



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

MIKAELA DE LAVÔR PAES BARRETO

**ESTIMATIVA DO VOLUME DE ÁGUA CINZA DE MISTURAS DE PESTICIDAS
UTILIZADAS NA CANA-DE-AÇÚCAR EM UM ARGISSOLO AMARELO**

Recife

2018

MIKAELA DE LAVÔR PAES BARRETO

**ESTIMATIVA DO VOLUME DE ÁGUA CINZA DE MISTURAS DE PESTICIDAS
UTILIZADAS NA CANA-DE-AÇÚCAR EM UM ARGISSOLO AMARELO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Área de Concentração: Aplicações de Radioisótopos na Agricultura e Meio-Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Joacir de França

Coorientadores: Prof. Dr. André Maciel Netto

Prof. Dr. João Paulo Siqueira da Silva

Recife

2018

Catálogo na fonte:
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

B273e Barreto, Mikaela de Lavôr Paes.
Estimativa do volume de água cinza de misturas de pesticidas utilizadas na cana-de-açúcar em um argissolo amarelo. / Mikaela de Lavôr Paes Barreto. - Recife: O Autor, 2018.
83 f. : il., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Joacir de França.
Coorientador: Prof. Dr. André Maciel Netto.
Coorientador: Prof. Dr. João Paulo Siqueira da Silva.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2018.
Inclui referências e anexos.

1. Pegada hídrica cinza. 2. Agrotóxicos. 3. Contaminação da água. 4. Ranking de pesticidas. I. França, Elvis Joacir de, orientador. II. Maciel Netto, André, coorientador. III. Silva, João Paulo Siqueira da, coorientador. IV. Título.

CDD 621.48 (21. ed.)

UFPE
BDEN/2018-24

MIKAELA DE LAVOR PAES BARRETO

**ESTIMATIVA DO VOLUME DE ÁGUA CINZA DE MISTURAS DE PESTICIDAS
UTILIZADAS NA CANA-DE-AÇÚCAR EM UM ARGISSOLO AMARELO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Aprovada em: 20/06/2018.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Elvis Joacir de França (Orientador)

CRCN/UFPE

Profa. Dra. Edvane Borges da Silva (Examinadora Interna)

CAV/UFPE

Prof. Dr. Marcus Metri Correa (Examinador Externo)

DTR/UFRPE

Profa. Dra. Marília Regina Costa Castro Lyra (Examinadora Externa)

IFPE

AGRADECIMENTOS

A Deus, nosso Pai, que por todos os dias de minha vida me guia, me orienta, me dá forças e me permite crescer a cada dia.

À CAPES pela concessão de bolsa de estudo que serviu de alicerce para que o trabalho fosse desenvolvido.

Ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares e a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), pela infraestrutura disponibilizada e pela oportunidade de concluir o curso.

Ao meu orientador e meus coorientadores, pelo suporte, dedicação e auxílio para que o trabalho rendesse os melhores resultados possíveis.

À usina, por disponibilizar a área de estudo e os dados necessários para o desenvolvimento do trabalho.

Aos meus pais, Jeruza e Dilson, que sempre me educaram com todo o esforço e com toda dedicação. Tenho certeza que sem o apoio deles eu não seria e nem teria o que sou e o que tenho hoje.

Aos meus irmãos, Thiago e Victor, que sempre me serviram de força e exemplo para que eu buscasse e alcançasse os meus objetivos.

À Lucas, meu parceiro e incentivador durante esses anos, que sempre me mostrou a importância de colocar paixão em tudo que se faz, pois, o sucesso virá como consequência.

Aos meus amigos e colegas, que sempre estiveram e estão juntos comigo durante minha vida. Recordo especialmente as amizades feitas na faculdade, aos amigos do colégio e a cada amizade que a pós-graduação me permitiu fazer durante esses anos.

Aos grandes professores que passaram pela minha formação acadêmica e que, com certeza, foram verdadeiros mestres que ajudaram a construir uma parte da minha vida.

Aos demais que durante o desenvolvimento deste trabalho me apoiaram, proferiram palavras de incentivo e contribuíram para a sua realização.

A todos (as), muito obrigado!

RESUMO

O Brasil se encontra entre os maiores consumidores de agrotóxicos e, em 2008, assumiu o posto de maior mercado mundial de agrotóxicos. O uso intenso e indiscriminado desses compostos traz consequências para o meio ambiente e a saúde da população. Com relação aos recursos hídricos, eles são afetados pelo escoamento e lixiviação dos agrotóxicos aplicados nos campos agrícolas. Na cana-de-açúcar, por exemplo, vários defensivos agrícolas são aplicados simultaneamente, sendo que um conjunto de agrotóxicos pode ser detectado em uma mesma massa de água, caracterizando uma contaminação da água por meio de misturas de pesticidas com diferentes concentrações, que ocorrem simultaneamente em um corpo de água particular. Uma forma de quantificar a água doce necessária para assimilar a carga de poluentes gerada pelo uso de agrotóxicos no cultivo da cana-de-açúcar é através da “pegada hídrica cinza” da cultura, em que se obtém o volume de água cinza (VAC) necessário para “diluir” esses poluentes. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar e comparar a pegada de água cinza de misturas de pesticidas pelos modelos de Paraiba et al. (2014) e Hoekstra et al. (2011), em uma área de plantação de cana-de-açúcar localizada no município de Igarassu, considerando particularidades do manejo e da área. Pelo modelo de Hoekstra et al. (2011), os pesticidas que produziram maiores VAC foram o Sulfentrazone ($6,25 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), Clomazone ($5,76 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e Diuron ($4,50 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), sendo o VAC da mistura de pesticidas, dado pelo maior volume dos obtidos para cada pesticida, de $6,75 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ de cana-de-açúcar, considerando a produtividade na área. Já para o modelo de Paraiba et al. (2014), os pesticidas que produziram maiores volumes de água cinza foram o Sulfentrazone ($2,00 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), Metribuzim ($1,03 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e Diuron ($5,13 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), em que o VAC da mistura de pesticidas, dado pelo somatório dos VAC para cada pesticida, foi de $4,13 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ de cana-de-açúcar. O modelo de Paraiba et al. (2014), por considerar o conceito de adição de concentração, o qual permite prever os efeitos ecotoxicológicos dos pesticidas ao nível do ecossistema aquático, mostrou-se mais conservador desse ecossistema.

Palavras-chave: Pegada Hídrica Cinza. Agrotóxicos. Contaminação da água. Ranking de Pesticidas.

ABSTRACT

Brazil is among the largest consumers of agrochemicals and, in 2008, it assumed the position of the world's largest agrochemical market. The intense and indiscriminate use of these compounds has consequences for the environment and the health of the population. About water resources, they will be affected by runoff and leaching of pesticides applied to agricultural fields. In sugar cane, for example, several agricultural pesticides are applied simultaneously, and a set of pesticides can be detected in the same body of water, characterizing a contamination of the water by means of mixtures of pesticides with different concentrations occurring simultaneously in a body of water. One way to quantify the fresh water required to assimilate the load of pollutants generated using pesticides in the sugarcane cultivation is through "gray water footprint" of crop, in which the volume of gray water (VGW) needed to "dilute" these pollutants is obtained. Thus, the aim of this study was to evaluate and compare the gray water footprint of pesticide mixtures by the models of Paraiba et al. (2014) and Hoekstra et al. (2011), in an area of sugarcane plantation located in the municipality of Igarassu, considering particularities of the management and the area. By the model of Hoekstra et al. (2011), the pesticides that produced the highest VGW were Sulfentrazone ($6.25 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), Clomazone ($5.76 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) and Diuron ($4.50 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), the VGW of the mixture of pesticides, given the higher volume of pesticides obtained, was $6.75 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ of sugarcane, considering the productivity in the area. For the model of Paraiba et al. (2014), pesticides that generated the highest gray water volumes were Sulfentrazone ($2,00 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), Metribuzin ($1,03 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) and Diuron ($5,13 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), wherein VGW of the pesticide mixture, given by the sum of the VGWs for each pesticide, was $4.13 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ of sugarcane. The model of Paraiba et al. (2014) proved to be more conservation of the environment for determining the gray water volume mixture of pesticides by considering the concept of adding concentration, which can predict the ecotoxicological effects of pesticides to the aquatic ecosystem level.

Keywords: Gray Water Footprint. Pesticide. Water Contamination. Pesticide Rank.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Ciclo dos agrotóxicos no ambiente	22
Gráfico 1 – Efeito da competição das plantas daninhas na produção da cana-de-açúcar.....	23
Figura 2 – Localização das Microrregiões da Mata Setentrional, Meridional e Vitória de Santo Antão na Mesorregião da Mata Pernambucana.....	30
Gráfico 2 – Curva granulométrica do Argissolo Amarelo.....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes toxicológicas dos agrotóxicos.....	21
Tabela 2 – Dados de aplicação, toxicidade para organismos aquáticos e coeficientes do destino final dos pesticidas no solo para os principais herbicidas utilizados no Brasil.....	25
Tabela 3 – Dados da área aplicada (A_C) e da dose aplicada (A_D) de pesticidas no Argissolo Amarelo	42
Tabela 4 – Toxicidade (EC_{50}) dos pesticidas aplicados para os organismos aquáticos mais susceptíveis e concentrações máximas permitidas ($C_{máx}$) desses compostos no ambiente ..	43
Tabela 5 – Coeficientes de lixiviação-escoamento dos pesticidas utilizados no Argissolo Amarelo para o modelo de Hoekstra et al. (2011).....	44
Tabela 6 – Coeficientes de escoamento dos pesticidas utilizados no Argissolo Amarelo para o modelo de Paraiba et al. (2014).....	45
Tabela 7 – Coeficientes de cultivo (K_C) da cana-de-açúcar em função dos estágios de desenvolvimento da cultura	46
Tabela 8 – Caracterização físico-química do Argissolo Amarelo.....	48
Tabela 9 – Propriedades químicas dos pesticidas aplicados na área estudada	52
Tabela 10 – Taxa de aplicação (APL), carga do poluente (L) e concentração máxima permitida ($C_{máx}$) dos pesticidas utilizados nas misturas aplicadas no solo da área estudada.....	53
Tabela 11 – Volume de água cinza total (VAC_i), Volume de água cinza por hectare (VAC_i^{ha}) e posição relativa para cada pesticida aplicado nas misturas da área estudada pelo modelo de Hoekstra et al. (2011)	55
Tabela 12 – Fator de retardo (R_F), Recarga diária de água (J_W) e Fator de atenuação (A_F) dos pesticidas aplicados na área estudada	57
Tabela 13 – Aplicações de pesticidas na área estudada e seus valores de: fator de atenuação (A_F), Área aplicada (A_C), Dose aplicada (A_D), Coeficiente de escoamento (α), massa que atinge as águas superficiais ($\alpha A_C A_D$), massa que atinge as águas subterrâneas ($(1 - \alpha) A_C A_D A_F$) e a massa total em água doce (M).....	59
Tabela 14 – Organismos não-alvo das espécies indicadoras de qualidade da água mais susceptíveis, concentração efetiva média (EC_{50}) e provável concentração sem efeito (PNEC) dos pesticidas aplicados na área estudada	60

Tabela 15 – Volume de água cinza total (VAC_i), Volume de água cinza por hectare (VAC_i^{ha}) e posição relativa para cada pesticida aplicado nas misturas da área estudada pelo modelo de Paraíba et al. (2014).....	61
Tabela 16 – Comparação entre os modelos de Hoekstra et al. (2011) e Paraíba et al. (2014) para a obtenção dos volumes de água cinza (VAC) dos pesticidas aplicados na área estudada	64

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1 PEGADA HÍDRICA	14
2.1.1 Pegada de água cinza	15
2.1.2 Água cinza associada a pesticidas	16
2.1.2.1 Modelo de Hoekstra et al. (2011)	17
2.1.2.2 Modelo de Paraiba et al. (2014).....	17
2.2 AGROTÓXICOS	20
2.2.1 Herbicidas utilizados na cultura da cana-de-açúcar	22
2.2.2 Impactos do uso de agrotóxicos	25
2.3 CANA-DE-AÇÚCAR	28
2.3.1 Plantas daninhas	30
3 MATERIAL E MÉTODOS	34
3.1 ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM DO SOLO	34
3.2 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO SOLO	35
3.2.1 Granulometria do solo	35
3.2.2 Densidade de partículas	35
3.2.3 Densidade do solo	36
3.2.4 Porosidade total	37
3.2.5 pH em água e KCl	37
3.2.6 Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, Na⁺ e K⁺ trocáveis e P disponível	37
3.2.7 Acidez potencial (H+Al)	38
3.2.8 Capacidade de trocas catiônicas efetiva e potencial	39
3.2.9 Saturações por base, alumínio e sódio	39
3.2.10 Carbono orgânico e matéria orgânica do solo	40
3.3 UMIDADE DO SOLO NA CAPACIDADE DE CAMPO (θ_{cc}).....	41
3.4 MODELO PARA AVALIAÇÃO DO VOLUME DE ÁGUA CINZA.....	41
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO SOLO	48
4.2 DETERMINAÇÃO DO VOLUME DE ÁGUA CINZA	51
4.2.1 Modelo de Hoekstra et al. (2011)	53
4.2.2 Modelo de Paraiba et al. (2014)	57

4.3 COMPARAÇÃO ENTRE OS DOIS MODELOS APLICADOS.....	64
5 CONCLUSÕES.....	66
6 PERSPECTIVAS.....	67
REFERÊNCIAS	68
ANEXO A – CONSUMO DE INSUMOS.....	76
ANEXO B – SITUAÇÃO GERAL DA SAFRA.....	79
ANEXO C – DADOS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO POTENCIAL	81
ANEXO D – DADOS DE PRECIPITAÇÃO	82
ANEXO E – DADOS DE IRRIGAÇÃO	83

1 INTRODUÇÃO

O Brasil se encontra entre os maiores consumidores de agrotóxicos do mundo e esse consumo elevado se deve, principalmente, ao modelo agropecuário adotado no país. Esse modelo é focado no aumento da produtividade a partir da mecanização, utilização de plantas melhoradas geneticamente e da intensa utilização de agrotóxicos e fertilizantes nas culturas.

Diversos estudos mostram as consequências do uso intenso dos agrotóxicos para o meio ambiente e a saúde da população. Dentre os impactos ambientais têm-se a contaminação dos solos, água e ar, além da nocividade desses compostos aos organismos não-alvos dos ecossistemas terrestre e aquático. Já a população encontra-se exposta a esses agrotóxicos de forma direta, nos locais de produção desses compostos e nas lavouras que os utilizam, e de forma indireta, quando exposta a seus resíduos no ambiente e nos produtos consumidos.

No que diz respeito aos recursos hídricos, os agrotóxicos atingem os corpos d'água através do escoamento superficial e subsuperficial das águas da chuva e de irrigação, e também através da lixiviação desses compostos junto à água de percolação. Um importante indicador para quantificar a água contaminada gerada pelo uso de agrotóxicos é a chamada “pegada hídrica”. Este indicador do uso de água doce visa analisar não apenas o uso direto nos produtos e pelos consumidores, mas também o uso indireto da água, como a necessária para se prestar um serviço, por exemplo. A pegada hídrica é composta por três tipos de uso da água: água azul, água verde e água cinza. A azul está relacionada à água doce retirada dos rios e lagos, a verde diz respeito às águas pluviais armazenadas no solo ou utilizada para outro fim e a água cinza é o volume da água contaminada resultante dos processos de produção e consumo de bens e serviços (SILVA et al., 2015).

No cultivo da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), por exemplo, vários pesticidas são aplicados simultaneamente e, como consequência, um conjunto de pesticidas pode ser detectado em uma mesma massa de água. Esse tipo de prática caracteriza uma contaminação da água doce por meio de misturas de pesticidas com diferentes concentrações, que ocorrem simultaneamente em um corpo de água particular (PARAIBA et al., 2014).

A cultura canavieira se destaca como uma das principais monoculturas nacionais, dado que o Brasil é o maior produtor mundial de açúcar e etanol provenientes da cana, e, também, é uma das principais consumidoras de agrotóxicos do país, pois junto com a soja, milho e algodão é responsável por cerca de 80% do consumo nesse setor (CARNEIRO et al., 2015). No nordeste brasileiro, a cana-de-açúcar é o principal produto agrícola da região, produzido principalmente

em Alagoas, Pernambuco e Paraíba, sendo, portanto, relevante a avaliação da vulnerabilidade dos recursos hídricos locais pelo uso intenso de agrotóxicos na cultura canavieira.

Dessa forma, torna-se importante conhecer a pegada de água cinza, resultante do uso de agrotóxicos, proveniente da cultura da cana-de-açúcar. Em um modelo desenvolvido por Paraíba et al. (2014), considerando todas as áreas do território brasileiro que são cultivadas com a cana-de-açúcar e uma mistura de todos os principais herbicidas utilizados nessa lavoura, foi estimado que a pegada de água cinza, para cada herbicida utilizado, considerando a dose agrônômica recomendada de cada um, varia entre $16,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e $6,87 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e a pegada de água cinza da mistura dos herbicidas em toda a área nacional cultivada ($8,4 \times 10^6 \text{ ha}$) foi de $2,36 \times 10^{12} \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$. Para essa mesma cultura, Mekonnen & Hoekstra (2011), utilizando o modelo de Hoekstra et al. (2011), estimaram que a média global da pegada de água cinza da cana-de-açúcar é de $1,7 \times 10^{10} \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$, porém sem considerar o uso de agrotóxicos, apenas de fertilizantes nitrogenados na cultura. Os modelos de Paraíba et al. (2014) e Hoekstra et al. (2011) se diferenciam pelo primeiro considerar o efeito do contaminante sobre o organismo aquático mais susceptível e seguir o princípio de adição de concentração para uma mistura realizada. Já o segundo, considera no cálculo os padrões de água local para determinado contaminante e, no caso de uma mistura, o volume de água cinza será o maior encontrado.

Neste contexto, determinar o volume de água doce necessário para “diluir” as misturas de pesticidas, de modo que esta água cinza não contamine as águas superficiais e subterrâneas e tão pouco seja tóxica para os seres-vivos, é de fundamental importância para uma boa utilização e gestão dos recursos hídricos. Sendo assim, este trabalho teve como objetivo geral avaliar e comparar a pegada de água cinza de misturas de pesticidas pelos modelos de Paraíba et al. (2014) e Hoekstra et al. (2011), em um solo com cultivo de cana-de-açúcar localizado na Zona da Mata norte de Pernambuco, de modo que se possa considerar as particularidades da região. E teve como objetivos específicos a validação do modelo de Paraíba et al. (2014) e do modelo de Hoekstra et al. (2011) aplicados a uma área menor e considerando misturas de pesticidas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Neste capítulo, são apresentados os conceitos e modelos associados à estimativa do volume de água cinza, dando ênfase para a água cinza gerada pela aplicação de agrotóxicos. Também é apresentada a situação do Brasil frente ao uso de agrotóxico, constatando-se os impactos ambientais gerados pelo uso excessivo desses e seus resíduos durante os cultivos agrícolas. Por fim, a cultura canavieira, objeto de estudo desse trabalho.

2.1 PEGADA HÍDRICA

A preocupação com a escassez das fontes de água doce no mundo cresce continuamente, pois a diminuição dessas fontes é agravada com o aumento populacional e com o aumento dos padrões de consumo da sociedade. A Agência Nacional de Águas (ANA) em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) divulgou um relatório que indica ser a atividade de irrigação nos campos agrícolas responsável por 72% do consumo de água no Brasil (ANA, 2015).

Durante uma reunião de peritos sobre o comércio internacional de água virtual, em Delf na Holanda, Arjen Hoekstra (2002) propôs o conceito denominado Pegada Hídrica (PH) como uma alternativa de quantificar o consumo de água doce em suas mais diversas utilizações. Dessa forma, esse conceito surge como um indicador de sustentabilidade ambiental para avaliar o uso correto dos recursos hídricos (MARACAJÁ et al., 2012).

A Pegada Hídrica é definida como sendo o volume de água total usado durante a produção e consumo de bens e serviços, bem como o consumo direto e indireto da água no processo de produção, de modo que se possa quantificar o total de água em toda a cadeia produtiva. A PH pode ser considerada como um indicador abrangente da apropriação das fontes de água doce no mundo, por se tratar de um indicador multidimensional que mostra os volumes de água consumidos da fonte e os volumes poluídos. Além disso, a PH pode ser calculada para um indivíduo, comunidade e qualquer grupo definido de consumidores, de modo a informar espacialmente e temporariamente os volumes de água doce utilizadas para consumo humano e nas cadeias produtivas (HOEKSTRA et al., 2011).

O consumo total de água doce, no conceito da PH, envolve a soma do consumo de três categorias: água azul, água verde e água cinza. A pegada de água azul se refere ao consumo das fontes de água superficial e dos lençóis freáticos, ao longo da cadeia de produção de um

determinado produto. As perdas dessa fonte de água são consideradas quando a água retorna para uma outra bacia que não é a de origem, retorna para o mar, evapora ou é incorporada a um produto. Com relação a pegada de água verde, ela se refere ao consumo das fontes de água da chuva que não são retiradas nem armazenadas pelos mananciais e, sim, permanece no solo temporariamente ou na vegetação. Por último, a pegada de água cinza se refere a poluição, sendo definida como o volume de água doce necessário para dissolver a carga total de poluentes, de modo que essa água não fique tóxica, baseando-se nas concentrações naturais e nos padrões de qualidade da água existente (HOEKSTRA et al., 2011).

Como dito anteriormente, o conceito de PH envolve o uso tanto direto quanto indireto da água doce. Dessa forma, o cálculo da PH de um consumidor envolve o uso direto feito por ele, como por exemplo a água consumida e a poluição da água utilizada em casa ou no jardim, e o uso indireto que está relacionado a água utilizada para consumo e poluída na produção de bens e serviços, como por exemplo vestuário, alimentos e energia (SILVA et al., 2013). Esse indicador confronta a tradicional e restrita mensuração da “retirada de água” em três aspectos:

- Não inclui o uso da água azul quando ela retorna para seu local de origem
- Não é restrita ao uso da água azul, pois inclui também as águas verde e cinza
- Não é restrita ao uso direto da água, pois também inclui o uso indireto

2.1.1 Pegada de água cinza

A pegada de água cinza, como dito anteriormente, refere-se ao volume de água doce necessário para assimilar resíduos, ou seja, o volume necessário para diluir os poluentes de tal forma que eles se tornem inofensivos para o meio ambiente (CHAPAGAIN et al., 2006). Muitas vezes não é preferível associar essa pegada hídrica a “água de diluição necessária”, para que não se incorra no erro de achar que basta diluir poluentes ao invés de reduzir sua emissão. O fato é que a pegada de água cinza é um indicador de poluição e quanto menor for a poluição, melhor para o ambiente. Logo, se houver o tratamento da água residual antes de sua eliminação, menor será a pegada de água cinza, podendo esta chegar a zero. Deste modo, a pegada hídrica cinza de uma etapa de um determinado processo é um indicador que pode ser associado ao grau de poluição da água doce nesta etapa (HOEKSTRA et al., 2011).

Segundo Hoekstra et al. (2011), pode-se calcular a pegada de água cinza (PAC) dividindo a carga de poluente (L , em massa/tempo) pela diferença entre a concentração máxima aceitável de determinado poluente no ambiente ($C_{m\acute{a}x}$, em massa/volume) e a concentração

natural deste poluente no corpo de água receptor (C_{nat} , em massa/volume), resultando em uma pegada de água cinza expressa em volume/tempo, conforme mostrado na Equação (1).

$$PAC = \frac{L}{(C_{m\acute{a}x} - C_{nat})} \quad (1)$$

Para cada substância química, a concentração naturalmente encontrada no ambiente varia de um local para o outro e a concentração máxima permitida vai depender de valores estipulados pelos órgãos locais de fiscalização ambiental. Sendo assim, a pegada hídrica cinza para um mesmo poluente pode variar de um local para outro, a depender da diferença entre a máxima concentração permitida e a concentração natural deste poluente no ambiente. Quando a concentração natural no ambiente não é precisamente conhecida, mas é estimado que seja baixa, ela pode ser assumida como zero para fins de simplificação (FRANKE et al., 2013).

2.1.2 Água cinza associada a pesticidas

A Agricultura, como maior consumidor de água doce do mundo e maior degradante das águas superficiais e fontes subterrâneas – a partir da erosão e lixiviação de resíduos, deve se preocupar com as implicações dela na qualidade da água global. Os impactos causados pela atividade agrícola na qualidade da água são devidos a: lavoura/aradura (carreamento de sedimentos); fertilizantes (escoamento de nutrientes); espalhamento de estrume; pesticidas (escoamento de contaminantes); currais de criação de animais; irrigação; silvicultura; e hidroicultura (ONGLEY, 2004).

