation of sugar-cane vinasse treated with *Pleurotus sajor-caju* utilizing aquatic organisms as toxicological indicators. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(1), 132–137. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.08.042>
- Ferreira, T. M., Chang, H. K., & Soto, M. A. A. (2018). Avaliação da aplicação de vinhaça em solo arenoso da Formação Rio Claro. *Águas Subterrâneas*, 32(3), 354–363. <https://doi.org/10.14295/ras.v32i3.29208>
- Filoso, S., Carmo, J. B. do, Mardegan, S. F., Lins, S. R. M., Gomes, T. F., & Martinelli, L. A. (2015). Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 1847–1856. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.08.012>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. (2025). FAOSTAT statistical database. <https://www.fao.org/faostat/en/#data>.
- Fuess, L. T., & Garcia, M. L. (2014). Implications of stillage land disposal: A critical review on the impacts of fertigation. *Journal of Environmental Management*, 145, 210–229. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.003>

- Fuess, L. T., Rodrigues, I. J., & Garcia, M. L. (2017). Fertirrigation with sugarcane vinasse: Foreseeing potential impacts on soil and water resources through vinasse characterization. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 52(11), 1063–1072. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1338892>
- Gaboardi, S. C., Candiottto, L. Z. P., & Panis, C. (2023). Agribusiness in Brazil and its dependence on the use of pesticides. *Hygiene and Environmental Health Advances*, 8, 100080. <https://doi.org/10.1016/j.heha.2023.100080>
- Gallucci, A. D., Natera, M., Moreira, L. A., Nardi, K. T., Altarugio, L. M., de Mira, A. B., de Almeida, R. F., & Otto, R. (2019). Nitrogen-Enriched Vinasse as a Means of Supplying Nitrogen to Sugarcane Fields: Testing the Effectiveness of N Source and Application Rate. *Sugar Tech*, 21(1), 20–28. <https://doi.org/10.1007/s12355-018-0613-3>
- Guarenghi, M. M., & Walter, A. (2016). Assessing potential impacts of sugarcane production on water resources: A case study in Brazil. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 10(6), 699–709. <https://doi.org/10.1002/bbb.1680>
- Guerreiro, L. F., Rodrigues, C. S. D., Duda, R. M., de Oliveira, R. A., Boaventura, R. A. R., & Madeira, L. M. (2016). Treatment of sugarcane vinasse by combination of coagulation/flocculation and Fenton's oxidation. *Journal of Environmental Management*, 181, 237–248. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.027>
- Gunkel, G., Kosmol, J., Sobral, M., Rohn, H., Montenegro, S., & Aureliano, J. (2007). Sugar Cane Industry as a Source of Water Pollution – Case Study on the Situation in Ipojuca River, Pernambuco, Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 180(1–4), 261–269. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9268-x>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE]. (2017). A geografia da cana-de-açúcar: dinâmica territorial da produção agropecuária. <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101436>
- Jacomini, A. E., de Camargo, P. B., Avelar, W. E. P., & Bonato, P. S. (2011). Assessment of Ametryn Contamination in River Water, River Sediment, and Mollusk Bivalves in São Paulo State, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(3), 452–461. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9552-z>
- Jiang, Z.-P., Li, Y.-R., Wei, G.-P., Liao, Q., Su, T.-M., Meng, Y.-C., Zhang, H.-Y., & Lu, C.-Y. (2012). Effect of Long-Term Vinasse Application on Physico-chemical Properties of Sugarcane Field Soils. *Sugar Tech*, 14(4), 412–417. <https://doi.org/10.1007/s12355-012-0174-9>
- Jonsson, C. M., Moura, M. A. M., Ferracini, V. L., Paraíba, L. C., Assalin, M. R., & Queiroz, S. C. N. (2019). Bioconcentrations of herbicides used in sugarcane crops in tilapia (*Oreochromis niloticus*) and the risk for human consumption. *Heliyon*, 5(8), e02237. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02237>
