

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

TXAI MITT SCHWAMBORN

EXPANSÃO DA FRONTEIRA AGRÍCOLA, USO DE AGROTÓXICOS E RISCOS DE
EXPOSIÇÃO HUMANA AO GLIFOSATO NA REGIÃO METROPOLITANA DE
SANTARÉM

BRASÍLIA-DF

2019

TXAI MITT SCHWAMBORN

EXPANSÃO DA FRONTEIRA AGRÍCOLA, USO DE AGROTÓXICOS E RISCOS DE
EXPOSIÇÃO HUMANA AO GLIFOSATO NA REGIÃO METROPOLITANA DE
SANTARÉM

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Mestre em Desenvolvimento Sustentável.

Orientador: Prof. Carlos José Sousa Passos

BRASÍLIA-DF

2019

SSCH398 Schwamborn, Txai Mitt
e EXPANSÃO DA FRONTEIRA AGRÍCOLA, USO DE AGROTÓXICOS E
RISCOS DE EXPOSIÇÃO HUMANA AO GLIFOSATO NA REGIÃO
METROPOLITANA DE SANTARÉM / Txai Mitt Schwamborn; orientador
Carlos Jose Sousa Passos. -- Brasília, 2019.
143 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado Acadêmico em
Desenvolvimento Sustentável) -- Universidade de Brasília,
2019.

1. Agrotóxicos. 2. Amazônia. 3. Contaminação ambiental. 4.
Exposição humana. 5. Sustentabilidade. I. Sousa Passos,
Carlos Jose , orient. II. Título.

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação e emprestar ou vender tais cópias somente com propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito da autora.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Expansão da fronteira agrícola, uso de agrotóxicos e riscos de exposição humana ao glifosato na região metropolitana de Santarém

Txai Mitt Schwamborn

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Desenvolvimento Sustentável.

Aprovada por:

Prof. Carlos José Sousa Passos (Orientador e Presidente)

Profa. Myriam Fillion (Examinadora Externa)

Profa. Emilie Suzanne Coudel (Examinadora Interna)

Profa. Stéphanie Nazuti (Suplente)

Brasília-DF, 14 de outubro de 2019.

Dedico este trabalho aos meus pais com o propósito de que eles consigam ler e entender o que eu escrevi aqui.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, à Virgem Maria, ao meu Mestre, à UDV, aos meus avós, aos meus pais, aos meus irmãos, aos meus amigos, aos meus colegas, ao meu orientador indefenestrável Carlos José Sousa Passos, ao CDS, à UnB, à CAPES, ao ODYSSEA/ODISSEA, à CAPES/DFATD, ao Instituto Evandro Chagas, à sociedade brasileira, aos políticos e cidadãos que defendem o desenvolvimento ético da economia, da educação, da ciência e da saúde. Por meio, mas não menos importante, agradeço à minha consciência que nos momentos de maior sono e vontade de chutar o balde me deu “vergonha na cara” e disposição para rir ao invés de chorar de modo que eu conseguisse me manter comprometida com meu trabalho lutando para concluí-lo. Sem mim mesma isso não teria sido possível.

Agradeço especialmente ao Dr. Rosivaldo de Alcantara Mendes, ao colega Vinícius Ribeiro, ao Dr. Romero Gomes e a doutoranda Amandda Évelin Silva de Carvalho pelo fundamental apoio prestado para essa pesquisa. Sem esses cidadãos de bem eu teria surtado.

Enfatizo o agradecimento ao projeto de pesquisa INCT nº 16-2014, intitulado ODISSEIA, o qual financiou essa pesquisa através da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, do Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Distrito Federal (Capes/CNPq/FAPDF). Agradeço também o financiamento do Programa ODYSSEA de Pesquisa e Inovação Horizonte 2020 da União Europeia, sob contrato de concessão Marie Skłodowska-Curie nº 691053. Por fim, esta dissertação se beneficiou do Programa Capes/DFATD (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brasil / *Department of Foreign Affairs, Trade and Development, Canada*), por meio do projeto 002/16, aprovado no edital nº 002/2015 do Programa Geral de Cooperação Internacional.

E, por fim, seguindo a portaria Capes nº 206, de 2018 afirmo que o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Capes, meus votos de vida longa a ti.

Estamos correndo todo esse risco para quê?
Precisamos urgentemente acabar com essas falsas garantias,
com o adoçamento das amargas verdades.
A população precisa decidir se deseja continuar no caminho atual,
e só poderá fazê-lo quando estiver em plena posse dos fatos.
Nas palavras de Jean Rostand: a obrigação de
suportar nos dá o direito de saber.
Rachel Carson

RESUMO

Considerando-se que a saúde é um dos indicadores do desenvolvimento sustentável, que a expansão da fronteira agrícola nacional alcançou a porção amazônica localizada no Oeste do estado do Pará, e que estudos prévios indicam a contaminação ambiental de alguns corpos hídricos nessa região, o presente estudo teve o objetivo de melhor compreender os fatores que contribuem para processos de contaminação hídrica por resíduos de agrotóxicos em comunidades rurais da região metropolitana de Santarém, assim como para os riscos de exposição ambiental aos quais a população local pode estar exposta. Para tanto, utilizou-se uma abordagem metodológica descritivo-exploratória que se baseou num primeiro momento em dados secundários de venda de agrotóxicos na região metropolitana de Santarém como um *proxy* das quantidades dessas substâncias que, em tese, seriam aplicadas nas grandes lavouras locais de monoculturas de grãos. Num segundo momento, realizaram-se trabalhos de pesquisa de campo para se avaliar a contaminação ambiental de águas superficiais e subterrâneas bem como de sedimentos de fundo de corpos hídricos daquela região. Por fim, conduziu-se uma primeiríssima avaliação piloto de exposição humana a resíduos de herbicidas à base de glifosato, e isso com base na dosagem desse ingrediente ativo em amostras de urina de pequenos agricultore(a)s residentes em comunidades rurais situadas nas adjacências das referidas grandes lavouras. Os agrotóxicos foram mensurados em água pelo método *8270C Semivolatile Organic compounds* por *GC/MS* da USEPA; em sedimento pelo método de Zhang e em urina usando-se kits comerciais ELIZA, da fabricante ABRAXIS. Como resultados, observou-se inicialmente que a classe toxicológica dos herbicidas foi a mais fortemente representada nas estatísticas de vendas de agrotóxicos na região, e os cinco ingredientes ativos mais vendidos foram: glifosato, 2,4-D, Epoxiconazol, Dicloreto de Paraquate e Metomil, que juntos compõem 70% das vendas. Verificou-se também que todos os três municípios compreendidos na região metropolitana apresentam contaminação de seus corpos hídricos por pelo menos um dos inúmeros ingredientes ativos avaliados. Ademais, em todas as 27 amostras de urina detectaram-se concentrações residuais de glifosato que variaram de 0,31 µg/L até valores acima de 4. Assim, é razoável crer que os volumes de agrotóxicos vendidos na região constituem a fonte primária de resíduos para diferentes compartimentos ambientais, além de contribuírem significativamente para situações de risco de exposição humana, como observadas neste estudo.

ABSTRACT

Health is one of the indicators of sustainable development. Since the national agricultural frontier expansion reached the Amazon, previous studies indicated environmental contamination of water bodies in this region. Therefore, the present study aims to better understand the factors that contribute to the processes of pesticide residues contaminating water, as well as the risks of the local rural communities of the metropolitan region of Santarém environmental exposure. To this end, we adopted a descriptive and exploratory methodological approach. The database of this project is firstly composed of secondary data on pesticide sales in the region, which have been used as a proxy for theoretically applied volume on large soybean crops. Secondly, we carried out fieldwork to collect surface and groundwater samples from waterbodies distributed in this region, as well as bottom sediments, in order to assess the status of environmental contamination. Finally, a very first pilot assessment of human exposure to glyphosate-based herbicide was conducted by determining this active ingredient in urine samples from small-scale farmers residing in rural communities near the referred large soybean plantations. Pesticide residues were measured in water samples by the 8270C Semivolatile Organic compounds method by GC/MS from USEPA; in sediment analyses were made using the method of Zhang, and in urine by commercial ELISA kits manufactured by ABRAXIS. As a result, we initially observed that the toxicological class of herbicides was the most strongly represented in terms of pesticide sales. Also, according to the sales statistics, the five most sold active ingredients were glyphosate, 2,4-D, Epoxiconazole, Paraquate Dichloride and Metomil, which together make up 70% of sales. In addition, we found that all three municipalities in the metropolitan region present contaminated waterbodies by at least one of the many active ingredients evaluated. Moreover, all of the 27 urine samples tested positive for glyphosate residues, with concentration ranges from 0.31 $\mu\text{g/L}$ to five values above 4 $\mu\text{g/L}$. Therefore, it is reasonable to believe that the volumes of pesticides sold in the region constitute the primary source of glyphosate residues of different environmental compartments, and probably contribute to the risk of human environmental exposures observed in this study, in a significant fashion.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA I 1: O LUGAR DA DIMENSÃO SAÚDE NA INTERAÇÃO DAS ESFERAS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NA RIO+20	3
FIGURA II.2: EXPANSÃO DA FRONTEIRA AGRÍCOLA NO BRASIL AO LONGO DO TEMPO	13
FIGURA II. 3: CULTURAS DE SOJA NO ESTADO DO PARÁ - DISTRIBUIÇÃO POR MUNICÍPIO (2016)	14
FIGURA II. 4: PRODUÇÃO DE SOJA NO ESTADO DO PARÁ EM MIL TONELADAS	14
FIGURA II. 5:MUDANÇA NO USO E COBERTURA DO SOLO PARA OS ANOS DE 2004 E 2014	18
FIGURA II. 6:QUANTIFICAÇÃO NAS MUDANÇAS DE USO DO SOLO	19
FIGURA II. 7: MAPA DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS MUNICÍPIOS QUE REALIZARAM O MONITORAMENTO DE AGROTÓXICOS EM ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO NO BRASIL EM 2014	37
FIGURA II.8: MAPA DO NÚMERO DE COMPOSTOS AGROTÓXICOS DETECTADOS NAS AMOSTRAS DE ÁGUA DE CONSUMO PARA OS MUNICÍPIOS BRASILEIROS, SEGUNDO DADOS DO SISAGUA/MS	38
FIGURA II.9: MAPA DA CONCENTRAÇÃO DE AGROTÓXICOS EM ÁGUA DE CONSUMO DOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS DENTRO DOS LIMITES DEFINIDOS PELA LEI	38
FIGURA II.10: MUNICÍPIOS QUE NOTIFICARAM INTOXICAÇÃO POR AGROTÓXICOS O SINAN, NO ESTADO DO PARÁ ENTRE 2007 A 2012	42
FIGURA II.11: DIAGRAMA MOSTRANDO O MOVIMENTO DOS AGROTÓXICOS NO MEIO AMBIENTE POR MEIOS BIÓTICOS E ABIÓTICOS E AS POTENCIAIS VIAS DE EXPOSIÇÃO HUMANA	46
FIGURA II.12: DIAGRAMA DA ESTRUTURA DE AVALIAÇÃO E GERENCIAMENTO DE RISCOS	49
FIGURA III.13: MAPA DA ÁREA DE ESTUDO	57
FIGURA III.14: DIAGRAMA DOS TIPOS DE DADOS COLETADOS CONFORME ESTRATÉGIAS DE BUSCAS E SUAS RESPECTIVAS FONTES	61
FIGURA III.15: MAPA DA ÁREA DE ESTUDO E DAS ZONAS DE COLETA DAS AMOSTRAS AMBIENTAIS	62
FIGURA III.16: PROCEDIMENTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL E SEDIMENTO	67
FIGURA III.17: COLETA DE AMOSTRAS DE URINA DURANTE OS TRABALHOS DE CAMPO	69
FIGURA IV.18: GRÁFICO DAS ESTATÍSTICAS DE VENDA DE COMPOSTOS AGROTÓXICOS NA REGIÃO DE ESTUDO POR CLASSES TOXICOLÓGICAS ENTRE JANEIRO DE 2013 A ABRIL 2018	81
FIGURA IV.19: GRÁFICO DAS ESTATÍSTICAS DE VENDA DE COMPOSTOS AGROTÓXICOS NA REGIÃO DE ESTUDO POR INGREDIENTE ATIVO NO PERÍODO DE JANEIRO DE 2013 A ABRIL DE 2018	82
FIGURA IV. 20: ZONEAMENTO PARTICIPATIVO DA AGRICULTURA FAMILIAR NA REGIÃO DE ESTUDO	86
FIGURA IV.21: DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS AMOSTRAS POSITIVAS PARA RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM ÁGUA NA ÁREA DE ESTUDO	89
FIGURA IV. 22: DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS AMOSTRAS POSITIVAS PARA RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM SEDIMENTO NA ÁREA DE ESTUDO	90
FIGURA IV.23: HISTOGRAMA DA DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DOS TEORES RESIDUAIS DE GLIFOSATO EM POPULAÇÃO RURAL DA REGIÃO METROPOLITANA DE SANTARÉM-PA	92

LISTA DE TABELAS

TABELA II. 1: CLASSIFICAÇÃO TOXICOLÓGICA DE RISCO À SAÚDE HUMANA PORTARIA Nº 3 DO MS, DE 1992	25
TABELA II. 2: CLASSIFICAÇÃO TOXICOLÓGICA DE RISCO À SAÚDE HUMANA DE ACORDO COM NOVO MARCO REGULATÓRIO DETERMINADO PELO RDC Nº 294/295/296 DE 29 DE JULHO DE 2019	25
TABELA II. 3: CLASSIFICAÇÃO TOXICOLÓGICA DE RISCO À SAÚDE HUMANA DE ACORDO COM NOVO MARCO REGULATÓRIO DETERMINADO PELO RDC Nº 294/295/296 DE 29 DE JULHO DE 2019 PARA UTILIZAÇÃO EM RÓTULOS E BULAS DE AGROTÓXICOS	26
TABELA II. 4: CLASSIFICAÇÃO DOS AGROTÓXICOS QUANTO AO SEU POTENCIAL DE PERICULOSIDADE AMBIENTAL	27
TABELA II. 5: OS 10 AGROTÓXICOS SINTÉTICOS MAIS VENDIDOS NO BRASIL (2017)	35
TABELA II. 6: VOLUME DE AGROTÓXICO APLICADO POR ÁREA PARA SOJA E MILHO NO BRASIL EM 2015	36
TABELA II. 7: PRINCIPAIS EFEITOS AGUDOS DA EXPOSIÇÃO POR AGROTÓXICOS	51
TABELA III. 8: RANKING DE MUNICÍPIOS PRODUTORES DE SOJA DO ESTADO DO PARÁ	59
TABELA III. 9: RESUMO DAS CARACTERÍSTICAS GERAIS DE COLETA E ANÁLISE DAS AMOSTRAS AMBIENTAIS	68
TABELA III. 10: NÚMERO DE COLETA DE AMOSTRAS AMBIENTAIS POR MATRIZ E AMOSTRAS HUMANAS POR COMUNIDADE DE AMOSTRAGEM	70
TABELA III. 11: PARÂMETROS AGROTÓXICOS USADOS NA DETERMINAÇÃO DO PADRÃO DE POTABILIDADE HÍDRICA	72
TABELA III. 12: VALORES MÁXIMOS PERMITIDOS (MG/L) PARA AGROTÓXICOS ESTABELECIDOS NAS NORMAS/DIRETRIZES DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO	75
TABELA IV. 13: ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DA QUANTIDADE TOTAL DE AGROTÓXICOS USADOS NA REGIÃO DE ESTUDO PARA O PERÍODO DE JANEIRO DE 2013 A ABRIL DE 2018	80
TABELA IV. 14: PRINCIPAIS PRINCÍPIOS ATIVOS VENDIDOS NA ÁREA DE ESTUDO ENTRE O PERÍODO DE JANEIRO DE 2013 A ABRIL DE 2018 E SUAS RESPECTIVAS CLASSIFICAÇÕES QUANTO À TOXICIDADE E PERICULOSIDADE AMBIENTAL	83
TABELA IV. 15: ESTIMATIVA DO VOLUME DE INGREDIENTES ATIVOS USADOS POR TEMPO CONFORME DISPONIBILIZAÇÃO DE DADOS VIA ADEPARÁ	83
TABELA IV. 16: DADOS RELATIVOS AO NÚMERO DE PROPRIEDADES PRODUTORAS DE SOJA E ÁREA TOTAL PLANTADA POR ESSE CULTIVO NA REGIÃO DE ESTUDO BASEADO NOS DADOS DA ADEPARÁ 2019	84
TABELA IV. 17: NÚMERO DE ESTABELECEMENTOS, ÁREA COLHIDA E QUANTIDADE PRODUZIDA PELO PLANTIO DE SOJA, MILHO E ARROZ NA REGIÃO METROPOLITANA DE SANTARÉM	84
TABELA IV. 18: PARÂMETROS REFERENTES À DINÂMICA AGRÍCOLA DO IBGE (2017) NO QUE TANGE O CULTIVO DE SOJA E A UTILIZAÇÃO DE AGROTÓXICOS NA ÁREA DE ESTUDO	85
TABELA IV. 19: CONCENTRAÇÃO DE RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS ENCONTRADOS OS COMPARTIMENTOS AMBIENTAIS CONFORME LOCAL DE COLETA	88
TABELA IV. 20: PRINCIPAIS PRINCÍPIOS ATIVOS CUJO RESÍDUO FOI ENCONTRADO EM CORPOS HÍDRICOS NA ÁREA DE ESTUDO EM ABRIL DE 2018 E SUAS RESPECTIVAS CLASSIFICAÇÕES QUANTO À TOXICIDADE E PERICULOSIDADE AMBIENTAL	89
TABELA IV. 21: ESTATÍSTICAS DE CONCENTRAÇÃO DE HBG ENCONTRADO EM URINA POR ESTA PESQUISA E POR OUTROS ESTUDOS	91

LISTA DE ABREVIATURAS, ACRÔNIMOS E SIGLAS

ADEPARÁ	Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Pará
AMPA	Acido Aminofosfônico
BA	Bahia
BHC	Hexaclorobenzeno
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
DFATD	Department of Foreign Affairs, Trade and Development
EUA	Estados Unidos da América
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FLONA	Floresta Nacional do Tapajós
GHS	Sistema Globalmente Harmonizado
hab/km ²	habitantes por quilômetro quadrado
ha	hectare
HBG	Herbicida a Base de Glifosato
Hemato-UnB	Laboratório de Hematologia da Universidade de Brasília
HCB	Hexaclorobenzeno
α HCH	Alfa Hexaclorociclohexano
β HCH	Beta hexaclorociclohexano
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEC/SVS/MS	Instituto Evandro Chagas da Secretaria da Vigilância em Saúde do Ministério da Saúde
L	Litro
L/ha	Litros por hectare
LD	Limite de Detecção
LQ	Limite de Quantificação
OC	Organoclorados
OF	Organofosforados
OGM	Organismos Geneticamente Modificados
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
OS	Ordem de Serviço

μg/L	Micrograma por litro
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MG	Minas Gerais
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MPPA	Ministério Público do Estado do Pará
MS	Ministério da Saúde
Ms	Mato Grosso do Sul
MT	Mato Grosso
PA	Pará
PCB	Pentaclorobenzeno
PIB	Produto Interno Bruto
PE	Pernambuco
PR	Paraná
RESEX	Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns
RJ	Rio de Janeiro
SC	Santa Catarina
SINAN	Sistema de Informações de Agravos de Notificação
SISAGUA	Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
SP	São Paulo
SUDAM	Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia
t	Tonelada
UnB	Universidade de Brasília

SUMÁRIO

CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO GERAL	1
CAPÍTULO II – REVISÃO DA LITERATURA CIENTÍFICA	7
2.1. EXPANSÃO DA SOJA NO BRASIL – DO SUL A NORTE	7
2.2. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE AGROTÓXICOS	20
2.2.1. NOMENCLATURA E DEFINIÇÃO	20
2.2.2. COMPOSIÇÃO DOS AGROTÓXICOS	21
2.2.3. CLASSIFICAÇÃO	22
2.2.4. PERSPECTIVA HISTÓRICA DO USO DE AGROTÓXICOS	27
2.2.4.1. No mundo	27
2.2.4.2. Brasil	31
2.2.4.3. Estado do Pará - Santarém	41
2.3. CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL	45
2.4. EXPOSIÇÃO HUMANA AOS AGROTÓXICOS	48
2.4.1. CARACTERÍSTICAS DE EXPOSIÇÃO	48
2.4.2. EFEITOS DA EXPOSIÇÃO	51
CAPÍTULO III – ASPECTOS METODOLÓGICOS GERAIS	55
3.1. ÁREA DE ESTUDO	56
3.2. COLETA DE DADOS	60
3.2.1. VENDA E USO DE COMPOSTOS AGROTÓXICOS	62
3.2.2. ÁREA DAS PROPRIEDADES QUE CULTIVAM SOJA NA REGIÃO METROPOLITANA DE SANTARÉM	64
3.2.3. CENSO AGROPECUÁRIO 2017	64
3.2.4. ZONEAMENTO PARTICIPATIVO DA AGRICULTURA FAMILIAR	64
3.2.5. RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM AMOSTRAS AMBIENTAIS	65
3.2.6. RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM AMOSTRAS HUMANAS	68
3.3. ANÁLISE E TRATAMENTO DOS DADOS	70
3.3.1. VENDA DE COMPOSTOS AGROTÓXICOS E ÁREA DAS PROPRIEDADES QUE CULTIVAM SOJA NA REGIÃO METROPOLITANA DE SANTARÉM	70
3.3.2. RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM AMOSTRAS AMBIENTAIS	71
3.3.3. RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM AMOSTRAS HUMANAS	76
CAPÍTULO IV – RESULTADOS	79
4.1. ESTATÍSTICAS GERAIS DE VENDA DE AGROTÓXICOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE SANTARÉM	79
4.2. ÁREA PLANTADA DA SAFRA DE SOJA EM 2018	83
4.3. CENSO AGROPECUÁRIO IBGE DE 2017	84
4.4. ZONEAMENTO PARTICIPATIVO DA AGRICULTURA FAMILIAR	85
4.5. RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM AMOSTRAS AMBIENTAIS	87
4.6. AVALIAÇÃO PRELIMINAR DE EXPOSIÇÃO HUMANA A RESÍDUOS DE HERBICIDA A BASE DE GLIFOSATO	91

CAPÍTULO V – DISCUSSÃO	93
CAPÍTULO VI – CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	105
REFERÊNCIAS	107
ANEXO A	124
ANEXO B	125
ANEXO C	126

CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO GERAL

Um modelo de desenvolvimento da agricultura baseado na utilização de insumos agrícolas, biotecnologias, mecanização e apoio de crédito do Estado vem se difundindo mundialmente desde o final da década de 1950 como resultado de processos históricos decorrentes da recomposição da comunidade internacional pós-segunda guerra mundial associados à interesses corporativos (PATEL, 2013).