Ainda segundo o autor, os impactos dos pesticidas na qualidade da água podem ser associados a quatro fatores: o ingrediente ativo na formulação do pesticida; os contaminantes existentes como impurezas no ingrediente ativo; os aditivos que são misturados com o ingrediente ativo (agentes molhantes, diluentes ou solventes, extensores, adesivos, buffers, conservantes e emulsionantes) e o produto que é formado durante a degradação química, fotoquímica ou microbiana do ingrediente ativo.

O movimento dessas substâncias químicas aplicadas no solo depende, principalmente, das propriedades físico-químicas do contaminante (coeficiente de partição carbono orgânico-água - K_{oc} e a persistência do pesticida), dos fatores ambientais (propriedades do solo e condições climáticas) e das práticas de manejo nessa região agrícola (taxa de aplicação dos pesticidas, a colheita e a presença de drenagem artificial). Portanto, a quantidade de

contaminante que atingirá um corpo d'água, superficial ou subterrâneo, vai depender da fração de lixiviação-escoamento (α) do pesticida aplicado na área. Essa fração de lixiviação-escoamento diz respeito a porcentagem do pesticida que é perdida para o solo, devido a lixiviação, e para as águas superficiais, devido ao escoamento superficial (FRANKE et al., 2013).

2.1.2.1 Modelo de Hoekstra et al. (2011)

Para fontes difusas de poluição da água, em que as substâncias químicas são aplicadas no solo e/ou sobre ele, como no caso de pesticidas e fertilizantes, pode acontecer de parte do contaminante atingir às águas subterrâneas e superficiais. Neste caso, a carga do poluente será a fração da concentração total aplicada que atingir a água. Essas concentrações podem diminuir ao longo do caminho devido ao processo de decaimento e, por isso, é necessário determinar uma fração do pesticida que vai entrar no sistema aquático. O método mais simples é assumir que uma parte do pesticida vai lixiviar e escoar, através da fração de lixiviação-escoamento (α_H) (FRANKE et al., 2013).

No cálculo da pegada de água cinza para um pesticida, a carga do poluente é dada pela quantidade de pesticida aplicada no solo (A_{pl} , em massa) multiplicada pela fração de lixiviação-escoamento (α_H) do pesticida e dividido pela diferença entre as concentrações máxima permitida ($C_{m\acute{a}x}$) e a natural (C_{nat}) do composto no ambiente, conforme mostrado na Equação (2) (HOEKSTRA et al., 2011). O ideal é que o α seja determinado utilizando-se de dados locais, porém, caso esses dados não existam, eles podem ser derivados de base de dados globais ou da literatura (FRANKE et al., 2013). Para a mistura de pesticidas em uma mesma área, Hoekstra et al. (2011) consideram que o volume de água cinza (VAC) deve ser calculado, separadamente, para cada pesticida da mistura e o VAC total da mistura será o maior VAC encontrado dentre os que foram calculados.

$$VAC = \frac{\alpha_H A_{pl}}{(C_{m\acute{a}x} - C_{nat})} \quad (2)$$

2.1.2.2 Modelo de Paraiba et al. (2014)

Outro modelo para o cálculo do volume de água cinza da mistura de pesticidas foi desenvolvido por Paraiba et al. (2014). Este modelo assume que os pesticidas adotados são

compostos orgânicos com funções bem definidas e efeitos tóxicos conhecidos sobre organismos indicadores de qualidade da água, e que a sua degradação no solo segue uma cinética de primeira ordem e processo de sorção linear (PARAIBA et al., 2014).

Para considerar a toxicidade da mistura dos pesticidas em organismos aquáticos, o modelo assume o conceito de concentração de adição (CA) como hipótese no lugar do conceito de ação independente (AI). Tal escolha foi feita porque o conceito de CA fornece uma superestimação do valor, o que é aceitável em um quadro de análise do pior caso (FINIZIO et al., 2005). O modelo de concentração de adição é dado por:

$$\sum_{i=1}^n \frac{PEC_i}{PNEC_i} = 1 \quad (3)$$

em que n é o número de pesticidas utilizados no sistema de colheita, PEC (kg m^{-3}) é a concentração de pesticidas prevista na água do ambiente e $PNEC$ (kg m^{-3}) é a concentração, sem efeito, de pesticidas prevista na água, determinado com base nas observações do efeito da toxicidade aguda de pesticidas, dos valores da dose média efetiva (EC_{50} , mg L^{-1}) na população do organismo, do indicador de qualidade da água e dos níveis de referência tróficos do ecossistema aquático (algas, dáfnias e peixes).

Assim, a concentração prevista de pesticidas na água, PEC (kg m^{-3}), é estimada pela equação:

$$PEC = \frac{M}{VAC_{MP}} \quad (4)$$

em que M (kg) é a massa de pesticida na água doce (superficial e subterrânea) e VAC_{MP} é o volume de água cinza da mistura de pesticidas. Assumindo que cada pesticida tem uma sorção linear e degradação no solo regida por uma cinética de primeira ordem, a massa de pesticida (M) é estimada por:

$$M = \alpha_P A_C A_D + (1 - \alpha_P) A_C A_D A_F \quad (5)$$

em que $0 \leq \alpha_P \leq 1$ ($\text{kg ano kg}^{-1} \text{ano}^{-1}$) é a fração do pesticida que sofre escoamento; A_C (ha) é a área cultivada por ano; A_D (kg ha^{-1}) é a dose de pesticida por hectare; e $0 \leq A_F \leq 1$ (adimensional) é o fator de atenuação do pesticida da superfície do solo para a água subterrânea. Nessa fórmula, a primeira parte da equação representa a parcela da carga de pesticida que atinge a água

superficial devido ao escoamento, já a segunda parte representa a parcela do contaminante que atinge a água subterrânea devido a lixiviação do pesticida (PARAIBA et al., 2014).

Na Equação (5), o fator de atenuação do pesticida (A_F) é obtido pela solução analítica de uma equação simplificada de convecção-dispersão de uma solução de pesticida no solo. Essa solução assume que a taxa de degradação do pesticida é de primeira ordem, omitindo o fluxo da água no solo, a dispersão hidrodinâmica e a difusão molecular (JURY et al., 1992). O A_F é calculado pela equação:

$$A_F = \exp\left(\frac{-kzR_F\theta_{cc}}{J_W}\right) \quad (6)$$

em que k (dia^{-1}) é a taxa de degradação do pesticida, dada em função do tempo de meia-vida do mesmo; z (m) é a profundidade considerada do solo; R_F (adimensional) é o fator de retardo do pesticida; θ_{cc} (L L^{-1}) é a umidade volumétrica do solo quando ele está em sua capacidade de campo; e J_W (m dia^{-1}) é a recarga diária de água na área de estudo.

O fator de retardo (R_F), presente na Equação (6), representa o atraso da lixiviação do pesticida em relação ao fluxo de água no solo. Esse atraso ocorre devido a sorção do pesticida e a difusão aquosa do pesticida no solo (JURY et al., 1992). Portanto, na Equação (6) o fator de retardo do pesticida é dado pela equação:

$$R_F = 1 + \frac{\rho_s f_{oc} K_{oc}}{\theta_{cc}} + \frac{\varepsilon_a K_H}{\theta_{cc}} \quad (7)$$

em que ρ_s (kg L^{-1}) é a densidade do solo; f_{oc} (L L^{-1}) é o teor volumétrico de carbono orgânico no solo; K_{oc} (L kg^{-1}) é o coeficiente de partição carbono orgânico-água (PARAIBA & SPADOTTO, 2002); ε_a (L L^{-1}) é a porosidade do solo preenchida por ar e K_H (atm^{-1}) é a constante da Lei de Henry. A última parcela dessa equação só será considerada para o caso de pesticidas voláteis serem aplicados na área.

Desta forma, substituindo-se as Equações (4) e (5) na Equação (3), obtém-se o modelo para calcular o volume de água cinza para uma mistura de pesticidas, dado pela expressão:

$$VAC_{MP} = \sum_{i=1}^n \left[\frac{\alpha_P^i A_C^i A_D^i + (1 - \alpha_P^i) A_C^i A_D^i A_F^i}{PNEC_i} \right]$$

Na qual:

(8)

$$PNEC_i = \frac{10^{-3}}{A_{SF}} \min\{EC50_{[algas,dáfnias,peixes]}^i\} \quad (\text{FINÍZIO et al., 2003})$$

em que A_{SF} é um fator de segurança, denominado fator de avaliação, que é aplicado ao menor valor da EC50 derivada do organismo mais susceptível e ele serve para extrapolar os efeitos indesejáveis a partir de efeitos tóxicos agudos em espécies indicadoras.

2.2 AGROTÓXICOS

O modelo de produção agropecuário adotado no Brasil segue os pressupostos da “Revolução Verde” na década de 1950, focando no aumento da produtividade a partir de extensos monocultivos, da mecanização, de plantas melhoradas geneticamente e do uso de fertilizantes e agrotóxicos, fazendo com que o mercado desses insumos fosse ampliado também entre agricultores familiares (RIGOTTO et al., 2014). Esses agrotóxicos têm como funções básicas na agricultura a elevação da produção com o aumento da produtividade, a melhoria da qualidade dos produtos e a redução do trabalho (COUTINHO et al., 2005). De acordo com o Decreto 4.074 (BRASIL, 2002), define-se agrotóxico como:

Agrotóxicos e afins - produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos, bem como as substâncias e produtos empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimentos.

Os agrotóxicos podem ser classificados com base no padrão de uso (desfolhantes, repelentes, dissecentes, etc.), no organismo alvo (herbicida, inseticida, fungicida, etc.), na estrutura química (piretróides, atrazinas, organofosforados, organoclorados), no mecanismo tóxico de ação (anticolinesterásticos, anticoagulantes, etc.) e na toxicidade (classe toxicológica que utiliza EC50 – dose efetiva para metade da população de uma espécie). Dentre essas classificações, sob o ponto de vista toxicológico, é mais importante classificar com base no mecanismo de ação, pois os agentes anticolinesterásticos (organofosforados e carbamatos) são amplamente utilizados e possuem alta toxicidade, quando comparados a outros compostos (ALVES; SILVA, 2003). A Tabela 1 mostra a classificação dos agrotóxicos quanto a sua toxicidade, segundo o decreto Nº 98.816 de 11/01/1990, indicado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA.

Tabela 1 – Classes toxicológicas dos agrotóxicos

Classe I	Extremamente tóxicos	Faixa vermelha
Classe II	Altamente tóxicos	Faixa amarela
Classe III	Medianamente tóxicos	Faixa azul
Classe IV	Pouco tóxicos	Faixa verde

Fonte: ANVISA (1990)

O Brasil se destaca como o maior mercado mundial de agrotóxicos, tendo movimentado em 2014 cerca de US\$ 12,249 bilhões (CARNEIRO et al., 2015). Dentre os agrotóxicos comercializados no país em 2016, os herbicidas se destacam com 58,54% do total das vendas, acompanhado pelos fungicidas com 13,73%, os inseticidas com 8,53% e as demais categorias com 19,20% das vendas nacionais (IBAMA, 2016).

No ano de 2011, foram plantados na safra brasileira 71 milhões de hectares de lavoura temporária (soja, milho, cana, algodão) e permanente (café, cítricos, frutas, eucaliptos), as quais receberam o equivalente a 853 milhões de litros de agrotóxicos pulverizados, principalmente herbicidas, fungicidas e inseticidas. Esse consumo representa uma média de uso de 12 litros/hectare e exposição média ambiental/ocupacional/alimentar de 4,5 litros de agrotóxicos por habitante (CARNEIRO et al., 2015).

Ainda segundo o autor, o grande aumento no consumo médio de agrotóxicos com relação à área plantada se deve a diversos fatores como: a crescente resistência das ervas daninhas, dos fungos e dos insetos e a diminuição dos preços e isenção de impostos dos agrotóxicos. Outro fator agravante para o aumento do uso de agrotóxico é devido ao uso de espécies modificadas geneticamente, pois elas fazem com que surjam novas pragas, que demandam a utilização de novos agrotóxicos, o que pode levar à seleção daquelas mais resistentes a essas pragas, por sua vez, necessitam de agrotóxicos mais impactantes, gerando, assim, um círculo vicioso do qual a agricultura não consegue se libertar (LONDRES, 2011).

Dos 853,8 milhões de litros consumidos em 2011, 40% foi aplicado na plantação da soja, o que corresponde a um consumo de 12 litros/hectare. Em seguida está o milho com 15% do volume total, correspondendo a um consumo de 6 litros/hectare. O algodão aparece depois, com a utilização de 10% desse volume, tendo um consumo de 28 litros/hectare e a cana-de-açúcar também com 10% desse volume, obtendo um consumo de 4,8 litros/hectare (CARNEIRO et al., 2015).

Esse grande volume de agrotóxico utilizado nas lavouras não fica restrito às plantas, de modo que, independentemente do modo de aplicação, há uma grande chance de que ele venha atingir o solo e as águas. Segundo Bohner et al. (2013), menos de 10% dos agrotóxicos

aplicados por pulverização atingem seu alvo e, mesmo aqueles aplicados diretamente nas plantas, têm como destino o solo, pois eles são lavados das plantas devido à precipitação e irrigação da cultura.

Figura 1 – Ciclo dos agrotóxicos no ambiente



Fonte: Ribeiro & Vieira (2010)

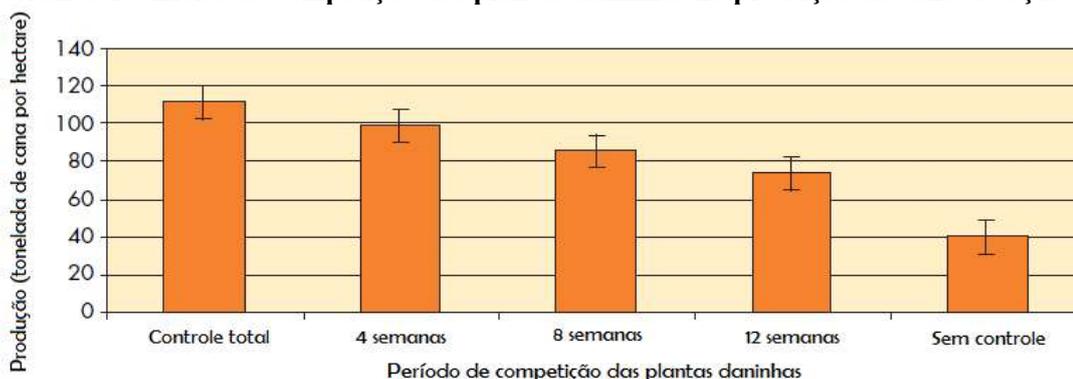
Na Figura 1 é mostrado o ciclo dos agrotóxicos no ambiente. Após a aplicação, parte do agrotóxico irá penetrar na planta e translocar dentro dela, outra parte, a depender do agrotóxico, irá volatilizar, dispersar e ocorrer a fotodegradação, e outra parte irá escorrer para o solo e, se for próximo a corpos d'água, atingi-los. Dentro do solo, o agrotóxico, a depender de suas características físico-químicas, vai sofrer processos de adsorção e dessorção, lixiviar para as águas subterrâneas e, caso atinja altas concentrações, vai ocorrer a degradação química e ambiental. Nos corpos d'água, o agrotóxico vai causar a degradação química e microbiológica, a depender da sua concentração (RIBEIRO; VIEIRA, 2010).

2.2.1 Herbicidas utilizados na cultura da cana-de-açúcar

A produtividade da cana-de-açúcar é fortemente influenciada pela presença de plantas daninhas e isso torna o uso de herbicidas bastante presente nessa cultura, com uma participação de cerca de 86,9% do total de agrotóxicos (ANVISA; UFPR, 2012). São diversos os impactos que essas invasoras podem causar no desenvolvimento da cana, como por exemplo, tem-se: dificuldade e falhas no estabelecimento inicial da cana; redução drástica da emissão de novos perfilhos e o aumento no tempo de corte e colheita da cana. O efeito prejudicial das plantas daninhas na produção da cana-de-açúcar é mostrado no Gráfico 2, no qual pode-se notar que,

ao se comparar uma área com controle total das plantas daninhas com uma sem controle, a redução na produção é de aproximadamente 63,63%, mostrando a importância do controle dessas ervas para se obter uma melhor produtividade da cana-de-açúcar (MCMAHON et al., 2000).

Gráfico 1 – Efeito da competição das plantas daninhas na produção da cana-de-açúcar



Fonte: Adaptado de McMahon et al. (2000).

No sudeste do Brasil, o cultivo da cana-de-açúcar faz a utilização de dois tipos de herbicidas: herbicidas de clima seco e herbicidas de clima úmido. O primeiro possui características físico-químicas apropriadas para resistir as condições edafoclimáticas com baixa umidade do solo, encontradas nas estações outono/inverno. O segundo, possui características físico-químicas apropriadas para resistir as condições edafoclimáticas com média ou alta umidade do solo, presentes nas estações primavera/verão (PARAIBA et al., 2014).

Os herbicidas possuem diferentes mecanismos de ação nas plantas daninhas, sendo assim, eles podem ser agrupados pelo modo que eles agem nas plantas. Os herbicidas de contato afetam apenas as partes da planta que eles entram em contato, movendo-se pouco dentro da planta. Já os herbicidas sistêmicos são aplicados nas folhas e caules das plantas daninhas e, então, movem-se através da planta, agindo de forma mais lenta e possuindo um grande alcance de efeitos nelas, como a destruição da clorofila, por exemplo. Outros tipos de herbicidas são os residuais que são aplicados na superfície do solo, persistindo lá até que atinjam seu alvo, e são absorvidos pelas raízes, mudas e brotos de sementes germinantes. A habilidade deste último de permanecer ativo no solo vai depender de fatores, como: a quantidade de herbicida presente, o tipo do solo, escoamento superficial, incidência de luz solar, quantidade de matéria orgânica e presença de microrganismos agressivos ao herbicida. Frente a uma gama de produtos disponíveis no mercado, com diferentes mecanismos de ação e seletividade, misturas de herbicidas são aplicadas para destruir as plantas daninhas. Essas misturas são feitas porque elas permitem atingir um maior número de espécies indesejadas presentes do local; reduzem os

custos do manejo, por reduzir a quantidade de cada agrotóxico aplicado no local e diminuem o risco de resistência das plantas daninhas ao herbicida, já que ao se conhecer o grupo ao qual o herbicida pertence, podem ser feitas rotações e misturas desses herbicidas (MCMAHON et al., 2000).

Sendo assim, nas áreas com a presença de plantas daninhas e solos no período com baixa umidade é recomendada a aplicação de soluções de Glifosato + Imazapyr, Glifosato + Imazapic, Glifosato + Isoxaflutole ou Glifosato + Carfentrazone. Durante o clima úmido, o solo com alta umidade e a planta na fase de grande crescimento, é sugerida a aplicação de Tebuthiuron, Clomazone, Sulfentrazone, Hexazinona + Diuron, Trifloxysulfuron + Ametrina, Clomazone + Ametrina, Metribuzin, Ametrina, Trifluralina, Pendimethalin e suas combinações. Além disso, o herbicida Trifluralina pode ser utilizado em solos úmidos infestados de ervas daninhas e que serão utilizados para a expansão da cultura da cana-de-açúcar (CHRISTOFFOLETI et al., 2005).

Dentre os diversos herbicidas utilizados nas misturas, destacam-se o Glifosato, Sulfentrazone, Clomazone e Diuron. O Glifosato, presente nas aplicações nos períodos de baixa umidade, é empregado como maturador da cana-de-açúcar, sendo usado para alterar diferentes processos bioquímicos que são vitais para as plantas daninhas, como a síntese de aminoácidos aromáticos, e fazendo com que as plantas tratadas com esse produto morram lentamente, em dias ou semanas (COUTINHO et al., 2005). O Sulfentrazone é aplicado no período de pré-emergência das plantas daninhas na cultura da cana-de-açúcar, pertence ao grupo das triazolinonas, na classe toxicológica I, e atua inibindo a enzima protoporfirinogênio oxidase (PROTOX), a qual é responsável pela oxidação do protoporfirinogênio à protoporfirina IX, na biossíntese da clorofila (FREITAS et al., 2014). No caso do Clomazone, ele pertence ao grupo das isoxazolidinonas, na classe toxicológica III e se trata de um herbicida não ionizável, o que faz com que ele permaneça em sua forma molecular na solução do solo. O Clomazone pode ser utilizado nos períodos de pré e pós-emergência, atuando sobre a rota de síntese dos carotenoides, fazendo com que a clorofila seja destruída indiretamente (SEVERINO et al., 2005). Por último, o Diuron é pertencente ao grupo da ureia, na classe toxicológica III, atua como inibidor da fotossíntese e pode ser usado nos períodos de pré e pós-emergência no cultivo da cana-de-açúcar (FERREIRA et al., 2012).

Cada herbicida utilizado nas misturas ou separadamente possui propriedades diferentes, ou seja, o tempo de meia-vida no solo, a toxicidade, a dose recomendada para aplicação e a sorção ao solo (K_{oc}) diferem de um composto para outro. Devido a isso, Paraiba et al. (2014) elaboraram uma tabela com essas informações, com base em dados fornecidos por

Hornsby et al. (1996) e pelo Centro Integrado de Proteção de Plantas (IPM, 2017), para cada um dos principais herbicidas utilizados na cultura da cana-de-açúcar (Tabela 2). Nessa Tabela, os valores da toxicidade são para organismos aquáticos mais susceptíveis, baseados nas doses de efeito de concentração para 50% da população de algas, dáfnias ou peixes presentes no ambiente.

Tabela 2 – Dados de aplicação, toxicidade para organismos aquáticos e coeficientes do destino dos pesticidas no solo para os principais herbicidas utilizados no Brasil

Herbicidas	Dose do herbicida (kg ha ⁻¹)	Toxicidade (EC50)			Coeficientes do destino do herbicida	
		Algas (mg L ⁻¹)	Dáfnias (mg L ⁻¹)	Peixe (mg L ⁻¹)	Meia-vida (dias)	Sorção (K _{oc}) (L kg ⁻¹)
Ametrina	2,23	0,0037	28,0	1,0	60	300
Amicarbazone	1,00	0,084	0,252	13,0	54	37
Carfentrazone	0,04	0,0127	9,8	0,0164	3	750
Clomazone	1,00	3,5	5,2	19,0	24	300
Diuron	1,83	0,0024	0,113	0,0618	90	480
Glifosato	1,62	2,2	3,0	1,3	47	24000
Hexazinona	0,29	0,0068	33,1	100,0	90	54
Imazapic	0,22	0,0523	100,0	98,7	90	1
Imazapyr	0,33	12,2	100,0	100,0	90	100
Isoxaflutole	0,16	0,14	1,5	1,7	100	400
Metribuzin	1,58	0,0081	4,18	42,0	40	60
Oxyfluorfen	2,00	0,0003	0,08	0,17	35	5000
Pendimethalin	1,38	0,0054	0,28	138,0	90	5000
Sulfentrazone	0,70	0,031	60,4	93,8	540	887
Tebuthiuron	1,00	0,05	297,0	106,0	360	80
Trifloxysulfuron	0,04	0,0065	108,0	103,0	78	1
Trifluralina	0,80	0,339	0,56	0,0007	60	8000

Fonte: Adaptado de Paraiba et al. (2014).

2.2.2 Impactos do uso de agrotóxicos

O uso intensivo e indiscriminado de pesticidas na cultura da cana-de-açúcar carrega consigo grandes impactos ambientais e impactos sociais às pessoas que entram em contato com esses produtos. Dentre os impactos ambientais, tem-se a contaminação das águas, do ar e dos solos pela aplicação, persistência e despejo dos resíduos dos agroquímicos. Já os trabalhadores rurais encontram-se expostos a riscos de contaminação pela ausência de fiscalização e assistência técnica quanto ao manuseio e manejo da cultura (CASSAL et al., 2014). Além disso, os pesticidas quando atingem os ecossistemas aquáticos e terrestres podem se acumular em elevadas concentrações nos organismos ao longo de todo o nível trófico, de modo que o ser humano é prejudicado por depender dos recursos do meio para sobreviver (BELCHIOR et al., 2014).