- Laime, E. M. O., Fernandes, P. D., Oliveira, D. C. S., & Freire, E. A. (2011). Possibilidades Tecnológicas para a Destinação da Vinhaça: Uma Revisão. *Revista Trópica - Ciências Agrárias e Biológicas*, 5(3). <https://doi.org/10.0000/rtcab.v5i3.260>
- Le Moal, M., Gascuel-Oudoux, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., Lefebvre, A., & Pinay, G. (2019). Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of The Total Environment*, 651, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- Macedo, I. C., Seabra, J. E. A., & Silva, J. E. A. R. (2008). Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. *Biomass and Bioenergy*, 32(7), 582–595. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.12.006>

- Machado, C. S., Fregonesi, B. M., Alves, R. I. S., Tonani, K. A. A., Sierra, J., Martinis, B. S., Celere, B. S., Mari, M., Schuhmacher, M., Nadal, M., Domingo, J. L., & Segura-Muñoz, S. (2017). Health risks of environmental exposure to metals and herbicides in the Pardo River, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(25), 20160–20172. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9461-z>
- Marcato, A. C. de C., Souza, C. P. de, Paiva, A. B. de, Eismann, C. E., Navarro, F. F., Camargo, A. F. M., Menegário, A. A., & Fontanetti, C. S. (2019). Hybrid treatment system for remediation of sugarcane vinasse. *Science of The Total Environment*, 659, 115–121. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.252>
- Mariano, A. P., Crivelaro, S. H. R., Angelis, D. de F. de, & Bonotto, D. M. (2009). The use of vinasse as an amendment to ex-situ bioremediation of soil and groundwater contaminated with diesel oil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(4), 1043–1055. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132009000400030>
- Marinho, J. F. U., Correia, J. E., Marcato, A. C. de C., Pedro-Escher, J., & Fontanetti, C. S. (2014). Sugar cane vinasse in water bodies: Impact assessed by liver histopathology in tilapia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 110, 239–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.09.010>
- Marques, S. S. I., Nascimento, I. A., de Almeida, P. F., & Chinalia, F. A. (2013). Growth of *Chlorella vulgaris* on Sugarcane Vinasse: The Effect of Anaerobic Digestion Pretreatment. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 171(8), 1933–1943. <https://doi.org/10.1007/s12010-013-0481-y>
- Martíni, A. F., Valani, G. P., Boschi, R. S., Bovi, R. C., Simões da Silva, L. F., & Cooper, M. (2020). Is soil quality a concern in sugarcane cultivation? A bibliometric review. *Soil and Tillage Research*, 204, 104751. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104751>
- Merten, G. H., & Minella, J. P. G. (2013). The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. *International Soil and Water Conservation Research*, 1(3), 37–48. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30029-0](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30029-0)
- Montiel-Rosales, A., Montalvo-Romero, N., García-Santamaría, L. E., Sandoval-Herazo, L. C., Bautista-Santos, H., & Fernández-Lambert, G. (2022). Post-Industrial Use of Sugarcane Ethanol Vinasse: A Systematic Review. *Sustainability*, 14(18), 11635. <https://doi.org/10.3390/su141811635>
- Nascimento, R. C., Maia, A. J., Oliveira, P. H. S. de, Silva, Y. J. A. B. da, Nascimento, C. W. A. do, Tiecher, T., Collins, A. L., & Silva, Y. J. A. B. da. (2024). Sugarcane cultivation as a major surface source of sediment in catchments from a coastal zone of Pernambuco, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 48. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20230136>
- Negrisol, E., Velini, E. D., Rossi, C. V. S., Correia, T. M., & Costa, A. G. F. (2007). Tebuthiuron and Straw Cover Association for Weed Control Under the Raw Sugar Cane System. *Planta Daninha*, 25(3), 621–628.