O termo “Revolução Verde” foi dado para denominar a expansão da produção de trigo, milho e arroz resultante desse processo de modernização agrícola em países em desenvolvimento (DAVIES, 2003). Esse movimento surgiu em meio à necessidade de se reduzir a fome no mundo e, através do melhoramento genético das principais culturas de grãos, permitiu que a produção mundial de trigo aumentasse significativamente entre 1966 e 1990, assim como a produção de arroz, que dobrou naquele mesmo período (DAVIES, 2003).

Todavia, apesar da retórica de erradicação da fome mundial utilizada para fomentar a disseminação da Revolução Verde tanto na década de 1950 quanto atualmente, os dados a respeito da situação da fome no mundo sugerem que essa problemática segue contemporânea (PATEL, 2013). Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2019), o número absoluto de pessoas que sofrem de fome tem lentamente aumentado. Além desse problema seguir atual, outros foram criados. Diversos estudos mostram os impactos ambientais associados aos avanços da fronteira agrícola por meio dos adventos oriundos da Revolução Verde (GIBBS et al. 2010; ISENRING, 2010; KUMAR e KUMAR, 2019).

Nos trópicos, entre 1980 e 2000, mais de 55% das novas terras agrícolas foram abertas às custas de florestas intactas, e outros 28% vieram de florestas perturbadas (GIBBS et al. 2010). Além disso, o amplo uso de agrotóxicos associado a este modelo de desenvolvimento agrícola moderno é um dos fatores que tem afetado a diversidade biológica globalmente, juntamente com a perda de habitat e as mudanças climáticas (ISENRING, 2010). Assim, e de maneira suficientemente contraditória, apesar de todos os adventos de modernização da agricultura, em 2011 aproximadamente um bilhão de pessoas ainda eram cronicamente desnutridas, enquanto os sistemas agrícolas estavam degradando os compartimentos ambientais em escala global (FOLEY et al. 2011).

No Brasil a implementação do pacote tecnológico proveniente da Revolução

Verde vem possibilitando a expansão da fronteira agrícola de sul a norte, o que por sua vez permitiu que o país tenha passado da condição de importador líquido de alimentos durante a década de 1960 a exportador na década de 1980 através do mercado de *commodities* (VIEIRA FILHO; FISHLOW, 2017, p.63,65). Com efeito, e segundo Awokuse (2009), entre 1971 e 2006 o desenvolvimento da agricultura contribuiu com uma significativa parcela do crescimento econômico brasileiro.

Entretanto, para Martinelli et al. (2010), o sucesso desse setor é associado à destruição dos ecossistemas brasileiros, principalmente o Cerrado e a Amazônia. Sugere-se, inclusive, que a conversão de terras para a produção de soja no Brasil foi a segunda maior causa do desmatamento na região amazônica em 2008 (MALHI et al. 2008). Ademais, em 2015 o cultivo desse grão respondeu sozinho por 63% dos agrotóxicos utilizados no país (PIGNATI et al., 2017) e, de acordo com estudos, essas substâncias químicas têm o potencial de reduzir a biodiversidade dos ecossistemas (ISENRING, 2010; PISA et al. 2015; MAHMOOD et al., 2015)

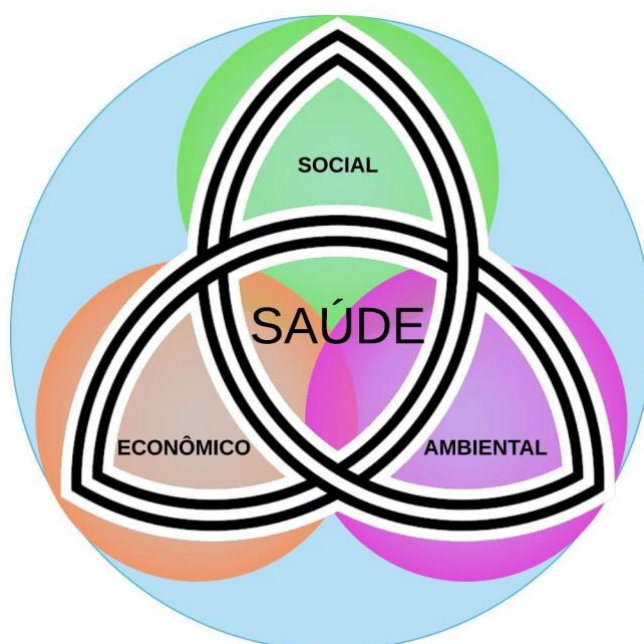
Além disso, o modelo de desenvolvimento agrícola brasileiro também tem levado à concentração de terras que agrava uma situação de desigualdade histórica na distribuição de tais terras e reforça o perfil do país como um dos mais injustos do mundo em termos de distribuição de renda (Martinelli et al. 2010). No caso da região amazônica paraense, o cultivo de soja foi inserido com a retórica de desenvolver a região ao trazer renda e gerar empregos, porém, o que se tem majoritariamente observado é o plantio de monoculturas que abusam da mecanização e acabam por não gerar renda direta para os trabalhadores locais, além de reduzir os empregos oriundos deste setor forçando esses pequenos agricultores a migrarem para outras regiões e venderem suas terras para os mais capitalizados (FEARNSIDE, 2006; BARBOSA; FERRER, 2015).

Por assim ser, é evidente a necessidade da adoção de um modelo de desenvolvimento que seja menos deletério e insustentável no Brasil e que promova a reaproximação das dimensões ambientais, econômicas e sociais, de modo a garantir a qualidade de vida dos seres humanos e das futuras gerações, bem como das demais espécies que habitam o planeta (BURSZTYN; BURSZTYN, 2013, p. 28, 47).

Conforme a Organização Mundial de Saúde (2012), a saúde, um dos direitos humanos mais básicos, é um pré-requisito e um resultado da intersecção das esferas que norteiam o modelo de desenvolvimento sustentável forte, como descrito por Adams (2006). A ideia da saúde como ponto focal para o desenvolvimento sustentável

se apoia nas implicações diretas e indiretas dos impactos causados por perturbações dos serviços ecossistêmicos sobre a saúde humana, os quais tendem a agravar as desigualdades existentes em saúde, seja através da exposição a riscos físicos seja por perda de meios de subsistência (OMS, 2012). Assim sendo, de acordo com a OMS a saúde é considerada um dos indicadores mais importantes do desenvolvimento sustentável e se insere no centro das dimensões econômica, social e ambiental deste modelo de desenvolvimento (Figura I.1).

Figura I 1: O lugar da dimensão Saúde na interação das esferas do desenvolvimento sustentável na Rio+20



Fonte: Adaptado de OMS (2012), com créditos a Carlos Corvalan (<http://bit.ly/IQGhgE>)

Sendo a saúde um dos indicadores de desenvolvimento sustentável, observa-se que para muitos países a implementação do pacote tecnológico associado à modernização da agricultura, apesar de trazer um certo nível de crescimento econômico, se mostra insustentável pois não beneficia a todos e causa impactos ecossistêmicos severos provocando consequências negativas sobre a saúde e o bem-estar humano (OMS, 2012). Um exemplo de como os impactos ambientais afetam a saúde humana pode ser observado na cidade de Mâncio Lima, no estado do Acre, onde estudo mostra uma relativa associação entre o aumento do desmatamento e o aumento das condições de exposição humana à malária (OLSON, et al. 2010). Além

disso, outro estudo mostra que o risco de exposição humana à doença de Chagas na Amazônia brasileira está positivamente correlacionado com a redução da diversidade de espécies de mamíferos causada pela destruição dos habitats dessas espécies (XAVIER et al. 2012).

Com o propósito de favorecer medidas que conduzam os países ao desenvolvimento sustentável forte, a Organização das Nações Unidas (ONU) propôs em 2015, a partir de uma construção histórica, a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (ONU-BR, 2015). Esse documento contém 17 objetivos gerais que servem como um plano de ação a todos os países e partes interessadas em sua implementação (ONU-BR, 2015). Dentre esses objetivos, conhecidos como Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), diversos dialogam com a problemática da expansão da fronteira agrícola e o aumento do uso de agrotóxicos. Dentre eles destaca-se o Objetivo 3 que visa assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todos, em todas as idades, no que concerne também a redução substancial do número de mortes e doenças por produtos químicos perigosos, contaminação e poluição do ar, da água e do solo até 2030 (ONU-BR, 2015).

Para se alcançar essa meta, uma melhor compreensão das relações ambiente-saúde pode contribuir com o processo de identificação e análise dos riscos para a saúde em longo prazo, favorecendo a formulação de políticas relevantes à saúde humana (OMS, 2012). Ainda, segundo a OMS (2012), o estabelecimento de um conjunto coerente de indicadores que relacione as várias dimensões da saúde e seus determinantes sociais, econômicos e ambientais, juntamente com o monitoramento dos serviços ecossistêmicos que sustentam a saúde humana, permitirão uma avaliação abrangente da mensuração de progresso dos países em direção ao desenvolvimento sustentável.

Ademais, de acordo com Furie e Balbus (2012), a comunidade de saúde ambiental pode dar três contribuições fundamentais para se alcançar os objetivos do desenvolvimento sustentável: 1) apoiar esforços para reduzir exposições ambientais que podem ser modificáveis e que continuam a perpetuar a pobreza nos países de baixa e média renda; 2) caracterizar os impactos ambientais das indústrias, tecnologias e padrões de uso da terra existentes que são prejudiciais à saúde humana; e 3) prever possíveis efeitos indesejados à saúde por parte de tecnologias, indústrias e ocupações “verdes” que evoluirão a partir dos esforços para promover a sustentabilidade.

Por esse viés, e baseando-se no fato que historicamente o plantio de soja vem crescendo na região do oeste do estado do Pará, localizado no bioma amazônico (COELHO, 2009), que há uma projeção de expansão da lavoura de soja nesse estado de 51,3% para a próxima década (MAPA, 2019a) e que desde o ano 2000 estudos vêm mostrando evidências da ocorrência de resíduos de agrotóxicos em ecossistemas aquáticos dos municípios de Santarém e Mojuí dos Campos, decidiu-se então realizar esse estudo nessa região (SOUMIS, et al 2000; SOUMIS et al., 2003; PIRES, 2015; MORGADO, 2019).

Segundo o Ministério da Saúde (MS) (2015), até 2015 era inexistente uma caracterização mínima das situações de risco às quais comunidades rurais da região do oeste do Pará poderiam estar expostas devido à presença de agrotóxicos naquela região, bem como a adoção de medidas claras de controle e vigilância em saúde do ciclo de vida dessas substâncias (MS, 2015). Assim, esse presente trabalho situa-se mais especificamente no âmbito dos possíveis riscos que a expansão agrícola baseada no pacote tecnológico moderno pode estar causando a comunidades rurais do bioma amazônico.

Nesse sentido, observa-se que ainda não se têm respostas de muitas perguntas sobre essas complexas dinâmicas geradoras de risco. Quais fatores poderiam contribuir para a presença de agrotóxicos em compartimentos ambientais da Região Metropolitana de Santarém? Em que medida dinâmicas de contaminação ambiental representariam a possibilidade de eventuais riscos de exposição humana em pequenas comunidades agrícolas amazônicas? Será que essa região estaria se desenvolvendo sustentável ou insustentavelmente à luz do ODS de número três acima mencionado.

Dessa forma, considerando-se um conjunto inicial de evidências, a presente pesquisa parte da hipótese de que os volumes de agrotóxicos vendidos e, portanto, provavelmente aplicados na Região Metropolitana de Santarém poderiam constituir um importante fator de contribuição para a contaminação ambiental de corpos hídricos da região bem como para os riscos de exposição humana associados à ocorrência de resíduos ambientais desses compostos. Posto que possivelmente há uma importante disseminação de resíduos de agrotóxicos no meio ambiente, da mesma forma se hipotetiza que os três municípios que compõem a região metropolitana de Santarém apresentam comunidades que podem estar expostas a essas substâncias.

Assim, o objetivo geral desta pesquisa é o de melhor compreender se os volumes de agrotóxicos vendidos e se área de soja plantada na região metropolitana de Santarém podem contribuir para os processos de contaminação hídrica por resíduos de agrotóxicos em comunidades rurais deste local, bem como para os riscos ambientais aos quais a população humana pode estar exposta. Para tanto, buscou-se atingir os seguintes objetivos específicos: i) conhecer o padrão de vendas de agrotóxicos da Região Metropolitana de Santarém; ii) avaliar a área de plantio de soja do local de estudo; iii) realizar uma primeiríssima avaliação de exposição humana aos resíduos de um desses contaminantes que apresente grande destaque e predominância nas estatísticas de venda na região.

CAPÍTULO II – REVISÃO DA LITERATURA CIENTÍFICA

Inicialmente este capítulo apresenta uma perspectiva histórica da expansão da soja no mundo, no Brasil e na Amazônia, neste derradeiro caso com destaque especial à região Oeste do estado do Pará. Em seguida, a revisão é focada nos aspectos relativos aos agrotóxicos, onde trata-se de suas denominações e definições, de fatos histórico-científicos determinantes para o desenvolvimento e expansão de sua indústria no mundo, inclusive no Brasil e no estado do Pará, bem como à sua composição e classificação para, por fim, abordar os caminhos que estes contaminantes podem percorrer após sua aplicação nos campos de cultivo até os riscos de exposição humana que todo esse processo pode gerar.

2.1. EXPANSÃO DA SOJA NO BRASIL – DO SUL A NORTE

A soja é uma planta originária da China (entre 45 e 50° N) que foi disseminada em diversos países ao longo do tempo (EMBRAPA, 2004, p.11; GAZZONI, 2018). A introdução dessa leguminosa no Brasil se deu oficialmente no período compreendido entre o final do século XIX e início do XX (EMBRAPA, 2004, p.12) quando em 1882 foi adquirido material genético do cultivar proveniente dos Estados Unidos da América (EUA). O primeiro estudo de avaliação de soja no Brasil foi realizado nesse mesmo ano pelo professor Gustavo D’Utra na escola de Agronomia da Bahia (EMBRAPA, 2004, p.12). Outros registros indicam que no início do século XX migrantes japoneses que vieram colonizar o estado de São Paulo (SP) trouxeram grãos de soja em suas bagagens para iniciar o cultivo dessa leguminosa com a finalidade de produzir seus derivados tais como tofu, missô e shoyu (HASSE, 1996 apud FERNANDEZ, 2007, p.17).

Em 1891 foram feitos testes de adaptação das sementes de soja no Instituto Agrônomo de Campinas (SP), a fim de possibilitar a difusão do seu uso entre os agricultores da região (EMBRAPA, 2004, p.12). Essa disseminação ocorreu primeiramente nos anos de 1900 e 1901 entre os agricultores dos estados de SP e em seguida no Rio Grande do Sul (RS), uma vez que o clima da região sul era o que mais se assemelhava às condições climáticas do ecossistema de origem do cultivar trazido dos EUA (EMBRAPA, 2004, p.13; HASSE, 1996 apud FERNANDEZ, 2007, p.17). Assim, no RS, a terceira região onde se deu a inserção da soja no Brasil, esta

leguminosa foi incorporada aos sistemas produtivos como forrageira (CHRISTENSEN, 2004 apud FERNANDEZ, 2007, p.17).

Porém, foi apenas a partir da década de 1940 que a produção de soja alcançou escala comercial no Brasil (EMBRAPA, 2004, p.13; SOUZA et al., 2007, p.129). Até o início dos anos 1940 o cultivo de soja era predominantemente voltado à produção de forrageira para alimentação de bovinos e suínos, mas após o final da Segunda Guerra Mundial e início do processo de industrialização intensiva no Brasil houve um crescimento do consumo de óleos vegetais, incentivando assim a demanda pela oleaginosa (FERNÁNDEZ, 2007, p.18). Devido à necessidade de expansão das áreas plantadas de soja, os anos que se seguiram entre as décadas de 1940 e 1970 marcaram um período de experimentação do plantio dessa leguminosa em pequenas e médias propriedades familiares na região sul do Brasil, dessa maneira alcançando a região centro-oeste em meados da década de 1970 (COSTA, 2012, p.77).

Durante a década de 1960 o Brasil ainda era importador líquido de alimentos, e tendo em vista a necessidade de fornecê-los para a crescente população brasileira e garantir a segurança alimentar, medidas governamentais foram tomadas, como por exemplo, a criação do Sistema Nacional de Crédito Rural, para estabilizar o abastecimento alimentar nacional (VIEIRA FILHO; FISHLOW, 2017, p.69). Como resultado das medidas adotadas, a produção de soja aumentou de tal modo que alcançou na década de 1960 a mesma importância relativa da produção de trigo no Sul do Brasil (VIEIRA FILHO; FISHLOW, 2017, p.68). Uma vez que nos anos de 1964 e 1965 a população brasileira vivendo em zonas urbanas ultrapassou aquela vivendo em áreas rurais, houve um acréscimo na demanda de alimentos que resultou no aumento da produção de carne de porco e de aves, fazendo com que o consumo de grãos também expandisse (VIEIRA FILHO; FISHLOW, 2017, p.68).

Já na década de 1970, outro fator chave para o avanço da soja pelo Brasil foi o fato desta leguminosa ser um dos principais produtos agrícolas incentivados para cultivo pela Revolução Verde (TEIXEIRA, 2012). Esse fenômeno alterou significativamente a agricultura de países subdesenvolvidos, como o Brasil, pela adoção de um pacote tecnológico que se baseia no modelo de agricultura intensiva dada pelo cultivo de monoculturas de espécies altamente pesquisadas as quais necessitam de grandes quantidades de insumos agrícolas e sistemas mecanizados para que haja o aumento da produção e da produtividade (TEIXEIRA, 2012). A esse modelo de agricultura proposto pela Revolução Verde dá-se o nome o Brasil de

“agronegócio” (WELCH, 2019). De acordo com Oliveira (2006) o agronegócio é embasado no monocultivos de espécies voltadas à produção de *commodities* agrícolas (mercadorias) para o mercado mundial e, segundo o autor, essa lógica de agricultura se distingue da agricultura camponesa que têm por objetivo a produção de alimentos. A espacialização da soja pelo Brasil revela a orientação do avanço da fronteira agrícola para atender os interesses da economia global ao longo do tempo em detrimento à produção de alimentos que garantam a segurança alimentar da população brasileira (FERREIRA, 2012). Nesse sentido, enfatiza-se que, no que tange a produção de soja como *commoditie*, o aumento dessa monocultura inibe a produção de outros gêneros agrícolas oriundos da agricultura camponesa colocando em risco a produção de alimentos (FERREIRA, 2012).

Dessa forma, para melhorar a produtividade agrícola brasileira, assim como Teixeira (2012) outros autores afirmam que a consolidação da expansão da soja pelo Brasil, de Sul a Norte, se deu por investimentos públicos em serviços de pesquisa e extensão rural realizados durante a década de 1970 (VIEIRA FILHO; FISHLOW, 2017, p.71). Esses investimentos promoveram as condições necessárias não só para que a produção de soja pudesse alcançar as regiões tropicais do Brasil (SOUZA et al., 2007, p.132) mas também para que se tornasse um dos mais importantes produtos do agronegócio brasileiro (TEIXEIRA, 2012).

Como resultado desses esforços direcionados ao mercado de *commodities*, obtiveram-se diversos avanços tecnológicos tais como: a área agricultável foi ampliada pela técnica de correção do solo ácido do Cerrado; a soja foi adaptada ao clima tropical através de melhoramento genético o que encurtou o ciclo de vida da planta tradicional e possibilitou duas colheitas ao ano; sementes de soja de alto rendimento, resistentes a doenças, reduziram perdas produtivas e gastos com inseticidas; a utilização de bactérias fixadoras de nitrogênio nos cultivos reduziu o uso de fertilizantes e contribuiu para elevar a produtividade por hectare (ha) (VIEIRA FILHO; FISHLOW, 2017, p.72). Destaca-se aqui que a esse pacote tecnológico foi posteriormente acrescentado o desenvolvimento de organismos geneticamente modificadas (OGM) resistentes a certos agrotóxicos, porém a licença para uso comercial desses produtos só se deu oficialmente no Brasil nos anos 2000 (BINDRABAN, et al. 2009).

Em decorrência dos avanços tecnológicos alcançados nos anos 1970, o preço da terra no Centro-Oeste caiu e possibilitou a difusão da agricultura mecanizada (VIEIRA FILHO; FISHLOW, 2017, p.72). Os melhoramentos realizados para

possibilitar a expansão da soja em direção ao Cerrado permitiu que outras culturas como milho, algodão, girassol, cana-de-açúcar, trigo e feijão pudessem também ser introduzidas em rotação de cultura nas áreas de cultivo de soja, gerando excelentes resultados para o agronegócio (SOUZA et al., 2007, p.136).

Ademais, a expansão da fronteira agrícola da região Sul para a Centro-Oeste do Brasil foi favorecida entre as décadas de 1970 e 1980 pela combinação de esforços do Estado com movimentos de migrações espontâneas e de colonização privada organizada (RAUSCH, 2014). Esses esforços também se deram em direção à Amazônia no sentido de promover uma reorganização regional do espaço econômico e de integração nacional com o objetivo de estimular os projetos de ocupação dessa região buscando torná-la atrativa economicamente à ocupação dos atores empreender (SANTANA, 2009, p.3).

Durante as décadas de 1960 e 1980, os projetos de reforma agrária e ocupação da Amazônia trouxeram milhares de famílias para a região (STEWART, 2007). No Oeste do Pará os primeiros assentamentos foram fixados em Santarém (MORAN, 1976 apud STEWARD, 2007) onde, no início dos anos 1960, a população cresceu 196% (SEMAB 2000, apud STEWARD, 2007). Assim sendo, considera-se que as condições socioeconômicas e ambientais geradas pelos projetos de colonização do governo brasileiro nesse período foram uma das bases para o posterior desenvolvimento da soja nessa região (STEWART, 2007).