A permanência dos agrotóxicos nos diversos compartimentos (água, ar e solo) depende diretamente de variáveis provenientes do próprio composto ou da mistura de compostos. Assim, é de grande importância o levantamento das propriedades físico-químicas dos herbicidas utilizados para entender o que seu uso poderia estar acarretando ao meio-ambiente (ALVES; SILVA, 2003). Entre os processos envolvidos após a aplicação dos herbicidas, está a retenção (sorção), transformação (degradação química e/ou biológica), transporte (deriva, volatilização, lixiviação e escoamento superficial) e a interação entre todos esses processos (MANCUSO et al., 2011).

A grande maioria da aplicação dos herbicidas utilizados no cultivo da cana é feita com pulverizadores de barra montados em trator, no qual os tratoristas ficam expostos e sujeitos a riscos de intoxicações ocupacionais pelo contato com os agrotóxicos, e os demais produtores utilizam o pulverizador costal, que também os expõe a esses mesmos riscos devido ao contato. Vários são os riscos associados ao uso da pulverização sem critérios, dentre os quais se destaca o risco de deriva, no qual o produto é desviado para fora da área de cultivo, causando perda da eficiência no tratamento contra as plantas daninhas, o aumento na contaminação da água, ar e solo e o aumento da exposição dos trabalhadores (IGNÁCIO et al., 2016).

A extensão da contaminação atmosférica por agrotóxicos é influenciada por fatores climáticos, fazendo com que o fenômeno da volatilização seja um dos fatores de maior peso em áreas de altas temperaturas, pois os agrotóxicos mostram um aumento de tendência à volatilização sobre condições tropicais quando comparadas a regiões de clima mais ameno. Desta forma, fatores ambientais como velocidade dos ventos, temperatura e umidade interferem na disponibilidade de agrotóxicos no ar (ALVES; SILVA, 2003).

Os solos se caracterizam por ser o destino final dos produtos químicos usados na agricultura e, desta forma, os agrotóxicos representam a principal classe de poluentes nos solos agricultáveis. A contaminação pode se dar diretamente ou por transferência de resíduos provenientes das plantas (ALVES; SILVA, 2003). Consequências como o efeito residual (*carryover*) dos herbicidas no solo são os que causam intoxicação e perda de produtividade das culturas plantadas posteriormente. A dinâmica dos agrotóxicos no solo está relacionada com as propriedades físico-químicas dessas substâncias, como solubilidade, pressão de vaporização e estabilidade química, e as características do solo, como textura, mineralogia, matéria orgânica, pH, umidade e atividade microbiológica (MANCUSO et al., 2011).

Com relação aos efeitos dos pesticidas nos organismos não-alvos dos ecossistemas terrestres, diversos estudos têm mostrado o efeito nocivo do uso deles em predadores naturais, como é o caso do ácaro *Phytoseiulus macropilis*, que causa desequilíbrio ecológico (POLETTI

et al., 2008; COSTA et al., 2012). Além disso, o uso de misturas de pesticidas, sejam essas feitas pelo fabricante ou pelo próprio agricultor, podem apresentar efeito sinérgico, alterando negativamente a comunidade microbiana do solo, como por exemplo, as bactérias (OLIVEIRA et al., 2009). Esses contaminantes também causam efeito sobre os polinizadores, que são fundamentais para a produção agrícola, impactando tanto na diversidade, quanto na abundância e eficiência da polinização desses organismos (PINHEIRO; FREITAS, 2010). Um exemplo foi a proibição de neonicotinoides na Europa por afetarem abelhas (FRYDAY et al., 2015).

Os ecossistemas aquáticos também são afetados pelo uso dos pesticidas devido à ação dos ventos, da precipitação, escoamento e lixiviação no solo, caracterizando esses compostos como uma fonte de poluição difusa das águas, pois não são provenientes de um local específico e sua intensidade depende desses fatores externos citados. Herbicidas têm sido encontrados muitas vezes no ambiente aquático, como o 2,4-D, MCFA, Bensulfuron, Metsulfuron e Pirazosulfuron nas lavouras de arroz de Riego, em Kedah, Malásia (ISMAIL et al., 2015). No Brasil, em 11 córregos da região central de São Paulo, em áreas com cultivo de cana-de-açúcar, pastagem e mata ciliar, foi identificada a presença de 16 organoclorados, em que os maiores valores e ocorrências foram observados nos córregos situados em áreas adjacentes ao cultivo de cana-de-açúcar (CORBI et al., 2006). Para Silva et al. (2011), em todas as regiões orizícolas do Sul do Brasil verifica-se a presença de ao menos um agrotóxico ocorrente em águas subterrâneas, sendo o Fipronil o mais detectado, seguido do Imazetapir, Clomazone, Imazapic e Quincloraque.

Com relação à exposição humana aos agrotóxicos, a alimentação é um dos principais problemas. Em estudo realizado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) no período de 2013 a 2015, foram analisadas 12.051 amostras de 25 alimentos de origem vegetal no qual se obteve que 80,3% das amostras foram consideradas satisfatórias quanto aos agrotóxicos pesquisados, das quais em 42,0% não foram detectados resíduos, 38,3% apresentaram resíduos com concentrações iguais ou inferiores ao limite permitido e 19,7%, equivalente a 2.371 amostras, foram consideradas insatisfatórias, ou seja, não apropriadas para consumo (ANVISA, 2016). Além disso, segundo a Anvisa, dos 50 agrotóxicos mais utilizados nas lavouras de nosso país, 22 são proibidos na União Europeia, o que faz do Brasil o maior consumidor de agrotóxicos já banidos em outros países (CARNEIRO et al., 2015). Já foram detectados agrotóxicos em amostras de sangue humano, urina e leite materno (BELO et al., 2012; PIGNATI et al., 2012).

No que diz respeito aos danos à saúde dos trabalhadores, a NR 31, da portaria 86, de 03/03/2005, determina as condições de segurança do trabalhador rural (BRASIL, 2005), no qual

o empregador rural deve, entre outras orientações, informar ao trabalhador sobre os equipamentos a serem utilizados, nome do produto e sua classificação toxicológica, data e hora de aplicação, intervalo de reentrada, intervalo de segurança e as medidas a serem tomadas em caso de intoxicação.

Porém, infelizmente, muitos trabalhadores não possuem conhecimento ou não seguem essas recomendações, deixando-os sujeitos às consequências do contato com os agrotóxicos. Segundo Nascimento et al. (2013), em pesquisa realizada com produtores rurais de uma região produtora de hortaliças localizada no município de Vitória de Santo Antão – PE, foram coletadas 36 amostras de sangue e visto que 53% dos agricultores apresentaram resultados indesejáveis, indicando intoxicação por agrotóxicos nessa região. Esses produtos podem provocar intoxicações crônicas ou agudas, manifestando-se no organismo em formas de dores de cabeça, dores de estômago, sonolência, tontura, fraqueza, perturbação da visão, saliva e suor excessivos, dificuldade respiratória e diarreia. Na forma crônica, os efeitos podem aparecer meses ou até anos após o contato com o pesticida (IGNÁCIO et al., 2016).

Portanto, em um país com dimensões continentais como o Brasil, a avaliação do impacto de pesticidas utilizando apenas estudos de monitoramento teria um custo muito elevado. Assim, o desenvolvimento de ferramentas computacionais, como os modelos matemáticos, é de extrema importância no processo de avaliação do risco, pois permite uma avaliação mais abrangente dos diferentes cenários em que se insere determinado contaminante (GOMES; BARIZON, 2014). Uma forma de avaliar parte dos impactos gerados pelos pesticidas é a partir da mensuração da água contaminada resultante do uso deles e do volume de água necessário para “diluir” essa poluição (CHAPAGAIN et al., 2006). Essa avaliação é denominada de pegada hídrica e o conceito dela pode ser aplicado para qualquer processo de produção e consumo na sociedade.

2.3 CANA-DE-AÇÚCAR

A cana-de-açúcar foi introduzida no Brasil no período colonial e tem se mostrado bastante importante para a economia do país até os dias atuais. A cana foi a cultura escolhida pelos portugueses por diversos fatores, como por exemplo, o clima do Brasil e o solo Massapê encontrado. Esse tipo de solo se caracteriza por ter uma coloração bem escura, ser muito fértil e ter elevada presença de argila em sua composição, sendo encontrado, principalmente, no litoral nordestino (RODRIGUES, 2010).

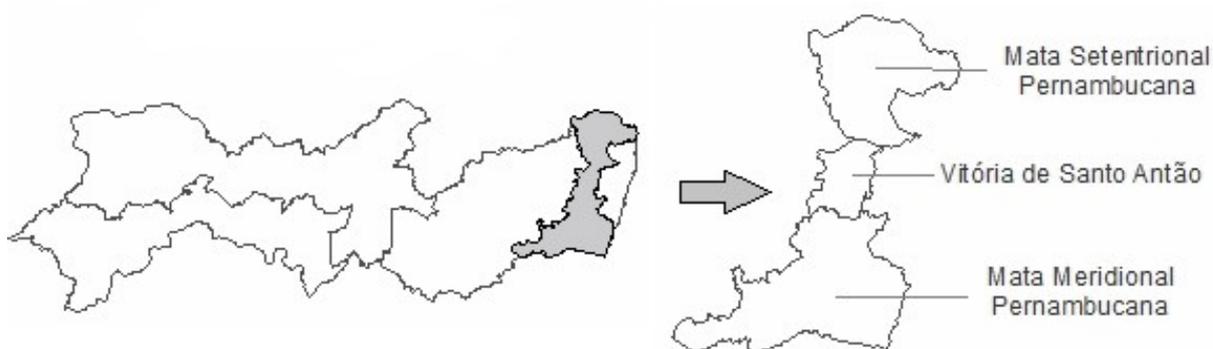
O Brasil é referência internacional em tecnologia sucroalcooleira, destacando-se como o maior produtor mundial de açúcar, com 20,3%, seguido pela Índia, com 16,6% e depois a União Europeia, com 9,4% da produção mundial. O país também se destaca como o maior exportador de açúcar, sendo responsável por 43,4% do total exportado. Com relação à produção de etanol, 60% da produção mundial é proveniente da cana-de-açúcar e da beterraba e os 40% restantes são produzidos de grãos como o milho. No cenário mundial, o maior produtor de etanol são os Estados Unidos, com 57,5% produzido a partir do milho, seguido pelo Brasil, responsável por 27,7% produzido a partir da cana-de-açúcar (DEPEC, 2016).

No território nacional, a maior concentração da produção de cana-de-açúcar encontra-se na região Centro-Sul do país. Essa região é responsável por mais de 90% da produção, tendo produzido na safra 2015/16 616,8 milhões de toneladas de cana-de-açúcar, enquanto a região Norte/Nordeste obteve uma produção de 48,8 milhões de toneladas. O baixo valor da produção no Norte/Nordeste se deve à crise hídrica que atingiu a região, uma vez que a precipitação pluviométrica ficou abaixo do ideal para a lavoura e isso afetou fortemente os níveis de produtividade dos canaviais (CONAB, 2016).

Na região Norte-Nordeste há a predominância de Argissolo Vermelho-Amarelo e Argissolo Amarelo (Pernambuco, Alagoas, Bahia, Sergipe, Paraíba e Rio Grande do Norte) e alguns solos específicos como Latossolo Vermelho-Amarelo (Pernambuco, Alagoas), Vertissolo (Bahia), Chernossolo Argilúvico (Sergipe) e Neossolo Quartzarênico (Paraíba e Rio Grande do Norte) (MARIN, 2015). No território Pernambucano, a cana-de-açúcar é cultivada em uma faixa estreita paralela ao litoral do estado, chamada de Mesorregião da Mata. A área da Mesorregião da Mata Pernambucana é dividida em três microrregiões pernambucanas: a Mata Setentrional Pernambucana, Vitória de Santo Antão e a Mata Meridional Pernambucana, conforme mostradas na Figura 2.

As características do solo que influenciam no desenvolvimento da cana-de-açúcar são o relevo e as propriedades físicas e químicas (MARIN, 2015). Em alguns trechos da Mesorregião existe a presença de encostas relativamente íngremes no formato de colinas mamelonares, e em outras, na forma de tabuleiros arenoso e planos. A cana também é cultivada nas regiões de várzea que são, frequentemente, inundáveis. Nas encostas os solos são, em geral, lateríticos, conhecidos como “barro vermelho”, nas regiões de tabuleiros eles são silicosos e nas regiões de várzea eles são aluviais altamente argilosos, conhecidos como “massapê” (ANDRADE, 2001).

Figura 2 - Localização das Microrregiões da Mata Setentrional, Meridional e Vitória de Santo Antão na Mesorregião da Mata Pernambucana



Fonte: Adaptado de IBGE (2000).

2.3.1 Plantas daninhas

A cultura da cana-de-açúcar está sujeita ao ataque de diversas pragas e doenças, as quais ocorrem devido à presença de insetos, plantas daninhas, fungos, bactérias ou às condições de plantio. Com relação à insetos, Garcia (2013) cita diversas espécies popularmente conhecidas como: Broca, Broca Peluda, Lagarta Elasmó, Cigarrinha-das-raízes, Curculionídeo Rajado, Migdolus e Cupins. Já nas doenças que atingem a cana, Meneguetti (2010) descreve alguns tipos, como: Carvão, Escaldadura, Raquitismo das soqueiras e Podridão Abacaxi.

As plantas daninhas são definidas como espécies vegetais presentes em áreas de intervenção humana, de forma indesejada, causando danos a outras plantas de interesse (UFLA, 2004). Esse tipo de planta interfere na produção da cana-de-açúcar por competir pelos recursos do meio, principalmente água, luz e nutrientes, liberar compostos alelopáticos, prejudicando a brotação da cana, hospedar pragas e doenças, além de interferirem no rendimento da colheita (KUVA et al., 2003).

Existem três períodos críticos de interferência das plantas daninhas, denominados por Pitelli & Durigan (1984) de Período anterior à interferência (PAI), Período total de prevenção à interferência (PTPI) e Período crítico de prevenção à interferência (PCPI). O conhecimento destes períodos de interferência é importante para adequar as práticas de manejo das plantas daninhas, reduzir as perdas na cultura da cana e reduzir os impactos ao ambiente provocado pelo uso inadequado das medidas de controle para esse agente indesejado.

Além disso, é de grande importância conhecer quais espécies de plantas daninhas estão presentes na lavoura e qual destas está prejudicando de forma mais intensa a cultura, para que seja realizado um manejo adequado dessas plantas. Durante o manejo de plantas daninhas, o

levantamento fitossociológico é indispensável, pois é a partir dele que se pode definir qual será a melhor estratégia de ação para combatê-las (OLIVEIRA; FREITAS, 2008). Sendo assim, diversos estudos têm sido realizados para identificar quais as espécies mais presentes nas lavouras de cana-de-açúcar. Em um levantamento realizado no município de Batatais/SP, Meirelles et al. (2009) constataram que as principais espécies presentes eram:

- *Bidens pilosa* (picão-preto): trata-se de uma planta herbácea, com reprodução exclusivamente por meio de sementes. Nas condições tropicais, a espécie pode ser encontrada durante todo o ano. A alta infestação desta planta pode causar uma perda de produtividade de 30% na cultura principal (EMBRAPA, 2014).
- *Ipomoea grandifolia* (corda-de-viola): é uma espécie herbácea trepadeira, anual, com reprodução por sementes e capaz de se adaptar a qualquer tipo de solo, com ou sem luz. Tem como característica ser uma forte competidora com culturas anuais e extremamente agressiva, dificultando a colheita (EMBRAPA, 2014).
- *Euphorbia heterophylla* (leiteira ou amedoim-bravo): é uma planta herbácea, anual, com reprodução por sementes. Esta espécie se desenvolve e reproduz rapidamente, sendo uma das principais espécies infestantes da lavoura e com um elevado grau de competitividade com a cultura por água e nutrientes (EMBRAPA, 2014).
- *Panicum maximum* (capim-colonião): é uma espécie morfológicamente robusta e entouceirada, perene e se reproduz por sementes e vegetativamente. Esta planta é bastante agressiva, com grande capacidade de disseminação, hospedeira de vírus e, portanto, de difícil controle no manejo para o sistema de plantio direto (EMBRAPA, 2014).

Oliveira & Freitas (2008) realizaram um levantamento fitossociológico no município de Campos dos Goytacazes/RJ e, além das espécies conhecidas como picão-preto, leiteira, também se destacaram as espécies:

- *Brachiaria plantaginea* (capim marmelada): é uma planta herbácea, anual, entouceirada e reproduzida por sementes, com um ciclo de aproximadamente 130 dias. Esta espécie é uma das mais presentes nas lavouras anuais, e tem uma grande competitividade pela água presente no meio (EMBRAPA, 2014).
- *Eleusine indica* (pé-de-galinha): trata-se de uma espécie herbácea, anual, com reprodução por sementes e capacidade de se desenvolver em qualquer tipo de solo. Esta

planta é utilizada para o controle de erosão em solos não cultivados, porém é hospedeira de agentes patogênicos que atacam diversas culturas (EMBRAPA, 2014).

- *Rottboelia exaltata* (capim-camalote): é uma planta anual, entouceirada e reproduzida por sementes, de modo que uma planta chega a produzir até 15 mil sementes. Esta planta se adapta a qualquer tipo de solo, com um crescimento vigoroso e um alto poder de competição, o que a torna capaz de dominar outras plantas invasoras como a tiririca e a grama seda (EMBRAPA, 2014).

Em um levantamento realizado no município de Ribeirão Preto/SP, por Kuva et al. (2007), a espécie que se destacou mais foi a:

- *Cyperus rotundus* (tiririca): é uma espécie perene e reproduzida por sementes, tubérculos e bulbos subterrâneos. Ela possui a capacidade de se desenvolver em diversos ambientes com textura e pH variados. Esta planta é tida como a mais importante invasora do mundo, devido a sua grande capacidade de competição, agressividade, dificuldade de controle e de erradicação. Possui efeito alelopático que afeta a brotação, germinação e o desenvolvimento de outras espécies, além de poder hospedar nematoides e fungos.

Com relação a ocorrência de plantas daninhas em Pernambuco, além de serem encontradas as espécies tiririca e capim colônia, também são encontradas as espécies:

- *Mimosa pudica* (malícia ou dormideira): trata-se de uma espécie herbácea, com o ciclo de vida perene e com reprodução por sementes. Essa espécie pode chegar até 2 metros de crescimento, possui folhas sensíveis e espinhos no caule. Sua semente consegue germinar sob elevado estresse hídrico, alto teor de salinidade e em profundidades de até 6 centímetros. Ela apresenta alta resistência, rusticidade e adaptação à diferentes tipos de solo (PAULA, 2013).
- *Emilia sonchifolia* (falsa serralha ou bela emília): é uma espécie com presença em quase todo o território nacional que se multiplica exclusivamente por sementes, possuindo um elevado potencial de produção de semente e com presença em áreas agrícolas, terrenos baldios e áreas urbanas. Caracteriza-se como uma planta infestante de moderada agressividade (YAMASHITA et al., 2009).

O manejo correto dessas plantas daninhas na cultura da cana-de-açúcar envolve a utilização de diferentes métodos de controle, como os preventivos, os culturais, os mecânicos

e os químicos, de modo que nem o meio ambiente nem a saúde do consumidor sejam afetados. As medidas preventivas envolvem a utilização de mudas livres de disseminulas das plantas daninhas, a manutenção dos canais de vinhaça e irrigação livres de plantas daninhas, a limpeza dos equipamentos agrícolas, a utilização de torta de filtro ou composto orgânico livre de plantas daninhas, entre outras. Com relação às medidas culturais, é indicado a utilização do manejo varietal, da rotação, sucessão e de culturas intercalares, e a realização do manejo da palha. Já o controle mecânico envolve a utilização de grades, arados e sofisticados cultivadores. Por fim, o controle químico, que se caracteriza pela utilização de herbicidas nos períodos de pré-emergência e/ou pós-emergência da planta daninha, sendo esse último o mais utilizado nas lavouras de cana (VICTORIA FILHO & CHRISTOFFOLETI, 2004).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Visando estimar o volume de água cinza gerado pela utilização de pesticidas na cultura canavieira, foram coletadas amostras de solo para os ensaios de laboratório. Além disso, são apresentados os modelos aplicados na estimativa desses volumes e os parâmetros adotados nos seus cálculos.

3.1 ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM DO SOLO

O estudo foi realizado em uma usina localizada no município de Igarassu, a 28 km de Recife, na mesorregião da Zona da Mata de Pernambuco, litoral norte do estado. A área de estudo tem 8,50 hectares, com um Argissolo Amarelo, cultivada com a variedade de cana-de-açúcar RB 813804, muito presente na região Nordeste do país.

O município de Igarassu, onde a usina está inserida, apresenta o relevo de Tabuleiros Costeiros que acompanha todo o litoral do Nordeste e, de modo geral, com solos profundos e de baixa fertilidade natural (CPRM, 2005). O clima da região é do tipo Tropical úmido, com precipitação média anual de 2045,2 mm. O município encontra-se inserido nos domínios do Grupo das Pequenas Bacias Litorâneas (GLI). Dentre os rios presentes na região, a usina é cortada pelo Rio Botafogo, rio esse de grande importância para a Zona da Mata Norte de Pernambuco, pois ele é o principal curso d'água do conjunto hidrográfico que forma a Bacia Hidrográfica de Botafogo. Nessa bacia está inserida a Barragem Botafogo que, com uma capacidade máxima de 28,8 milhões de metros cúbicos, é responsável pelo abastecimento da zona norte da Região Metropolitana do Recife (CPRH, 2001).

Para a amostragem do Argissolo Amarelo, foram coletadas 15 amostras deformadas da camada de 0 a 20 cm do solo, em zigzag, para formar uma amostra composta, conforme recomendado por Figueiredo et al. (2013). Depois foram coletadas mais 5 amostras indeformadas em anéis volumétricos de 50 cm³ para posteriores análises físicas, também conforme recomendado por Figueiredo et al. (2013).

As amostras deformadas e indeformadas foram devidamente armazenadas e encaminhadas para o Laboratório de Avaliação da Contaminação do Solo (LACS) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). As amostras deformadas foram misturadas (amostra composta) e preparadas para as análises através do destorroamento, secagem ao ar e peneiramento em malha de 2 mm para a obtenção da Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). Com essa

amostra foram determinadas a: curva granulométrica do solo, densidade de partículas e caracterização química do solo. Já nas amostras indeformadas foi feita a execução da toaleta em que, nesse processo, uma das amostras foi perdida, restando quatro amostras indeformadas. Com essas amostras foi feita a determinação da densidade do solo e obtida a umidade do solo na capacidade de campo.

3.2 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO SOLO

As análises físicas do solo consistiram na determinação de: granulometria, densidades do solo e de partículas, porosidade total e umidade volumétrica do solo. Já as análises químicas consistiram nas determinações do pH em água e em KCl, do Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} trocáveis, do P disponível, da acidez potencial (H^+Al), das capacidades de trocas catiônicas efetiva e potencial, das saturações por bases, alumínio e sódio e dos teores de carbono orgânico e matéria orgânica do solo. As análises físicas e químicas foram realizadas de acordo com EMBRAPA (2011).

3.2.1 Granulometria do solo

Para a elaboração da curva granulométrica, foi utilizado o método do densímetro, descrito na Norma Brasileira (NBR) 7.181/21984, seguindo os princípios de peneiramento e sedimentação para o fracionamento das partículas do solo por tamanho (ABNT, 1984). Na etapa de sedimentação, foram realizadas leituras com o densímetro em 30", 1', 2', 4', 8', 15', 30', 1h, 2h, 4h, 8h e 24h após a agitação da amostra, com o objetivo de se obter, posteriormente, os diferentes tamanhos de partículas finas. Em seguida, foi realizada a etapa de peneiramento, na qual a fração retida na peneira de 0,053 mm foi agitada em um jogo de peneiras de 2,00 mm a 0,053 mm, obtendo-se os percentuais de areias muito grossa, grossa, média, fina e muito fina.

Todos esses dados foram registrados em uma planilha do Excel, na qual foram associadas às diferentes concentrações e percentuais das partículas, seus respectivos tamanhos, obtendo-se, assim, a curva granulométrica do solo.

3.2.2 Densidade de partículas

Para a determinação da densidade de partículas foi utilizado o método do balão volumétrico, no qual os balões utilizados foram calibrados para se obter resultados com maior

exatidão. O ensaio foi realizado em três repetições, sendo o reagente utilizado o álcool etílico absoluto à 99,5%. A densidade de partículas foi calculada por:

$$D_P = \frac{TFSE}{V_B - V_G} \quad (9)$$

em que TFSE (g) é a massa da amostra depois de seca em estufa à 105 °C; V_B (cm³) é o volume do balão volumétrico e V_G (cm³) é o volume gasto de álcool para preencher o balão volumétrico. $V_B - V_G$ corresponde ao volume de sólidos da amostra.