- Norma Técnica P4.231. (2015). Vinhaça - Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/P4.231_Vinhaca_-_Critérios-e-procedimentos-para-aplicacao-no-solo-agricola-3a-Ed-2a-VERSAO.pdf
- Ogura, A. P., Moreira, R. A., da Silva, L. C. M., Negro, G. S., Freitas, J. S., da Silva Pinto, T. J., Lopes, L. F. de P., Yoshii, M. P. C., Goulart, B. V., Montagner, C. C., & Espíndola, E. L. G. (2022). Irrigation with Water Contaminated by Sugarcane Pesticides and Vinasse Can Inhibit Seed Germination and Crops Initial Growth. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 82(3), 330–340. <https://doi.org/10.1007/s00244-022-00914-x>

- Oliveira, B. G. de, Nunes Carvalho, J. L., Pellegrino Cerri, C. E., Cerri, C. C., & Feigl, B. J. (2015). Greenhouse gas emissions from sugarcane vinasse transportation by open channel: a case study in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 94, 102–107. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.025>
- Ortegón, G. P., Arboleda, F. M., Candela, L., Tamoh, K., & Valdes-Abellan, J. (2016). Vinasse application to sugar cane fields. Effect on the unsaturated zone and groundwater at Valle del Cauca (Colombia). *Science of The Total Environment*, 539, 410–419. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.153>
- Parra, J. R. P. (2014). Biological Control in Brazil: an overview. *Scientia Agricola*, 71(5), 420–429. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2014-0167>
- Passos, A. B. R. J., Souza, M. F., Silva, D. V., Saraiva, D. T., da Silva, A. A., Zanuncio, J. C., & Gonçalves, B. F. S. (2018). Persistence of picloram in soil with different vegetation managements. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(24), 23986–23991. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2443-y>
- Pernambuco. (2025). Plataforma Ecológico-Econômica de Pernambuco. <https://plataformaecope.cprh.pe.gov.br/dashboard/uso-e-cobertura-da-terra>
- Pignati, W. A., Lima, F. A. N. de S. e, Lara, S. S. de, Correa, M. L. M., Barbosa, J. R., Leão, L. H. da C., & Pignatti, M. G. (2017). Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. *Ciência & Saúde Coletiva*, 22(10), 3281–3293. <https://doi.org/10.1590/1413-812320172210.17742017>
- Pinto, T. J. da S., Moreira, R. A., Freitas, J. S. schmidt, da Silva, L. C. M., Yoshii, M. P. C., de Palma Lopes, L. F., Ogura, A. P., de Mello Gabriel, G. V., Rosa, L. M. T., Schiesari, L., do Carmo, J. B., Montagner, C. C., Daam, M. A., & Espindola, E. L. G. (2023). Responses of *Chironomus sancticaroli* to the simulation of environmental contamination by sugarcane management practices: Water and sediment toxicity. *Science of the Total Environment*, 857, 159643. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159643>
- Portal, T. P., Pedlowski, M. A., de Almeida, C. M. S., & Canela, M. C. (2019). An integrated assessment of water quality in a land reform settlement in northern Rio de Janeiro state, Brazil. *Heliyon*, 5(3), e01295. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01295>
- Portaria nº 323, de 29 de novembro de 1978. (1978). Proíbe o lançamento de vinhoto em coleções de água. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. <https://faolex.fao.org/docs/pdf/bra25137.pdf>
- Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. (2011). Dispõe sobre os procedimentos de e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Ministério da Saúde. https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html
- Prado, R. de M., Caione, G., & Campos, C. N. S. (2013). Filter Cake and Vinasse as Fertilizers Contributing to Conservation Agriculture. *Applied and Environmental Soil Science*, 2013, 1–8. <https://doi.org/10.1155/2013/581984>
- Prata, F., Lavorenti, A., Regitano, J. B., & Tornisielo, V. L. (2001). Degradação e sorção de ametrina em dois solos com aplicação de vinhaça. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36(7), 975–981.
- Queiroz, S. C. N., Ferracini, V. L., Gomes, M. A. F., & Rosa, M. A. (2009). Comportamento do herbicida hexazinone em área de recarga do aquífero Guarani cultivada com cana-de-açúcar. *Química Nova* [online], 32(2). <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000200020>
- Reis, F. C., Victória Filho, R., Andrade, M. T., & Barroso, A. A. M. (2019). Use of Herbicides in Sugarcane in the São Paulo State. *Planta*

- Daninha, 37. <https://doi.org/10.1590/s0100-83582019370100064>
- Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. (2005). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf
- Rocha, M. H., Lora, E. E. S., & Venturini, O. J. (2008). Life Cycle Analysis of different alternatives for the treatment and disposal of ethanol vinasse. *Sugar Industry*, 133(2), 88–93.