Além desses esforços, em junho de 1970 foi lançado o Programa de Integração Nacional, que dentre suas diretrizes continha a abertura de duas rodovias na Amazônia, a rodovia federal Transamazônica, ligando o Norte ao Nordeste, e a rodovia federal Cuiabá-Santarém, também conhecida como BR-163, ligando o Norte ao Centro Oeste (SANTANA, 2009, p.3). A partir da construção da BR-163 criou-se um promissor corredor de desenvolvimento Sul-Norte que apresenta uma das rotas mais relevantes e dinâmicas na Amazônia brasileira, e que viabilizou o avanço da fronteira agrícola para o estado do Pará (COY; KLINGER, 2014).

A promoção da expansão e da modernização da agricultura brasileira por meio de políticas fiscais foi outro fator que, além dos investimentos em pesquisa e infraestrutura, proporcionou o desenvolvimento agrícola moderno (EMBRAPA, 2004, p.18). Um dos incentivos foi o estabelecimento de sistemas de crédito barato aos agricultores com taxas de juros fixadas abaixo da taxa de inflação (WARNKEN, 1999 apud GARRETT; RAUSCH, 2016).

Como resultado de tantos incentivos, a partir da expansão da fronteira agrícola para o Centro-Oeste do país, a produção agrícola e pecuária brasileira sustentou níveis internacionais de produtividade que permitiram com que, ao começo da década de 1980, o Brasil passasse a produzir uma quantidade de alimentos que o levou a atingir melhores condições de segurança alimentar doméstica e a impulsionar o comércio exterior (VIEIRA FILHO; FISHLOW, 2017, p.63,65). Sugere-se que nessa mesma década tenha se evidenciado uma transição de projetos de desenvolvimento da Amazônia controlados pelo Estado brasileiro para um modelo de desenvolvimento dirigido pelo mercado global de *commodities* (HECHT, 2005 apud STEWARD, 2007).

Porém, de acordo com Coelho (2009), enquanto o Centro-Oeste na década de 1980 já dava os primeiros sinais de sua capacidade produtiva baseada na modernização da agricultura, a região Oeste do Pará ainda tinha a sua produção agrícola baseada na pequena agricultura voltada para a subsistência e fundamentada em técnicas tradicionais de preparo e cultivo do solo, no extrativismo vegetal e na comercialização do excedente (COELHO, 2009, p.21). Apesar disso, desde 1960 as condições necessárias para a expansão da fronteira agrícola nessa região já vinham sendo estimuladas, mesmo que de maneira não intencional, por meio da migração de diversas famílias de colonos que derrubaram áreas de floresta primária para abrirem seus roçados e pastos e implementaram na região um estilo de agricultura advindo da Revolução Verde (STEWART, 2007). Como resultado do processo de ocupação do Planalto Santareno uma comunidade heterogênea constituída por migrantes passou a ocupar espontaneamente as margens da BR-163 desenvolvendo agricultura de subsistência e a praticando o extrativismo (HÉBETTE; MARIN, 2004).

Vale também destacar que entre os anos de 1970 e 1990 parte da migração para o Oeste do Pará se deu em função da corrida pelo ouro (VAN SOLINGE, 2014). Contudo, com o declínio gradual desse *boom* na região, as décadas de 1980 e 1990 foram marcadas por uma intensificação de investimentos nas atividades pecuárias e madeiras, resultando no desmatamento de áreas cada vez maiores de floresta primária e secundária (GOULDING; BARTHEM; FERREIRA, 2003, p. 141-142 apud VAN SOLINGE, 2014). É possível que o aumento do desmatamento ocasionado entre essas décadas tenha contribuído posteriormente para os achados de Malhi et al. (2008), que sugerem que aproximadamente 70% do desmatamento amazônico teve como principal causa o avanço da agropecuária sobre a floresta.

Ainda, durante a década de 1990, o governo brasileiro recebeu novo impulso para fomentar a expansão de soja no país estimulado pelos altos preços de mercado, por custos de produção baratos e por acordos comerciais internacionais (FAS, 2003 apud STEWARD, 2007). A nova política monetária estabelecida nessa década também favoreceu a produção de soja para o mercado mundial a fim de gerar receita suficiente para pagar a dívida externa brasileira (STEWARD, 2007). Logo, a expansão da soja na Amazônia não é fruto de uma mera expansão agrícola aleatória, mas, configura sim, uma estratégia de expansão do agronegócio de grãos planejada e embasada em quatro pilares: a migração especializada, o mercado de terras, a infraestrutura logística de transporte e escoamento da produção e, por fim, a influência do fator ambiental na organização da atividade produtiva (COSTA, 2012, p.31). Como resultado desses esforços, o final da década de 1990 e início dos anos 2000, é marcado pelo começo da produção oficial de soja no estado do Pará (COSTA, 2012, p.105; STEWARD, 2007).

Assim, em aproximadamente 60 anos se consolidou o avanço da produção de soja de sul a norte do Brasil entre 1940, quando começou essa leguminosa ser produzida em escala comercial, e meados dos anos 2000, com sua chega no Estado do Pará após avançar pelo centro-oeste do país. Esse avanço da fronteira agrícola no Brasil é ilustrado na Figura II.2 onde é possível ver a progressão por década do avanço da soja no Brasil ao longo dos anos 1940 até 2000.

Durante a década de 1990 no âmbito estadual, o governo do Estado do Pará estimulou a realização de investimentos privados voltados à produção da soja em três Polos de Desenvolvimento regional: o Polo Agroindustrial e Agroflorestal do Oeste Paraense, situado na região de Santarém; o Polo Agroindustrial do Sudeste Paraense, inicialmente localizado no município de Redenção e o Polo Agroindustrial do Nordeste Paraense, marcado pelo município de Paragominas. A introdução da monocultura dessa leguminosa nesse Estado se deu através do Plano Operacional de Política Agrícola “Pará Rural” (COSTA, 2012, p.103). A partir desses esforços a produção de soja chega no Pará no ano de 1997 onde, inicialmente, apenas quatro municípios tinham plantios desse grão: Paragominas, Ulianópolis, Santarém e Redenção (COSTA, 2012, p.105). Segundo a autora, entre 1997 e 2010, o número de municípios paraenses produtores de soja aumentou concomitantemente com a quantidade produzida e o incremento de novas áreas de plantio de grãos principalmente nos Polos de Desenvolvimento.

Figura II.2: Expansão da fronteira agrícola no Brasil ao longo do tempo

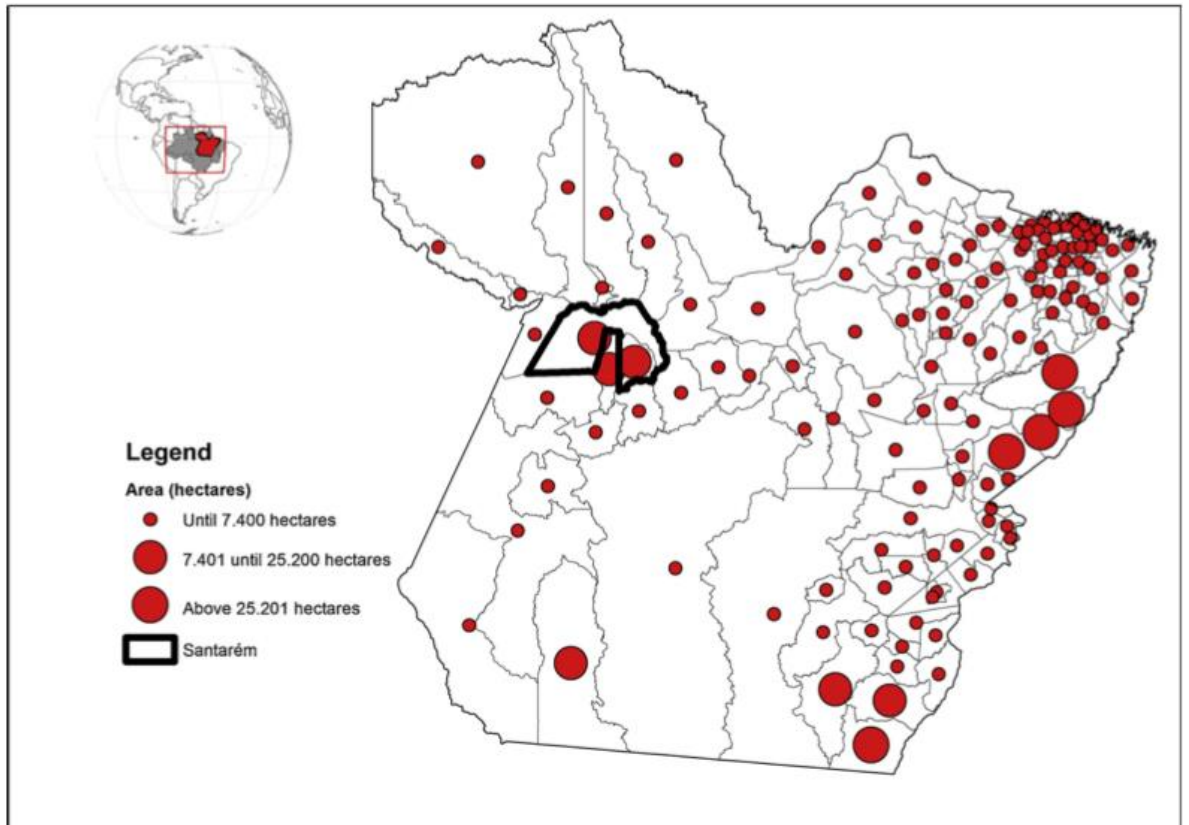


Fonte: VIEIRA FILHO; FISHLOW (2017, p.73).

De acordo com os dados da CONAB (2013), descritos em Sauer e Pietrafesa (2013), área cultivada de soja no Pará, subiu de 2,6 mil ha na safra 1997/1998, para mais de 172 mil ha na safra 2012/2013. Em trabalho recente, Sauer (2018) apresenta os Polos de Desenvolvimento do Pará quanto a sua área marcados pelas regiões que concentram os maiores círculos da Figura II.3, bem como o aumento da produção de soja nesse Estado entre 2000 até 2016 (Figura II.4).

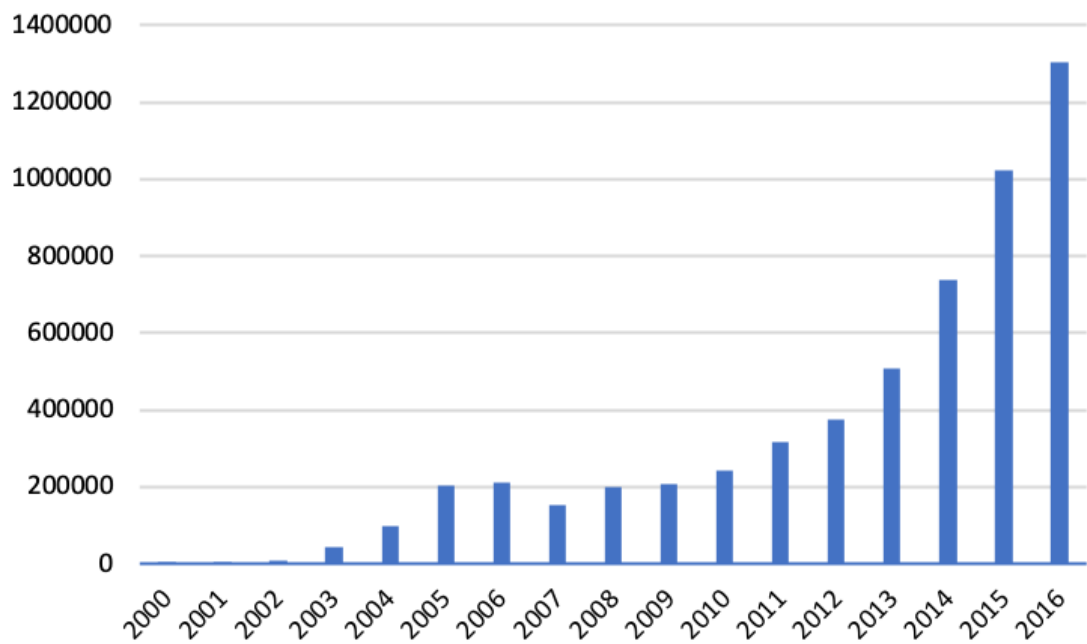
Para o município de Santarém, localizado no oeste do estado do Pará, Steward (2007) produziu um cronograma do avanço da produção de soja onde relata que em 1995 o governo do Pará financiou a realização de um estudo piloto para investigar o potencial da agricultura comercial naquele município e no seu entorno. Na sequência o pesquisador apresentou que nos dois anos seguintes, 1996 e 1997, foi implementado um projeto piloto de produção de soja local bem como, nesse mesmo período, foi estabelecida uma cooperativa entre os agricultores que possibilitou a solicitação de recursos para o desenvolvimento da soja na região (STEWART, 2007).

Figura II. 3: Culturas de soja no estado do Pará - Distribuição por município (2016)



Fonte: Sauer (2018).

Figura II. 4: Produção de soja no Estado do Pará em mil toneladas



Fonte: Adaptado de Sauer (2018).

Ainda relata-se nessa pesquisa que entre os anos de 1997 e 1998 foi realizado um zoneamento no município de Santarém e entorno pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e pelo Programa de Integração Mineral nos Municípios Amazônicos que definiram como zonas potenciais para a realização de agricultura mecanizada todas as áreas degradadas por uso antropogênico, áreas de transição agrícola utilizadas pelas famílias de colonos migrantes e áreas destinadas para a criação de gado (STEWART, 2007). De acordo com o mesmo autor, é assim que, nesse contexto, as vastas áreas de terras desmatadas pelos projetos prévios de ocupação do território mais tarde viriam a ser um fator atrativo à entrada de soja em Santarém e foi de fato o que aconteceu.

Com base nos resultados das pesquisas realizadas em Santarém entre 1997 e 1998, oficiais do governo e empreendedores locais, visando atrair produtores para esta região, criaram propagandas cujo conteúdo dizia estar nesta região a nova fronteira nacional de desenvolvimento de soja (STEWART, 2007). A partir destas ações, acordos comerciais foram firmados culminando no estabelecimento das primeiras fazendas de soja na região, seguindo-se da chegada de compradores dos grãos, técnicos agrícolas, empresas de fornecimento de produtos agrícolas e negociadores de terras (STEWART, 2007).

Como resultado desses esforços, a soja começa a surgir nas estatísticas oficiais, ainda que de forma incipiente, a partir de 1997 (COELHO, 2012, p.22) e em poucos anos depois, 1999, se inicia o projeto para a criação do porto graneleiro da Cargill no município de Santarém (COSTA, 2012, p. 121). A implementação desse porto é fundamentada na consolidação de uma malha rodoviária estratégica para o escoamento da produção de grãos em Santarém através da pavimentação do trecho Cuiabá-Santarém da BR-163, e da PA-370 (Santarém-Curuá-Una) que também se deu no final da década de 1990 e início dos anos 2000 (CARVALHO, et al. 2010).

A formação da malha rodoviária juntamente com a inauguração do Porto da Cargill contribuiu significativamente para os investimentos de produtores de grãos do Centro-Sul do país em Santarém, conjugando-se a criação de uma logística de produção, armazenagem, distribuição e escoamento de *commodities* agrícolas para o mercado externo através deste porto (STEWART, 2007; COSTA, 2012, p.117-118, CARVALHO, et al. 2010). Para Paixão Jr. (2012) a instauração do Porto da Cargill em 2003 se torna um marco da expansão da agricultura de larga escala na região uma vez que se tornou um incentivo ao avanço da soja, principalmente pela redução nos

custos de logística, favorecendo também o escoamento da soja para o mercado internacional.

Assim, uma complexa rede de agentes é delineada para a articulação de interesses a fim da ampliação da produção da soja, mas não apenas em um contexto de expansão da produção agrícola, e sim de uma estratégia expansionista do agronegócio, fundamentada em estruturas de aquisição de novas terras produtivas; na migração de indivíduos; na implantação de infraestrutura e logística para o escoamento da produção e na incorporação da questão ambiental na dinâmica produtiva (COSTA, 2012, p.108). Entretanto, essa expansão serviu a interesses de grupos específicos, pois quando a soja chegou pela primeira vez na região Oeste do Pará uma nova configuração territorial começou a ser traçada, resultando na conversão de áreas antes ocupadas pela agropecuária familiar, pastagem e florestas secundárias para sua produção, promovendo mais desmatamento e concentração fundiária (COELHO, 2009, p.15).

Segundo Carvalho (2008), os dados obtidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para o ano de 2006 mostram que os municípios de Santarém e Belterra lideraram, naquele ano, a expansão da área plantada com soja no estado do Pará, que saiu de 2.648 ha em 2002 para 72.335 ha em 2006. Conforme Oliveira (2008), desde o início dos anos 2000 o avanço da soja trouxe mudanças significativas no Planalto Santarémense, pois, segundo o autor, ao incorporar grandes áreas para atividades agrícolas, o agronegócio forçou a desagregação na agricultura familiar, impulsionando o êxodo rural.

Conforme outros pesquisadores, a partir dos anos 2000 diversos lotes e fazendas que antes eram ocupados tradicionalmente por agricultores familiares foram vendidos para a implantação do agronegócio no local (CORTES; D'ANTONA, 2010; COSTA, 2012, p.105), acarretando o aumento de concentração de terra, sobretudo pelos sojicultores (HANHUM et. al 2014). Em alguns casos os agricultores familiares foram expulsos de suas terras ocasionando um processo de substituição das culturas originárias, como milho, feijão, macaxeira, frutas e hortaliças por soja (BARBORA, 2013, p.30).

Em decorrência da colonização prévia da região amazônica estabelecida por processos migratórios de ocupação do território cujas práticas agrícolas eram diferentes das realizadas pelo agronegócio contemporâneo, e somada a um novo movimento migratório vinculado ao cultivo da soja iniciado no final da década de 1990

e intensificado a partir dos anos 2002 e 2003 pela consolidação do porto graneleiro em Santarém, emergiram conflitos entre sojicultores, grileiros, madeireiros, agricultores familiares, indígenas, povos, comunidades tradicionais e organizações sociais (EMBRAPA, 2005, p. 13; VENTURIERI, 2006; STEWARD, 2007).

Dentre as organizações sociais que tiveram um importante papel na região destaca-se o trabalho realizado pela ONG internacional Greenpeace que, em conjunto com os movimentos sociais e organizações locais, entre os anos de 2003 a 2006, organizaram diversos protestos e manifestações contra a instalação do Porto da Cargill em Santarém e a lógica de produção agrícola a ela associada a qual gera desmatamento da floresta amazônica (COSTA, 2012, p.213). De acordo com a autora, os movimentos organizados resultaram em um forte embate no ano de 2006 entre ambientalistas, movimentos sociais locais e sojicultores e os eventos ocorridos nesse período tiveram repercussão nacional e internacional mobilizando a opinião pública mundial para o impacto do avanço da produção de soja sobre a floresta amazônica.

Como resultado dessa mobilização mundial deu-se um “boicote da soja” que fez com que a Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais (ABIOVE) e a Associação Brasileira dos Exportadores de Cereais (ANEC) e suas associadas, assumissem publicamente o compromisso de não comercializar nenhuma tipo de soja oriundo de zonas que desmatadas do Bioma Amazônico, após a data estipulada em acordo. Essa iniciativa foi denominada de “Moratória da Soja” (COSTA, 2012, p.213).

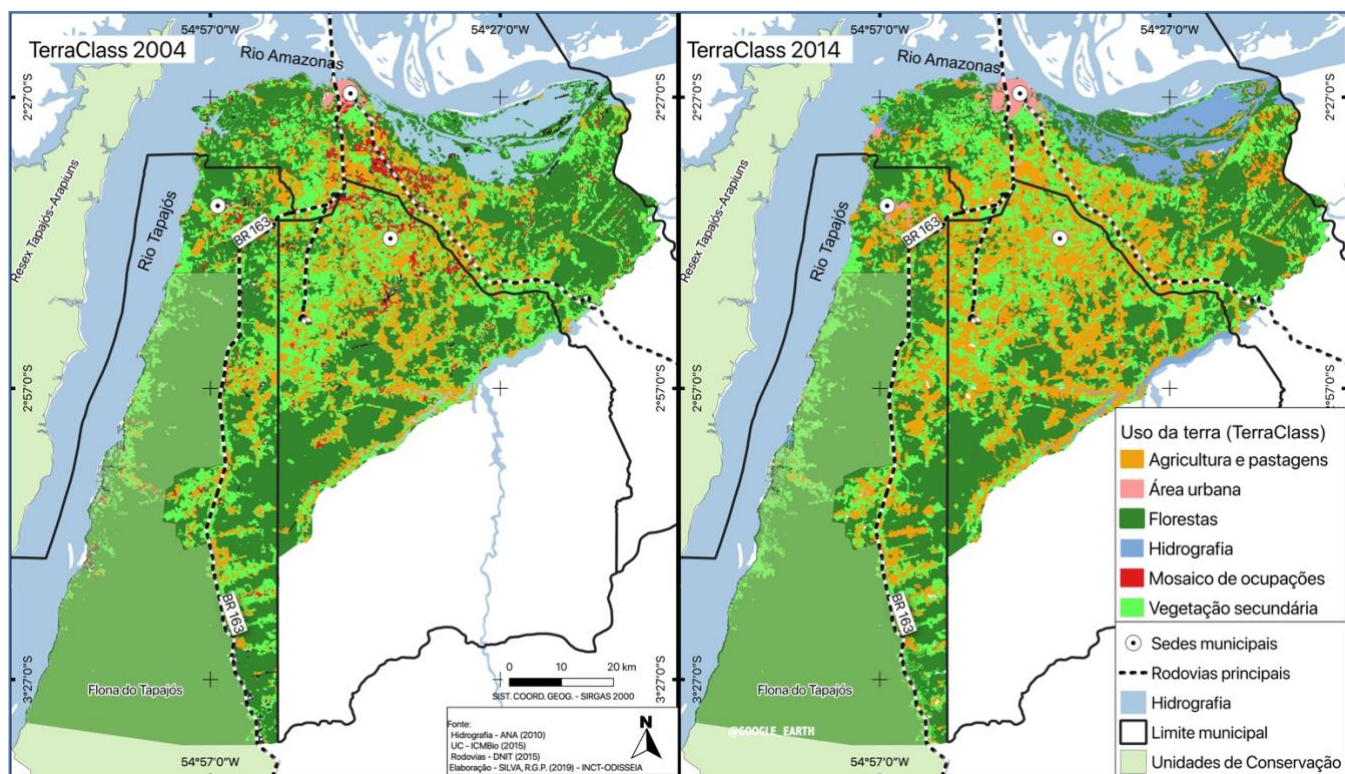
De acordo com Van Solinge (2014) o avanço da fronteira agrícola no Pará se manifesta de maneira violenta às vezes. Há anos esse estado é classificado dentre os estados brasileiros como aquele que tem o maior número de conflitos de terra. Conforme esse pesquisador, no caso específico do oeste do Pará, o cultivo de soja tem sido a principal força motriz do desmatamento na região, bem como uma das principais causas dos conflitos observados. Costa (2012, p.105) corrobora com Van Solinge (2014) ao afirmar que embora no Pará inicialmente a soja tenha sido plantada em áreas degradadas, na região do Oeste do estado observou-se a ocorrência de plantios que foram realizados em áreas de florestas derrubadas ou queimadas.