3.2.3 Densidade do solo

Para a determinação da densidade do solo foram utilizados dois métodos: o método do torrão impermeabilizado e o método do anel volumétrico, ambos com três repetições. A densidade final do solo foi considerada como sendo a média dos valores obtidos pelos dois métodos.

Para o método do torrão impermeabilizado foi utilizada a parafina com densidade de 0,9 g cm⁻³ como agente impermeabilizante. Para a determinação da densidade do solo [$\rho_{s(T)}$], foi utilizada a equação:

$$\rho_{s(T)} = \frac{M_{TSE}}{V_T} \quad (10)$$

em que M_{TSE} (g) é a massa do torrão seco em estufa e V_T (cm³) é o volume do torrão.

Para a determinação da densidade do solo pelo método do anel volumétrico, foi utilizada a seguinte equação:

$$\rho_{s(A)} = \frac{M_{SS}}{V_A} \quad (11)$$

em que M_{SS} (g) é a massa de solo seco em estufa à 105°C e V_A (cm³) é o volume do anel volumétrico utilizado para a coleta de solo.

3.2.4 Porosidade total

A porosidade total do solo foi determinada de forma indireta, através das densidades do solo e de partículas da amostra, utilizando a equação:

$$P_t = \left(1 - \frac{\rho_s}{D_p}\right) 100 \quad (12)$$

em que P_t é a porosidade total (%), ρ_s é a densidade do solo (g cm^{-3}) e D_p é a densidade de partículas (g cm^{-3}).

3.2.5 pH em água e KCl

Para a caracterização química do solo, foram realizados os ensaios de pH em água e em solução de KCl 1 mol L^{-1} . Esse ensaio tem como objetivo medir os íons de H^+ solúveis na solução através de eletrodo combinado imerso em suspensão solo:líquido, 1:2,5.

3.2.6 Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , Na^+ e K^+ trocáveis e P disponível

Os teores de cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) trocáveis foram obtidos através da determinação complexiométrica em presença dos indicadores negro de eriochromo e calcon, após a extração com solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L^{-1} . Neste procedimento é realizada a titulação da amostra com solução de EDTA $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$, de modo que foram determinados, conjuntamente, os teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} , dados por:

$$\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} (\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}) = \text{mL EDTA} \quad (13)$$

Para se obter os teores separadamente foi adicionado à solução (25 mL), em um segundo erlenmeyer, 2 mL de trietanolamina, 3 mL de KOH a 10% e 50 mg de calcon e, em seguida, realizada a titulação com solução EDTA $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$. O teor de Ca^{+2} correspondeu ao volume gasto de EDTA e o teor de Mg^{+2} foi obtido pela diferença entre os teores de $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$ e Ca^{+2} .

O alumínio trocável foi determinado seguindo o princípio de extração do cátion com uma solução de KCl 1 mol L^{-1} e determinação volumétrica com solução diluída de hidróxido

de sódio (NaOH). Neste procedimento foi utilizado o indicador azul de bromotimol e realizada a titulação da amostra com a solução de NaOH 0,025 mol L⁻¹, de modo que o teor de Al trocável foi dado por:

$$Al \text{ trocável } (cmol_c kg^{-1}) = mL \ NaOH \quad (14)$$

Para obter os teores de sódio (Na) e potássio (K) trocáveis do solo, foi realizada a extração com solução de Mehlich-1 (H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ + HCl 0,050 mol L⁻¹) e depois a determinação por espectrofotometria de chama. Os teores de Na⁺ e K⁺ foram dados por:

$$\begin{aligned} Na^+ (cmol_c kg^{-1}) &= L * diluição * f_{Na} \\ K^+ (cmol_c kg^{-1}) &= L * diluição * f_K \end{aligned} \quad (15)$$

em que L é a leitura do fotômetro de chama e f_K e f_{Na} são fatores calculados através das curvas de calibração que são obtidas com soluções padrões de K e Na, respectivamente.

O teor de fósforo disponível no solo (P_{disp}) foi obtido após a extração realizada com o Mehlich-1 e seguindo o princípio de formação de complexo fósforo-molibdico de cor azul, a qual é atingida após redução do molibdato com ácido ascórbico. A determinação do P_{disp} foi realizada por colorimetria no espectrofotômetro de absorção molecular.

3.2.7 Acidez potencial (H+Al)

Para determinar a acidez potencial do solo, antes foi realizada a extração da acidez com acetato de cálcio tamponado a pH 7,0 e, posteriormente, feita a determinação volumetricamente com solução de hidróxido de sódio (NaOH) em presença de fenolftaleína como indicador. Neste método é realizada a titulação da amostra com a solução de 0,025 mol L⁻¹ de NaOH até o desenvolvimento da cor rósea persistente, de modo que a acidez potencial foi dada por:

$$H^+ + Al^{+3} (cmol_c kg^{-1}) = (a - b) 1,65 \quad (16)$$

em que a (mL) é o volume de NaOH da amostra, b (mL) é o volume de NaOH da prova em branco e 1,65 é um fator de correção.

3.2.8 Capacidade de trocas catiônicas efetiva e potencial

A capacidade de troca catiônica de um solo é dada em função da quantidade total de cátions que o solo é capaz de adsorver na superfície coloidal, de forma que esses elementos estarão disponíveis para a absorção pelas plantas quando liberados para a solução. A CTC efetiva (t) quantifica a capacidade do solo em reter cátions quando ele está próximo do seu pH natural, e esta foi calculada pela fórmula:

$$t = SB + Al^{+3} \quad (17)$$

em que SB ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) é a soma dos cátions básicos trocáveis do solo, ou seja, $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} + \text{Na}^+ + \text{K}^+$. A CTC potencial (T) é dada pela capacidade do solo em adsorver cátions quando este está a pH 7,0, ou seja, é o máximo de sítios de cargas negativas que estariam disponíveis a pH 7,0 para serem ocupados por cátions. A CTC potencial foi calculada pela fórmula:

$$T = SB + (H + Al) \quad (18)$$

3.2.9 Saturações por base, alumínio e sódio

A percentagem de saturação por bases ($V\%$) representa a participação das bases trocáveis (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+) em relação ao total de cátions presentes no complexo de troca. Este valor é utilizado para a classificação do solo em eutrófico ou distrófico, sendo calculado pela fórmula:

$$V\% = \frac{100 \cdot SB}{T} \quad (19)$$

em que T ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) é a CTC potencial do solo e SB ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) é a soma de bases do solo. São considerados eutróficos solos com valor de $V\%$ maior ou igual a 50% e distróficos solos com valor de $V\%$ menor que 50% (EMBRAPA, 2006).

Com relação à percentagem de saturação por alumínio ($m\%$) ela representa quanto da CTC efetiva do solo está ocupada pela acidez trocável, ou seja, pelo alumínio trocável (Al^{+3}). Este valor serve para classificar o solo quanto a álico ou não-álico, sendo calculado pela fórmula:

$$m\% = \frac{100 * Al^{+3}}{t} \quad (20)$$

em que t ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) é a CTC efetiva do solo. São considerados álicos os horizontes e camadas que possuírem valor de $m\%$ maior ou igual a 50% (EMBRAPA, 2006).

A percentagem de saturação por sódio (PST) se refere à proporção de sódio trocável (Na^+) em relação à CTC à pH 7,0. Este valor serve para classificar os solos em sódicos e foi calculado pela equação:

$$PST\% = \frac{100 * Na^+}{T} \quad (21)$$

em que T ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) é a CTC potencial do solo. São considerados sódicos os horizontes e camadas que apresentem valor de $PST\%$ maior ou igual a 15% (EMBRAPA, 2006).

3.2.10 Carbono orgânico e matéria orgânica do solo

O teor de carbono orgânico do solo (C.O.) foi determinado pelo Método Walkley-Black, seguindo o princípio da oxidação do C.O. pelo dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ em meio sulfúrico formando gás carbônico e água e, posteriormente, o excesso de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ foi titulado com solução padrão de sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$. Sendo assim, o cálculo do C.O. (g kg^{-1}) foi feito seguindo a equação:

$$C.O. = [40 - (T * f)] * 0,6 \quad (22)$$

em que T (mL) é o volume de sulfato ferroso gasto na titulação da amostra e f (mL) é $(40 \div \text{volume de sulfato ferroso gasto na titulação da amostra em branco})$. Considerando-se que o húmus contém aproximadamente 58% de carbono, obteve-se o teor de matéria orgânica do solo (g kg^{-1}) pela equação:

$$M.O. = C.O. * 1,724 \quad (23)$$

3.3 UMIDADE DO SOLO NA CAPACIDADE DE CAMPO (θ_{CC})

Em solos argilosos, como é o caso da área de estudo, diversos autores no Brasil atribuem as tensões de 6, 10 e 33 kPa para obter a umidade na capacidade de campo (FERREIRA & MARCOS, 1983; BERNARDO, 1987; REICHARDT, 1988; SILVA et al., 1994; MELLO et al., 2002; SOUZA et al., 2002; RUIZ et al., 2003; ARAÚJO et al., 2004; KLEIN et al., 2006). Como o solo amostrado é de textura argilosa, foi adotada a pressão de 33,33 kPa para a obtenção da umidade do solo na capacidade de campo, utilizando uma panela de pressão.

Utilizando a metodologia sugerida em Dane & Hopmans (2002), quatro amostras indeformadas foram saturadas e colocadas à uma pressão de 33,33 kPa até o equilíbrio ser atingido, ou seja, o gotejamento cessar. Após 30 dias dentro da panela de pressão, as amostras foram retiradas, pesadas, encaminhadas para a estufa à 105 °C durante 4 dias e, por fim, pesadas novamente. A umidade do solo na capacidade de campo (θ_{CC}) foi obtida através da Equação (24):

$$\theta_{CC} = \frac{\text{Volume de água equilibrada à 33,33 kPa}}{\text{Volume do solo}} \quad (24)$$

em que o volume de água equilibrado nos poros sob tensão de 33,33 kPa foi obtido através da diferença entre os pesos das amostras equilibradas à 33,33 kPa e secas à 105 °C, dividido pela densidade da água (1,00 g cm³) e o volume do solo é igual ao volume do anel, ou seja, a área da base (πr^2) multiplicada pela altura do anel. Em cada anel foram realizadas 6 repetições das medidas do diâmetro e da altura, de modo que o valor adotado para cada anel dessas medidas foi a média aritmética das repetições. Para todos os anéis foi calculada uma altura média de 49,96 mm e diâmetro médio de 48,07 mm, obtendo-se um volume do solo médio de 90,64 cm³.

3.4 MODELO PARA AVALIAÇÃO DO VOLUME DE ÁGUA CINZA

A estimativa e avaliação do volume de água cinza gerado pelas misturas de pesticidas aplicadas na área foram realizadas pelos métodos de Hoekstra et al. (2011) e o de Paraíba et al. (2014). O primeiro utiliza como premissa que o volume de água cinza da mistura será o maior dos volumes calculados, separadamente, para cada pesticida utilizado. Já o segundo leva em

consideração o modelo de adição de concentração para prever a concentração de pesticidas que atingirá as fontes de água doce.

Os dados das aplicações dos pesticidas no Argissolo Amarelo foram obtidos através do relatório *Consumo de Insumos* (ANEXO A) da usina referente ao período de 01/08/2016 a 31/07/17, repassado pelo responsável técnico da área de estudo. Na Tabela 3 encontram-se as datas de aplicação das misturas de pesticidas, a área em que foram aplicados (A_C) e a dose aplicada de cada pesticida (A_D). As aplicações I, II e III foram em cana-soca de modo pós-emergente, porém foi decidido renovar a área para um novo plantio. Depois disso, as aplicações IV, V e VI foram de caráter pré-emergente e as aplicações VII, VIII, IX e X de caráter pós-emergente.

Tabela 3 – Dados da área aplicada (A_C) e da dose aplicada (A_D) de pesticidas no Argissolo

Amarelo				
Data	Aplicação	Princípio Ativo	A_C (ha)	A_D (kg ha ⁻¹)
23/08/2016	I	Glifosato	2,8	2,143
		2,4 D	2,8	0,622
		Paraquat	3,59	0,223
12/11/2016	II	Glifosato	2,18	1,147
		2,4 D	2,18	0,768
14/11/2016	III	Glifosato	2,18	2,064
		2,4 D	2,18	1,229
16/01/2017	IV	Fipronil	3	0,2
17/01/2017	V	Fipronil	4,23	0,165
26/01/2017	VI	Sulfentrazone	7,47	0,937
		Metribuzim	1,03	1,398
		Clomazona	7,47	0,986
		Diuron	7,47	1,539
		Imazapir	1,45	0,275
08/03/2017	VIII	Glifosato	1,45	1,034
		2,4 D	1,45	0,462
24/04/2017	IX	Glifosato	1,46	1,575
		Picloram	1,46	0,022
		2,4 D	1,46	0,082
24/04/2017	X	Picloram	8,5	0,064
		2,4 D	8,5	0,24
		Mesotriona	8,5	0,147
		Metribuzim	8,5	2,024

Fonte: Relatório de Consumo de insumos da USJ (2017).

Para entender sobre o comportamento dos pesticidas no ambiente, foi calculado o índice GUS (Groundwater Ubiquity Score) para cada pesticida aplicado na área. Ele indica a

vulnerabilidade das águas subterrâneas a contaminantes presentes no local. Esse índice é definido como: $GUS = \log(T_{1/2 \text{ solo}}) \times (4 - \log(K_{OC}))$ e classifica os pesticidas de acordo com a tendência de lixiviação. Para $GUS < 1,8$, não sofre lixiviação (NL); para $1,8 < GUS < 2,8$, faixa de transição; e para $GUS > 2,8$, provável lixiviação (PL) (GUSTAFSON, 1989)

Para o modelo de Hoekstra et al. (2011) foi utilizada a Equação (25), adaptada da Equação (2) e dada por:

$$VAC = \frac{\alpha_H A_D A_C}{(C_{m\acute{a}x} - C_{nat})} \quad (25)$$

em que as doses de aplicação dos pesticidas no solo por hectare (A_D , em kg ha^{-1}) e a área de aplicação dos pesticidas (A_C , em ha) foram retiradas da Tabela 3, os coeficientes de lixiviação-escoamento dos pesticidas (α_H , adimensional) foram obtidos através de Hoekstra et al. (2013), as concentrações naturais (C_{nat}) foram assumidas como sendo zero na área, dado que pesticidas não ocorrem naturalmente no ambiente. As concentrações máximas permitidas ($C_{m\acute{a}x}$, em mg L^{-1}) dos compostos em corpos d'água foram obtidas através da Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 2005, com atualizações pelas Resoluções nº 410/2009 e 430/2011 e através da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Tabela 4).

Tabela 4 - Toxicidade (EC50) dos pesticidas aplicados para os organismos aquáticos mais susceptíveis e concentrações máximas permitidas ($C_{m\acute{a}x}$) desses compostos no ambiente

Pesticida	Toxicidade (EC50) ^a			Concentração máxima permitida (mg L^{-1}) ^b
	Algas (mg L^{-1})	Dafnia (mg L^{-1})	Peixes (mg L^{-1})	
2,4-D	0,695	25	24,5	0,0040
Clomazone	3,50	5,20	19,00	0,0001*
Diuron	0,0024	1,4	0,71	0,0002
Fipronil	0,068	29	25	0,005
Glifosato	2,200	3	1,300	0,065
Imazapir	12,2	100	100	0,036
Mesotriona	3,5	840	114	0,0001*
Metribuzim	0,0081	4,18	42	0,001
Paraquat	0,00023	1,2	1	0,030
Picloram	60,2	16,5	1,4	0,029
Sulfentrazone	0,031	60,4	93,8	0,0001*

* Valor recomendado por Franke et al. (2013) para os contaminantes que a concentração máxima permitida não é conhecida. Fonte: ^a www.ipmcenters.org/Ecotox/index.cfm; ^b CONAMA (2011), archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/html/status_page_c.html.

Os valores de α_H foram calculados para cada um dos pesticidas utilizados e são apresentados na Tabela 5. Para os cálculos de α foram levados em conta as propriedades químicas de cada pesticida, fatores ambientais da área de estudo e o tipo de manejo utilizado na área de estudo, conforme recomendado por Franke et al. (2013). Também foi calculada a pegada hídrica cinza em relação a produção de cana na área, dividindo o VAC por hectare ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) pela produtividade da área em 2016/2017 (t ha^{-1}), disponível no boletim de *Situação Geral da Safra* (ANEXO B).

Tabela 5 – Coeficientes de lixiviação-escoamento dos pesticidas utilizados no Argissolo Amarelo para o modelo de Hoekstra et al. (2011)

Pesticida	α_H
2,4-D	0,0633
Clomazone	0,0584
Diuron	0,0584
Fipronil	0,0667
Glifosato	0,0518
Imazapir	0,0652
Mesotriona	0,0485
Metribuzim	0,0652
Paraquat	0,0601
Picloram	0,0718
Sulfentrazone	0,0667

Para o modelo de Paraiba et al. (2014) foi utilizada a Equação (8), dada por:

$$VAC_{MP} = \sum_{i=1}^n \left[\frac{\alpha P^i A_C^i A_D^i + (1 - \alpha P^i) A_C^i A_D^i A_F^i}{PNEC_i} \right]$$

na qual: (8)

$$PNEC_i = \frac{10^{-3}}{ASF} \min\{EC50_{[algas,dáfnias,peixes]}^i\} \quad (\text{FINÍZIO et al., 2003})$$

em que a quantidade de pesticidas utilizados na área (n), a área cultivada por ano (A_C , em ha) e as doses aplicadas dos pesticidas por hectare (A_D , em kg ha^{-1}) foram retirados da Tabela 3.

Os coeficientes de escoamento dos pesticidas (α_P , em $\text{kg ano kg}^{-1} \text{ano}^{-1}$) foram obtidos através de Paraiba et al. (2014) e através da interpolação de seus valores de K_{OC} em uma curva elaborada com os dados de Paraiba et al. (2014). A curva utilizada para o ajuste dos valores de α com o $\log(K_{OC})$ foi a curva logística de quatro parâmetros, dada por:

$$\alpha_p = KOC_{\min} + \frac{(KOC_{\max} - KOC_{\min})}{1 + \left(\frac{KOC}{PT50}\right)^{-KOC_{\text{inflexão}}}} \quad (26)$$

em que KOC_{\max} e KOC_{\min} são os valores dos Koc máximo e mínimo disponíveis; e PT50 é o ponto de inflexão da curva, ou seja, o ponto da curva que está a meio caminho de máx e min. Esses dados foram ajustados utilizando o programa SigmaPlot 11.0. Os valores de α_p são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Coeficientes de escoamento dos pesticidas utilizados no Argissolo Amarelo para o modelo de Paraiba et al. (2014)

Pesticida	α_p
2,4-D	0,0509
Clomazone	0,0070
Diuron	0,0080
Fipronil	0,0044
Glifosato	0,0002
Imazapir	0,0300
Mesotriona	0,0235
Metribuzim	0,0310
Paraquat	0,0001
Picloram	0,0810
Sulfentrazone	0,0060

Fonte: Adaptado de Paraiba et al. (2014)

Os fatores de atenuação dos pesticidas (A_F) foram obtidos através da equação proposta por Jury et al. (1992), de modo que o A_F vai depender da taxa de degradação dos pesticidas (k , em dia^{-1}), da profundidade do solo considerada (z , em m), dos fatores de retardo dos pesticidas (R_F), da umidade do solo quando ele está em sua capacidade de campo (θ_{cc} , em $L L^{-1}$) e da recarga diária de água na área de estudo (J_w , em $m \text{ dia}^{-1}$). O tempo de meia-vida dos pesticidas, utilizados para calcular as taxas de degradação foram obtidos da literatura.

Os coeficientes de partição de carbono orgânico do pesticida no solo (K_{OC}), utilizados na Equação (7) para o cálculo do R_F , foram calculados a partir da Equação (27) e eles serviram para analisar a retenção do soluto na fração orgânica do solo.

$$K_{oc} = \frac{K_d}{f_{oc}} \quad (27)$$

em que K_d é o coeficiente de distribuição dos pesticidas no solo e f_{oc} ($\text{cm}^3\text{cm}^{-3}$) é o teor volumétrico de carbono orgânico do solo. Os valores dos K_d foram retirados da literatura e o f_{oc} determinado através de ensaio.

Foi considerada uma profundidade de 2 metros para solo, a mesma utilizada por Rao et al. (1985) na elaboração do fator de atenuação, pois essa seria a profundidade média que se encontram as águas subterrâneas subjacentes ao solo.

A recarga diária de água (J_w) foi calculada com base na equação do balanço hídrico do solo (CAMPOS et al. 2008), dada por:

$$J_w = P + I + A - D - ET_R \pm RO \quad (28)$$

em que P (m) é a precipitação diária; I (m) é a irrigação diária; A (m) é a ascensão capilar, que foi considerada zero por se tratar de um local com lençol freático superior a 1 m de profundidade; D (m) é a parcela que representa a drenagem profunda; ET_R (m) é a evapotranspiração real da cultura; e RO (m) representa o escoamento superficial da água, que foi considerado zero por se tratar de uma área de topografia plana. Para o cálculo da ET_R foi utilizado o método do coeficiente de cultivo, no qual a ET_R é dada pelo produto entre a evapotranspiração de referência (ET_0) e o coeficiente de cultivo (K_C), como é mostrado na Equação (30). Os dados de ET_0 (ANEXO C), precipitação (ANEXO D) e irrigação (ANEXO E) foram fornecidos pela usina, através da Plataforma de Coleta de Dados (PCD) da própria usina. Os coeficientes de cultivo adotados foram os propostos por Silva et al. (2013) para a cana-de-açúcar (Tabela 7), pois esses mostraram-se mais coerentes para as regiões tropicais do que os propostos no Boletim 56 da FAO, conforme verificado por Silva, Borges & Albuquerque (2014).

$$ET_R = ET_0 K_C \quad (29)$$

Tabela 7 – Coeficientes de cultivo (K_C) da cana-de-açúcar em função dos estágios de desenvolvimento da cultura

Estágio de desenvolvimento	Dias	K_C
Inicial	30	0,18
Desenvolvimento	50	0,74
Médio	180	1,06
Final	60	0,76

Fonte: Silva et al. (2013)

A concentração, sem efeito, de pesticidas prevista na água (PNEC, em kg m^{-3}) foi determinada com base nos menores valores da EC50 (mg L^{-1}) para os organismos aquáticos mais susceptíveis (algas, dáfias e peixes), os quais foram obtidos através do Programa Integrado de Manejo de Pragas dos Estados Unidos (IPM, 2017) e são apresentados na Tabela 4. Para o cálculo do PNEC, foi adotado um fator de avaliação (A_{SF}) de 100, levando-se em consideração as incertezas em torno dos pesticidas estudados, o que torna o modelo de conservação intermediária.

Como é mostrado na Equação (8), o volume de água cinza da mistura de pesticidas (VAC_{MP}) foi dado pelo somatório do volume de água cinza de cada pesticida (VAC_i) utilizado na mistura. Como na área de estudo existem pesticidas que foram utilizados mais de uma vez em períodos, doses, áreas e/ou misturas diferentes (Tabela 3), foi necessário calcular o VAC de cada pesticida em cada mistura e depois, através da média ponderada com a área de aplicação, encontrar o VAC do pesticida para todo o Talhão 587. Feito isso, o VAC_{MP} foi dado pelo somatório dos VAC encontrados para cada pesticida aplicado na área. Esse processo da média ponderada para considerar toda a área do Talhão 587 foi feito tanto para o método de Paraiba et al. (2014) quanto para o de Hoekstra et al. (2011). Também para o método de Paraiba et al. (2014), foi calculada a pegada hídrica cinza em relação a produção de cana na área, dividindo o VAC por hectare ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) pela produtividade do Talhão em 2016/2017 (t ha^{-1}).