- Rolim, M. M., Lyra, M. R. C. C., Duarte, A. D. S., Fernandes, P. R. M., De França e Silva, E. F., & Pedrosa, E. M. R. (2013). Influence of a vinasse-distributing lake on water quality of the groundwater. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 8(1). <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1014>
- Santos, E. A., Correia, N. M., Silva, J. R. M., Velini, E. D., Passos, A. B. R. J., & Durigan, J. C. (2015). Herbicide detection in groundwater in Córrego Rico-SP watershed. *Planta Daninha*, 33(1), 147–155. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582015000100017>
- Scarpore, F. V., Hernandez, T. A. D., Ruiz-Corrêa, S. T., Picoli, M. C. A., Scanlon, B. R., Chagas, M. F., Duft, D. G., & Cardoso, T. de F. (2016). Sugarcane land use and water resources assessment in the expansion area in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 133, 1318–1327. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.074>
- Schiesari, L., & Corrêa, D. T. (2016). Consequences of agroindustrial sugarcane production to freshwater biodiversity. *GCB Bioenergy*, 8(3), 644–657. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12279>
- Schiesari, L., & Grillitsch, B. (2011). Pesticides meet megadiversity in the expansion of biofuel crops. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), 215–221. <https://doi.org/10.1890/090139>
- Silva, E. M. de S., Viana, L. F., Do Amaral Crispim, B., Veiga Francisco, L. F., Suárez, Y. R., Kummrow, F., Barufatti, A., & Berti, A. P. (2023). Evaluation of Water Quality in Streams Under Strong Influence of Sugarcane Cultivation Using the *Allium cepa* Test. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 18(1), 97–103. <https://doi.org/10.5132/eec.2023.01.11>
- Smeets, E., Junginger, M., Faaij, A., Walter, A., Dolzan, P., & Turkenburg, W. (2008). The sustainability of Brazilian ethanol—An assessment of the possibilities of certified production. *Biomass and Bioenergy*, 32(8), 781–813. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.01.005>
- Soto, M. A. A., Basso, J. B., Kiang, C. H., & Van Genuchten, M. Th. (2015). Simulação de fluxo e transporte de íons de vinhaça através de vertente da formação Rio Claro. *Águas Subterrâneas*, 29(2), 162. <https://doi.org/10.14295/ras.v29i2.28239>
- Taniwaki, R. H., Cassiano, C. C., Filoso, S., Ferraz, S. F. de B., Camargo, P. B. de, & Martinelli, L. A. (2017). Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. *Science of The Total Environment*, 584–585, 339–347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.150>
- Vale, R. L., Netto, A. M., Toríbio de Lima Xavier, B., de Lâvor Paes Barreto, M., & Siqueira da Silva, J. P. (2019). Assessment of the gray water footprint of the pesticide mixture in a soil cultivated with sugarcane in the northern area of the State of Pernambuco, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 234, 925–932. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.282>
- van der Hilst, F., Verstegen, J. A., Woltjer, G., Smeets, E. M. W., & Faaij, A. P. C. (2018). 2594

- Mapping land use changes resulting from biofuel production and the effect of mitigation measures. *GCB Bioenergy*, 10(11), 804–824. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12534>
- van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N. P. E. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13, 57–149.
- Vandenbergh, L. P. S., Valladares-Diestra, K. K., Bittencourt, G. A., Zevallos Torres, L. A., Vieira, S., Karp, S. G., Sydney, E. B., de Carvalho, J. C., Thomaz Soccol, V., & Soccol, C. R. (2022). Beyond sugar and ethanol: The future of sugarcane biorefineries in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 167, 112721. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112721>
- Viana, K. R. O., & Perez, R. (2013). Survey of sugarcane industry in Minas Gerais, Brazil: Focus on sustainability. *Biomass and Bioenergy*, 58, 149–157. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.08.006>
- Waldheim, L., Monis, M., & Verde Leal, M. R. (2001). Biomass Power Generation: Sugar Cane Bagasse and Trash. *Em Progress in Thermochemical Biomass Conversion* (p. 509–523). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470694954.ch41>
- Yang, S.-D., Liu, J.-X., Wu, J., Tan, H.-W., & Li, Y.-R. (2013). Effects of Vinasse and Press Mud Application on the Biological Properties of Soils and Productivity of Sugarcane. *Sugar Tech*, 15(2), 152–158. <https://doi.org/10.1007/s12355-012-0200-y>
- Zheng, Y., dos Santos Luciano, A. C., Dong, J., & Yuan, W. (2022). High-resolution map of sugarcane cultivation in Brazil using a phenology-based method. *Earth System Science Data*, 14(4), 2065–2080. <https://doi.org/10.5194/essd-14-2065-2022>