De acordo com Malhi et al. (2008) a conversão de terras para a produção de soja na região amazônica foi a segunda maior causa de desmatamento neste bioma naquele ano. Outro fator relacionado ao modelo agrícola de agronegócio que pode deteriorar os ecossistemas amazônicos é a presença de OGM. Entretanto, apesar da aprovação do cultivo comercial de soja transgênica em 2003 e de seu decreto

presidencial em 2004 (BINDRABAN, et al. 2019) neste presente estudo não se encontrou registros oficiais que comprovem o cultivo de soja transgênica na região do Oeste do Pará.

Em estudo realizado por Venturieri (2006) o autor observou mudanças de cobertura do solo entre o período de 1999, antes da implementação do Porto da Cargill, e 2004, depois da consolidação do Porto. Percebeu-se uma perda de 8% de floresta devido ao avanço do agronegócio, uma redução das propriedades familiares próximas às cidades de Santarém e Belterra, assim como a formação de uma nova “paisagem”, composta por um mosaico de grandes áreas mecanizadas e modernas instalações para beneficiamento e armazenamento de grãos (Venturieri, 2006). Ao se comparar a mudança de uso da terra com a cobertura do solo realizada pelo mapeamento do programa TerraClass (INPE, 2014) para os anos de 2004 e 2014 (Figura II. 5) verifica-se tais mudanças observadas por Venturieri (2006) na região do Planalto Santareno. Houve um aumento da área de agricultura e paisagens com o declínio de áreas de florestas e vegetação secundária, além de aumento da área urbana.

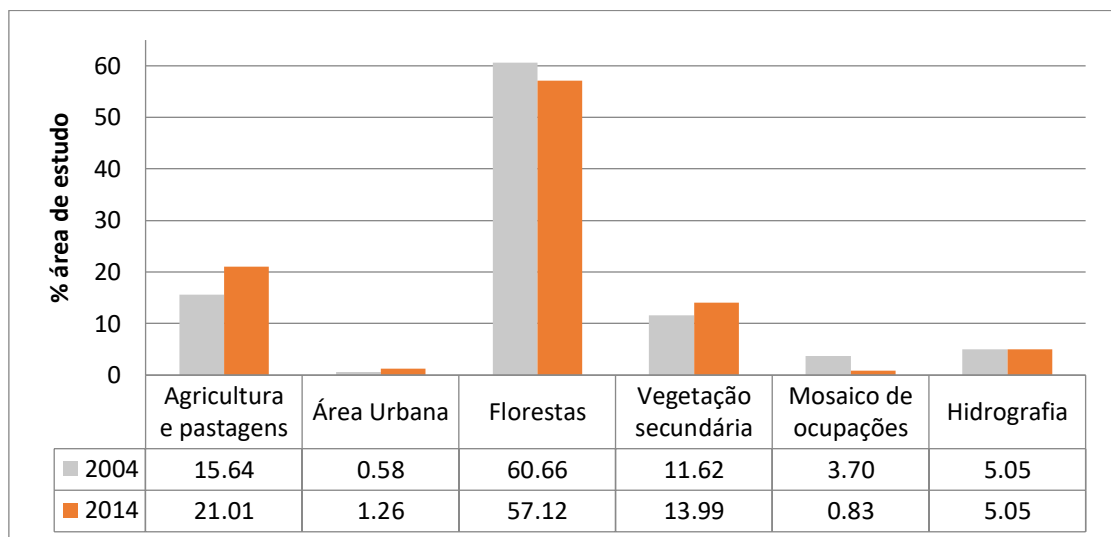
Figura II. 5: Mudança no uso e cobertura do solo para os anos de 2004 e 2014



Fonte: TerraClass (INPE). Elaborado por Silva, R.G.P. (2019). INCT- ODISSEA

Quando se quantifica as principais mudanças no uso e cobertura do solo evidencia-se que além do incremento das áreas de agricultura anual e pastagem, as áreas denominadas “Mosaicos de Ocupações”, as quais se referem à presença de assentamentos rurais e de ocupações espontâneas caracterizadas pelo predomínio de agricultura familiar (ALMEIDA, 2014), diminuíram consideravelmente de 3,70% para 0,83% do território (Figura II.6). Sob a perspectiva de diminuição de áreas para a agricultura familiar, pode se entender que a região passou por um processo de “descamponização” em razão de famílias terem vendido suas terras, coagidas pelas promessas de melhora das suas condições de vida e pela falta de terra para a reprodução das gerações futuras (NAHUM et. al 2014, p.66). Ainda assim, apesar das pressões do agronegócio e das restrições quanto a disponibilidade de território, a agricultura familiar é dinâmica e viva, e continua fornecendo seus produtos para a reprodução da força de trabalho urbana. Uma vez que o agronegócio é predominantemente produtor de commodities e a agricultura camponesa é majoritariamente produtora de alimentos é claro que o campesinato precisa se reproduzir e continuar a se reproduzir ao logo da história (FERREIRA, 2012).

Figura II. 6:Quantificação nas mudanças de uso do solo



Fonte: TerraClass (INPE). Elaborado por Silva, R.G.P. (2019). INCT- ODISSEA

Entretanto, apesar dos impactos ambientais e sociais causados pela forma com que tem se dado a expansão da soja na região amazônica, de acordo com as projeções do agronegócio no Brasil para os anos de 2018/19 a 2028/29, é previsto um acréscimo na produção de soja de 51,3% apenas para o estado do Pará (MAPA,

2019a). O mesmo estudo estima que no Brasil a área de soja deve aumentar em 9.500.000ha nos próximos 10 anos, alcançando 45.000.000ha até 2029. Ainda se projeta que haverá uma redução das áreas de plantio de arroz e feijão e um aumento da área de lavoura de soja e milho (MAPA, 2019a). Assim, visto que as culturas de grãos como soja, milho e trigo, são as que mais utilizam agrotóxicos, há uma possível tendência de aumento do uso dessas substâncias nas regiões de expansão da fronteira agrícola durante a próxima década (TERRA; PELAEZ, 2008).

2.2. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE AGROTÓXICOS

2.2.1. Nomenclatura e definição

Pesticidas, praguicidas, defensivos agrícolas, agrotóxicos, veneno, biocida, remédio, produto fitossanitário e agroquímico são algumas formas de denominar os compostos que têm por finalidade realizar o controle de espécies indesejados às atividades humanas e causadoras de doenças (SILVA, et al. 2005). Entretanto, a nomenclatura utilizada para se referenciar esses produtos depende tanto de fatores linguísticos da origem etimológica da palavra como dos interesses do setor que a emprega, o qual definirá a conotação desejada conforme os interesses atrelados ao uso dessas substâncias, podendo até utilizar uma terminologia que dá um sentido oposto ao efeito real da substância empregada (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003).

No Brasil até a promulgação da Constituição Federal de 1988, os agrotóxicos eram denominados nacionalmente por defensivos agrícolas (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003). Contudo, de acordo com Carneiro et al. (2015, p.28) este termo é um artifício retórico que oculta os efeitos tóxicos dessas substâncias na saúde humana e no ambiente, enfatizando apenas a visão que considera seus aspectos protetivos aos cultivos. Dada a relevância da questão, uma discussão semântica foi desencadeada no Rio Grande do Sul durante a década de 1980 para a regulação do registro e uso dos agrotóxicos, culminando na oficialização do termo “agrotóxico” na legislação estadual específica para aquele estado (CARNEIRO et al. 2015, p.28). Posteriormente esse fato repercutiu em âmbito federal por meio da promulgação da Lei Nº 7.802 de 1989, conhecida como a Lei de Agrotóxicos, que oficializou nacionalmente a utilização do termo “agrotóxico” (CARNEIRO et al. 2015, p.28) e firmou uma nova diretriz quanto ao desenvolvimento, produção, comercialização e uso dos compostos adotados no país (TERRA; PELAEZ, 2008). Assim sendo, na presente dissertação de mestrado a

nomenclatura adotada será "agrotóxico" dada a terminologia utilizada na legislação brasileira.

De acordo com o decreto nº 4.074/02 que regulamenta a Lei nº 7.802/89 os agrotóxicos são definidos no Art. 2º como:

"os produtos e os 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 crescimento".

Diferentemente da definição dada na legislação brasileira, a OMS reconhece a periculosidade do uso de agrotóxicos em sua descrição dessas substâncias (OMS, 2019):

"compostos químicos que são usados para matar pragas¹, incluindo insetos, roedores, fungos e plantas indesejáveis. Os pesticidas são usados na saúde pública para matar vetores de doenças, como mosquitos e na agricultura, para matar pragas que prejudicam as culturas. Por sua natureza, os pesticidas são potencialmente tóxicos para outros organismos, incluindo seres humanos, e precisam ser usados com segurança e eliminados adequadamente".

Assim como a nomenclatura empregada para se referir aos agrotóxicos, suas definições também refletem os interesses dos diferentes grupos que as definem. Conforme documento produzido pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) juntamente com a OMS se define pesticida como (FAO; OMS, 2014, p.6):

"qualquer substância, ou mistura de substâncias de ingredientes químicos ou biológicos destinados a repelir, destruir ou controlar qualquer praga, ou regular o crescimento das plantas".

2.2.2. Composição dos agrotóxicos

O produto que chamamos de agrotóxico na verdade é um composto de algumas substâncias que podem ser de origem biológica ou sintética (BRASIL, 2002). Esse composto, também denominado de produto final, pode ser formado pela mistura

¹ Neste trabalho utilizar-se-ão os termos praga e peste como sinônimos. Peste é qualquer espécie, estirpe ou biótipo de planta, animal ou agente patogênico prejudicial para plantas e produtos vegetais, materiais ou ambientes e inclui vetores de parasitas ou agentes patogênicos de doenças humanas e animais e animais que causam incômodo à saúde pública (FAO; OMS, 2014).

do produto técnico com o produto intermediário ou mesmo pela mistura de dois produtos técnicos (AGROANALYSIS, 1980). O produto técnico é o composto produzido a partir de um teor definido de ingrediente ativo, substância que determinará a função e conferirá eficácia ao produto bem como determinará o nome do agrotóxico, no qual são adicionadas substâncias como estabilizantes e produtos relacionados, tais como isômeros que determinarão a quantidade de ingrediente ativo no produto final (PASCHOAL, 1979 apud TERRA, 2008, p. 21). Por fim, são considerados produtos intermediários aquelas substâncias adjuvantes, solventes, diluidores, conservantes, emulsificantes, agentes umidificantes, estabilizantes, entre outras substâncias que garantem a dispersão e a fixação do produto técnico no organismo alvo (PASCHOAL, 1979 apud TERRA, 2008, p. 21; BRASIL, 2002).

Logo se vê que as formulações dos agrotóxicos são misturas complexas (FALCK et al., 1999 apud TERRA, 2008, p. 78), e, além disso, segundo esses pesquisadores, é comum que diferentes formulações sejam simultaneamente utilizadas com combinações variadas dependendo da época do ano e do tipo de cultura das lavouras. Conforme os estudos de Rizzati et al. (2016) se observa uma ação sinérgica entre diferentes agrotóxicos, sendo que certas misturas demonstraram efeitos neurotóxicos e de desregulação endócrina e/ou reprodutiva em organismos, ou seja, as informações de toxicidade relacionadas apenas aos ingredientes ativos não são suficientes para avaliar o risco dos efeitos adversos dos agrotóxicos à saúde (FALCK et al., 1999 apud TERRA, 2008, p. 78). Ainda, uma vez liberados no ambiente, os pesticidas se decompõem em substâncias conhecidas como metabólitos que são mais tóxicos do que os ingredientes ativos em algumas situações (MAHMOOD, et al. 2015). Isso corrobora com Defarge, Vendômois e Séralini (2018), que observaram que o glifosato não foi o principal composto tóxico em algumas das formulações dos herbicidas que contém este ingrediente ativo.

2.2.3. Classificação

Diversos critérios podem ser utilizados para diferenciar os agrotóxicos em classes, como por exemplo a finalidade de uso do agrotóxico, os grupos químicos empregados para a sua sintetização, o seu modo de ação e os efeitos potenciais à saúde humana e ao meio ambiente (AGROFIT, 1998 apud PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003). Outro tipo de classificação considera o desenvolvimento temporal/tecnológico dos grupos químicos de agrotóxicos dividindo-os em quatro

gerações (FARIA, 2009). A primeira geração é marcada por agrotóxicos inorgânicos; a segunda pelos grupos OC, OF, carbamatos e piretróides; a terceira geração, diferentemente das anteriores é marcada pelo desenvolvimento de agrotóxicos de ação específica como reguladores de crescimento ou fagos-inibidores; e a quarta geração é caracterizada por aquelas substâncias que utilizam biotecnologia, como as sementes transgênicas associadas a determinados herbicidas, e também pelos produtos neonicotinóides que atuam no sistema nervoso dos insetos com baixa toxicidade para mamíferos (FARIA, 2009).

A classificação dos agrotóxicos por finalidade de uso considera o propósito do princípio ativo empregado, isto é, os inseticidas controlam as populações de insetos; os fungicidas fungos; os herbicidas ervas daninhas; os bactericidas bactérias; os acaricidas ácaros; os nematicidas nematóides (vermes); os rodenticidas roedores; os moluscidas moluscos; os formicidas formigas; reguladores e inibidores de crescimento (TERRA, 2008, p. 22). Dentre essas classes, as três principais, que representaram cerca de 95% do consumo mundial de agrotóxicos em 2007 foram os herbicidas (48%) inseticidas (25%) e fungicidas (22%) (AGROW, 2007 apud TERRA; PELAEZ, 2008). Ademais, em alguns casos o mesmo agrotóxico pode ter ação sobre uma ou mais classes de uso (AGROANALYSIS, 1980 apud TERRA, 2008).

Quanto à classificação por grupo químico, primeiramente os agrotóxicos podem ser classificados como inorgânicos quando não possuem átomos de carbono em sua molécula química ativa, ou orgânicos, quando contêm carbono e desta forma podem ser de origem biológica, quando derivados de insumos naturais, ou organossintéticos, quando produzidos por síntese industrial (BULL; HATHAWAY, 1986 apud TERRA, 2008 p. 21). Os agrotóxicos organossintéticos, uma vez que são produzidos industrialmente, apresentam uma ampla gama de composições e são classificados conforme os grupos químicos que compõem suas moléculas sintetizadas (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003). Os principais grupos químicos de agrotóxicos organossintéticos podem ser classificados como: organoclorados (OC), organofosforados (OF), organoclorofosforados, carbamatos, piretróides sintéticos, triazina e outros (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003).

Em 1975 a OMS propôs pela primeira vez uma classificação toxicológica dos agrotóxicos baseada na periculosidade desses compostos para a saúde humana. Em 1992 na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (ECO92) foi lançado o Sistema de Classificação e Rotulagem de Produtos Químicos

Globalmente Unificado, também denominado como Sistema Globalmente Harmonizado (GHS) (PERSSON, et al. 2017). Segundo esse autor, em 2002 foi acordado pelas Nações Unidas que todos os países deveriam ser incentivados a implementar o GHS até 2008 para que a classificação de produtos químicos, rótulos e fichas de dados de segurança fosse uniforme nos países que a utilizassem. A partir de 2009 a OMS passou a adotar as Categorias de Perigo de Toxicidade Aguda propostas pelo GHS como o ponto de partida para a classificação toxicológica que distingue as formas mais e menos perigosas de cada agrotóxico baseada na toxicidade do produto técnico e nas suas formulações tendo como critério o resultado de testes da dose letal mediana (DL50)² (OMS, 2010).

No Brasil as diretrizes para avaliação e classificação toxicológica de agrotóxicos são normatizadas pela Lei nº 7.802/1989, pelo Decreto nº 4.074/2002 e até julho de 2019 eram pela Portaria nº 3 do MS de 16 de janeiro de 1992 (Tabela II.1) (ANVISA, 2016a). Conforme essa normalização o Brasil adotou parcialmente o GHS pois a implementação desse sistema foi limitada ao *locus* industrial e não incluiu os setores de consumo e agricultura (PERSSON, et al. 2017). A partir de julho de 2019 o GHS foi totalmente adotado pela ANVISA por meio das Resolução da Diretoria Colegiada nº 294/295/296 de 29 de julho de 2019 e da instrução normativa nº 34, de 29 de julho de 2019 que estabeleceram um novo quadro regulatório para a avaliação toxicológica de agrotóxicos (Tabela II.2 e Tabela II.3) (ANVISA, 2019a). Diferentemente do marco regulatório anterior, o atual baseado no GHS desconsidera para essa classificação resultados de estudos toxicológicos de irritação dérmica e ocular e de sensibilização dérmica e inalatória considerando apenas os resultado de testes de DL50 por via oral, dérmica e inalatória, além disso torna viável que os resultados da avaliação toxicológica de um produto em um país que tenha similaridade de medidas e controles em relação aos requisitos de avaliação toxicológica brasileiras possam ser utilizado para subsidiar a avaliação toxicológica para fins de registro destes produtos no Brasil (ANVISA, 2019a). O novo marco regulatório também dispõe sobre alterações a serem realizadas nas informações toxicológicas dos rótulos e bulas de embalagens de agrotóxicos e afins (ANVISA, 2019a).

² Dose mediana derivada estatisticamente de um agente químico ou físico (radiação) que deve matar 50% dos organismos em uma determinada população sob um conjunto definido de condições (CALDAS, 2019).

Tabela II. 1: Classificação toxicológica de risco à saúde humana Portaria nº 3 do MS, de 1992

Classificação	DL ₅₀ Oral (mg/kg)		DL ₅₀ Dérmica (mg/kg)		CL ₅₀ Inalatória (mg/L/4h)	Irritação Dérmica	Irritação Ocular
	Sólido	Líquido	Sólido	Líquido			
Classe I Extremamente Tóxico	≤ 5	≤ 20	≤ 10	≤ 40	≤ 0,2	Ulceração ou corrosão na pele	Opacidade da córnea reversível ou não dentro de 7 dias ou irritação persistente nas mucosas oculares
Classe II Altamente Tóxico	> 5 ≤ 50	> 20 ≤ 200	> 10 ≤ 100	> 40 ≤ 400	> 0,2 ≤ 2	Irritação severa, Draize-Cools ≥ 5	Sem opacidade da córnea; irritação da mucosa ocular reversível em 7 dias
Classe III Medianamente Tóxico	> 5 ≤ 500	> 200 ≤ 2000	> 100 ≤ 1000	> 400 ≤ 4000	> 2 ≤ 20	Irritação moderada, Draize-Cools ≥ 3 < 5	Sem opacidade da córnea; irritação da mucosa ocular reversível em 72h
Classe IV Pouco Tóxico	> 500	> 2000	> 1000	> 4000	> 20	Irritação leve, Draize-Cools < 3	Sem opacidade da córnea; irritação da mucosa ocular reversível em 24h





Fonte: ANVISA, 2019^a.

Tabela II. 2: Classificação toxicológica de risco à saúde humana de acordo com novo marco regulatório determinado pelo RDC nº 294/295/296 de 29 de julho de 2019

Categoria	Nome da Categoria	Via de exposição Oral (mg/kg p.c.)	Via de exposição Cutânea (mg/kg p.c.)	Via de exposição Inalatória		
				Gases (ppm/V)	Vapores (mg/L)	Produtos sólidos e líquidos (mg/L)
Cat 1	Extremamente Tóxico	≤ 5	≤ 50	≤ 100	≤ 0,5	≤ 0,05
Cat 2	Altamente Tóxico	> 5 - 50	> 50 - 200	> 100 - 500	> 0,5 - ≤ 2	> 0,05 - 0,5
Cat 3	Moderadamente Tóxico	> 50 - 300	> 200 - 1000	> 500 - 2500	> 2 - ≤ 10	> 0,5 - 1
Cat 4	Pouco Tóxico	> 300 - 2000	> 1000 - 2000	> 2500 - 20000	> 10 - ≤ 20	> 1 - 5
Cat 5	Improvável de causar dano agudo	> 2000 - 5000	> 2000 - 5000	> 20000	> 20	> 5
Não classificado	Não classificado	> 5000	> 5000	-	-	-

Fonte: ANVISA, 2019a.

Tabela II. 3: Classificação toxicológica de risco à saúde humana de acordo com novo marco regulatório determinado pelo RDC nº 294/295/296 de 29 de julho de 2019 para utilização em rótulos e bulas de agrotóxicos

Classe de Perigo						
Categoria	Nome da Categoria	Pictograma	Palavra de Advertência	Oral	Dérmica	Inalatória
Cat 1	Extremamente Tóxico		PERIGO	Fatal se ingerido	Fatal em contato com a pele	Fatal se inalado
Cat 2	Altamente Tóxico		PERIGO	Fatal se ingerido	Fatal em contato com a pele	Fatal se inalado
Cat 3	Moderadamente Tóxico		PERIGO	Tóxico se ingerido	Tóxico em contato com a pele	Tóxico se inalado
Cat 4	Pouco Tóxico		CUIDADO	Nocivo se ingerido	Nocivo em contato com a pele	Nocivo se inalado
Cat 5	Improvável de causar dano agudo	Sem símbolo	CUIDADO	Pode ser perigoso se ingerido	Pode ser perigoso em contato com a pele	Pode ser perigoso se inalado
Não classificado	Não classificado	Sem símbolo	Sem Advertência	-	-	

Fonte: ANVISA, 2019a.

Quanto à classificação do Potencial de Periculosidade Ambiental dos agrotóxicos, estudos físico-químicos, toxicológicos e ecotoxicológicos avaliam essas substâncias e suas interações com diversos parâmetros ambientais, de modo que seja possível regular a restrição, alteração e a concessão ou não de registros dos agrotóxicos (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003). Padronizados conforme as instruções dos Princípios das Boas Práticas de Laboratórios da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) (Portaria Conjunta Inmetro e

IBAMA nº1 de 29 de março de 2010) esses estudos baseiam-se nos parâmetros de bioacumulação, persistência, transporte, toxicidade a diversos organismos, potencial mutagênico, teratogênico e carcinogênico como critérios para essa classificação (MMA, 1996; (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003). Assim, a partir dessas análises os agrotóxicos podem ser classificados quanto ao seu potencial de periculosidade ambiental conforme a Tabela (II.4).