Além de encontrar o VAC_{MP} pelos métodos de Hoekstra et al. (2011) e Paraiba et al. (2014), foi estimada a posição relativa de cada pesticida nas misturas através do ranking de pesticidas. Para isso, por cada método separadamente, foram utilizados os VAC_i (m^3) divididos pela soma das áreas aplicadas – A_C (ha), encontrando, assim, o volume de água cinza de cada pesticida por hectare (VAC_i^{ha}). O ranking de pesticidas (r_i) foi calculado como o logaritmo de VAC_i^{ha} , dado por:

$$r_i = \log(VAC_i^{ha}) \quad (30)$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e discussões são apresentados de acordo com a sequência apresentada no Material e Métodos, sendo primeiramente discutido sobre a caracterização físico-química do solo e, em seguida realizada a estimativa dos volumes de água cinza pelos modelos de Hoekstra et al. (2011) e Paraiba et al. (2014). Por fim, é feita uma comparação entre os dois modelos adotados, apontando suas semelhanças e divergências.

4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO SOLO

As propriedades físico-químicas do solo estudado foram determinadas apenas na camada superficial (0 – 20 cm) e estão presentes na Tabela 8. De acordo com a análise granulométrica do solo (Gráfico 3), as frações areia, silte e argila foram de 40,42%, 30,48% e 29,09%, respectivamente, de modo que o solo foi classificado como franco argiloso de acordo com o triângulo textural completo. Essa classe é considerada de textura média e indica um certo equilíbrio entre os teores de areia, silte e argila, de modo que todas as frações contribuem para as propriedades do solo (LEPSCH, 2010).

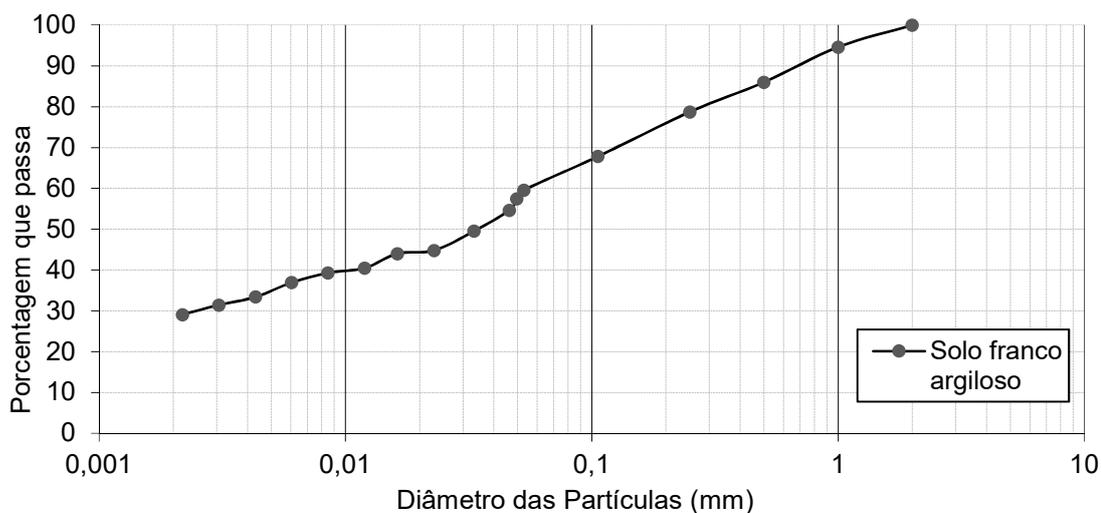
Tabela 8 – Caracterização físico-química do Argissolo Amarelo.

Camada --cm--	Composição granulométrica					Classe Textural	S/A	ρ_s	Dp	P _t
	Areia			Silte	Argila					
	Grossa	Fina	Total							
-----g kg ⁻¹ -----					--- g cm ⁻³ ---			%		
0 - 20	212,7	191,6	404,2	304,8	290,9	Franco argiloso	1,05	1,57	2,47	36,44

Camada --cm--	pH		Δ pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	t	T	V	m	P	CO
	H ₂ O	KCl														
-----cmol _c kg ⁻¹ -----																
0 - 20	4,6	3,8	-0,8	0,65	0,88	0,17	0,26	0,37	6,06	1,96	2,33	8,02	24,4	15,88	0,93	4,04

S/A: relação silte/argila; ρ_s : densidade do solo; Dp: densidade de partículas; SB: soma de bases; t: capacidade de troca de cátions efetiva; T: capacidade de troca de cátions potencial; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; P: fósforo disponível; CO: carbono orgânico total.

Gráfico 2 – Curva granulométrica do Argissolo Amarelo



A relação silte/argila (S/A) foi de 1,05. Esse atributo serve como base para avaliar o grau de intemperismo presente em solos da região tropical, de modo que quanto menor for a relação, maior o estágio de intemperismo no solo. Segundo Toledo (2014), o alto teor de silte e/ou areia na TFSA indica que ainda existe grande presença de minerais primários no solo e que esses possivelmente passarão por processos de intemperismo químico. Nesse caso, como a área de estudo está situada em um local de intenso intemperismo (clima tropical úmido), é provável que esse solo seja derivado de um material de origem mais resistente, como o quartzo, por exemplo, o que faz com que o teor de areia e silte seja mais elevado que o de argila.

A densidade do solo (ρ_s) foi de $1,57 \text{ g cm}^{-3}$. Esse parâmetro influencia na movimentação da água no solo e na resistência do solo à penetração das raízes da cultura, pois está diretamente ligado a estrutura do solo. Segundo Melo Filho et al. (2007), para solos coesivos e coesivos, o limite máximo da densidade do solo, como indicador de qualidade, é de $1,59 \text{ g cm}^{-3}$, de modo que acima disso a produção agrícola é prejudicada. Porém, Otto et al. (2011) e Ortiz et al. (2017) encontraram rendimentos significativos da cana-de-açúcar em solos coesos com densidades maiores ou iguais a $1,59 \text{ g cm}^{-3}$, o que faz com que esse valor não possa ser considerado como um valor limitante da produtividade da cultura. Sendo assim, o solo da área está com a ρ_s elevada, porém não ao ponto de prejudicar o plantio e a produtividade.

A densidade de partículas do solo (D_p) é um indicativo da composição mineralógica do solo e, portanto, trata-se de uma propriedade intrínseca dos solos, que não se modifica com diferentes tipos de manejo (MORAES, 2013). Na área estudada foi determinado o valor de D_p de $2,47 \text{ g cm}^{-3}$, o que indica que no solo não deve haver grande presença de óxidos de ferro e metais pesados, pois esses elevariam este valor (FERREIRA, 2010).

Outro parâmetro determinado foi a porosidade total do solo (P_t) que representa a fração do solo que não está ocupada por sólidos, ou seja, está ocupada por ar ou água (FERREIRA, 2010). Nesse solo a P_t foi de 36,44%, sendo próximo aos valores encontrados por Everton et al. (2016), que variaram de 32% a 44% em local com colheita mecanizada de cana-de-açúcar e por Ortiz et al. (2017), que variaram de 29% a 38% em locais também cultivados com cana-de-açúcar.

Com relação à caracterização química do solo, trata-se de um solo de pH ácido (pH_{H_2O} de 4,6 e pH_{KCl} de 3,8), característico das regiões tropicais do país, e com o ΔpH negativo (-0,8), o que indica maior número de cargas negativas nessa camada do solo. Isso acontece porque, mesmo em solos muito intemperizados, a pequena ocorrência de matéria orgânica na superfície é suficiente para gerar cargas negativas no solo e compensar os excessos de cargas positivas de H^+ (MOTTA & MELO, 2009). O uso de fertilizantes nitrogenados, utilizados na cultura canavieira, aumenta a acidez natural dos solos intemperizados, sendo necessária a correção por meio da calagem. Para a cultura da cana-de-açúcar, o pH em água deve ser de 5,5 a 6,3, pois nessa faixa a planta consegue uma boa assimilação de nutrientes como fósforo, potássio, enxofre, nitrogênio e outros (SOUSA et al., 2015). Segundo Motta & Melo (2009), o valor do pH da solução do solo influencia especialmente o comportamento dos pesticidas ionizáveis, ou seja, com caráter ácido ou básico. Para pesticidas com características de ácidos fracos, de forma geral, quanto maior for o valor do pH do solo, menor será a sorção do produto, ou seja, mais facilmente lixiviado ele será. Já os pesticidas com características de bases fracas, quanto menor for o pH da solução, maior será a sorção às partículas do solo.

A respeito das bases trocáveis do solo, o Mg^{2+} e o Ca^{2+} são os que apresentam maiores concentrações no solo, com $0,88 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e $0,65 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, respectivamente. Segundo Sousa et al. (2015), os teores mínimos de Mg^{2+} e Ca^{2+} para a cana-de-açúcar são de $0,5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e $1,5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, respectivamente, mostrando que o teor de Mg^{2+} está adequado para a cultura e o de Ca^{2+} pode estar abaixo do recomendado devido a sua perda por lixiviação para as camadas mais profundas do solo. Portanto, é indicado a utilização da calagem para corrigir a acidez do solo e disponibilizar o Ca^{2+} para a cultura.

Os teores de K^+ e Na^+ foram os mais baixos do solo, com concentrações de $0,17 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e $0,26 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, respectivamente. Segundo Sobral et al. (2015), baixos teores de K^+ e Na^+ indicam solos com alto grau de intemperismo, típicos das regiões dos tabuleiros costeiros e da baixada litorânea, como é o caso do solo da área de estudo. Uma alternativa para elevar o teor de K^+ nos sítios de troca do solo é através da adição de adubos com KCl.

No solo foi encontrado um teor de Al^{+3} de $0,37 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e saturação por alumínio (m) de 15,88%. Segundo Sobral et al. (2015), esses valores são classificados como baixos, porém o ideal para a cultura da cana-de-açúcar é que não exista alumínio trocável no solo, pois ele prejudica o transporte e absorção de outros nutrientes essenciais para a planta (FERRAZ et al., 2015). Uma forma de corrigir o teor de Al^{3+} é através da calagem.

O solo apresentou soma de bases (SB) de $1,96 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, o que gera uma saturação por bases (V) de 24,44%. Segundo Sousa et al. (2015), é recomendado para a cultura da cana uma saturação por bases de pelo menos 50%.

A capacidade de troca de cátions efetiva (t) foi de $2,33 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e a potencial (T) foi de $8,02 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Como o solo da área possui alto teor de argila e tem baixa T, deve haver a predominância de argila do tipo 1:1, como a caulinita por exemplo, característica das regiões mais intemperizadas (SOBRAL et al., 2015).

O teor de fósforo disponível no solo (P) foi de $0,93 \text{ mg kg}^{-1}$. Segundo Simões Neto et al. (2015), o teor de P é considerado muito baixo quando menor que $8,5 \text{ mg dm}^{-3}$ para o cultivo da cana no Nordeste brasileiro, em solo com teor de argila de 15% a 35%. Veloso et al. (2017) destacam que em condições de elevada acidez a disponibilidade do fósforo para a cultura é reduzida devido à sua fixação por reações de adsorção e precipitação por Al e Fe, tornando-se necessário a correção da acidez e a adubação fosfatada.

A concentração de carbono orgânico total (CO) foi de $4,04 \text{ g kg}^{-1}$, do qual resulta em uma matéria orgânica (MO) no valor de $6,97 \text{ g kg}^{-1}$. Esses valores são considerados baixos para uma boa fertilidade, sendo ideal para a cana um teor de MO acima de 15 g kg^{-1} (SOBRAL et al., 2015).

Para o cálculo do Fator de Atenuação (A_F) e do Fator de Retardo (R_F), ambos utilizados no método de Paraiba et al. (2014), é necessário conhecer a umidade do solo quando ele está em sua capacidade de campo (θ_{cc}). Para a camada superficial do Argissolo Amarelo foi determinada uma θ_{cc} de $0,306 \text{ L L}^{-1}$ ou 30,6%. Resultados semelhantes foram encontrados por Jégo et al. (2015) para solos com essa mesma textura através de funções de pedotransferência, em que foram obtidas umidades na capacidade de campo de 33,8% e 36,7%.

4.2 DETERMINAÇÃO DO VOLUME DE ÁGUA CINZA

Na área estudada foram utilizados durante o período de agosto de 2016 a julho de 2017 um total de onze princípios ativos presentes em diferentes pesticidas, foram estes: Sulfentrazone, Glifosato, Metribuzim, Picloram, 2,4-D, Imazapir, Mesotriona, Fipronil,

Paraquat, Clomazone, Diuron. As propriedades químicas desses compostos são apresentadas na Tabela 9, as quais ajudam a entender de que modo esses contaminantes se comportam no ambiente.

Tabela 9 – Propriedades químicas dos pesticidas aplicados na área estudada

Princípio Ativo	T _{1/2} (dias)	K _{OC} (L kg ⁻¹)	Dose recomendada (kg ha ⁻¹)	GUS	Solubilidade em água (mg L ⁻¹)
2,4-D	29	173	1,20	2,58	24300
Clomazone	24	611	1,00	1,68	1102
Diuron	90	2052	1,83	1,34	35,6
Fipronil	123	1632	0,40	1,65	3,78
Glifosato	47	51780	1,62	-1,19	10500
Imazapir	90	22	0,33	5,18	9740
Mesotriona	5	401	0,14	0,98	1500
Metribuzim	40	60	1,58	3,56	1165
Paraquat	3000	247280	0,55	-4,84	620000
Picloram	36	37	0,30	3,78	560
Sulfentrazone	540	134	0,70	5,12	780

T_{1/2}: tempo de meia-vida; K_{OC}: coeficiente de partição da fração orgânica do solo; GUS: Groundwater Ubiquity Score; Fonte: Hornsby et al. (1996), sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/index.htm (PPDB, 2017).

Os pesticidas Sulfentrazone e Paraquat são os que apresentam maiores tempos de meia vida no solo, ou seja, os que persistem por mais tempo no ambiente. O Paraquat também se destaca, junto com o Glifosato, pelos valores muito elevados dos coeficientes de partição na fração orgânica do solo (K_{OC}), o que indica que eles são fortemente adsorvidos pela fração orgânica do solo e, portanto, pouco perdidos por lixiviação (BRENTANO et al., 2016). Dessa forma, o Paraquat, por exemplo, é um composto que fica bastante tempo retido nas camadas mais superficiais do solo e com pouco risco de atingir as águas subterrâneas. Em contrapartida, o Imazapir é o composto com menor K_{OC} o que faz com que ele tenha uma forte tendência a ser lixiviado para as águas subterrâneas, pois ele é pouco adsorvido pela fração orgânica do solo.

Para o caso dos pesticidas aplicados, observa-se que o índice GUS (Tabela 9) sugere que o Imazapir, Metribuzim, Picloram e o Sulfentrazone apresentam potencial para serem lixiviados (GUS > 2,8), o 2,4-D está na faixa transição (1,8 < GUS < 2,8), podendo ser lixiviado ou não, e os restantes estão na faixa de não lixiviação (GUS < 1,8).

Outra propriedade importante dos pesticidas é a solubilidade em água (Tabela 9). Conhecer essa propriedade ajuda a prever o seu potencial de contaminação de águas superficiais e a sua tendência de ser removido do solo (Milhome et al., 2009). No entanto, o Paraquat, por

exemplo, possui elevada solubilidade em água (620000 mg L^{-1}), porém ele não terá elevada mobilidade no solo devido a sua alta capacidade de adsorção ao solo ($K_{OC} = 247280 \text{ L kg}^{-1}$). Já o herbicida 2,4-D, por exemplo, possui elevada solubilidade em água (24300 mg L^{-1}) e baixa retenção ao solo ($K_{OC} = 173 \text{ L kg}^{-1}$), logo, ele possui maior probabilidade de ser carregado pela chuva ou água de irrigação e atingir os corpos d'água próximos ao local de aplicação.

Portanto, de posse dessas propriedades químicas dos pesticidas, das propriedades físico-químicas do solo, das características do manejo e de fatores ambientais pertinentes da área de estudo, foi possível estimar o volume de água cinza da mistura de pesticidas através dos métodos de Hoekstra et al. (2011) e de Paraiba et al. (2014).

4.2.1 Modelo de Hoekstra et al. (2011)

Para a aplicação do modelo de Hoekstra et al. (2011), foram utilizados os dados referentes a: áreas de aplicação, doses aplicadas, coeficientes de lixiviação-escoamento dos pesticidas e concentrações máximas permitidas nas águas de cada pesticida utilizado na área de estudo (Equação 1). Esse modelo assume que o volume de água cinza da mistura de pesticidas aplicada na área será igual ao volume de água cinza do pesticida mais contaminante, ou seja, o que apresentar maior volume de água cinza associada à sua aplicação no local.

Na Tabela 10 são apresentados os valores, para cada pesticida presente nas misturas aplicadas no local, em diferentes períodos, da taxa de aplicação do pesticida (APL, em kg), dada pelo produto entre a área (A_C) e a dose (A_D) aplicada; da carga do poluente (L, em kg), dada pelo produto entre a taxa de aplicação (APL) e o coeficiente de lixiviação-escoamento do pesticida (α_H); e da concentração máxima permitida do pesticida nos corpos d'água ($C_{m\acute{a}x}$, em kg m^{-3}).

Tabela 10 – Taxa de aplicação (APL), carga do poluente (L) e concentração máxima permitida ($C_{m\acute{a}x}$) dos pesticidas utilizados nas misturas aplicadas no solo da área estudada

Aplicação	Princípio Ativo	A_C (ha)	A_D (kg ha^{-1})	α_H	APL (kg)	L (kg)	$C_{m\acute{a}x}$ (kg m^{-3})
I	Glifosato	2,8	2,143	0,0518	6,0004	0,3111	$6,50 \times 10^{-5}$
	2,4 D	2,8	0,622	0,0633	1,7416	0,1103	$4,00 \times 10^{-6}$
	Paraquat	3,59	0,223	0,0601	0,8006	0,0481	$3,00 \times 10^{-5}$
II	Glifosato	2,18	1,147	0,0518	2,5005	0,1296	$6,50 \times 10^{-5}$
	2,4 D	2,18	0,768	0,0633	1,6742	0,1060	$4,00 \times 10^{-6}$
III	Glifosato	2,18	2,064	0,0518	4,4995	0,2333	$6,50 \times 10^{-5}$
	2,4 D	2,18	1,229	0,0633	2,6792	0,1697	$4,00 \times 10^{-6}$
IV	Fipronil	3	0,200	0,0667	0,6000	0,0400	$5,00 \times 10^{-6}$

V	Fipronil	4,23	0,165	0,0667	0,6980	0,0465	$5,00 \times 10^{-6}$
VI	Sulfentrazone	7,47	0,937	0,0667	6,9994	0,4667	$1,00 \times 10^{-7}$
	Metribuzim	1,03	1,398	0,0652	1,4399	0,0939	$1,00 \times 10^{-6}$
	Clomazone	7,47	0,986	0,0584	7,3654	0,4304	$1,00 \times 10^{-7}$
	Diuron	7,47	1,539	0,0584	11,4963	0,6719	$2,00 \times 10^{-7}$
VII	Imazapir	1,45	0,275	0,0652	0,3988	0,0260	$3,60 \times 10^{-5}$
	Glifosato	1,45	1,034	0,0518	1,4993	0,0777	$6,50 \times 10^{-5}$
VIII	Glifosato	1,45	1,034	0,0518	1,4993	0,0777	$6,50 \times 10^{-5}$
	2,4 D	1,45	0,462	0,0633	0,6699	0,0424	$4,00 \times 10^{-6}$
IX	Glifosato	1,46	1,575	0,0518	2,2995	0,1192	$6,50 \times 10^{-5}$
	Picloram	1,46	0,022	0,0718	0,0321	0,0023	$2,90 \times 10^{-5}$
	2,4 D	1,46	0,082	0,0633	0,1197	0,0076	$4,00 \times 10^{-6}$
X	Picloram	8,5	0,064	0,0718	0,5440	0,0391	$2,90 \times 10^{-5}$
	2,4 D	8,5	0,240	0,0633	2,0400	0,1292	$4,00 \times 10^{-6}$
	Mesotriona	8,5	0,147	0,0485	1,2495	0,0606	$1,00 \times 10^{-7}$
	Metribuzim	8,5	2,024	0,0652	17,2040	1,1223	$1,00 \times 10^{-6}$

AC: área aplicada; AD: dose aplicada; α_H : fração de lixiviação-escoamento.

Dos pesticidas utilizados, os que produziram maiores cargas de poluente (L) foram: Metribuzim (1,122 kg), Diurom (0,672 kg), Sulfentrazone (0,467 kg) e Clomazone (0,430 kg). Pode-se notar que na mistura VI tem-se a presença desses quatro pesticidas, caracterizando essa a mistura mais poluente para o ambiente. O fator que mais contribuiu para os grandes valores de L desses pesticidas foram as suas altas taxas de aplicação (APL) na área (Tabela 10). Outro agravante desses pesticidas é que eles também possuem os menores valores de concentração máxima permitida ($C_{m\acute{a}x}$) em corpos d'água, apesar de que, vale ressaltar, os valores de $C_{m\acute{a}x}$ para o Sulfentrazone e Clomazone não são estabelecidos pelos órgãos de fiscalização nacionais e internacionais, o que levou a adotar o valor sugerido por Franke et al. (2013) para esses casos. Dentre esses, o Sulfentrazone é o mais perigoso, pois além de ter um valor alto da APL, também possui um valor alto de α_H , o que aumenta o risco dele atingir os corpos d'água, como já havia sido previsto pelo índice GUS.

Os pesticidas que produziram menores valores de L foram: Picloram (0,002 kg), 2,4-D (0,007 kg), Imazapir (0,026 kg) e Fipronil (0,040 kg). Esses pesticidas também foram os que apresentaram menores valores de APL, mostrando, novamente, que esse fator foi o que mais contribuiu para os valores de L. O Picloram é o pesticida com maior α , ou seja, ele é o que mais se perde por escoamento e lixiviação, de modo que 7,18% do que foi aplicado dele se torna poluente. Esse comportamento já era esperado devido a sua baixa capacidade de adsorção ($K_{oc} = 37 \text{ L kg}^{-1}$) e sua alta solubilidade em água (560 mg L^{-1}).

De posse dos valores da carga do poluente (L) e das concentrações máximas permitidas ($C_{m\acute{a}x}$), conforme mostrado na Tabela 10, foi obtido o volume de água cinza (VAC) para cada

pesticida utilizado em cada mistura (Equação 25). Todas as misturas foram aplicadas no solo do Talhão 587 em diferentes dias e períodos e, para se obter o volume de água cinza (VAC) gerado por cada pesticida em toda a área do solo (8,50 ha), foi calculada a média ponderada considerando o VAC gerado por cada pesticida em cada aplicação e sua área correspondente. Este resultado é apresentado na Tabela 11, na qual é possível observar os valores do total de água cinza que cada pesticida gerou para todo o solo do Talhão 587 (VAC_i), a área total em que eles foram aplicados (Ac_i), o VAC dos pesticidas por hectare (VAC_i^{ha}) e, por fim, a posição relativa de cada pesticida na mistura ou ranking do pesticida (r_i).

Tabela 11 – Volume de água cinza total (VAC_i), Volume de água cinza por hectare (VAC_i^{ha}) e posição relativa para cada pesticida aplicado nas misturas da área estudada pelo modelo de Hoekstra et al. (2011)

Pesticida	VAC_i (m ³)	Ac_i (ha)	VAC_i^{ha} (m ³ ha ⁻¹)	r_i
2,4-D	$2,80 \times 10^4$	18,57	$1,51 \times 10^3$	3,18
Clomazone	$4,30 \times 10^6$	7,47	$5,76 \times 10^5$	5,76
Diuron	$3,36 \times 10^6$	7,47	$4,50 \times 10^5$	5,65
Fipronil	$8,77 \times 10^3$	7,23	$1,21 \times 10^3$	3,08
Glifosato	$2,75 \times 10^3$	11,52	$2,39 \times 10^2$	2,38
Imazapir	$7,23 \times 10^2$	1,45	$4,98 \times 10^2$	2,70
Mesotriona	$6,06 \times 10^5$	8,50	$7,13 \times 10^4$	4,85
Metribuzim	$1,01 \times 10^6$	9,53	$1,06 \times 10^5$	5,03
Paraquat	$1,60 \times 10^3$	3,59	$4,47 \times 10^2$	2,65
Picloram	$1,16 \times 10^3$	9,96	$1,17 \times 10^2$	2,07
Sulfentrazone	$4,67 \times 10^6$	7,47	$6,25 \times 10^5$	5,80

AC_i : área total aplicada do pesticida; r_i : ranking do pesticida.

O Sulfentrazone foi o pesticida que gerou o maior volume de água cinza no Argissolo Amarelo, $4,67 \times 10^6$ m³, e também o maior volume de água cinza por hectare, $6,25 \times 10^5$ m³ ha⁻¹. Esse alto valor se deve principalmente ao alto valor de APL (Tabela 10) que esse pesticida teve e foi agravado pela baixa $C_{máx}$ desse composto no ambiente. O segundo maior VAC foi o resultante da aplicação do Clomazone, de $4,30 \times 10^6$ m³, seguido pelo Diuron que gerou um VAC de $3,36 \times 10^6$ m³. Ambos pesticidas também tiveram altos valores de VAC devido à alta taxa de aplicação. Desses três pesticidas, o Sulfentrazone é o mais nocivo ao ambiente, pois ele tem alta solubilidade em água, elevada persistência no ambiente e forte tendência de ser lixiviado, fazendo com que atinja os corpos d'água e lá permaneça por bastante tempo. Por isso, ele é o pesticida mais contaminante, o que é confirmado pela posição no ranking (5,80). No caso do Clomazone e Diuron, eles não possuem tendência a serem lixiviados para às águas subterrâneas e possuem elevada capacidade de adsorção, sendo o Diuron mais adsorvido e com menor persistência que o Clomazone. Tudo isso é refletido no ranking, de modo que o Clomazone fica

em segundo lugar (5,76) e o Diuron em terceiro (5,65). Em termos de ordem de grandeza, os pesticidas Clomazone, Diuron e Sulfentrazone estão todos na mesma ordem de 10^6 m^3 .

Os menores VAC calculados foram do Imazapir, Picloram, Paraquat e Glifosato, todos na mesma ordem de grandeza de 10^3 . Embora o Imazapir tenha o menor VAC (723 m^3), ele é bastante perigoso para o ambiente, pois ele tem uma forte tendência de ser lixiviado, tem alta solubilidade em água e tem baixa adsorção a fração orgânica do solo. Portanto, ele ocupou esse lugar não por ser menos nocivo, mas por ter uma baixa taxa de aplicação. O Picloram tem um comportamento semelhante ao do Imazapir, ele tem baixa adsorção no solo, o que faz com que ele seja lixiviável, e possui alta solubilidade em água, o que aumenta o risco de contaminação das águas superficiais. No caso do Paraquat e Glifosato, eles ocuparam essa posição por serem fortemente retidos na fração orgânica do solo, tendo, portanto, pouca mobilidade no solo.

Para Hoekstra et al. (2011) o VAC da mistura de pesticidas será o VAC do pesticida mais contaminante, ou seja, o maior VAC calculado. Portanto, para a mistura de pesticidas aplicados no solo do Talhão 587, o volume de água cinza da mistura é o VAC do Sulfentrazone, ou seja, $4,67 \times 10^6 \text{ m}^3$ ou $6,25 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Considerando que no Talhão 587 foram produzidas, na safra 2017, 691,82 toneladas de cana-de-açúcar, isso nos dá uma pegada de água cinza de $6,75 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$.

Mekonnen & Hoekstra (2011) estimaram que a média da pegada de água cinza global para a cana-de-açúcar é de $1,7 \times 10^{10} \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ e $13 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$. Esse estudo, porém, considera apenas o volume de água cinza gerado pelo uso de fertilizantes nitrogenados na cultura e que uma mesma dose é aplicada para cada país e, portanto, não pode ser utilizado para comparar com a pegada de água cinza encontrada no presente estudo.

A pegada hídrica da cana-de-açúcar pelo método de Hoekstra et al. (2011) também foi calculada por Silva et al. (2015) para a região dos tabuleiros costeiros do Estado da Paraíba, no qual foi obtido um VAC de $13,62 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Porém, nesse estudo foi considerado apenas os fertilizantes aplicados na cultura e, sabendo que a cana é uma das culturas que mais consomem pesticidas no Brasil (CARNEIRO et al., 2015), torna-se incompleto não considerar o uso de pesticidas no cálculo da pegada de água cinza da cultura.

4.2.2 Modelo de Paraiba et al. (2014)

Para a aplicação do modelo de Paraiba et al. (2014) foram consideradas informações sobre o manejo de pesticidas na área de estudo (área e dose aplicadas), características físico-químicas dos pesticidas, propriedades físico-hídricas do solo e o menor valor da dose efetiva de cada pesticida para 50% da população do organismo mais susceptível (EC50). Esse modelo assume que o volume de água cinza da mistura de pesticidas aplicada na área é dado pelo somatório dos volumes de água cinza de cada pesticida aplicado no local, em que esses foram calculados seguindo o princípio de concentração de adição.

A Tabela 12 apresenta o fator de retardo (R_F) e o fator de atenuação (A_F) dos pesticidas aplicados na área. O primeiro foi calculado a partir dos dados de densidade do solo ($1,57 \text{ kg L}^{-1}$), teor volumétrico de carbono orgânico ($4,04 \times 10^{-3} \text{ L L}^{-1}$), umidade do solo na capacidade de campo ($0,306 \text{ L L}^{-1}$) e dos valores de K_{OC} de cada pesticida, usando a Equação (7). O segundo foi calculado a partir do R_F , da taxa de degradação de cada pesticida (k), da recarga diária de água (J_w) em cada período que o pesticida foi aplicado e considerando uma profundidade de 2 m para o solo, usando a Equação (6).

Tabela 12 - Fator de retardo (R_F), Recarga diária de água (J_w) e Fator de atenuação (A_F) dos pesticidas aplicados na área estudada

Princípio Ativo	R_F	J_w (m d^{-1})	A_F
2,4-D	4,59	$1,42 \times 10^{-3}$	$2,62 \times 10^{-21}$
Clomazone	13,69	$7,17 \times 10^{-3}$	$2,24 \times 10^{-15}$
Diuron	43,60	$7,17 \times 10^{-3}$	$3,57 \times 10^{-13}$
Fipronil	34,88	$7,17 \times 10^{-3}$	$5,17 \times 10^{-8}$
Glifosato	1076,07	$2,57 \times 10^{-3}$	0
Imazapir	1,46	$7,17 \times 10^{-3}$	0,384
Mesotriona	9,33	$5,05 \times 10^{-3}$	0
Metribuzim	2,25	$6,11 \times 10^{-3}$	$2,03 \times 10^{-2}$
Paraquat	5135,08	$1,06 \times 10^{-3}$	0
Picloram	1,77	$5,05 \times 10^{-3}$	$1,62 \times 10^{-2}$
Sulfentrazone	3,78	$7,17 \times 10^{-3}$	0,661

O fator de retardo R_F está diretamente relacionado com o K_{OC} de cada pesticida, de modo que os pesticidas Paraquat e Glifosato, que possuem os maiores valores de K_{OC} , também apresentaram os maiores valores de R_F , 5135,08 e 1076,07, respectivamente. Seguindo a mesma lógica, os pesticidas Imazapir e Picloram, que possuem os menores valores de K_{OC} , também apresentaram os menores valores de R_F , 1,46 e 1,77, respectivamente. Sendo assim, os

pesticidas que possuem maiores valores de R_F são os que ficam mais retidos à fração orgânica do solo e têm um maior “atraso” da lixiviação no solo.

Com relação aos valores do fator de atenuação A_F , que variaram de 0 a 0,661, segundo Ki & Ray (2015), os parâmetros que mais influenciam nos valores de A_F são o coeficiente de partição (K_{OC}) e o teor de carbono orgânico no solo (f_{OC}), ambos presentes no cálculo do R_F , e os que menos influenciam são a densidade do solo (ρ_s) e a umidade do solo quando ele está na capacidade de campo (θ_{CC}). Portanto, os pesticidas Paraquat e Glifosato, por apresentarem valores muito altos de R_F , tiveram, conseqüentemente, seus valores de A_F zerados. O Mesotriona também teve seu valor de A_F zerado, porém, no caso dele, isso ocorreu devido ao seu baixo tempo de meia vida no solo (5 dias) e, conseqüentemente, sua alta taxa de degradação. Já os pesticidas Sulfentrazone, Imazapir, Metribuzim e Picloram foram os que apresentaram maiores valores de A_F , 0,661, 0,384, 0,020 e 0,016, respectivamente, e foram os que apresentaram os menores valores de R_F . Corroborando, portanto, com o que já havia sido sugerido pelo índice GUS, que indicou que esses pesticidas possuem um alto risco de serem lixiviados para as águas subterrâneas. Já o Paraquat e Glifosato, junto com os demais pesticidas que possuem valores de A_F muito baixos (na ordem de 10^{-21} a 10^{-8}), apresentam baixo risco de contaminação das águas subterrâneas.

De modo geral, quanto menor for o valor de R_F , menor será o tempo de viagem do contaminante nas camadas do solo, maior será o valor do A_F e, conseqüentemente, maior será o potencial de lixiviação do composto para as águas subterrâneas. Além disso, a diminuição do teor de carbono orgânico nas camadas mais profundas do solo faz com que a adsorção desses compostos seja reduzida e, conseqüentemente, o tempo de viagem deles diminua de uma camada para outra do solo, à medida que eles lixiviam até atingirem as fontes de água subterrânea (SPADOTTO et al., 2002).

Na Tabela 13 são apresentadas as massas dos pesticidas em água doce (M) e os dados necessários para o seu cálculo, ou seja, os dados de aplicação dos pesticidas (A_C e A_D), A_F e o coeficiente de escoamento do pesticida (α_P). A coluna ' $\alpha_P A_C A_D$ ' representa a fração da massa do pesticida aplicado que atinge as águas superficiais através do escoamento e a coluna ' $(1 - \alpha_P) A_C A_D A_F$ ' representa a fração da massa do pesticida aplicado que sofre lixiviação e atinge as águas subterrâneas. Portanto, a massa dos pesticidas em água doce é dada pela soma das frações que sofrem escoamento e lixiviação, representada pelo termo ' M '.

Tabela 13 - Aplicações de pesticidas na área estudada e seus valores de: fator de atenuação (A_F), Área aplicada (A_C), Dose aplicada (A_D), Coeficiente de escoamento (α), massa que atinge as águas superficiais ($\alpha A_C A_D$), massa que atinge as águas subterrâneas ($(1-\alpha)A_C A_D A_F$) e a massa total em água doce (M)

Aplicação	Princípio Ativo	A_F	A_C (ha)	A_D (kg ha ⁻¹)	α_P	$\alpha A_C A_D$ (kg)	$(1-\alpha)A_C A_D A_F$ (kg)	M (kg)
I	Glifosato	0	2,8	2,143	0,0002	$1,45 \times 10^{-3}$	0	$1,45 \times 10^{-3}$
	2,4 D	$2,62 \times 10^{-21}$	2,8	0,622	0,0509	$8,86 \times 10^{-2}$	$4,33 \times 10^{-21}$	$8,86 \times 10^{-2}$
	Paraquat	0	3,59	0,223	0,0001	$7,75 \times 10^5$	0	$7,75 \times 10^{-5}$
II	Glifosato	0	2,18	1,147	0,0002	$6,06 \times 10^{-4}$	0	$6,06 \times 10^{-4}$
	2,4 D	$2,62 \times 10^{-21}$	2,18	0,768	0,0509	$8,52 \times 10^{-2}$	$4,16 \times 10^{-21}$	$8,52 \times 10^{-2}$
III	Glifosato	0	2,18	2,064	0,0002	$1,09 \times 10^{-3}$	0	$1,09 \times 10^{-3}$
	2,4 D	$2,62 \times 10^{-21}$	2,18	1,229	0,0509	0,136	$6,66 \times 10^{-21}$	0,136
IV	Fipronil	$5,17 \times 10^{-8}$	3	0,2	0,0044	$2,63 \times 10^{-3}$	$3,09 \times 10^{-8}$	$2,63 \times 10^{-3}$
V	Fipronil	$5,17 \times 10^{-8}$	4,23	0,165	0,0044	$3,06 \times 10^{-3}$	$3,60 \times 10^{-8}$	$3,06 \times 10^{-3}$
VI	Sulfentrazone	0,661	7,47	0,937	0,0060	$4,20 \times 10^{-2}$	4,60	4,64
	Metribuzim	$2,03 \times 10^{-2}$	1,03	1,398	0,0310	$4,46 \times 10^{-2}$	$2,84 \times 10^{-2}$	$7,30 \times 10^{-2}$
	Clomazone	$2,24 \times 10^{-15}$	7,47	0,986	0,0070	$5,16 \times 10^{-2}$	$1,64 \times 10^{-14}$	$5,16 \times 10^{-2}$
	Diuron	$3,57 \times 10^{-13}$	7,47	1,539	0,0080	$9,20 \times 10^{-2}$	$4,07 \times 10^{-12}$	$9,20 \times 10^{-2}$
VII	Imazapir	0,384	1,45	0,275	0,0300	$1,20 \times 10^{-2}$	0,148	0,160
	Glifosato	0	1,45	1,034	0,0002	$3,63 \times 10^{-4}$	0	$3,63 \times 10^{-4}$
VIII	Glifosato	0	1,45	1,034	0,0002	$3,63 \times 10^{-4}$	0	$3,63 \times 10^{-4}$
	2,4 D	$2,62 \times 10^{-21}$	1,45	0,462	0,0509	$3,41 \times 10^{-2}$	$1,67 \times 10^{-21}$	$3,41 \times 10^{-2}$
IX	Glifosato	0	1,46	1,575	0,0002	$5,57 \times 10^{-4}$	0	$5,57 \times 10^{-4}$
	Picloram	$1,62 \times 10^{-2}$	1,46	0,022	0,0810	$2,60 \times 10^{-3}$	$4,79 \times 10^{-4}$	$3,08 \times 10^{-3}$
	2,4 D	$2,62 \times 10^{-21}$	1,46	0,082	0,0509	$6,09 \times 10^{-3}$	$2,98 \times 10^{-22}$	$6,09 \times 10^{-3}$
X	Picloram	$1,62 \times 10^{-2}$	8,5	0,064	0,0810	$4,41 \times 10^{-2}$	$8,11 \times 10^{-3}$	$5,22 \times 10^{-2}$
	2,4 D	$2,62 \times 10^{-21}$	8,5	0,24	0,0509	0,104	$5,07 \times 10^{-21}$	0,104
	Mesotriona	$1,06 \times 10^{-68}$	8,5	0,147	0,0235	$2,93 \times 10^{-2}$	$1,30 \times 10^{-68}$	$2,93 \times 10^{-2}$
	Metribuzim	$2,03 \times 10^{-2}$	8,5	2,024	0,0310	0,533	0,339	0,872

De acordo com a Tabela 13, o pesticida que gera maior risco para as águas superficiais próximas ao local de aplicação é o Metribuzim, uma vez que 533 g, dos 17,20 kg que foram aplicados na mistura X, podem contaminá-las através do escoamento. Com relação às águas subterrâneas, o pesticida que apresenta maior risco é o Sulfentrazone, em que, dos 7 kg aplicados na mistura VI, 4,60 kg podem ser lixiviados e contaminar as águas subterrâneas, além de que esse pesticida pode gerar uma massa total em água doce (M) de 4,64 kg, sendo a maior dentre os pesticidas que foram aplicados. O Paraquat e o Glifosato foram os pesticidas com menores massas em água doce, com pequenos valores na ordem de grandeza de 10^{-5} a 10^{-3} , e isso ocorreu devido ao valor nulo do A_F , o que também zerou a massa desses pesticidas em água subterrânea, ficando apenas a contribuição deles nas águas superficiais.

Comparando as massas dos pesticidas que podem atingir as águas superficiais e/ou subterrâneas, observa-se que as reservas de água subterrânea estão 25,7% mais vulneráveis que as águas superficiais, porém 97% da massa de pesticidas em água subterrânea é gerada pela aplicação do Sulfentrazone (89,8%) e do Metribuzim (7,2%). Com exceção do Sulfentrazone e

Imazapir, todos os pesticidas geraram maior massa nas águas superficial e isso se deve aos seus baixos valores de A_F .

De modo geral, nota-se que o valor do A_F tem grande influência sobre a massa dos pesticidas em água doce (subterrânea), pois quanto maior seu valor obtido, maior foi a massa de pesticida gerada que podem atingir essa fonte de água.

Na Tabela 14 são apresentados os valores das concentrações sem efeito dos pesticidas (PNEC) aplicados na área de estudo, calculados a partir da equação 8. Essas concentrações foram calculadas tomando-se como base o menor valor da concentração efetiva média (EC50) para o organismo aquático (entre algas, dáfnias ou peixes) mais susceptível e o fator de avaliação de segurança (A_{SF}). Foi adotado um A_{SF} de 100 (conservação intermediária) para todos os pesticidas, uma vez que todos possuem estudos que determinam suas principais propriedades físico-químicas, bem como a forma de ação deles no ambiente. No caso dos organismos aquáticos, eles são indicadores da qualidade de água e representantes dos níveis tróficos de referência do ecossistema aquático (BACKHAUS & FAUST, 2012).

O PNEC é de grande importância no cálculo do volume de água cinza dos pesticidas, pois quanto menor for o PNEC, maior será o volume de água doce necessária para “diluir” as concentrações de pesticidas nas fontes de água doce (superficial e subterrânea), para que essas concentrações não venham a prejudicar a biota aquática. Por isso, a importância de se escolher o organismo aquático mais susceptível, pois, dessa forma, os demais organismos estarão protegidos dos efeitos de toxicidade aguda dos pesticidas no ambiente.

Tabela 14 - Organismos não-alvo das espécies indicadoras de qualidade da água mais susceptíveis, concentração efetiva média (EC50) e provável concentração sem efeito (PNEC) dos pesticidas aplicados na área estudada

Princípio Ativo	Organismos não-alvo	EC50* (mg L ⁻¹)	PNEC (kg m ⁻³)
2,4-D	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (alga)	24,2	2,42x10 ⁻⁴
Clomazone	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (alga)	3,50	3,50x10 ⁻⁵
Diuron	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (alga)	0,0024	2,40x10 ⁻⁸
Fipronil	<i>Daphnia magna</i> (dáfna)	0,029	2,90x10 ⁻⁷
Glifosato	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (peixe)	1,30	1,30x10 ⁻⁵
Imazapir	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (alga)	71	7,1x10 ⁻⁴
Mesotriona	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (alga)	1,90	1,90x10 ⁻⁵
Metribuzim	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (alga)	0,008	8,00x10 ⁻⁸
Paraquat	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (alga)	0,32	3,20x10 ⁻⁶
Picloram	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (peixe)	8,8	8,80x10 ⁻⁵
Sulfentrazone	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (alga)	0,031	3,10x10 ⁻⁷

*Fonte: <http://www.ipmcenters.org/ECotox/index.cfm>; PPDB (2017)

Com exceção do Glifosato, Picloram e Fipronil, os demais pesticidas tiveram como espécie mais susceptível a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*. Para o Glifosato e Picloram a espécie mais susceptível foi o peixe *Oncorhynchus mykiss* e para o Fipronil foi o crustáceo da espécie *Daphnia magna*. A microalga unicelular *Pseudokirchneriella subcapitata* é amplamente empregada para a avaliação de risco e monitoramento de contaminantes e em testes de toxicidade de pesticidas, sendo recomendado o seu uso por órgãos internacionais (OECD, 1984; JANSSEN & HEIJERICK, 2003; PRESTES et al., 2011; RAGASSI et al., 2017).

Com relação aos valores de PNEC, os pesticidas mais nocivos para o ecossistema aquático, ou seja, que possuem os menores valores aceitáveis em água doce, foram o Diuron ($2,40 \times 10^{-8}$ kg m⁻³), Metribuzim ($8,00 \times 10^{-8}$ kg m⁻³) e Sulfentrazone ($3,10 \times 10^{-7}$ kg m⁻³). Para esses, o organismo aquático mais susceptível foi a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*, com valores de concentração efetiva média (EC50) na ordem de grandeza de 10^{-3} e 10^{-2} mg L⁻¹.

De posse dos valores das concentrações sem efeito dos pesticidas (PNEC) e das massas de pesticidas que atingem a água doce (M), foi possível estimar o volume de água cinza (VAC) para cada pesticida utilizado em cada mistura. Para obter o VAC gerado por cada pesticida em toda a área do Talhão, foi calculada a média ponderada considerando o VAC gerado por cada pesticida em cada aplicação e sua área correspondente. Na Tabela 15 são apresentados os valores do total de água cinza que cada pesticida gerou para todo o talhão (VAC_i), a área total em que eles foram aplicados (Ac_i), o VAC dos pesticidas por hectare (VAC_i^{ha}) e, por fim, a posição relativa de cada pesticida na mistura ou ranking do pesticida (r_i).

Tabela 15 - Volume de água cinza total (VAC_i), Volume de água cinza por hectare (VAC_i^{ha}) e posição relativa para cada pesticida aplicado nas misturas da área estudada pelo modelo de Paraiba et al. (2014)

Princípio Ativo	VAC _i (m ³)	Ac _i (ha)	VAC _i ^{ha} (m ³ ha ⁻¹)	r _i
2,4-D	372	18,57	20,0	1,30
Clomazone	$1,47 \times 10^3$	7,47	197	2,29
Diuron	$3,83 \times 10^6$	7,47	$5,13 \times 10^5$	5,71
Fipronil	$9,95 \times 10^3$	7,23	$1,38 \times 10^3$	3,14
Glifosato	64,3	11,52	5,59	0,75
Imazapir	226	1,45	156	2,19
Mesotriona	$1,54 \times 10^3$	8,50	182	2,26
Metribuzim	$9,82 \times 10^6$	9,53	$1,03 \times 10^6$	6,01
Paraquat	24,2	3,59	6,75	0,83
Picloram	511	9,96	51,3	1,71
Sulfentrazone	$1,50 \times 10^7$	7,47	$2,00 \times 10^6$	6,30

AC_i: área total aplicada do pesticida; r_i: ranking do pesticida.

O Sulfentrazone foi o pesticida que teve o maior VAC da mistura ($1,50 \times 10^7 \text{ m}^3$) e o maior VAC por hectare ($2,00 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Logo depois dele vem o Metribuzim, que obteve um VAC de $9,82 \times 10^6 \text{ m}^3$, seguido pelo Diuron, com $3,83 \times 10^6 \text{ m}^3$. Esses mesmos pesticidas também foram os que apresentaram maiores massas em água doce e os que tiveram menores valores de PNEC, o que os caracteriza como os mais contaminantes na mistura. O Sulfentrazone foi utilizado apenas uma vez na aplicação VI e seu alto poder nocivo ao ambiente se deve a suas propriedades de alta solubilidade em água, elevada persistência no ambiente e forte tendência de ser lixiviado, o que é confirmado pela sua posição no ranking (6,30), o qual indica que este é o maior contaminante da mistura. Com relação ao Metribuzim, trata-se de um pesticida que possui alta solubilidade em água, baixa retenção no solo e, conseqüentemente, alto potencial de lixiviação, fazendo com que ele tenha gerado grande massa em água superficial e subterrânea e assumisse o segundo lugar no ranking do pesticida (6,01). Já o Diuron, é fortemente adsorvido pelo solo com alta persistência, não possui tendência de ser lixiviado e tem sua principal contribuição na massa de pesticida em água superficial. O que mais influenciou para que ele ocupasse o terceiro lugar no ranking (5,71) foi a alta dose aplicada e a baixa tolerância da biota aquática as concentrações desse composto.

O menor VAC foi o obtido pela aplicação do Paraquat, $24,2 \text{ m}^3$, e o menor VAC por hectare foi referente a aplicação do Glifosato, $5,59 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Ambos tiveram as menores massas em água doce devido a altíssima capacidade de adsorção que eles possuem, fazendo com que eles não apresentem risco de lixiviação para as águas subterrâneas. Embora o Paraquat não apresente risco de lixiviação e tenha gerado o menor VAC, deve haver cautela em seu uso, pois trata-se de um herbicida com persistência muito alta no ambiente e, conseqüentemente, taxa de degradação muito baixa, de modo que seu uso pode gerar uma contaminação do solo em que ele é aplicado e impactos para organismos não-alvo terrestres.

Os VAC dos pesticidas Clomazone, Diuron, Glifosato, Imazapir, Metribuzim e Sulfentrazone também foram calculados por Paraiba et al. (2014) para a cultura canavieira, obtendo-se $191 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $6,05 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $16,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $81,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $6,09 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $1,32 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente. Para os quatro primeiros pesticidas, os resultados foram bastante semelhantes aos encontrados nesse trabalho. Já para o Metribuzim, o valor obtido por Paraiba et al. (2014) representa 60% do obtido nesse trabalho e para o Sulfentrazone, pesticida mais contaminante aplicado no Talhão, representa apenas 0,66%. Portanto, nota-se que as características do manejo e do local são capazes de diferir bastante o VAC para um mesmo pesticida. Sausse (2011) afirma que os valores da pegada hídrica podem mudar muito de um

local para o outro devido a variabilidade das condições de produção, o que torna questionável utilizar esse indicador para cálculo a nível de um país.