Tabela II. 4: Classificação dos agrotóxicos quanto ao seu potencial de periculosidade ambiental

Classe I	produto altamente perigoso
Classe II	produto muito perigosos
Classe III	produto perigoso
Classe IV	produto pouco perigoso

Fonte: Portaria normativa do Ministério do Meio Ambiente nº 84, de 15 de outubro de 1996.

2.2.4. Perspectiva histórica do uso de agrotóxicos

2.2.4.1. No mundo

Os registros mais antigos da utilização de compostos para repelir insetos indesejados datam, aproximadamente, de 1500 e 1000 a.C. (COSTA, 1987, p.1). Esses compostos eram tanto de origem inorgânica à base de enxofre, arsênio, mercúrio, flúor, selênio, chumbo, bórax, zinco e cobre, como também de origem orgânica à base de substâncias como piretrina, obtida a partir das folhas de crisântemo, nicotina obtida das folhas de tabaco ou rotenona, extraída das raízes do cipó timbó (COSTA, 1987, p.1-2; GUERRA; SAMPAIO, 1991 apud ALVES FILHO, 2002, p.23-24).

A começar do final do século XIX e das três primeiras décadas do século XX houve uma expansão da produção e comercialização de substâncias químicas na Europa e nos EUA para eliminar fungos, insetos e bactérias presentes nas culturas agrícolas, bem como para combater epidemias (ALVES FILHO, 2002, p.23). Essas primeiras substâncias, produzidas a partir de metais tóxicos, foram classificadas como sendo da primeira geração de agrotóxicos e devido à sua toxicidade tanto ambiental

quanto humana não são mais utilizados hoje em dia pois foram substituídas por compostos orgânicos de menor toxicidade aguda (ALVES FILHO, 2002, p.24). Esses compostos foram desenvolvidos pela indústria de agrotóxicos seguindo a expansão da indústria química dada na Primeira Guerra Mundial (COSTA, 1987, p.1).

Durante a Primeira Guerra Mundial cientistas estimulados pela corrida armamentista realizaram pesquisas para a inovação de armas de guerra e desenvolveram uma gama de moléculas tóxicas a serem aplicadas para destruir as áreas de colheita dos inimigos (LARINI, 1999 apud ALVES FILHO, 2002, p.24). Posteriormente, se observou que as armas químicas combatiam também as pragas que atacavam as culturas agrícolas (ZAMBRONE, 1986), e, com isso, em 1932 foi comercializado o primeiro inseticida desenvolvido por síntese orgânica com o que se inaugurou a segunda geração de agrotóxicos que compreende os inseticidas organoclorados, organofosforados, carbamatos e piretróides sintéticos (GUERRA; SAMPAIO, 1991 apud ALVES FILHO, 2002, p.24).

Após a Segunda Guerra Mundial, e a fim de alcançar novos mercados para utilizar as moléculas desenvolvidas durante os avanços da guerra, algumas empresas químicas oriundas de grandes grupos (Bayer, Basf, Hoechst, DuPont) adotaram como estratégia de crescimento a criação de companhias subsidiárias focadas na produção de agrotóxicos organossintéticos (BULL; HATHAWAY, 1986 apud TERRA, 2008, p.23). A estratégia de crescimento adotada por essas grandes corporações está diretamente ligada aos processos de modernização da agricultura, que têm por base o uso intensivo de insumos químicos, biológicos e mecânicos (PELAEZ; TERRA; SILVA, 2010).

Em 1942 o DDT, inseticida organoclorado (OC), foi introduzido no mercado e posteriormente se tornou o inseticida mais utilizado no mundo (HOLMSTEDT; LILJESTRAND, 1963 apud COSTA, 1987, p.2). O pico de sua produção nos EUA se deu no início dos anos 1960 e foi declinando até ter sua venda banida em 1973 nos EUA, dadas as pressões geradas pelos resultados de estudos de seus impactos ambientais, dentre eles a publicação da pesquisadora Rachel Carson, intitulada “Primavera Silenciosa” em 1962 (COSTA, 1987, p.2-3). Apesar da proibição de uso do DDT nos EUA, esse país seguiu exportando esse agrotóxico para outros países que ainda não o haviam banido como, por exemplo, o Peru que em 1992 importou dos EUA 300 toneladas (t) desse inseticida (CRISOLIA, 2005, p. 25). No Brasil o DDT teve

sua fabricação, importação, exportação, manutenção em estoque, comercialização e uso proibido em 2009 (BRASIL, 2009).

Além dos impulsos para o desenvolvimento de agrotóxicos gerados pelas guerras mundiais, outro fator que contribuiu para o atual cenário de utilização desses compostos foi a Revolução Verde através das profundas mudanças trazidas aos processos agrícolas bem como à relação da agricultura com o meio ambiente (OLIVEIRA-SILVA; MEYER, 2003). No final da década de 1950 ocorreram graves eventos de escassez de alimentos em muitos países em desenvolvimento e por isso, visando melhorar a produtividade das principais culturas de grãos, como arroz, trigo e milho, foram desenvolvidos grãos híbridos que responderam de maneira positiva às altas aplicações de fertilizantes realizadas (KENDALL; PIMENTEL, 1993 apud PIMENTEL, 1996). O aumento do uso de agrotóxicos também favoreceu os rendimentos produtivos alcançados (FAO, 1984 apud PIMENTEL, 1996).

Além da necessidade de acabar com os insetos que reduzem a produção de alimentos, o uso de herbicidas para eliminar a vegetação que compete com o cultivo de interesse se tornou relevante para o modelo de agricultura emergente e para o mercado de agrotóxicos (KOLPIN, 1998). De acordo com Costa (2008, p.911) nas últimas décadas houve um rápido crescimento da utilização de herbicidas no mercado de agroquímicos, sendo que esses compostos representam praticamente 50% dos agrotóxicos utilizados nos EUA e mais de um terço dos agrotóxicos pulverizados no mundo em 2008. Porém, dado o avanço do uso de herbicidas nas últimas décadas, entre 2008 e 2012 esse grupo representou aproximadamente 50% dos agrotóxicos utilizados mundialmente (ATWOOD; PAISLEY-JONES, 2017).

Dentre os agrotóxicos, os herbicidas mais utilizados de suas categorias se destacam o 2,4-D (PETERSON, 2016) e o glifosato (BENBROOK, 2016). O 2,4-D é um herbicida análogo à auxina, um hormônio de crescimento de algumas plantas, e induz o crescimento descontrolado e letal das plantas alvo, porém não afeta o crescimento de gramíneas (COSTA, 2008, p.911). Já o glifosato é um herbicida e dessecante cujo modo de ação permite com que seja capaz de inibir a produção de proteínas necessárias à sobrevivência das diversas plantas (DEVOS, 2008). Dada sua característica o glifosato pode ser amplamente utilizado e por isso se tornou um dos herbicidas mais comumente e intensamente utilizados no mundo (BENBROOK, 2016).

Costa (2008, p.911) sugere ainda que as práticas de cultivo de monocultura acarretaram o aumento do risco de infestação por ervas daninhas nas lavouras resultando na necessidade da maior utilização desse tipo de agrotóxico. Ademais, o autor destaca que a mecanização das práticas agrícolas também pode ter contribuído para a ampliação do uso de herbicidas nas lavouras. Outro fator que mais recentemente contribuiu para o recente crescimento no uso de herbicidas é o uso de OGM resistentes à atividade de certos tipos de herbicidas (MERTENS, et al. 2018). Com a modernização da agricultura e seus avanços tecnológicos, em 1987 foram realizadas as primeiras pesquisas para desenvolver culturas alimentares geneticamente modificadas para aumentar a produção agrícola (RANGEL, 2015). Em decorrência disso, em 1996 variedades transgênicas de soja, milho e algodão tolerantes ao glifosato foram aprovadas para o plantio nos EUA (GILLEZEAU, 2019). Assim, nos anos seguintes as culturas geneticamente modificadas tolerantes a herbicidas ganharam participação no mercado e em 2016 responderam por cerca de 56% do uso global de glifosato (BENBROOK, 2016).

Esse avanço tecnológico possibilitou uma expansão ainda maior da utilização do glifosato, e dado o uso generalizado deste herbicida, incluindo seu uso doméstico nos jardins e hortas residenciais, a exposição humana acidental ou intencional ao glifosato foi se tornando inevitável (COSTA, 2008, p.917). Conforme Benbrook (2016), é provável que o glifosato continue sendo o agrotóxico mais utilizado no mundo nos próximos anos, e, por isso, a necessidade de estudar seus impactos ambientais e à saúde humana aumentará, de maneira que dados de séries temporais acessíveis e precisas sobre o uso desse herbicida são fundamentais (BENBROOK, 2016). Além do mais, de 1990 até 2014 se observa uma tendência mundial de crescimento do uso de agrotóxicos (ZHANG, 2018), sendo que em 2016 mais de 3.000.000t de ingredientes ativos de agrotóxicos foram aplicados em todo o mundo, principalmente na China (1,800.000t), nos EUA (408.000t) e no Brasil (377.000t) (FAO, 2018).

Juntamente com o aumento do consumo de agrotóxicos, o pacote tecnológico oriundo da Revolução Verde trouxe consigo profundas mudanças no processo tradicional de trabalho agrícola, bem como em seus impactos sobre o ambiente e a saúde humana (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003). Sobretudo nos países em desenvolvimento, a implementação de programas de qualificação da força de trabalho não acompanhou os avanços tecnológicos e acabou expondo as comunidades rurais

a um conjunto de riscos até então desconhecidos como, por exemplo, a exposição aos agrotóxicos (MOREIRA, 2002).

Tendo em vista os impactos de certos agrotóxicos tanto no ambiente quanto na saúde humana, em 2001 se deu a Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes onde 92 países, dentre eles o Brasil, e a Comunidade Europeia firmaram o compromisso de banir e restringir o uso das substâncias químicas classificadas como Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) (CETESB, 2019). Os POPs compreendem agrotóxicos de alta persistência no ambiente sendo passíveis de serem transportados por longas distâncias pelo ar, água e solo, além de terem a capacidade de acumularem-se em tecidos gordurosos de diversos organismos e poderem ser tóxicos à saúde humana e ao meio ambiente (MMA, 2019).

Dentre os POPs, os agrotóxicos banidos ou que tiveram seu uso restrito nos 152 países signatários da Convenção foram: Aldrin, DDT, Dieldrin, Endrin, Clordano, Clordecone, Heptacloro, Hexaclorobenzeno (HCB), Alfa Hexaclorociclohexano (α HCH), Beta hexaclorociclohexano (β HCH), Lindano, Mirex (dodecacloro), Pentaclorobenzeno (PCB), Endossulfan, Toxafeno, Pentaclorofenol e seus sais e ésteres (MMA, 2019). Além da obrigação de desenvolver estratégias eficazes para a eliminação, proibição e restrição dos POPs, para cumprirem as deliberações da Convenção de Estocolmo, os países membros têm o dever de adquirir uma compreensão perfeita das situações dos referidos produtos químicos dentro de seu território nacional (CETESB, 2019).

Assim como os POPs, apesar das tendências de aumento do uso de glifosato nos próximos anos como sugerido por Benbrook (2016), esse herbicida está tendo seu uso restringido e até banido em alguns países, províncias e municípios, como na Áustria, em Vancouver no Canadá e em Fort Myers Beach, Florida, EUA (BAUM, 2019). Além disso, uma epidemia de espécies alvo resistentes ao glifosato tem diminuído rapidamente o valor dessa tecnologia (GREEN, 2016). Contudo, em um primeiro momento, as espécies resistentes fazem com que sejam aplicados volumes cada vez maiores de glifosato (BENBROOK, 2016).

2.2.4.2. Brasil

Seguindo a tendência de expansão de agrotóxicos organossintéticos no mercado mundial após a segunda grande guerra, os agrotóxicos oficialmente entraram no Brasil na década de 1940 (TERRA, 2008, p.106), mais especificamente

em 1946, quando o Serviço Especial de Saúde Pública, juntamente com o Programa Amazônico de Saneamento em cooperação e o Instituto de Assuntos Interamericanos, uma agência do governo dos EUA, iniciou um estudo de caso na cidade de Breves, Pará, utilizando o DDT para combater a malária na cidade (WAGLEY, 1953, p.12). Naquele mesmo ano a empresa Eletroquímica Fluminense começou a fabricar o agrotóxico Hexaclorobenzeno (BHC) no Rio de Janeiro, seguida, em 1948, pela empresa Rhodia com a produção de Paration e pelo governo brasileiro que, em 1950, iniciou a fabricação de DDT por meio de uma fábrica de armas químicas do exército no Rio de Janeiro (BULL; HATHAWAY, 1986 apud TERRA, 2008 p.39-108).

Nesse período a produção nacional de agrotóxicos no Brasil teve como marco regulatório de suas atividades o Decreto Nº 24.114 de 1934, da Secretaria de Defesa Sanitária Vegetal do Ministério da Agricultura, que foi instituído antes mesmo de ter sido realizada qualquer aplicação de agrotóxico no Brasil e que não faz nenhuma menção ao termo agrotóxico ou defensivo agrícola utilizando apenas os termos inseticidas e fungicidas (BRASIL, 1934). Dada a incipiência do decreto Nº 24.114/1934 este não apresentava nenhuma estrutura de classificação toxicológica nem de fiscalização, o que fez com que as empresas líderes mundiais na produção de agrotóxicos encontrassem facilidade para registrar e licenciar seus produtos, bem como instalar unidades de produção no país (TERRA; PELAEZ, 2008).

Por conseguinte, durante os anos de 1954 e 1960, 2.045 produtos foram registrados pelo Serviço de Defesa Sanitária Vegetal (LIMA, 1960 apud ALVES FILHO, 2000) e em 1975 se efetivou o estabelecimento das principais empresas globais fabricantes de agrotóxicos no Brasil através da instalação de diversas indústrias de agrotóxicos no país (TERRA; PELAEZ, 2008). Esse polo cresceu tanto durante os anos de 1960 e 1980 que a indústria de agrotóxicos brasileira se manteve entre a 3ª e a 5ª posição quanto ao valor das vendas mundiais dessas substâncias (BULL; HATHAWAY, 1986 apud TERRA; PELAEZ, 2008). Nesse mesmo período, a instalação das indústrias de agrotóxicos no Brasil foi facilitada em 1975 pelo II Plano Nacional de Desenvolvimento que, por meio de políticas setoriais, fomentou a indústria de insumos básicos no país e pela criação do Programa Nacional de Defensivos Agrícolas (NAIDIN, 1985 apud TERRA, 2008, p.41,53). Mais especificamente, os fatores que contribuíram para determinar o crescimento do consumo e da produção nacional foram a industrialização da economia brasileira, por meio da estratégia de substituição de importações; a modernização da base técnico-

produtiva da agricultura nacional; as políticas públicas de financiamento agrícola e as estratégias de internacionalização produtiva das empresas líderes do mercado de agrotóxicos em nível mundial (TERRA; PELAEZ, 2008).

Concomitante à expansão do consumo e da produção dos agrotóxicos no Brasil entre os anos de 1965 e 1985, conhecido como período de modernização da agricultura, foi a expansão da produção de grãos que apresentou um crescimento de 123,8%, passando de 25.100.000t em 1965 para 56.190.000t em 1985, sendo que o melhor desempenho ficou por conta da produção de soja, que, em 1965 era praticamente inexistente e em 1985 alcançou uma produção de 18.300.000t (COELHO, 2001). De acordo com os achados de Terra e Pelaez (2008), há uma clara interdependência entre a expansão da agricultura brasileira e o aumento do consumo de agrotóxicos (TERRA; PELAEZ, 2008).

Apesar da expansão agrícola e do crescimento da indústria de agrotóxicos no Brasil, até 1989 a base legal que regulava os usos desses compostos ainda era o Decreto Nº 24.114/1934 (TERRA; PELAEZ, 2008). Dessa maneira, para atender as demandas suscitadas pelo desenvolvimento da agricultura nacional, o ano de 1989 foi um marco para a política brasileira de agrotóxicos pois neste foi promulgada a Lei Nº 7.802 de 1989, (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003). Regulamentada pelo Decreto Nº 4.074/2002, esse marco normativo se tornou mais restritivo quanto ao processo de registro dos agrotóxicos do que a legislação anterior (PELAEZ et al., 2015). Isso pode se dar pois, além das avaliações toxicológicas e de eficácia agrônômica já realizadas pela legislação derradeira, esses compostos também passaram a ser avaliados e classificados quanto ao seu potencial de periculosidade ambiental (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003).

Outra medida que incentivou o avanço da indústria de agrotóxicos no Brasil foi a implementação do Plano Real em 1994 que estabilizou a moeda brasileira em relação ao dólar dos EUA, estimulando as importações a preços mais competitivos e reduzindo os preços dos princípios ativos importados para formular os agrotóxicos utilizados no Brasil (CAMPANHOLA; BETTIOL, 2003). De acordo com esses autores, nos anos 2000 as cinco culturas que mais consumiram agrotóxicos em ordem decrescente foram: soja, milho, citros, cana-de-açúcar e café, contudo, somente a cultura da soja foi responsável por um terço do consumo de agrotóxicos no Brasil nesse ano (CAMPANHOLA; BETTIOL, 2003).

A relação da expansão das lavouras de soja com o consumo de agrotóxicos no Brasil também se mostra evidente por meio dos dados de James (2010), que indicam que em 2009 71% da área de soja plantada no país foi de sementes tolerantes ao glifosato, assim como pelos dados de Meyer e Cederberg (2010), que apontam que a expansão do cultivo de soja foi responsável por aproximadamente 45% de todos os agrotóxicos vendidos no Brasil em 2010. Ainda no final daquela década, no ano de 2008, o Brasil assumiu o primeiro lugar no ranking de maior mercado mundial de agrotóxicos do mundo, ultrapassando inclusive os EUA (ANVISA, 2012).

Uma análise mais aprofundada das relações agrícolas por cultura no Brasil foi realizada por Pignati et al. (2017) que observaram que entre 21 culturas plantadas no Brasil em 2015 as que ocuparam uma maior área de terra plantada foi a soja, o milho e a cana-de-açúcar, representando, respectivamente, 42% (32.200.000ha), 21% (15.800.000ha) e 13% (10.100.000ha) de toda a área plantada do país. Os mesmos autores mostram que, ao total, esses três cultivos somam 76% de toda a área plantada e respondem pelos cultivos que mais consumiram agrotóxicos em 2015, alcançando 82% de todo o consumo do país; a soja responde por 63%, o milho por 13% e a cana-de-açúcar por 5%.

Ainda, Pignati et al. (2017) sugerem que, de acordo com as culturas analisadas, os três estados brasileiros que apresentam a maior área plantada são aqueles que apresentam também o maior consumo de agrotóxicos no país, sendo eles: Mato Grosso (MT) com 13.900.000ha plantados e 207.000.000 de litros (L) de agrotóxicos utilizados, apresentando uma aplicação de aproximadamente 15L/ha; Paraná com 10.200.000ha e 135.000.000L de agrotóxicos, aproximadamente 13L/ha e o Rio Grande do Sul com 8.500.000ha plantados e 134.000.000L de agrotóxicos aplicados, aproximadamente 16L/ha. Esse padrão se repetiu também para os municípios que apresentaram as maiores extensões de área plantada (PIGNATI et al., 2017).

Ainda de acordo com os estudos de Pignati et al. (2017), os 10 princípios ativos³ mais comumente utilizados no Brasil entre os anos de 2012 e 2016 foram: Glifosato (Herbicida), Clorpirifós (Inseticida), 2,4-D (Herbicida), Atrazina (Herbicida), Óleo mineral (Adjuvante), Mancozebe (Fungicida), Metoxifenoazida (Inseticida), Acefato (Inseticida), Haloxifope-P-Metilico (Herbicida), Lactofem (Herbicida). Esses dados corroboram os dados obtidos pelo Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários do

³conceituação na seção composição e classificação

Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (Agrofit/MAPA) (Agrofit/MAPA 2014 apud MS, 2018) e com os dados do IBGE (2017) apresentados na Tabela II.5. Ademais, dos 20 princípios ativos mais constantemente utilizados no Brasil 15% deles são extremamente tóxicos para a saúde humana, 25% altamente tóxicos, 35% medianamente tóxicos e 25% são pouco tóxicos (PIGNATI et al., 2017).

Tabela II. 5: Os 10 agrotóxicos sintéticos mais vendidos no Brasil (2017)

Classificação	Agrotóxico	Total (Kg)
1	Glifosato e seus sais	173.151
2	2,4-D	57.389
3	Mancozebe	30.815
4	Acefato	27.058
5	Óleo mineral	26.778
6	Atrazina	24.731
7	Óleo vegetal	13.479
8	Dicloreto de paraquate	11.756
9	Imidacloprido	9.365
10	Oxicloreto de cobre	7.444

Fonte: IBGE, 2017.

Especificamente na cultura de soja, os princípios ativos mais frequentemente utilizados no Brasil em 2015 foram: Glifosato; 2,4-D; Metolacoloro, Tebutiurom, Trifluralina, Paraquate, Flutriafol, Carbofurano e outros (PIGNATI et al., 2017). Para a cultura de milho os princípios ativos mais aplicados foram: Atrazina, Glifosato, Clorpirifós, Metomil, Tebutiurom e outros (PIGNATI et al., 2017). O volume desses agrotóxicos aplicados por área pode ser observado na Tabela II.6.

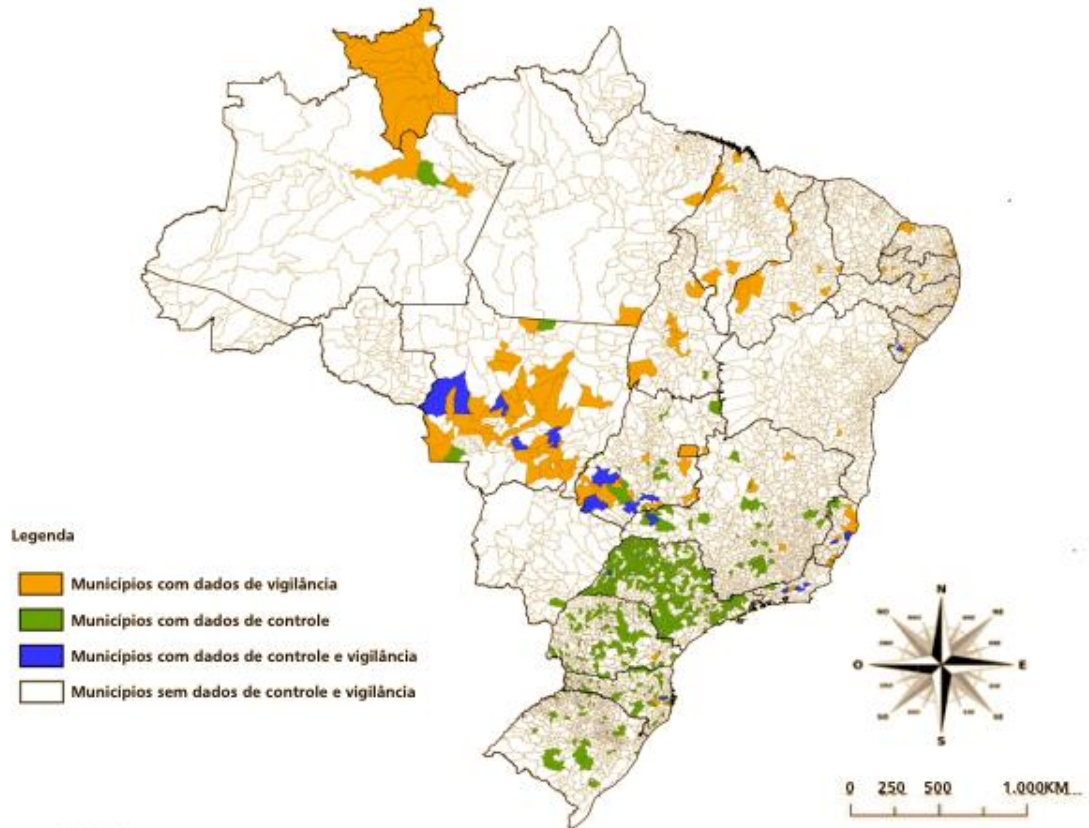
Tabela II. 6: Volume de agrotóxico aplicado por área para soja e milho no Brasil em 2015

Cultura plantada	Princípio ativo	Volume aplicado por área (L/ha)
Soja	Glifosato	5,5
	2,4-D	1
Cultura plantada	Princípio ativo	Volume aplicado por área (L/ha)
Soja	Metolacoloro	0,7
	Tebutiurum	0,6
	Trifluralina	0,4
	Paraquate	0,3
	Flutriafol	0,25
	Carbofurano	0,2
	Atrazina	3,55
Milho	Glifosato	0,4
	Clorpirifós	0,25
	Metomil	0,2
	Tebutiurum	0,2

Fonte: Pignati et al. (2017)

Como consequência da ampla utilização de agrotóxicos no Brasil, esforços vêm sendo feitos num sentido de monitorar a possível presença desses compostos na água de consumo (MS, 2016). De acordo com dados provenientes do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano do Ministério da Saúde (SISAGUA/MS), em 2014, 741 municípios brasileiros realizaram o monitoramento de agrotóxicos em água para consumo humano no Brasil através de 57.299 análises, das quais 99,9% apresentaram resultado analítico dentro do padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde (MS, 2016). Do total de municípios monitorados, 585 (78,9%) tinham dados referentes ao monitoramento executado exclusivamente pelos responsáveis dos serviços de abastecimento de água (Controle), 135 (18,2%) tinham dados oriundos das análises realizadas pelos profissionais do setor saúde (Vigilância), e 21 municípios (2,8%) apresentaram dados de ambas as fontes (Controle e Vigilância) (Figura II.7).

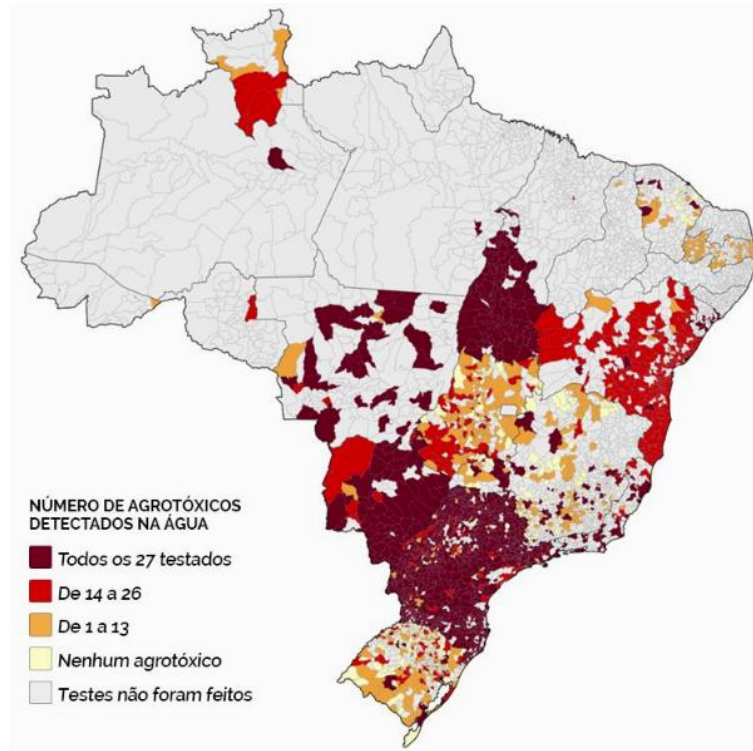
Figura II. 7: Mapa da distribuição espacial dos municípios que realizaram o monitoramento de agrotóxicos em água para consumo humano no Brasil em 2014



Fonte: Ministério da Saúde, 2016.

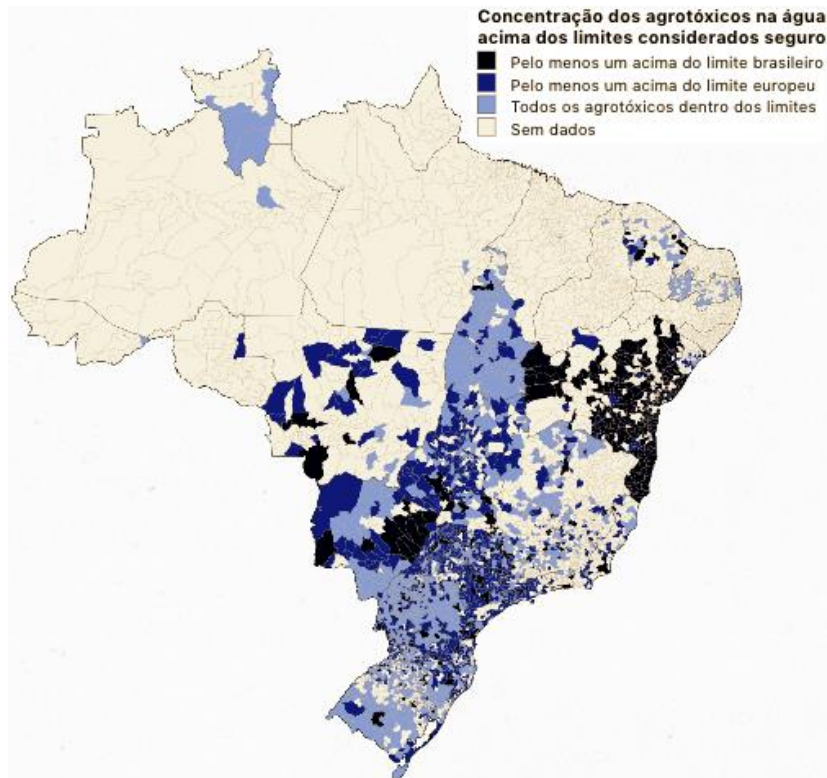
Também com base nos dados de controle do SISAGUA, em 2019 uma análise mostrou que 1 em cada 4 municípios brasileiros apresentou dados de detecção e concentração de agrotóxicos em água de consumo entre o período de 2014 a 2017 (ARANHA; ROCHA, 2019). Esse achado, resultado de um esforço jornalístico conjunto das agências de jornalismo brasileiras Repórter Brasil e Agência Pública em parceria com a organização suíça *Public Eye* mostrou que, conforme a base de dados, as análises das empresas de abastecimento de 1.396 municípios detectaram todos os 27 agrotóxicos determinados para teste de potabilidade de água pela Portaria nº 2.914/2011 anteriormente mencionada (ARANHA; ROCHA, 2019) (Figura, II.8). Embora a maioria das determinações analíticas tenham revelado níveis de concentração dentro dos limites permitidos pela lei brasileira, em diversos casos esses níveis estiveram acima do que é considerado seguro no Brasil (ARANHA; ROCHA, 2019) (Figura II.9).

Figura II.8: Mapa do número de compostos agrotóxicos detectados nas amostras de água de consumo para os municípios brasileiros, segundo dados do SISAGUA/MS



Fonte: Aranha e Rocha, 2019.

Figura II.9: Mapa da concentração de agrotóxicos em água de consumo dos municípios brasileiros dentro dos limites definidos pela lei



Fonte: Aranha e Rocha, 2019.

Ademais, desses 27 agrotóxicos analisados 16 eram classificados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) como extremamente ou altamente tóxicos, conforme legislação vigente à época, e 11 destes estão associados ao desenvolvimento de doenças crônicas como câncer, malformação fetal, disfunções hormonais e reprodutivas (ARANHA; ROCHA, 2019). Em 2014 75% das amostras analisadas detectaram agrotóxicos, sendo que em 2015 esse percentual aumentou para 84% das amostras, em 2016 para 88% e em 2017 alcançou 92%. Além disso, evidenciou-se a falta de monitoramento nacional, pois dos 5.570 municípios brasileiros, 2.931 não realizaram as análises para o período do estudo (ARANHA; ROCHA, 2019). Em comparação com dados do MS em 2016 se observa que, enquanto em 2013 apenas 13,3% dos municípios brasileiros apresentaram monitoramento da qualidade da água de consumo, entre 2014 e 2017 os dados do monitoramento foram registrados no SISAGUA por 47,4% dos municípios brasileiros.

Como mostra Neto e Sarcinelli (2009), diversos estudos no Brasil vêm encontrando resíduos de agrotóxicos em amostras de água superficial e subterrânea, bem como em amostras de água tratada. Conforme estudo realizado por Marchesan et al. (2007), em amostras de água superficial dos Rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim, Rio Grande do Sul, durante o período de plantio de arroz, foi observada a presença de pelo menos um herbicida em 41% e 33%, respectivamente. Para os achados de Marques (2005), do total das amostras de água superficial e água tratada analisadas em municípios localizados na bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, 24% das 152 amostras analisadas apresentaram contaminação por resíduos de agrotóxicos, sendo 14% resíduos de Carbofurano, 3% de Trifluralina, 2% de Atrazina e 3% de Simazina.

Outra pesquisa encontrou resíduos de pelo menos um herbicida em 59% das amostras de água do aquífero freático, 21% em águas superficiais e 16% em águas subterrâneas do município de Primavera do Leste, MT, o 4º maior produtor agrícola do estado (DORES, 2004). Dores et al. (2006) detectaram resíduos de agrotóxicos em 14 amostras das 20 amostras coletadas de água subterrânea e água superficial, onde as substâncias detectadas foram Atrazina, Simazina, Metalocloro e Metribuzim. Ainda, Passos et al. (2016), observaram a presença de ácido aminometilfosfônico (AMPA), um subproduto da degradação do herbicida glifosato, em 20% das amostras analisadas de água superficial da região metropolitana de Santarém em 2015 (PASSOS et al., 2016).

A presença de resíduos de agrotóxicos também foi observada em outros compartimentos ambientais, como mostra por exemplo o estudo de Possavatz et al. (2014), que encontrou tais resíduos em amostras de sedimento de fundo da Bacia do Rio Cuiabá, estado de MT. Ainda, Belo et al. (2012) sugerem a presença de agrotóxicos em amostras de água de chuva, sangue e urina no município de Lucas do Rio Verde, também em MT. Amostras humanas contendo glifosato também foram encontradas no estudo de Lima (2017) que, com o objetivo de avaliar a contaminação de leite materno por esse herbicida em puérperas atendidas em maternidades públicas do estado do Piauí, detectou presença de glifosato ou ácido aminometilfosfônico (AMPA) em 64% das amostras.

Apesar dos agrotóxicos estarem sendo encontrados em diversos compartimentos ambientais e até em amostras humanas, atualmente se vê que, assim como no período de modernização da agricultura, o governo segue adotando estratégias que contribuem para o crescimento da indústria de agrotóxicos, tanto no Brasil quanto internacionalmente (GRIGORI, 2019). Por exemplo, até maio deste corrente ano de 2019, dos 166 registros de pesticidas liberados até então, apenas 5% eram totalmente produzidos em solo nacional brasileiro (GRIGORI, 2019). Ademais, desde 1º de janeiro até 22 de julho último, já foram liberados para uso um total de 262 compostos agrotóxicos, dos quais apenas 14 são produtos biológicos e/ou orgânicos, sete são novos produtos formulados, dois são ingredientes ativos novos (Sulfoxaflor e Florpirauxifen-benzil) e os demais são considerados como equivalentes ou genéricos (MAPA, 2019b; CANSIAN, 2019). Segundo Cansian (2019), desde 2005 esse foi o maior número de registros aprovados para o mesmo período.

Em julho de 2019 foi estabelecido um novo marco regulatório definido pelas Resoluções da Diretoria Colegiada nº 294/295/296/2019 do MS que alteram os critérios necessários para o registro, avaliação toxicológica e rotulagem de novos produtos (DOU, 2019). De acordo com técnicos da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) esse novo marco é mais restritivo que o anterior apesar de sua classificação reduzir o número de agrotóxicos tidos como extremamente tóxicos (CANSIAN, 2019). Entre julho de 2019 e outubro deste mesmo ano mais 120 agrotóxicos foram liberados totalizando 382 novas formulações disponíveis para serem comercializadas e aplicadas nos campos brasileiros (FOLHA, 2019).

2.2.4.3. Estado do Pará - Santarém

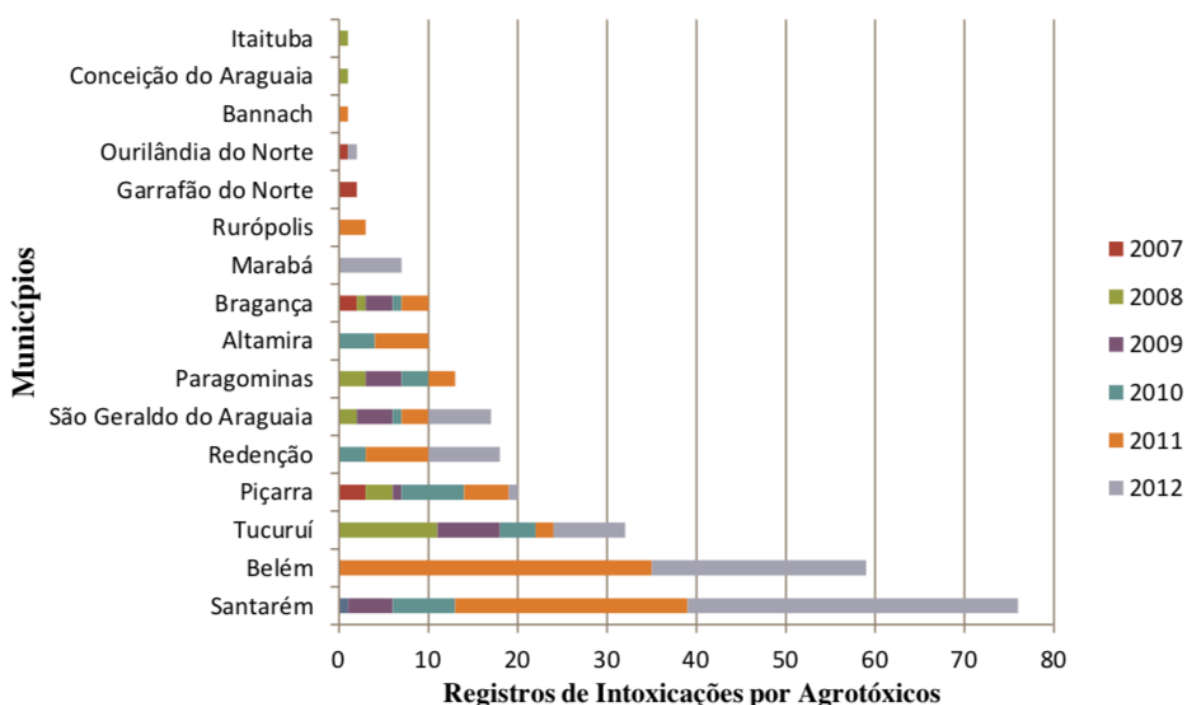
Como tratado anteriormente, um dos primeiros registros da utilização de agrotóxicos no Brasil se deu no estado do Pará em 1946 (WAGLEY, 1953). Nos anos subsequentes, entre 1997 e 1998, foi realizado um levantamento sobre o comércio e o uso de agrotóxicos no Município de Santarém que revelou que de fato ocorria o uso de diversos inseticidas OF, piretróides sintéticos e carbamatos, bem como de herbicidas e fungicidas na agricultura, em programas sanitários e em ambientes domésticos (SOUMIS; ROULET; LUCOTTE, 2000). De acordo com esses pesquisadores, o mercado de agrotóxicos em Santarém era dominado por inseticidas organofosforados (43%), seguido por fungicidas (21%) e herbicidas (14%), sendo que o setor agrícola era o que utilizava a maior diversidade de agrotóxicos. Se calculou que os inseticidas Clorpirifós, Malation, Metamidofós e Metil-Paration apresentaram um consumo anual de 1.910 kg nos anos de 1997 e 1998 (SOUMIS; ROULET; LUCOTTE, 2000). Soumis, Roulet e Lucotte (2000) recomendam que, apesar do consumo de agrotóxicos *per capita* e por superfície agrícola no município de Santarém terem sido inferiores às médias brasileiras naquele período, seria apropriado realizar estudos para investigar uma potencial contaminação do ambiente e da biota.

Com essa finalidade, também no ano de 1998, Soumis et al. (2003) investigaram a concentração dos inseticidas Clorpirifós, Malation e Metil-Paration em oito espécies de peixes na região de Santarém e obtiveram resultados indicando que as concentrações analisadas se situavam entre 2,1 ppb (parte por bilhão) e abaixo do limite de detecção para cada um dos inseticidas estudados (SOUMIS et al., 2003). Por fim os pesquisadores chegaram à conclusão de que com as concentrações de agrotóxicos encontradas era improvável que a contaminação da ictiofauna fosse problemática na região. Ademais, ao considerarem as doses diárias aceitáveis, concluíram que as concentrações de inseticidas OF absorvidas recorrentemente via consumo de peixe estavam muito abaixo dos níveis perigosos para a saúde humana (SOUMIS et al., 2003). Dados os seus resultados, Soumis et al. (2003) encorajam o desenvolvimento de um programa de monitoramento que avaliasse uma possível flutuação sazonal dos níveis de contaminação de uma extensa lista de agrotóxicos na ictiofauna.

Outro estudo a respeito da utilização de agrotóxicos na região Oeste do Pará é apresentado no Relatório de Vigilância em Saúde de Populações expostas à

Agrotóxicos naquele estado que mostra que entre os anos de 2007 e 2012 o balanço da taxa de consumo de agrotóxicos apresentou um acréscimo de doze vezes, indo de 0,68 para 8,36 kg/ha, enquanto na média regional o aumento foi de quatro vezes (MS, 2015). Esse relatório também apresenta dados de intoxicação por agrotóxicos para o mesmo período indicando que a incidência dos casos de intoxicação não acompanhou o crescimento da taxa de consumo, sugerindo assim que o número de intoxicações registradas provavelmente estaria aquém da realidade uma vez que apenas 16 dos 144 municípios paraenses notificaram casos de intoxicação no SINAN entre 2007 e 2012. Dentre os municípios que registraram a ocorrência de intoxicação por agrotóxicos se destaca com o maior volume de notificações as cidades de Santarém, Tucuruí e a capital, Belém do Pará (Figura II.10) (MS, 2015).

Figura II.10: Municípios que notificaram intoxicação por agrotóxicos o SINAN, no estado do Pará entre 2007 a 2012



Fonte: Relatório de Vigilância em Saúde de Populações expostas à agrotóxicos no estado do Pará, Ministério da Saúde, 2015.

De acordo com Carvalho et al. (2008), quando se considera o trecho Cuiabá-Santarém da BR-163 os dados do Censo Agropecuário 2006 mostram que a maior proporção de ocorrências de intoxicação por agrotóxico em estabelecimentos agrícolas entre 100 a 500 ha se deu na região dos municípios de Santarém, Belterra

e Alenquer, onde esses respondem por mais de 50% da produção de soja naquele estado (CARVALHO, 2008). Apesar dos esforços para registrar as ocorrências de intoxicação por agrotóxicos estimou-se que para cada caso de intoxicação aguda registrados outros 50 não são notificados (OPAS; OMS, 1996). Na zona rural do RS para todas as lesões ocupacionais não fatais foi estimado 91% de subnotificações de casos de intoxicação por agrotóxicos (SANTANA; MOURA; FERREIRA, 2013).

Considerando que Santarém e Belterra compreendem uma das últimas fronteiras de reservas florestais do Pará, os riscos de utilização de agrotóxicos nessa região são ampliados quando se considera a biodiversidade local (ARANHA, 2011). Ademais, a baixa capacitação dos trabalhadores quanto às tecnologias agrícolas e a carência institucional local para fazer valer a legislação também agravam o quadro de periculosidade da utilização de compostos tóxicos nessa região (CARVALHO, 2008).

Apesar dessas limitações, em 2012 o governo federal visando o fortalecimento da Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos, autorizou o repasse automático de recursos do Fundo Nacional de Saúde aos Fundos Estaduais e do Distrito Federal visando fortalecer a Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos (MS, 2015). Uma vez em posse desse recurso, o governo do Pará elaborou a Proposta Estadual de Vigilância de Populações Expostas aos Agrotóxicos e, a partir do trabalho promovido, verificou-se nesse estado a ausência de uma caracterização das comunidades expostas aos agrotóxicos, bem como a falta de medidas claras de controle e vigilância em saúde do ciclo de vida dos agrotóxicos (MS, 2015).