Com relação ao ranking do pesticida na mistura (r_i), variou de 0,75 para o Glifosato, a 6,30 para o Sulfentrazone. Conhecer esses valores torna possível escolher, dentre as possíveis misturas de pesticidas, aquelas que geram um menor volume de água cinza para o ambiente em determinada época do ano, tornando-se uma ferramenta para reduzir o risco de contaminação da água doce por pesticidas utilizados nos campos agrícolas (PARAIBA et al., 2014). Como exemplo, se utilizar misturas de Glifosato ($r = 0,75$) e Paraquat ($r = 0,83$) em épocas secas e Clomazone ($r = 2,29$) e Mesotriona ($r = 2,26$) em épocas úmidas, o VAC da mistura de pesticidas seria $3,91 \times 10^2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Em contrapartida, se forem utilizados Glifosato ($r = 0,75$) e Imazapir ($r = 2,19$), em épocas secas, e Sulfentrazone ($r = 6,30$) e Metribuzim ($r = 6,01$), em épocas úmidas, o VAC da mistura de pesticidas seria $3,03 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, mais de 7700 vezes o VAC do primeiro caso.

Segundo Paraiba et al. (2014), o VAC da mistura de pesticidas é dado pela soma dos VAC de cada pesticida aplicado. Sendo assim, para o Talhão 587 o VAC da mistura de pesticidas foi de $2,86 \times 10^7 \text{ m}^3$, com um VAC por hectare de $3,55 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Considerando que do Talhão foram produzidas, na safra 2017, 691,82 toneladas de cana-de-açúcar, isso representa uma pegada de água cinza de $4,13 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$. Para se ter uma ideia da extensão desse volume, seria necessária uma precipitação de 336470 mm, cerca de 164 vezes a precipitação média anual na área, para que a massa de contaminantes gerada fosse “diluída”, de modo a não causar nenhum dano as espécies aquáticas mais susceptíveis presentes no local.

Souza & Cohim (2016) também utilizaram o modelo de Paraiba et al. (2014) para o cálculo do VAC da mistura de 7 pesticidas usualmente utilizados na cultura do café no Brasil e encontraram o VAC de $4,49 \times 10^{11} \text{ m}^3$. Já para a cana-de-açúcar, Paraiba et al. (2014) calcularam o VAC da mistura dos 17 principais herbicidas utilizados na cultura, estimado em $2,36 \times 10^{12} \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$. Em ambos os trabalhos foram feitas extrapolações dos percentuais da área aplicada de cada pesticida para abranger todo o território brasileiro que tem o cultivo dessas culturas, o que torna os valores pouco reais, se comparado a um caso com dados de campo experimentais.

Em seu trabalho, Paraiba et al. (2014) destacam a importância de se realizar estudos experimentais sobre a taxa de lixiviação dos pesticidas, doses aplicadas, resíduos em corpos d'água, persistência no solo, efeitos tóxicos nos organismos aquáticos, taxa de recarga dos aquíferos e características hidrológicas do solo, para melhorar e refinar os cálculos dos volumes de água cinza de pesticidas utilizados em diferentes campos agrícolas. Portanto, os resultados

obtidos nesse estudo são mais refinados do que os obtidos em Paraiba et al. (2014), pois foram utilizados dados de condições reais de cultivo.

4.3 COMPARAÇÃO ENTRE OS DOIS MODELOS APLICADOS

Tanto no modelo de Hoekstra et al. (2011) quanto no modelo de Paraiba et al. (2014) o pesticida mais contaminante da mistura, responsável pelo maior volume de água cinza, foi o Sulfentrazone. Para o primeiro modelo, esse pesticida gerou um VAC de $6,25 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e para o segundo o VAC gerado foi de $2,00 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Tendo em vista que esse pesticida foi aplicado uma única vez em um período de um ano e foi capaz de ser o mais contaminante da mistura, percebe-se a importância de se conhecer bem o comportamento e propriedades dos compostos químicos escolhidos para reduzir ao máximo o VAC gerado pela aplicação deles.

Com o modelo de Paraiba et al. (2014), a pegada de água cinza da mistura dos 11 pesticidas aplicados, com relação a produção de cana-de-açúcar na área, foi maior ($4,13 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$) que o obtido pelo modelo de Hoekstra et al. (2011), $6,75 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$, mostrando que a pegada hídrica cinza se torna maior quando se leva em consideração não apenas os padrões de qualidade de água, mas também as concentrações dos pesticidas com efeito tóxico aos organismos indicadores de qualidade da água. Portanto, o modelo de Hoekstra et al. (2011) é mais conservador do que o proposto por Paraiba et al. (2014).

Na Tabela 16 é apresentada uma comparação entres os VAC, obtidos pelos dois modelos, para cada pesticida aplicado nas misturas. Observa-se que para os pesticidas 2,4-D, Clomazone, Glifosato, Mesotriona e Paraquat, os VAC calculados pelo modelo de Hoekstra et al. (2011) foram bem maiores que pelo modelo de Paraiba et al. (2014).

Tabela 16 - Comparação entre os modelos de Hoekstra et al. (2011) e Paraiba et al. (2014) para a obtenção dos volumes de água cinza (VAC) dos pesticidas aplicados na área estudada

Princípio Ativo	Modelo de Hoekstra et al. (2011)	Modelo de Paraiba et al. (2014)
	VAC _i ^{ha} (m ³ ha ⁻¹)	VAC _i ^{ha} (m ³ ha ⁻¹)
2,4-D	$1,51 \times 10^3$	20,0
Clomazone	$5,76 \times 10^5$	197
Diuron	$4,50 \times 10^5$	$5,13 \times 10^5$
Fipronil	$1,21 \times 10^3$	$1,38 \times 10^3$
Glifosato	239	5,59
Imazapir	498	156
Mesotriona	$7,13 \times 10^4$	182
Metribuzim	$1,06 \times 10^5$	$1,03 \times 10^6$
Paraquat	447	6,75
Picloram	117	51,3
Sulfentrazone	$6,25 \times 10^5$	$2,00 \times 10^6$

No caso dos pesticidas 2,4-D, Clomazone e Mesotriona, a diferença entre os volumes ocorreu devido ao efeito associado aos maiores valores de α_H , ou seja, a maior parcela da massa aplicada sofre lixiviação e escoamento, com menores valores de $C_{m\acute{a}x}$ adotados no modelo de Hoekstra et al. (2011). Como consequência, tem-se a necessidade de um maior volume de água doce para “diluir” a poluição gerada por esses pesticidas nos corpos d’água, para esse modelo.

Já para os pesticidas Glifosato e Paraquat, a diferença entre os modelos ocorreu devido a grande diferença entre os valores de α_H e α_P adotados em cada um deles, o que, conseqüentemente, fez com que a massa de pesticidas que sofre lixiviação e escoamento pelo modelo de Hoekstra et al. (2011) fosse muito maior que a obtida pelo modelo de Paraiba et al. (2014). Essa grande diferença entre as massas também foi influenciada pela adoção do A_F no modelo de Paraiba et al. (2014), pois esse fator fez com que fosse zerada a contribuição do Glifosato e Paraquat para as águas subterrâneas devido ao processo de lixiviação.

Com relação ao ranking dos pesticidas, se for considerado os cinco primeiros em ordem decrescente, observa-se que em ambos os modelos são encontrados os pesticidas Sulfentrazone (1º) e Diuron (3º) nas mesmas posições, e Clomazone e Metribuzim em diferentes posições. A diferença entre os modelos se dá pela presença do Mesotriona em 5º lugar pelo modelo de Hoekstra et al. (2011) e o Fipronil em 4º lugar pelo modelo de Paraiba et al. (2014). Contudo, percebe-se que, para ambos os modelos, esses são os pesticidas que merecem uma atenção especial quando adicionados a uma mistura e, quando possível, devem ser evitados suas aplicações, devido ao alto potencial de contaminação desses compostos aos corpos d’água.

De modo geral, observa-se com esse trabalho que tanto pelo modelo de Hoekstra et al. (2011) quanto pelo modelo de Paraiba et al. (2014), os VAC das misturas de pesticidas na cultura canavieira são bastante elevados. Se pegarmos o pior caso, o VAC de $2,86 \times 10^7$ m³ obtido com o modelo de Paraiba et al. (2014), esse volume equivale a 78,5% da capacidade da Barragem Botafogo, responsável pelo abastecimento da zona norte da Região Metropolitana do Recife, e isso levando-se em consideração apenas uma pequena área da usina. Portanto, observa-se a importância de um manejo adequado dos pesticidas aplicados não apenas nas plantações de cana-de-açúcar, mas também em todas as outras produções agrícolas.

5 CONCLUSÕES

1. O modelo de Paraiba et al. (2014) mostrou-se mais conservador do ecossistema aquático na determinação da pegada de água cinza da mistura de pesticidas por considerar o conceito de adição de concentração, o qual permite prever e identificar os efeitos ecotoxicológicos dos pesticidas ao nível do ecossistema, e não considera padrões relativos de qualidade da água, como no caso do modelo de Hoekstra et al. (2011);
2. Tanto o modelo de Hoekstra et al. (2011) quanto o modelo de Paraiba et al. (2014) podem ser aplicados para a estimativa da pegada hídrica cinza de misturas de pesticidas em áreas menores e considerando suas particularidades, sendo, portanto, válidos;
3. Os pesticidas Sulfentrazone, Metribuzim e Diuron foram caracterizados como os mais contaminantes na mistura, ocupando os primeiros lugares no ranking, e, conseqüentemente, são os que possuem maior potencial poluente;
4. O ranking do pesticida mostra-se como um forte aliado para um bom manejo dos pesticidas, pois através dele é possível escolher pesticidas que apresentem os mesmos resultados de produtividade e qualidade, porém que reduzem o volume total de água cinza de suas misturas, prezando pela conversação dos recursos hídricos e servindo como ferramenta para o planejamento e gerenciamento ambiental da cultura.

6 PERSPECTIVAS

1. Para o refinamento dos modelos, seria necessário considerar a parcela de cada pesticida que atinge os seus alvos e é absorvida por eles, pois essa parcela seria subtraída das massas dos pesticidas que atingem os corpos d'água presentes no local;
2. Deve ser considerada também a toxicidade crônica dos pesticidas para os demais seres na escolha das misturas, pois, o Glifosato e o 2,4-D, por exemplo, embora apresentem baixas posições no ranking, são classificados como carcinógenos humano em diversos estudos;
3. Em função do uso contínuo das áreas de produção agrícola, a avaliação da presença de pesticidas nos corpos d'água próximos ao local e no solo, antes da aplicação dos modelos, deve ser realizada para que se obtenha estimativas mais próximas da real situação de campo, pois é esperado que as massas dos pesticidas no solo e nos corpos hídricos sejam bem maiores que as consideradas nesse trabalho, devido ao acúmulo dos princípios ativos, que não foram degradados, ao longo dos anos;
4. A pegada de água cinza associada a aplicação de pesticidas deve ser calculada também para outras culturas, pois ela serve como um indicador da apropriação e conservação dos recursos hídricos, e, além disso, pode ser usada como um indicador da sustentabilidade agrícola.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7.181: **Solo - Análise Granulométrica**. Rio de Janeiro, 1984.
- ALLEN, R. G. et al. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Rome: **FAO Irrigation and Drainage Paper**, v. 56, 300 p., 1998.
- ALVES, S. R.; SILVA, J. J. O. Avaliação de ambientes contaminados por agrotóxicos. In: **É veneno ou É remédio?: agrotóxicos, saúde e ambiente**. Fiocruz ed. Rio de Janeiro: [s.n.]. p. 137–156, 2003.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ANA e Embrapa concluem levantamento sobre irrigação com pivôs centrais no Brasil. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id_noticia=12669>. Acesso em: 09 mar. 2018.
- ANDRADE, M. C. de. Espaço e tempo na agroindústria canvieira de Pernambuco. **Estudos Avançados**, IEA/USP, v. 15, n. 43, p. 267-280, 2001.
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Gerência Geral de Toxicologia. Programa de análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos (PARA). **Relatório das análises de amostras monitoradas no período de 2013 a 2015**. Brasília, DF. 246p., 2016.
- ANVISA; UFPR. **Seminário de mercado de agrotóxico e regulação**. Brasília: ANVISA. 2012. Disponível em: <portal.anvisa.gov.br/agrotoxicos/publicacoes> Acesso em: 11 jun. 2016.
- ARAÚJO, M.A.; TORMENA, C.A.; SILVA, A.P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 337-345, 2004.
- BACKHAUS, T.; FAUST, M. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. **Environmental Science & Technology**, v. 46, 5 p., 2012.
- BELCHIOR, D. C. V. et al. Impactos de agrotóxicos sobre o meio ambiente e a saúde humana. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 34, n. 1, p. 135-151, 2014.
- BELO, M. S. S. P. et al. Uso de agrotóxicos na produção de soja do estado de Mato Grosso: um estudo preliminar de riscos ocupacionais e ambientais. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 37, n. 125, p.78-88, 2012.
- BERNARDO, S. Manual de irrigação. 4 ed. Viçosa: MG, Universidade Federal de Viçosa, 611 p., 1987.
- BOHNER, T. O. L. et al. O impacto ambiental do uso de agrotóxicos no meio ambiente e na saúde dos trabalhadores rurais. **Revista Eletrônica do Curso de Direito da UFSM**, v. 8, p. 329-341, 2013.

BRASIL. Decreto Nº 4.074, de 4 de Janeiro de 2002. Regulamenta a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4074.htm>. Acesso em: 6 ago. 2016.

BRASIL. Ministério do Trabalho. Portaria nº. 86/GM, de 03 de março de 2005. NR 31, Norma Regulamentadora-31. **Segurança e saúde no trabalho na agricultura, pecuária, silvicultura, exploração florestal e aquicultura**. Brasília, 2005.

BRENTANO, A. C. et al. **Efeito de pesticidas utilizados na cultura da videira sobre ácaro predador neosiusulus californicus (acari: phytoseiidae), ao nível de laboratório**. In: Seminário de Iniciação Científica, 43 p., 2016

CAMPOS, J. H. B. C. et al. Evapotranspiração e produtividade da mangueira sob diferentes tratamentos de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 150-156, 2008.

CARNEIRO, F. F. et al. **Dossiê ABRASCO - Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. Rio de Janeiro/ São Paulo: Expressão Popular e EPSJV, 2015.

CASSAL, V. B. et al. Agrotóxicos : uma revisão de suas consequências para a saúde pública. **Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental - REGET**, v. 18, p. 437–445, 2014.

CHAPAGAIN, A. K. et al. The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. **Ecological Economics**, v. 60, p. 186–203, 2006.

CHRISTOFFOLETI, P. J. et al. Manejo de plantas daninhas na cultura da cana-de-açúcar: novas moléculas herbicidas. **II Simpósio de Tecnologia de Produção de Cana-de-Açúcar**, p. 11, 2005.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento de safra brasileira 2015/2016 de cana-de-açúcar, quarto levantamento, abril/2016**. Brasília: CONAB, v. 2, 76 p., 2016.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 2005**, com atualizações pelas Resoluções nº 410/2009 e 430/2011. 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. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 10 Jun. 2017.

CORBI, J. J. et al. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 61-65, 2006.

COSTA, R. et al. Efeito de agrotóxicos usados na cultura do morangueiro sobre o predador *Phytoseiulus macropilis* (Banks) em laboratório, semicampo e campo no sul de Minas Gerais. **Revista Agroambiental**, v. 4, n. 3, p. 1-12, 2012.

COUTINHO, C. F. B. et al. Pesticidas: Mecanismo De Ação, Degradação E Toxidez.

Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, v. 15, p. 65–72, 2005.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. **Diagnóstico do Município de Igarassu**. Estado de Pernambuco. Recife: CPRM/PRODEEM. 11 p. 2005.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente. **Diagnóstico socioambiental do litoral norte de Pernambuco, Gerenciamento costeiro**. O meio físico da área. p. 32 e 43-54. 2001. Disponível em: <www.cprh.pe.gov.br/central_servicos/centro_documentacao_informacao_ambiental/central_downloads/39749;34001;020709;0;0.asp>. Acesso em: 18 Ago. 2017.

DANE, J. H.; HOPMANS, J. W. “Water Retention and Storage,” In: DANE J. H.; TOPP G. C., Eds., **Methods of Soil Analysis**, Part 4, Physical Methods, Soil Science Society of America, Madison, 1692 p., 2002.

DEPEC – Departamento de pesquisas e estudos econômicos. **Açúcar e Etanol, agosto de 2016**. Bradesco, 2016. Disponível em: <www.economiaemidia.com.br>. Acesso em: 26 out. 2016.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. 306 p. Brasília. EMBRAPA: 2006.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de Métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Panorama Fitossanitário – Cultura do milho, Plantas daninhas**. 2014. Disponível em: <<http://panorama.cnpms.embrapa.br/plantas-daninhas>>. Acesso em: 12 set. 2016.

FERRAZ R. L. S. et al. **Calagem em cana-de-açúcar: efeitos no solo, planta e reflexos na Produção**. InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade. São Paulo: Centro Universitário Senac. v. 10, n. 1, 2015.

FERREIRA, M.M.; MARCOS, Z.Z. Estimativa da capacidade de campo de Latossolo Roxo distrófico e Regossolo através do ponto de inflexão da curva característica de umidade. **Ciência Prática**, v. 7, p. 96-101, 1983.

FERREIRA, E. A. et al. Toxicidade de herbicidas a genótipos de cana-de-açúcar. **Revista Trópica-Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 6, n. 1, p. 84–92, 2012.

FERREIRA, M. M. **Caracterização física do solo**. In: JONG VAN LIER, Q., ed. Física do Solo. Viçosa, SBSC, p.1-27, 2010.

FIGUEIREDO, M. V. B. et al. Secretaria de Agricultura e Reforma Agrária. **Guia prático para controle de amostras laboratoriais** – Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA). Recife, 90 p., 2013.

FINIZIO, A.; VILLA, S.; TREMOLADA, P.; GAGGI, C. Assessing the environmental risk of pesticide mixtures in water bodies: the case of the Luria basin (Lombardia Region, Italy). **Proc XII Symp Pesticide Chemistry**, Piacenza, Italy. p. 667-676, 2003.

FINIZIO, A.; VILLA, S.; VIGHI, M. Predicting pesticide mixtures load in surface waters from a given crop. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 111, n. 1–4, p. 111–118, 2005.

FRANKE, N. A.; BOYACIOGLU, H.; HOEKSTRA, A. Y. **Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines**. Delft: [s.n.]. v. 1, 64 p., 2013.

FREITAS, M. et al. Sulfentrazone sorption in different types of soil by bioassays. **Planta Daninha**, v. 32, n. 2, p. 385–392, 2014.

FRYDAY, S.; TIEDE, K.; STEIN, J. Scientific services to support EFSA systematic reviews: lot 5 systematic literature review on the neonicotinoids (namely active substances clothianidin, thiamethoxam and imidacloprid) and the risks to bees (Tender specifications RC/EFSA/PRAS/2013/03): final report. **EFSA Supporting Publication**, v. 12, n. 2, EN-756, 2015.

GARCIA, J. F. **Manual de Identificação de Pragas da Cana**. Campinas, SP. 220 p. 2013. Disponível em: <www.fmcagricola.com.br/coletaneaefmc.aspx>. Acesso em: 3 out. 2016.

GOMES, M.A.F.; BARIZON, R.R.M. Panorama da Contaminação Ambiental por Agrotóxicos e Nitrato de origem Agrícola no Brasil: cenário 1992/2011. **Embrapa Meio Ambiente**, Jaguariúna, 36 p., 2014.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.8, n. 4, p. 339-357, 1989.

HOEKSTRA, A. Y. et al. **The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard**. Londres/Washington, earthscan, 223 p., 2011.

HORNSBY, A. G.; WAUCHOPE, R. D.; HERNER, A. E. **Pesticide properties in the environment**. Springer-Verlag. NY, USA. 227 p., 1996.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. Relatórios de comercialização de agrotóxicos. **Boletins anuais: Boletim 2016**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>>. Acesso em: 08 mar. 2018.

IGNÁCIO, L. C. et al. Risco dos agrotóxicos para os trabalhadores rurais da cana de açúcar. **De Magistro de Filosofia**, v. 20, p. 89–106, 2016.

IPM - Integrated Plant Protection Center. **OPP: Pesticide Ecotoxicity Database**. Estados Unidos: 2017. Disponível em: <www.ipmcenters.org/Ecotox/index.cfm>. Acesso em: 10 Jun. 2017.

ISMAIL, B. S.; PRAYITNO, S.; TAYEB, M. A. Contamination of rice field water with sulfonylurea and phenoxy herbicides in the Muda Irrigation Scheme, Kedah, Malaysia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.187, p. 406, 2015.

JANSSEN, C. R.; HEIJERICK, D.G. Algal toxicity tests for environmental risk assessments of metals. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 178, p. 23-52, 2003.

JÉGO G. et al. Impact of the spatial resolution of climatic data and soil physical properties on regional corn yield predictions using the STICS crop model. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 41, p. 11-22, 2015.

JURY W. A.; GARDNER W. R.; GARDNER W. H. **Soil physics**. John Wiley & Sons, Inc,

NY, 328 p., 1992.

KI, S.J.; RAY, C. A GIS-Assisted Regional Screening Tool to Evaluate the Leaching Potential of Volatile and Non-Volatile Pesticides. **Journal of Hydrology**, v. 522, p. 163-173, 2015.

KLEIN, V.A.; REICHERT, J.M.; REINERT, D.J. Água disponível em um Latossolo Vermelho argiloso e murcha fisiológica de culturas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, p. 646-650, 2006.

KUVA, M. A. et al. Períodos de interferência das plantas daninhas na cultura da cana-de-açúcar. III - Capim-branquiária (*Brachiaria decumbens*) e Capim-colonião (*Panicum maximum*). **Planta Daninha**, v. 21, n. 1, p. 37-44, 2003.

KUVA M. A. et al. Fitossociologia de comunidades de plantas daninhas em agroecossistema cana crua. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 25, n. 3, p. 501-511, 2007.

LEPSCH, Igo F. **Formação e Conservação Dos Solos**. Oficina de textos. São Paulo, 2 ed., 2010.

LONDRES, F. Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da vida. Rio de Janeiro: **Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa**, 2011.

MANCUSO, M. A. C.; NEGRISOLI, E.; PERIM, L. Efeito residual de herbicidas no solo ("Carryover"). **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 10, n. 2, p. 151-164, 2011.

MARACAJÁ, K. F. B. et al. Pegada Hídrica como Indicador de Sustentabilidade Ambiental. **Reunir : Revista de Administração, Contabilidade e Sustentabilidade**, v. 2, n. 2, p. 113-125, 2012.

MARIN, F. R. Solo. **Agência Embrapa de Informações Tecnológicas**. 2015. Disponível em: <<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-deacucar/arvore/html>> Acesso em: 07 Mar. 2018.

MCCMAHON, G.; LAWRENCE, P.; O'GRADY, T. Weed Control in Sugarcane. In: **Manual of canegrowing**. [s.l: s.n.]. p. 241-261, 2000.

MELLO, C.R. et al. Estimativa da capacidade de campo baseada no ponto de inflexão da curva característica. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 26, p. 836-841, 2002.

MELO FILHO, J. F., VASCONCELOS, A. L. S., SOUZA, L. S. Determination of the subsurface quality index in a Cohesive Argisolic Yellow Latosol under natural forest in Coastal Plains. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1599-1608, 2007.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, p. 1577-1600, 2001.

MENEGUETTI, C. C.; MEZARROBA, S.; GROFF, A. M. **Fatores relacionados ao cultivo da cana-de-açúcar**. IV Encontro de engenharia de produção agroindustrial. **Anais...Campo Mourão**: 2010

MILHOME, M. A. L. et al. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 363-372, 2009.