Tendo isso em vista, um dos quatro eixos desta proposta prevê a instituição de um processo de Vigilância em Saúde voltado para populações expostas a agrotóxicos considerando os componentes de Vigilância Epidemiológica, Saúde Ambiental, Saúde do Trabalhador e Sanitária (MS, 2015). Contudo, para a otimização dos recursos disponibilizados pela portaria nº 2.938/2012 do Ministério da Saúde, apenas sete municípios paraenses foram eleitos como prioritários para a realização das ações da Proposta Estadual e entre eles não estão contemplados os que mais utilizam agrotóxicos nem os que apresentam maiores índices de notificação (MS, 2015). Contudo, a diretriz nacional do Plano de Amostragem da Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano, considerando as competências do setor no que se refere ao monitoramento realizado pela Vigilância, ressalta a priorização de monitoramento nas localidades com maior probabilidade de

ocorrência de agrotóxicos na água para consumo humano, como por exemplo aquelas abastecidas por mananciais cuja bacia hidrográfica de contribuição apresenta uso ou histórico de uso intenso de agrotóxicos (BRASIL, 2006).

Ainda, conforme o referido Relatório, verificou-se baixa cobertura de monitoramento de resíduos de agrotóxico para avaliar a qualidade de água para consumo humano nessa unidade da federação (MS, 2015). Esse relatório apresentou dados do Boletim Epidemiológico de Monitoramento de Agrotóxicos na Água para Consumo Humano no Brasil (2011/2012) que mostra que o controle da qualidade de água para consumo humano foi realizado apenas em 2% dos municípios paraenses, nos quais nenhuma das amostras analisadas estava em desconformidade quanto ao parâmetro agrotóxico (MS, 2015). O relatório enfatiza que, dados os avanços da agricultura, é de suma importância a ampliação dos municípios monitorados quanto à qualidade de água para consumo para, ao menos, todos os municípios prioritários, dentre os quais se inclui Santarém. Ainda, e por fim, sugere-se a inserção de medidas de estudo do ciclo de vida dos agrotóxicos bem como de caracterização de comunidades expostas ou potencialmente expostas a agrotóxicos (MS, 2015).

Outro estudo que enfatiza a necessidade do planejamento de estratégias de monitoramento ambiental na região é o de Pires (2015, p. 98). A autora detectou a presença de um dos subprodutos de degradação do herbicida glifosato, AMPA, em seis amostras de água oriundas de córregos situados em pequenas comunidades agrícolas próximas a grandes fazendas de soja no município de Santarém (PIRES, 2015, p. 98). Ademais, com base em uma avaliação qualitativa da percepção de risco junto a pequenos agricultores daquela região, levantou-se a hipótese do risco de exposição humana a agrotóxicos por vias dérmicas e respiratórias (PIRES, 2015, p.98).

Posteriormente, em 2017, diversos corpos hídricos compreendidos nos municípios de Santarém e Mojuí dos Campos apresentaram teores residuais de agrotóxicos em amostras de água e sedimento de fundo de drenagem, indicando a possibilidade de ocorrência de processos de erosão e lixiviação de solos cultivados às margens de tais corpos, culminando com a contaminação ambiental destes (MORGADO, 2019, p. 103). Nessa investigação foram encontrados teores residuais dos herbicidas Atrazina e Glifosato em amostras de água e sedimento, sendo que o herbicida Metolaclo também foi encontrado, mas somente em amostras de água. Além disso os inseticidas OC já proibidos no Brasil Endossulfan, DDD, DDE e DDT

também foram encontrados em amostras de água e sedimento da área de estudo (MORGADO, 2019, p.72).

Também em 2017, Pignati et al. (2017) mostrou que no estado do Pará, que esteve em 15º lugar no ranking de consumo de agrotóxico no Brasil em 2017, a tendência nacional de relação entre o uso de agrotóxicos e cultivo de soja também se repetiu pois os cultivos de soja foram responsáveis por 25% do uso de agrotóxicos nesse estado, seguido pelo milho (17%), arroz (5%), banana (3%), feijão (3%), cítricos (1%), cana (1%) e abacaxi (1%) (PIGNATI et al., 2017).

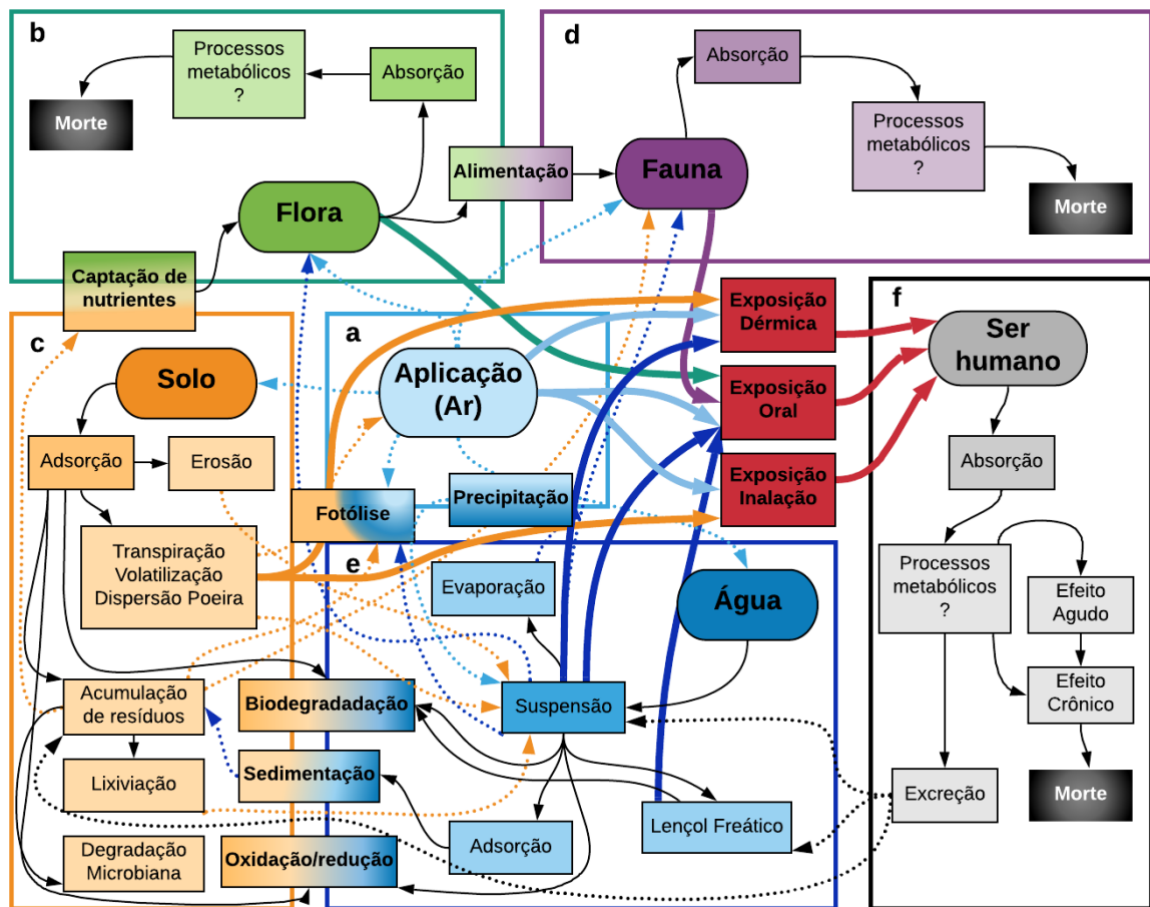
2.3. CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

O agrotóxico pode ser intencionalmente liberado para o meio ambiente através de aplicação mecânica e uma vez na matriz ambiental pode ser disponibilizado posteriormente por volatilização, lixiviação e escoamento (CALDAS, 2019). Na agricultura, os agrotóxicos podem ser aplicados por tratamento das sementes, quimigação, fumigação e pulverização. A pulverização do agrotóxico, método comum para aplicação de culturas em larga escala, pode se dar tanto por pulverizador costal, através de mangueira com pistola, quanto por trator de pulverização ou avião agrícola (CURI, 1999 apud SARCINELLI, 2003; PIGNATI, 2007). A técnica de pulverização adotada determinará o alcance da exposição do agrotóxico aplicado ao meio, logo a pulverização aérea sobre as lavouras não atinge somente os organismos alvo, mas também a matriz ambiental como um todo (PIGNATI et al., 2017). Outro fator que pode contribuir para a liberação de agrotóxicos ao meio é a lavagem dos equipamentos pulverizadores nos tributários hídricos mais próximos à lavoura (FERRARO, 2009, p. 12).

Uma vez liberado no ar, o agrotóxico é dispersado e percorre diversos caminhos no ambiente podendo entrar em contato direto com o solo, com a água superficial e a água de chuva, com a flora, com a fauna e com os seres humanos ali presentes (MOREIRA et al. 2012; BELO, 2012; MAHMOOD et al. 2015; SILVA et al. 2018; LUSHCHAK et al. 2018; PÉREZ-LUCAS et al. 2019). Em cada um desses compartimentos ocorrem processos físicos, químicos e biológicos que favorecem a degradação dos compostos aplicados bem como o seu transporte e de seus subprodutos de degradação para outros compartimentos (Figura II.11) (MARQUES, 2005; LUSHCHAK et al. 2018; CALDAS, 2019). Esses processos são: fotólise,

hidrólise, biodegradaçã⁴, erosão, transpiração, evaporação, volatilização, dispersão, lixiviação, sedimentação, precipitação, captação de nutrientes e alimentação mecânica que fazem com que os agrotóxicos sejam transportados de um compartimento para outro.

Figura II.11: Diagrama mostrando o movimento dos agrotóxicos no meio ambiente por meios bióticos e abióticos e as potenciais vias de exposição humana



Fonte: Adaptado de Marques, 2005; Lushchak et al 2018 e Pérez-Lucas et al. 2019. Legenda: Cada retângulo representa uma matriz potencialmente atingida pelo agrotóxico pulverizado: a. Ar; b. Flora; c. Solo; d. Fauna; e. Água e f. Ser humano. Os processos físicos, químicos e biológicos são representados pelas setas coloridas pontilhadas. As setas pretas contínuas dentro de cada matriz representam os processos que ocorrem dentro destas. As setas coloridas inteiras indicam a via de exposição humana pela matriz contaminada pelo agrotóxico pulverizado. As caixas com cores em degradê indicam processos físico-químicos que ocorrem da interação entre uma matriz e outra.

4 Degradação de uma substância catalisada por enzimas *in vitro* ou *in vivo* (CALDAS, 2016).

De acordo com Caldas (2019), durante o processo de degradação dos agrotóxicos podem ser gerados compostos intermediários mais ou menos tóxicos até que haja a mineralização completa do produto inicial. Ademais, documentar a presença desses produtos degradados no sistema hidrológico é relevante para qualquer tentativa de entender as consequências completas do uso de um agrotóxico para o meio ambiente e para a saúde humana (KOLPIN, 1998).

Além dos processos que ocorrem no meio, as propriedades físico-químicas dos compostos determinarão a sua capacidade de serem mobilizados de um compartimento ambiental para outro (CALDAS, 2019). Por exemplo, produtos com alta solubilidade em água e baixa capacidade de se adsorverem com carbono orgânico, como o agrotóxico 2,4-D, têm alto potencial de serem transportados para águas subterrâneas, diferentemente de outros compostos com alta afinidade química por carbono orgânico, como o glifosato, têm a tendência de permanecer no solo e sedimentos, mas podem ser facilmente transportados por escoamento superficial para corpos hídricos (CALDAS, 2019).

Outra propriedade físico-química que contribui para a mobilidade dos agrotóxicos no meio é sua lipofilicidade⁵ (JANDACEK; TSO, 2001). Além de também favorecer o acúmulo de diversos compostos orgânicos no ambiente, a natureza lipofílica dos compostos permite sua rápida penetração nas membranas celulares e sua captação pelos tecidos fazendo com que certas substâncias tóxicas, altamente lipofílicas, sejam distribuídas e concentradas na gordura corporal de plantas e animais (JANDACEK; TSO, 2001). Assim, o potencial desses compostos serem cancerígenos, teratogênicos e desreguladores do sistema endócrino está relacionado com a capacidade do agente químico penetrar a membrana celular causando alterações nos processos metabólicos celulares, e se bioacumular⁶ na gordura corporal (JANDACEK; TSO, 2001; LEHMAN-MCKEEMAN, 2008).

Desta forma os agrotóxicos podem causar diversos impactos ambientais em espécies não-alvo, reduzindo a biodiversidade de plantas e animais bem como alterando as cadeias tróficas de ecossistemas aquáticos e terrestres (MAHMOOD et al. 2015). Sugere-se através de análise dos principais setores primários que os fatores associados à agricultura correspondem a 70% da perda projetada para a

⁵ Capacidade de se ligar quimicamente com lipídios.

⁶ Capacidade do agrotóxico se acumular nos organismos vivos (vegetais ou animais) ao longo dos níveis da cadeia trófica

biodiversidade do planeta (Panorama da Biodiversidade Global 4, 2014). Assim, diversos serviços ecossistêmicos necessários às sociedades humanas têm sido afetados (VIDAU et al. 2011; PISA et al. 2015).

No anexo A é apresentada uma tabela onde Neto e Sarcinelli (2009) ilustram as características físico-químico-biológicas de alguns dos agrotóxicos determinados para serem avaliados quanto ao padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde conforme a Portaria nº 518/2004, hoje revogada pela Portaria nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011).

2.4. EXPOSIÇÃO HUMANA AOS AGROTÓXICOS

2.4.1. Características de exposição

Um dos primeiros componentes do processo de avaliação de riscos⁷ dos agrotóxicos à saúde é o estudo da exposição humana a essas substâncias (SOLOMON, 2016). Como ilustrado por Faustman e Omenn (2008, p. 108) (Figura II.12) são primeiramente necessárias pesquisas das medidas de exposição, avaliação das populações expostas e observação dos efeitos adversos potencialmente causados pelos agrotóxicos para que, através dos avanços gerados por esses estudos, seja possível formar um arcabouço de conhecimento que permita fazer uma avaliação dos riscos destes à saúde humana. Logo, a avaliação da exposição humana aos agrotóxicos é uma das bases científicas que apoiam a avaliação de risco e, conseqüentemente, sustentam as medidas de gerenciamento do risco (FAUSTMAN; OMENN, 2008, p. 108).

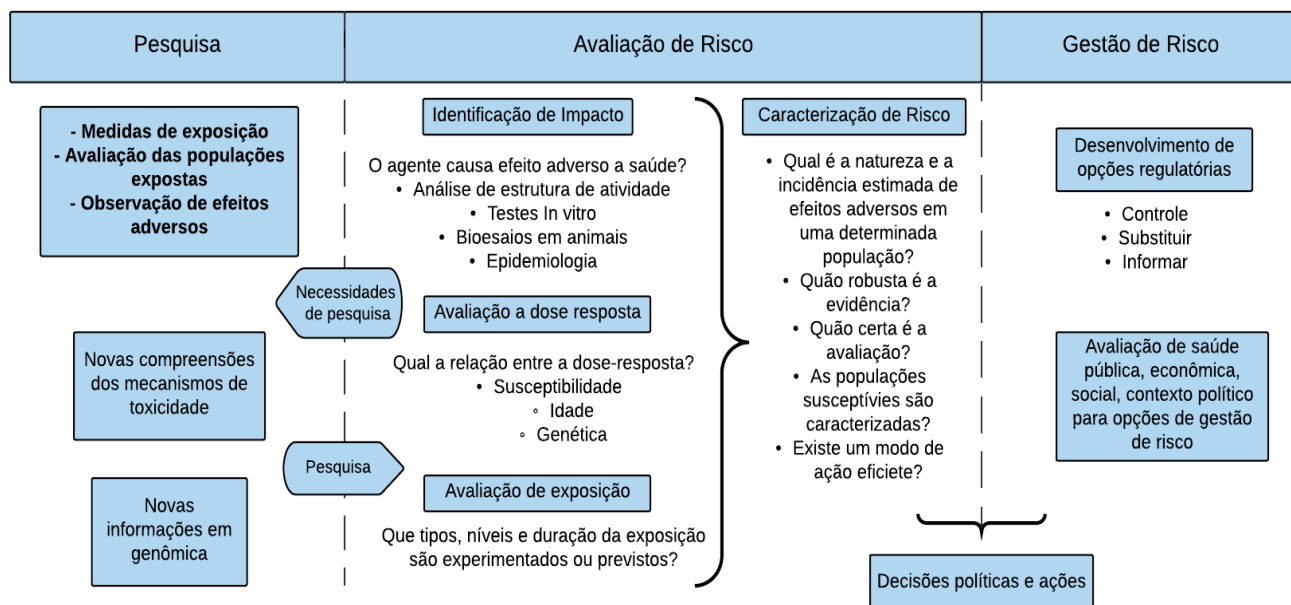
Segundo Caldas (2019), a mensuração do nível de exposição humana aos agrotóxicos pode se dar por duas formas: por abordagem de exposição externa, quando o nível de exposição é estimado através da medição das concentrações dos compostos nos alimentos e/ou no ambiente; ou por abordagem da exposição interna, por meio do monitoramento dos níveis de agrotóxicos e/ou seus metabólitos em amostras biológicas (CALDAS, 2019).

A exposição humana aos agrotóxicos pode se dar por três vias principais: oral, dérmica e respiratória (inalação) (CALDAS, 2019). Contudo, embora as populações de um modo geral estejam expostas em certa medida a todas as rotas, a exposição

⁷ Risco é definido como a probabilidade de ocorrência de um resultado adverso a partir da exposição e potência do(s) agente(s) tóxicos(s) (FAUSTMAN; OMENN, 2008).

por via oral se dá predominantemente para a população como um todo através do consumo de alimentos e água contaminada, enquanto as vias dérmica e de inalação são mais relevantes àqueles grupos que tem como ocupação o trabalho com esses compostos (CALDAS, 2019).

Figura II.12: Diagrama da estrutura de avaliação e gerenciamento de riscos



Legenda: As setas que se referem à pesquisa indicam um processo interativo, bidirecional, no qual as necessidades de pesquisa para o processo de avaliação de riscos conduzem a novas pesquisas que produzem novas descobertas e acabam modificando os resultados da avaliação de riscos. Fonte: Adaptado de (FAUSTMAN; OMENN, 2008).

Após a pulverização do agrotóxico, tanto os indivíduos que realizaram a aplicação quanto os que estão dentro da zona de alcance da pulverização podem ser expostos direta ou indiretamente pela substância tanto por via respiratória, através da inalação de agrotóxico, quanto por exposição dérmica ou oral (INCA, 2019). Ao tipo de exposição que torna susceptível o trabalhador que maneja e aplica a substância química dá-se o nome de exposição ocupacional, a qual pode ocorrer na área agrícola, em campanhas de controle de vetores de doenças, entre outros lócus.

Quando o indivíduo é exposto através do solo, da água ou da biota contaminada ocorre o que se denomina de exposição ambiental. A população que vive próximo às lavouras que recebem esses produtos químicos, independentemente do gênero, da idade, ou da ocupação, estão sujeitas à exposição ambiental mesmo

que de maneira indireta, e aqueles indivíduos que aplicam os agrotóxicos e moram nessas regiões estão sendo duplamente expostos (SILVA et al. 2018).

Ainda se considera como exposição ambiental aquela que ocorre através do consumo de alimentos e água contaminados (INCA, 2019). Apesar desse tipo de exposição ser amplamente disseminado, as avaliações de exposição por via alimentar conduzidas em todo o mundo indicam baixos riscos desta à saúde humana (CALDAS, 2019). Situação diferente ocorre no meio agrícola onde os trabalhadores rurais, que representam 36% da população mundial (FAO, 2018), sofrem alto risco de exposição desde a manipulação até a aplicação do agrotóxico (INCA, 2019). Segundo a OMS (2008) embora os países em desenvolvimento usem apenas 25% dos pesticidas produzidos em todo o mundo neles ocorrem 99% das mortes ligadas ao uso de agrotóxicos. Isso se dá pois o uso de agrotóxicos nos países em desenvolvimento tende a ser mais intenso e inseguro, e os sistemas regulatórios, de saúde e educação são mais precários (OMS, 2008).

No Brasil, de um modo geral, a exposição humana aos agrotóxicos também é agravada devido ao baixo nível de escolaridade dos trabalhadores rurais bem como ao seu insatisfatório nível de conhecimento quanto às recomendações e práticas de segurança para o uso adequado dos agrotóxicos (SANTANA, 2016). A falta de condições adequadas para a utilização de equipamentos de proteção individual (EPIs) durante o preparo da calda a ser aplicada, assim como de cuidado com o manejo e com aplicação dos agrotóxicos, aumenta os riscos de contaminação das famílias e do meio ambiente (PIGNATI, 2007). Ademais, de acordo com os estudos de Viero et al. (2016), mesmo os agricultores que conhecem os riscos relacionados ao uso de agrotóxicos para sua saúde não utilizam equipamentos de proteção individual.

Além dos próprios indivíduos que trabalham diretamente nas lavouras, sugere-se que mulheres e crianças residentes nas áreas rurais do estado do Piauí também estão expostas aos agrotóxicos pois demonstrou ocorrer contaminação do leite materno pelo agrotóxico glifosato em municípios desse estado (LIMA, 2017). Outro estudo encontrou agrotóxicos em amostras de água de chuva no município de Lucas do Rio Verde, MT, enfatizando, também, que os riscos de exposição aos agrotóxicos nas zonas rurais vão além do ambiente de trabalho em si (BELO et al. 2016).

Ademais, Belo et al. (2016) analisaram a presença do herbicida glifosato em amostras de urina de moradores da zona rural e da zona urbana do município de estudo e observaram que a maioria dos moradores de ambas as zonas estavam

contaminados. Das amostras de urina analisadas por essa pesquisa se observou que 88% delas estavam contaminadas por glifosato. Ainda, esses autores demonstraram que os níveis de glifosato em alguns indivíduos trabalhadores e residentes na zona rural eram superiores aos dos moradores da zona urbana, sendo, respectivamente, 0,38-5,05 partes por bilhão (ppb) e 0,21-3,35 ppb (BELO et al., 2016). O autor relaciona tal fato à manipulação desse composto no processo de produção da soja, principalmente (BELO et al. 2016). Vale destacar que, de acordo com Curwin et al. (2007), o herbicida glifosato é uma das principais fontes de intoxicação humana no meio rural. Ademais, segundo Belo et al. (2016), há a necessidade de um monitoramento ambiental e de saúde permanente em áreas produtoras de soja como parte das estratégias de vigilância em saúde do trabalhador e ambiental.

2.4.2. Efeitos da exposição

A gravidade do efeito da exposição é dependente de diversos fatores como a via de exposição, a toxicidade e forma física do composto químico, o período e a frequência de contato com a substância e as características próprias dos indivíduos expostos. Já se tem conhecimento de que os principais afetados são os trabalhadores rurais e os trabalhadores das indústrias de agrotóxicos, bem como gestantes, crianças e adolescentes devido às alterações metabólicas, imunológicas ou hormonais presentes no ciclo de vida dessas faixas etárias (INCA, 2019).