- MORAES, M. T. **Qualidade física do solo sob diferentes tempos de adoção e de escarificação do sistema plantio direto e sua relação com a rotação de culturas.** 2013. 205 f. Dissertação (Mestrado em ciência do solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2013.
- NASCIMENTO, R. M. et al. Intoxicação por agrotóxicos na sub bacia do Natuba, município de Vitória de Santo Antão (PE), Brasil. **Natural Resources**, v. 03, n. 02, 1 p., 2013.
- OECD - Organization for Economic Co-operation and Development. **Guidelines for the testing of chemicals: 201 – Alga, growth inhibition test.** Paris, 1984.
- OLIVEIRA, A. R.; FREITAS, S. P. Levantamento fitossociológico de plantas daninhas em áreas de produção de cana-de-açúcar. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 26, n. 1, p. 33-46, 2008.
- OLIVEIRA, T. A.; LÁZARI, T. M.; NUNES, G. Efeito da interação do nicosulfuron chlorpyrifos sobre o banco de sementes e os atributos microbianos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 3, p. 563-570, 2009.
- ONGLEY, E. D. Control of Water Pollution from Agriculture. Burlington, Canadá: **FAO Irrigation and drainage paper**, 2004.
- ORTIZ, P. F.S. et al. Physical qualities of an Ultisol under sugarcane and Atlantic forest in Brazil. **Geoderma Regional**, p. 62-70, 2017.
- PARAIBA, L. C. et al. A mathematical model to estimate the volume of grey water of pesticide mixtures. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v. 12, n. 2, p. 509–518, 2014.
- PARAIBA, L.C.; SPADOTTO, C.A. Soil temperature effect in calculating attenuation and retardation factors. **Chemosphere**, v. 48, n. 9, p. 905-912, 2002.
- PAULA, C. S. **Controle químico de Mimosa pudica em pastagem de Brachiaria decumbens com doses reduzidas de herbicidas.** Ilha Solteira: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2013.
- PIGNATI, W. A.; MACHADO, J. M. H.; CABRAL, J. F. Acidente rural ampliado: o caso das “chuvas” de agrotóxicos sobre a cidade de Lucas do Rio Verde. **Ciência & Saúde & Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 105-114, 2012.
- PINHEIRO, J. N.; FREITAS, B. M. Efeitos letais dos pesticidas agrícolas sobre polinizadores e perspectivas de manejo para os agroecossistemas brasileiros. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 1, p. 266-281, mar. 2010.
- PITELLI, R.A., DURIGAN, J.C. **Terminologia para períodos de controle e convivência das plantas daninhas em culturas anuais e bianuais.** In: Congresso Brasileiro de Herbicidas e Plantas Daninhas, Belo Horizonte. **Resumos...** Belo Horizonte: SBHDE, p.37, 1984.
- POLETTI, M.; COLLETTE, L. de P.; OMOTO, C. Compatibilidade de agrotóxicos com os ácaros predadores *Neoseiulus californicus* (McGregor) e *Phytoseiulus macropilis* (Banks) (Acari: Phytoseiidae). **BioAssay**, v. 3, n. 3, p. 1-14, 2008.
- PPDB – Pesticides Properties Database. **Global availability of information on agrochemicals**, 2017. Disponível em: <sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/index.htm>. Acesso em: 10 Ago. 2017.

PRESTES, E. B.; JONSSON, C. M.; CASTRO, V. L. S. S. Avaliação da Toxicidade de Piraclostrobin, Epoxiconazol e sua mistura em alga *Pseudokirchneriella subcapitata*. **Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, Curitiba, v. 21, 2011.

RAGASSI, B.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; SILVA JUNIOR, O. P. Ecotoxicidade de agrotóxicos para algas de água doce. **XIII Fórum Ambiental da Alta Paulista**. São Paulo, p. 1012-1022, 2017.

RAO, P.S.C.; HORNSBY, A.G.; JESSUP, R.E. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. **Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings**, v.44, p.1-8, 1985.

RIBEIRO, D.H.B.; VIEIRA, E. **Avaliação do potencial de impacto dos agrotóxicos no meio ambiente**. 2010. Artigo em Hypertexto. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2010_2/agrotoxicos/index.htm>. Acesso em: 8 Mar. 2018.

RIGOTTO, R. M.; VASCONCELOS, D. P.; ROCHA, M. M. Uso de agrotóxicos no Brasil e problemas para a saúde pública. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 7, p. 1-3, 2014.

RODRIGUES, L. D. **A Cana-de-açúcar como matéria-prima para a produção de biocombustíveis: Impactos ambientais e o zoneamento agroecológico como ferramenta para mitigação**. Curso de especialização em análise ambiental - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora. 2010.

RUIZ, H.A.; FERREIRA, G.B.; PEREIRA, J.B.M. Estimativa da capacidade de campo de Latossolos e Neossolos Quartzarênicos pela determinação do equivalente de umidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 389-393, 2003.

SAUSSE, C. On the water footprint of energy from biomass: a comment. **Ecological Economics**, v. 71, p. 1-3, 2011.

SEVERINO, L. S. et al. Avaliação do herbicida clomazone aplicado a mamoneira. **2º Congresso Brasileiro de mamona**, 6 p., 2005.

SILVA, A.P.; KAY, B.D.; PERFECT, E. Characterization of the least limiting water range of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 1775-1781, 1994.

SILVA, D. R. O. et al. Ocorrência de agrotóxicos em águas subterrâneas de áreas adjacentes a lavouras de arroz irrigado. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 5, p. 748-752, 2011.

SILVA, V. P. R. et al. Crop coefficient, water requirements, yield and water use efficiency of sugarcane growth in Brazil. **Agricultural Water Management**, v.128, p.102-109, 2013.

SILVA, V. P. R. et al. Uma medida de sustentabilidade ambiental: pegada hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 100-105, 2013.

SILVA, B. M. et al. Plant-Available Soil Water Capacity: Estimation Methods and Implications. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 38, p. 464-475, 2014.

SILVA, V. P. R.; BORGES, C. J. R.; ALBUQUERQUE, W.G. Necessidades hídricas da cana-de-açúcar cultivada em clima tropical. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 35, n. 2, p. 625-632. Londrina, 2014.

SILVA, V. P. R. et al. Medições e modelagem da pegada hídrica da cana-de-açúcar cultivada no Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, n. 6, p. 521–526, 2015.

SIMÕES NETO, D. E. et al. Adubação fosfatada para cana-de-açúcar em solos representativos para o cultivo da espécie no Nordeste brasileiro. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.50, n.1, p.73-81, 2015.

SOBRAL, L. F. et al. Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos. Aracaju: **Embrapa Tabuleiros Costeiros**. 13p. 2015.

SOUSA, D. M. G. et al. **Recomendações para Correção da Acidez do Solo para Cana-de-Açúcar no Cerrado**. Comunicado técnico 177. Platina, DF: Embrapa, 2015.

SOUZA, C.C. et al. Avaliação de métodos de determinação de água disponível em solo cultivado com algodão. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 37, p. 337-341, 2002.

SOUZA, T. A.; COHIM, E. H. B. Volume de água cinza da mistura de herbicidas utilizados na cultura do café no Brasil. **XIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, Aracajú-SE, 2016.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; HORNSBY, A. G. Pesticide leaching potential assessment in multilayered soils. **Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, v. 12, 2002.

TOLEDO, M. C. M. **Intemperismo e Pedogênese**, cap. 7, p. 134-157. In: *Ambiente na Terra – Geologia* [S.l.: s.n.], 2014.

UFPA – Departamento de agricultura. **Biologia e ecologia de plantas daninhas**. Agência Embrapa de informação tecnológica, 33 p., 2004. Disponível em: <<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/catalogo/RECRE200.0.70.201812006142920.html>>. Acesso em: 2 out. 2016.

US EPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. **Pesticide Reregistration Status**. 2016. Disponível em: <archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/html/status_page_c.html>. Acesso em: 10 Ago. 2017.

VELOSO, C. A. C. et al. Resposta de cultivares de milho à adubação fosfatada em Latossolo Vermelho do sul do Pará. **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, [S.l.], n. 44, p. 145-156, 2017.

VICTORIA FILHO, R.; CHRISTOFFOLETI, P.J. Manejo de plantas daninhas e produtividade da cana. **Visão Agrícola**, v.3, n.1, p.32-37, 2004.

YAMASHITA, O. M. et al. Fatores ambientais sobre a germinação de *Emilia sonchifolia*. **Planta Daninha**, v. 27, n. 4, p. 673–681, 2009.

ANEXO A – CONSUMO DE INSUMOS

Período: 01/08/2016 a 31/07/2017

Consumo de Insumos

Fazenda	Fazenda	Talhão	Operação	Data	Insumo	Área Local	Área Aplic.	Consumo Total	Médio
73 Campinas	73 Campinas	587	120 Cont. Perenes Cultivo M	12/11/2016 12/11/2016	AGUA	6,41	2,18HA	500,00000	229,358
					ZAPP QI	6,41	2,18HA	5,00000	2,294
					AMINOL 806 LT 1X20	6,41	2,18HA	2,50000	1,147
				14/11/2016 14/11/2016	AGUA	6,41	2,18HA	600,00000	275,229
					ZAPP QI	6,41	2,18HA	9,00000	4,128
					AMINOL 806 LT 1X20	6,41	2,18HA	4,00000	1,835
			248 Cont. Perenes Cana Soca	23/08/2016 23/08/2016	ROUNDUP WG	6,41	2,80HA	6,00000	2,143
					REGULUX CANA (ACIDO F	6,41	3,59HA	0,10000	0,028
					AGUA	6,41	6,39HA	1.500,00000	234,742
					2 ,4D AMINA	6,41	2,80HA	2,60000	0,929
					HELMOXONE 20 LT 1X20	6,41	3,59HA	4,00000	1,114
			254 Aplic.Herb.Pré- Plat. Man	26/01/2017 26/01/2017	BORAL	8,50	7,47HA	14,00000	1,874
					AGUA	8,50	8,50HA	1.450,00000	170,588
					SENCOR-BAYER	8,50	1,03HA	3,00000	2,913
					GAMIT STAR	8,50	7,47HA	9,20000	1,232
					DIOX	8,50	7,47HA	23,00000	3,079
			257 Aplic.herb.pós-em Planta.	24/04/2017 24/04/2017	AGUA	8,50	8,50HA	2.100,00000	247,059
					ADE SIVO SILWET L-77 AG	8,50	8,50HA	0,30000	0,035
					ARTYS	8,50	8,50HA	8,50000	1,000
					MERISTO	8,50	8,50HA	2,60000	0,306
					UNIMARK 700WG	8,50	8,50HA	17,20000	2,024
			280 Cont. Perenes Cana Plant	26/01/2017 26/01/2017	AGUA	8,50	1,45HA	200,00000	137,931
					CONTAIN	8,50	1,45HA	1,50000	1,034
					ZAPP QI	8,50	1,45HA	3,00000	2,069
				08/03/2017 08/03/2017	AGUA	8,50	1,45HA	200,00000	137,931
					ZAPP QI	8,50	1,45HA	3,00000	2,069
					AMINOL 806 LT 1X20	8,50	1,45HA	1,00000	0,690
				24/04/2017 24/04/2017	ROUNDUP WG	8,50	1,46HA	2,30000	1,575
					AGUA	8,50	1,46HA	230,00000	157,534
					ARTYS	8,50	1,46HA	0,50000	0,342
			382 Trato Fitossanit. Manual	17/01/2017 17/01/2017	AGUA	8,50	4,23HA	420,00000	99,291

Fazenda	Fazenda	Talhão	Operação	Data	Insumo	Unid.:	Área Local	Área Aplic.	Consumo Total	Médio
					RAYNITRO	Unid.: LT	8,50	4,23 HA	3,50000	0,827
					ALBATROSS	Unid.: KG	8,50	4,23 HA	0,70000	0,165
			387 Cob.Sem. Manual área Mec.	17.01/2017 17.01/2017						
			856 Calagem Mecanizada	30/12/2016 30/12/2016	CANA SEMENTE PRÓPRIA	Unid.: TO	8,50	4,23 HA	50,00000	11,820
			874 Cob.Trat Fitossanit. Mec	16.01/2017 16.01/2017	CALCARIO	Unid.: KG	8,50	5,00 HA	13.000,00000	2.600,000
					AGUA	Unid.: LT	8,50	3,00 HA	225,00000	75,000
					RAYNITRO	Unid.: LT	8,50	3,00 HA	3,00000	1,000
					ALBATROSS	Unid.: KG	8,50	3,00 HA	0,60000	0,200
			879 Aplic. Mec. Gesso Agríc.	31/12/2016 31/12/2016	CANA SEMENTE PRÓPRIA	Unid.: TO	8,50	3,00 HA	37,00000	12,333
			916 Irrigação	18.01/2017 18.01/2017	GESSO AGRÍCOLA	Unid.: KG	8,50	5,00 HA	7.000,00000	1.400,000
					AGUA	Unid.: MT	8,50	3,14 HA	338,40000	107,771
				19.01/2017 19.01/2017	AGUA	Unid.: MT	8,50	8,41 HA	1.378,00000	163,853
				20.01/2017 20.01/2017	ÁGUA	Unid.: MT	8,50	4,71 HA	1.463,60000	310,743
				21.01/2017 21.01/2017	ÁGUA	Unid.: MT	8,50	2,34 HA	602,00000	257,265
				22.01/2017 22.01/2017	AGUA	Unid.: MT	8,50	6,05 HA	1.657,60000	273,983
				23.01/2017 23.01/2017	AGUA	Unid.: MT	8,50	1,10 HA	414,00000	376,364
				27.01/2017 27.01/2017	AGUA	Unid.: MT	8,50	7,06 HA	719,60000	101,926
				28.01/2017 28.01/2017	ÁGUA	Unid.: MT	8,50	5,73 HA	1.944,40000	339,337
				29.01/2017 29.01/2017	ÁGUA	Unid.: MT	8,50	6,05 HA	1.545,20000	255,405
				01.02/2017 01.02/2017	ÁGUA	Unid.: MT	8,50	0,01 HA	2,80000	280,000
				02.02/2017 02.02/2017	ÁGUA	Unid.: MT	8,50	3,87 HA	1.538,40000	397,519
				03.02/2017 03.02/2017	AGUA	Unid.: MT	8,50	2,94 HA	1.068,80000	363,537
				04.02/2017 04.02/2017	AGUA	Unid.: MT	8,50	3,40 HA	1.378,40000	405,412
				09.02/2017 09.02/2017	ÁGUA	Unid.: MT	8,50	2,27 HA	922,80000	406,520
				10.02/2017 10.02/2017	ÁGUA	Unid.: MT	8,50	7,38 HA	1.303,60000	176,640
			1017 Sulcagem de 03 linhas	04.01/2017 04.01/2017						

Fazenda	Fazenda	Talhão	Operação	Data	Insumo	Área Local	Área Aplk.	Consumo Total	Médio	
				05.01/2017	05.01/2017	07 - 25 - 24 +Cu(0,1%)+Mn(Unid.: kg	8,50	2,00 HA	1.100,00000	550,000
						07 - 25 - 24 +Cu(0,1%)+Mn(Unid.: kg	8,50	3,50 HA	1.925,00000	550,000
			1151 Cob. de Semente Replanta	14.03/2017	14.03/2017	CANA SEMENTE PRÓPRIA Unid.: TO	8,50	0,29 HA	4,00000	13,793
				15.03/2017	15.03/2017	CANA SEMENTE PRÓPRIA Unid.: TO	8,50	0,09 HA	1,26000	14,000

ANEXO B – SITUAÇÃO GERAL DA SAFRA

Situação Geral da Safra

Período de Fechamento: 01/08/2013 a 13/01/2018

Variedade	Area	%	TC	%	TCH	Brix	Pol	Pureza	Ar %	PC	ART	Fibrn	Agio	ATR	TMP	TPH	T ATR	IMP	% Broca
Fazenda: 73 CAMPINAS Fazenda: 73 CAMPINAS Talhão: 587 Sa fim: 2013/2014 Estágio: 8°C RB813804	8,61	22,33	442,385	23,93	51,38	18,80	16,01	85,16	0,86	12,9013	14,41	16,07	12,7600	128,54	15,2	6,63	6,60	0,00	0,00
Total Estágio	8,61	22,33	442,385	23,93	51,38	18,80	16,01	85,16	0,86	12,9013	14,41	16,07	12,7600	128,54	15,2	6,63	6,60	0,00	0,00
Total Safra	8,61	22,33	442,385	23,93	51,38	18,80	16,01	85,16	0,86	12,9013	14,41	16,07	12,7600	128,54	15,2	6,63	6,60	0,00	0,00
Sa fim: 2014/2015 Estágio: 9°C RB813804	8,61	22,33	435,545	23,56	50,59	20,15	16,87	83,72	0,92	12,9576	14,52	17,48	11,3400	129,55	36,7	6,55	6,55	1,37	0,00
Total Estágio	8,61	22,33	435,545	23,56	50,59	20,15	16,87	83,72	0,92	12,9576	14,52	17,48	11,3400	129,55	36,7	6,55	6,55	1,37	0,00
Total Safra	8,61	22,33	435,545	23,56	50,59	20,15	16,87	83,72	0,92	12,9576	14,52	17,48	11,3400	129,55	36,7	6,55	6,55	1,37	0,00
Sa fim: 2015/2016 Estágio: 10°C RB813804	8,61	22,33	279,045	15,09	32,41	18,86	15,27	80,97	1,06	11,4059	13,04	17,47	-100,0000	116,31	29,9	3,70	3,77	1,12	0,00
Total Estágio	8,61	22,33	279,045	15,09	32,41	18,86	15,27	80,97	1,06	11,4059	13,04	17,47	-100,0000	116,31	29,9	3,70	3,77	1,12	0,00
Total Safra	8,61	22,33	279,045	15,09	32,41	18,86	15,27	80,97	1,06	11,4059	13,04	17,47	-100,0000	116,31	29,9	3,70	3,77	1,12	0,00
Sa fim: 2016/2017 Estágio: 11°C RB813804	4,22	10,95	116,645	6,31	27,64	23,16	19,92	86,01	0,78	15,6004	17,17	18,18	37,7100	153,14	58,2	4,31	4,23	0,00	0,00
Total Estágio	4,22	10,95	116,645	6,31	27,64	23,16	19,92	86,01	0,78	15,6004	17,17	18,18	37,7100	153,14	58,2	4,31	4,23	0,00	0,00
Total Safra	4,22	10,95	116,645	6,31	27,64	23,16	19,92	86,01	0,78	15,6004	17,17	18,18	37,7100	153,14	58,2	4,31	4,23	0,00	0,00
Sa fim: 2017/2018 Estágio: PV12 RB92579	8,50	22,05	575,175	31,11	67,67	21,36	17,87	83,66	0,95	14,1760	15,84	15,70	21,7200	141,26	22,8	9,59	9,56	0,73	0,00

Variedade	Area	%	TC	%	TCH	Bril	Pol	Pureza	Ar %	PC	ART	Fibrn	Agio	ATR	TMP	TPH	T ATR	IMP	% Broca
Total Estágio	8,50	22,08	575,175	31,11	67,67	21,36	17,87	83,66	0,96	14,1760	15,84	15,70	21,7200	141,26	22,8	9,59	9,56	0,73	0,00
Total Safra	8,50	22,08	575,175	31,11	67,67	21,36	17,87	83,66	0,96	14,1760	15,84	15,70	21,7200	141,26	22,8	9,59	9,56	0,73	0,00
Total Talhão	38,55	100,00	1.848,795	100,00	47,96	20,26	16,97	83,76	0,93	13,2307	14,82	16,66	13,7400	132,21	27,5	6,36	6,34	1,01	0,00
Total Fazenda	38,55	100,00	1.848,795	100,00	47,96	20,26	16,97	83,76	0,93	13,2307	14,82	16,66	13,7400	132,21	27,5	6,36	6,34	1,01	0,00
Total Fazenda	38,55	100,00	1.848,795	100,00	47,96	20,26	16,97	83,76	0,93	13,2307	14,82	16,66	13,7400	132,21	27,5	6,36	6,34	1,01	0,00
Total Geral	38,55	100,00	1.848,795	100,00	47,96	20,26	16,97	83,76	0,93	13,2307	14,82	16,66	13,7400	132,21	27,5	6,36	6,34	1,01	0,00

ANEXO C – DADOS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO POTENCIAL

Evapotranspiração Potencial

2015			
nov/15		dez/15	
Média Mensal	4,17	Média Mensal	4,62
Total mensal	129,24	Total mensal	143,23

2016											
jan/16		fev/16		mar/16		abr/16		mai/16		jun/16	
Média Mensal	4,17	Média Mensal	4,58	Média Mensal	4,47	Média Mensal	3,98	Média Mensal	3,31	Média Mensal	3,59
Total mensal	129,24	Total mensal	132,94	Total mensal	138,51	Total mensal	11,44	Total mensal	102,72	Total mensal	107,7
jul/16		ago/16		set/16		out/16		nov/16		dez/16	
Média Mensal	3,46	Média Mensal	4,02	Média Mensal	4,67	Média Mensal	5,1	Média Mensal	5,15	Média Mensal	5,0
Total mensal	107,14	Total mensal	124,74	Total mensal	139,95	Total mensal	158,22	Total mensal	154,54	Total mensal	155,15

2017											
jan/17		fev/17		mar/17		abr/17		mai/17		jun/17	
Média Mensal	5,08	Média Mensal	5,77	Média Mensal	4,17	Média Mensal	4,3	Média Mensal	3,27	Média Mensal	3,09
Total mensal	20,33	Total mensal	161,6	Total mensal	129,29	Total mensal	128,98	Total mensal	78,59	Total mensal	92,69
jul/17		ago/17		set/17		out/17					
Média Mensal	2,89	Média Mensal	3,85	Média Mensal	3,09	Média Mensal	5,17				
Total mensal	89,69	Total mensal	119,29	Total mensal	92,69	Total mensal	20,68				

ANEXO D – DADOS DE PRECIPITAÇÃO

Acompanhamento Mensal de Dados Climatológicos

Elemento: 1 - Precipitação pluviométrica

Posto(s): 10

Ano: 2016 a 2016

Ano Posto	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maior	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Total
2016													
10-Cumbe	248,00	78,50	192,00	275,12	492,00	104,50	61,50	54,40	31,00	6,00	6,50	42,00	1591,52
Total Ano 2016	248,00	78,50	192,00	275,12	492,00	104,50	61,50	54,40	31,00	6,00	6,50	42,00	132,63
Total Geral	248,00	78,50	192,00	275,12	492,00	104,50	61,50	54,40	31,00	6,00	6,50	42,00	1591,52

Acompanhamento Mensal de Dados Climatológicos

Elemento: 1 - Precipitação pluviométrica

Posto(s): 10

Ano: 2017 a 2017

Ano Posto	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maior	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Total
2017											
10-Cumbe	0,00	46,50	190,00	247,00	273,50	271,00	280,50	67,50	119,00	2,00	1497,00
Total Ano 2017	0,00	46,50	190,00	247,00	273,50	271,00	280,50	67,50	119,00	2,00	149,70
Total Geral	0,00	46,50	190,00	247,00	273,50	271,00	280,50	67,50	119,00	2,00	1497,00

ANEXO E – DADOS DE IRRIGAÇÃO

Demonstrativo de Irrigação - Sumário Geral

Período : 01/11/2015 a 05/10/2017

C.Custo	Operação	Fazenda	Fazenda	Talhão	Área		Horas	m³	h/ha	m³/ha	Lâmina	
					Local	Irrigada					Aplicada	Acumulada
977	Irrigação na Soca	73	73	587	8,50	0,71	6,10	245,2	8,59	345,35	34,535	2,89
916	Irrigação	73	73	587	8,50	0,71	6,10	245,2	8,59	345,35	34,535	2,89
		Total Fazenda	73:	8,50	0,71	6,10	245,2	8,59	345,35	34,535	2,89
		Total Operação 916	:	8,50	0,71	6,10	245,2	8,59	345,35	34,535	2,89
926	Aplicação de Vinhaça	73	73	571	11,86	5,81	36,10	1.371,8	6,21	236,11	23,611	11,57
		Total Fazenda	73:	11,86	5,81	36,10	1.371,8	6,21	236,11	23,611	11,57
		Total Operação 926	:	11,86	5,81	36,10	1.371,8	6,21	236,11	23,611	11,57
		Total C.Custo 977	:	20,36	6,52	42,20	1.617,0	6,47	248,01	24,801	7,94
978	Irrigação na Planta Verão	73	73	587	8,50	63,75	401,40	16.032,4	6,30	251,49	25,149	188,62
916	Irrigação	73	73	587	8,50	63,75	401,40	16.032,4	6,30	251,49	25,149	188,62
		Total Fazenda	73:	8,50	63,75	401,40	16.032,4	6,30	251,49	25,149	188,62
		Total Operação 916	:	8,50	63,75	401,40	16.032,4	6,30	251,49	25,149	188,62
		Total C.Custo 978	:	8,50	63,75	401,40	16.032,4	6,30	251,49	25,149	188,62
		Total Geral	:	20,36	70,27	443,60	17.649,4	6,31	251,17	25,117	86,69