Os efeitos da exposição aos agrotóxicos podem se manifestar rapidamente de forma aguda logo após a exposição ou de maneira crônica após repetidas exposições em pequenas quantidades por um período prolongado (INCA, 2019). A tabela II.7 apresenta os efeitos agudos dependendo do tipo de via de exposição.

Tabela II. 7: Principais efeitos agudos da exposição por agrotóxicos

Via de exposição	Efeitos Agudos
Dérmica	Irritação na pele, ardência, desidratação, alergias
Respiratória	Ardência do nariz e boca, tosse, coriza, dor no peito, dificuldade de respirar
Oral	Irritação da boca e garganta, dor de estômago, náuseas, vômitos, diarreia
Outros sintomas	Dor de cabeça, transpiração anormal, fraqueza, câimbras, tremores, irritabilidade

Fonte: INCA, 2019

Dentre os principais efeitos crônicos e sintomas de exposição prolongada por agrotóxicos estão: Dificuldade para dormir, esquecimento, aborto, impotência, depressão, problemas respiratórios graves, alteração do funcionamento do fígado e dos rins, anormalidade da produção de hormônios da tireoide, dos ovários e da próstata, incapacidade de gerar filhos, malformação e problemas no desenvolvimento intelectual e físico das crianças (INCA, 2019). Ou seja, os compostos agrotóxicos causam neurotoxicidade, pneumotoxicidade, toxicidade reprodutiva e do desenvolvimento fetal e até toxicidade metabólica (GANGEMI, et al. 2016). Outro estudo indica também toxicidade hepática (JAYASUMANA et al., 2015).

Ademais, segundo esses autores, apesar de alguns estudos levantarem controvérsias quanto ao potencial carcinogênico dos agrotóxicos, diversas pesquisas mostram que essas substâncias podem causar câncer, (GANGEMI, et al. 2016). Observou-se que indivíduos que estão intimamente conectados à exposição a pesticidas correm um risco mais sério de doenças malignas diferentes, por exemplo, linfoma de Burkitt, leucemia, neuroblastoma, tumor de Wilm Linfoma não-Hodgkin, sarcoma de tecidos moles, doença ovariana, tumores de pulmão, reto, estômago, cólon e bexiga (KUMAR e KUMAR, 2019).

Os principais agrotóxicos utilizados no Brasil em 2017, glifosato e 2,4-D, foram, respectivamente, considerados pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC) em 2018 como provavelmente e possivelmente carcinogênicos (IARC, 2018). Apesar de ainda ser controverso o potencial carcinogênico do glifosato (CALDAS, 2019) existem evidências limitadas quanto à sua carcinogenicidade em humanos, porém há evidências suficientes de carcinogenicidade desse composto em animais experimentais. Já para o 2,4-D existem evidências limitadas de sua carcinogenicidade em humanos e evidências insuficientes em animais experimentais (IARC, 2018).

Segundo o material técnico de intoxicações agudas por agrotóxicos (PARANÁ, 2018), os herbicidas a base de glifosato apresentam como efeitos de intoxicação aguda lesões na pele, inflamação da pele com irritação e alterações da cor da pele, e quando em contato facial podem causar edemas na pele e sensação de queimação ou formigamento local além de bolhas nas mucosas. Quando em contato com a via ocular o glifosato causa irritação local, conjuntivite e inchaço ou dilatação da área ao redor dos olhos, podendo levar a úlceras na córnea. Já quando as exposições são inalatórias observam-se irritação das vias aéreas superiores. Se ingerido os sintomas se iniciam nas primeiras horas após a ingestão, com sintomas irritativos do trato

gastrointestinal como ardência da farte superior da faringe, nariz entupido, dor no estômago, náusea, vômitos e diarreia. Em casos mais graves observam-se salivagem excessiva, dificuldade de engolir, vômitos e dor intensa, vômito de sangue, estridor e lesões extensas na parte acima da faringe. Esses casos podem evoluir com sonolência, pressão baixa (que pode surgir em até 12 horas), insuficiência de irrigação sanguínea pelo coração, e como consequência disso, insuficiência renal e hepática. Pode haver também, redução do bicarbonato e aumento excessivo da taxa de potássio no sangue. O aumento da taxa sanguínea de leucócitos acima do limite superior da normalidade é comum. Podem ocorrer também complicações pulmonares que incluem aceleração do ritmo respiratório, tosse, contração da musculatura dos brônquios, pneumonia, edema pulmonar cardíaco ou não cardíaco e, em casos graves, insuficiência respiratória. Também se tem registros de confusão mental, coma e convulsões em casos graves. Ademais, diminuição na frequência cardíaca e arritmias que podem preceder a morte por parada cardíaca e/ou respiratória. Além dos efeitos agudos foram encontradas correlações entre o aumento do uso de glifosato e uma ampla variedade de doenças, incluindo várias formas de câncer, danos nos rins e nas condições mentais, como transtorno de déficit de atenção e hiperatividade (TDAH), autismo, doença de Alzheimer e Parkinson (BRUGGEN, 2018). É importante ressaltar que quando se realiza os testes de toxicidade de um agrotóxico utiliza-se o ingrediente ativo para a realização do teste e não o produto formulado, entretanto se sabe que o efeito sinérgico entre as diversas substâncias que compõem o produto formulado pode aumentar a toxicidade do composto (DEFARGE, VENDÔMOIS e SÉRALINI, 2018).

Para o 2,4-D, vários estudos sobre a toxicologia aguda desse composto concluíram que este geralmente apresenta baixa toxicidade aguda pelas vias de exposição oral, dérmica e por inalação quando comparado a outros agrotóxicos (PETERSEN, 2018). Porém, ainda assim pode gerar irritação e bolhas na pele (AGROLINKFITO, 2019a), sendo que as formulações do 2,4-D em meio ácido e salino são consideradas extremamente irritantes para os olhos (PETERSEN, 2018). Quando inalado o 2,4-D pode causar, além de leve irritação oral, náusea, vômito, diarreia e inflamação do intestino delgado com liberação de sangue e sintomas sistêmicos como fadiga, perda ou diminuição da força física, anorexia, suor excessivo, sensação de queimação na língua, na faringe, no tórax e no abdômen, febre (AGROLINKFITO, 2019a). Ademais os sintomas neurológicos a baixas doses podem causar tontura, dor

de cabeça, mal-estar, alteração da caminhada, interpretação errônea da distância, desorientação espacial e incapacidade para alcançar com precisão um ponto determinado, anestesia e sensação de queimação ou formigamento local, mas em doses elevadas causa alteração na regulação da temperatura corporal (hipotermia em ambientes frios e febre em ambientes quentes), contrações musculares, contração muscular pequena em um local específico, fraqueza profunda, hiperlexia, processos inflamatórios ou degenerativos que atacam diversos nervos ao mesmo tempo, fraqueza ou paralisia por redução do tônus muscular sem outra causa óbvia, convulsões com ou sem distensão grave, na qual a cabeça, pescoço e coluna vertebral viram pra trás, aumento do tônus muscular causando enrijecimento das extremidades, relaxamento de esfíncteres, oscilações repetidas e involuntárias rítmicas de um ou ambos os olhos em algumas ou todas as posições da vista, dilatação da pupila, pressão baixa e choque, letargia, coma, neuropatias periféricas com ou sem dor intensa, aumento ou diminuição dos batimentos cardíacos, outras disritmias, hipotensão, infecção da musculatura cardíaca; lentidão anormal da respiração, insuficiência respiratória, respiração rápida ou profunda, edema pulmonar, perda excessiva de albumina pela urina, e distúrbios resultantes do acúmulo de determinadas substâncias químicas relacionadas às proteínas de glóbulos vermelhos; insuficiência renal devida à síndrome de destruição do músculo esquelético com vazamento do conteúdo muscular, impotência sexual (por semanas a meses); deficiência ou aumento do nível saudável de cálcio no sangue e concentração de fosfato no plasma, redução de bicarbonato no sangue, deficiência de plaquetas e leucócitos no sangue, espasmos musculares, rigidez muscular, elevação da proteína creatinoquinase; hipoglicemia, podendo levar ao óbito por parada cardiorrespiratória devido a arritmias ou pneumonia (AGROLINKFITO, 2019a). A exposição crônica pode levar a alterações do sistema nervoso central no controle da função motora, infecção na pele, hepatotoxicidade e cirrose, perda da força física, tonturas, alterações gastrointestinais e cardiovasculares, salivação excessiva, incremento da sensibilidade auditiva e gosto doce na boca (AGROLINKFITO, 2019a). Outra fonte mostra que há também um potencial de ação de desregulação endócrina bem como carcinogênico do 2,4-D, porém estudos disponíveis em ambas as áreas não são suficientemente conclusivos (JERVAIS, et al. 2008).

CAPÍTULO III – ASPECTOS METODOLÓGICOS GERAIS

O presente estudo se ancora no seio do conceito de saúde ambiental e da química ambiental, mas também tem como referência aspectos da abordagem ecossistêmica à saúde e da toxicologia. Segundo Moeller (2005, p. 1) a saúde ambiental é um segmento da saúde pública que se preocupa em avaliar, entender e controlar os impactos das pessoas em seu meio ambiente e os impactos do meio ambiente na sociedade. Para melhor entendermos os impactos antrópicos causados nos ecossistemas a química ambiental é uma ferramenta fundamental pois estuda os processos químicos que ocorrem na natureza, sejam eles naturais ou causados pelo homem, e que comprometem a saúde humana e a saúde do planeta como um todo (MOZETO; JARDIM, 2002). Devido à necessidade de uma visão não reducionista bebeu-se também da fonte da abordagem ecossistêmica à saúde através da realização da pesquisa em colaboração com diversos atores da sociedade (CHARRON, 2012). Partiu-se então dessa base e através das perspectivas trazidas pela avaliação de risco proposta pela disciplina de toxicologia direcionamos esse trabalho para o cumprimento dos objetivos propostos (FAUSTMAN: OMENN, 2008).

Dentro dessa base conceitual a presente pesquisa se insere no âmbito de diferentes iniciativas de pesquisa mais amplas, o projeto denominado 'Impactos agroambientais do uso de herbicidas à base de glifosato em cultivos do Brasil e do Canadá' (Programa CAPES-DFATD) e também os projetos intitulados ODYSSEA e INCT-Odisseia, estes dois últimos tendo como objetivo geral construir um observatório de dinâmicas das interações entre as sociedades e o meio ambiente na Amazônia (para mais informações ver: www.odyssea-amazonia.org e <http://inctodisseia.igd.unb.br/>). Com efeito, desde 2016 um trabalho vem sendo desenvolvido na região metropolitana de Santarém, junto com os Sindicatos dos Trabalhadores e Trabalhadoras Rurais (STTRs) de Santarém, Mojuí dos Campos e Belterra, onde o forte desenvolvimento agropecuário das últimas duas décadas tem constituído importantes preocupações de pequenas comunidades rurais em relação aos impactos ambientais decorrentes da agricultura intensiva e em larga escala, além do risco de contaminação química de ecossistemas aquáticos da região, preocupações estas que vêm aumentando ao longo dos últimos anos. Após uma fase de construção das demandas locais com os STTRs acima mencionados, iniciou-se uma fase de levantamento de dados secundários e primários com vistas a gerar novas

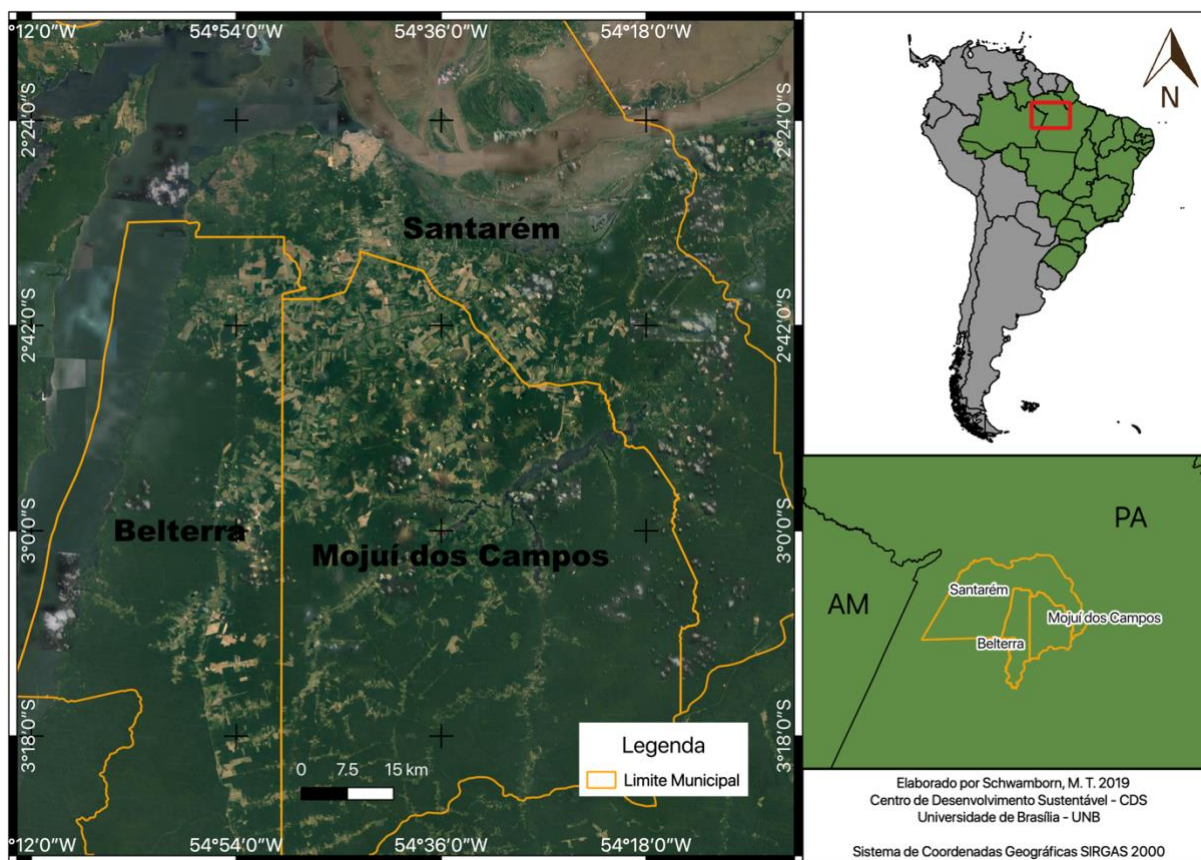
informações sobre fatores determinantes da ocorrência de resíduos de agrotóxicos em corpos hídricos presentes em comunidades rurais participantes das diversas atividades desse conjunto de projetos interdisciplinares. Para este levantamento deu-se a parceria acadêmico-governamental através do apoio do Ministério Público do Estado do Pará (MPPA) junto à Agência de Defesa Agropecuária daquele Estado (ADEPARÁ), que se mostrou fundamental para a construção de uma visão ampla das relações humanas e ambientais na região.

Assim, a presente pesquisa adota uma abordagem metodológica de caráter descritivo-exploratório. O cunho descritivo dessa pesquisa se deve ao fato de que busca identificar e descrever as características de determinado fenômeno (GIL, 2002, p. 42-43). Nesta pesquisa isso se dá através do levantamento de dados secundários acerca de estatísticas gerais de comercialização de compostos agrotóxicos na região geográfica dos estudos e sua descrição. Já o traço exploratório do atual estudo é dado em função da busca por proporcionar maior familiaridade com o problema, com vistas a torná-lo mais explícito ou a constituir hipóteses (GIL, 2002, p. 41). Para isso, esse estudo é fundamentado de modo a gerar dados primários que possibilitem uma avaliação piloto de exposição humana aos agrotóxicos.

3.1. ÁREA DE ESTUDO

A região metropolitana de Santarém, localizada na região norte do Brasil, no Oeste do Estado do Pará, é formada pelos municípios de Santarém, Mojuí dos Campos e Belterra e apresenta uma área total de 27.285,043 km² (Figura III.13). A cidade de Santarém, especificamente, localiza-se de maneira estratégica na confluência dos rios Amazonas e Tapajós e está situada de maneira equidistante das capitais do estado do Pará e Amazonas, Belém e Manaus, respectivamente. Além dos rios Amazonas e Tapajós, o município de Santarém é banhado pelas águas do rio Arapiuns, e, juntamente com Mojuí dos Campos, pelo rio Cuará-Una (AGUIAR; PELEJA; SOUSA, 2014).

Figura III.13: Mapa da área de estudo



Compreendida no bioma amazônico a paisagem da região metropolitana em sua parte central, marcada por um relevo em planalto, conhecido como Planalto Santareno, é composta por um mosaico de densa floresta tropical permeada por uma ampla rede de drenagem hídrica e por áreas ocupadas por fazendas de soja e pecuária (ZEE, 2010). Ao longo das margens do rio Amazonas o relevo é caracterizado por áreas de várzea, e os solos em grande parte do planalto possuem elevados níveis de acidez e baixa fertilidade, sendo predominantemente do tipo latossolo e argiloso (BRASIL, 2006b).

A região de estudo é caracterizada pelo clima tropical quente e úmido, com temperatura média anual variando entre 31°C e 33°C, sendo outubro o mês mais quente e março o mês menos quente com mínimas entre 24°C e 25°C (ZEE, 2010). Segundo estes autores, a pluviosidade regional apresenta nítida divisão na distribuição das chuvas, com período de chuvas abundantes de janeiro a julho, e outro de baixa precipitação de agosto a dezembro. A precipitação anual varia entre 1.800 mm e 2.800 mm e a umidade relativa do ar varia entre 80 % a 90 % (VENTURIERI; MONTEIRO; MENEZES, 2010, p. 356).

Em 2018 a região abrigou uma população estimada de 336.273 habitantes (IBGE, 2019c, IBGE, 2019d, IBGE, 2019e). Dos 144 municípios paraenses Santarém foi o 3º município mais populoso em termos de população urbana (215.790 habitantes), e o 1º município mais populoso em relação à população rural do Pará (78.790 habitantes) para o ano de 2010 (ARANHA, 2011, p. 4; IBGE, 2019b).

Em 2017 o salário médio mensal da população do município de Santarém era de 2,2 salários mínimos, de Mojuí dos Campos não se têm registros e de Belterra era de 1,7 salários mínimos. Apesar do Produto Interno Bruto (PIB) *per capita* em 2016 ter sido de R\$ 15.531,42 para Santarém, R\$ 8.831,56 para Mojuí dos Campos e R\$ 8.832,67 para Belterra, em Santarém 45,6% da população tinha rendimentos mensais de até meio salário mínimo por pessoa, enquanto que em Belterra 52,1% da população estava nessa condição (IBGE, 2019c, IBGE, 2019d, IBGE, 2019e)

Em 2010 a densidade demográfica de Santarém era de 12,87 habitantes por km² (hab/km²) e 38,1% do território tinha acesso a esgotamento sanitário adequado, enquanto Belterra apresentava 3,71 hab/km² e 20,7% do território com acesso a esgotamento sanitário adequado (IBGE, 2019c; IBGE, 2019d; IBGE, 2019e).

Ademais, de modo mais abrangente, segundo Vieira, Freiras e Giatti (2016) o estado do Pará, que atingiu o maior PIB entre 2006 até 2013 dos estados que compreendem a Amazônia Legal, foi o terceiro estado dessa região com o maior percentual de população extremamente pobre, e apresentou o 2º pior IDH e a 4ª menor evolução neste indicador, obtendo ainda a 3ª maior taxa de desflorestamento.

Configurada por um incomum padrão de formação de metrópole, o desenvolvimento metropolitano se dá de modo amparado a um lastro cultural de origem amazônica ribeirinha em uma área que hoje compreende pequenas regiões urbanas (menores que 3% do território) contrapostas por zonas de diversos tipos de assentamentos rurais (e.g., agroextrativista, reserva extrativista, assentamento comunitário, entre outros), áreas protegidas (e.g., FLONA, RESEX) e comunidades de povos tradicionais que mantêm em seus modos de vida práticas seculares bem adaptadas ao bioma local (GOMES, et al., 2017).

Os municípios dessa região são conectados por estradas muitas vezes abertas por madeireiros, e por rodovias como a federal BR-163 e a estadual PA-370, nesse contexto o protagonismo urbano-industrial da região metropolitana ainda é frágil, marcado majoritariamente pela presença de infraestrutura portuária que liga o agronegócio regional à lógica global (GOMES, et al., 2017).

Apesar da infraestrutura industrial ainda ser frágil, em termos do ranking de quantidade de soja produzida em grão pelo Estado do Pará em toneladas, dos 28 municípios produtores de soja no Estado, que produziram um total de 1.638.469t de soja em 2018, Santarém esteve em 7º, Mojuí dos Campos em 8º e Belterra em 9º lugar (IBGE, 2019a). De acordo com o mesmo banco de dados, no que concerne a área plantada de soja por hectare em 2018 Santarém esteve em 8º, Mojuí dos Campos em 7º e Belterra 9º lugar no ranking (Tabela III.8). Dos três grandes polos produtores de soja do Estado do Pará a região metropolitana de Santarém se encontrou em 3º das que mais produziu soja em 2018. No ranking nacional Santarém está no 426º lugar de 2317º municípios produtores, Mojuí do Campos em 454º e Belterra em 603º (IBGE, 2019a).

Apesar de atualmente não ser a região que mais produz soja no Pará, essa região metropolitana se torna extremamente peculiar em relação aos outros municípios produtores de soja desse estado, pois abriga uma das últimas áreas de reserva florestal, que inclui a Floresta Nacional (FLONA) do Tapajós e a Reserva Extrativista (RESEX) Tapajós-Arapiuns. Tendo isso em vista, as características ambientais, sociais e econômicas peculiares da região metropolitana de Santarém, essa foi escolhida como um dos lotes de trabalho dos projetos ODYSSEA e INCT-Odisseia.

Tabela III. 8: Ranking de municípios produtores de soja do Estado do Pará

Município	Quantidade de soja produzida em grão (t)	Área plantada de soja (ha)
Paragominas	465.000	155.000
Dom Eliseu	264.000	88.000
Santana do Araguaia	201.600	72.000
Ulianópolis	180.000	60.000
Rondon do Pará	150.000	50.000
Santa Maria das Barreiras	96.000	32.000
Santarém	62.700	19.000
Mojuí dos Campos	61.038	20.346
Belterra	41.553	13.851

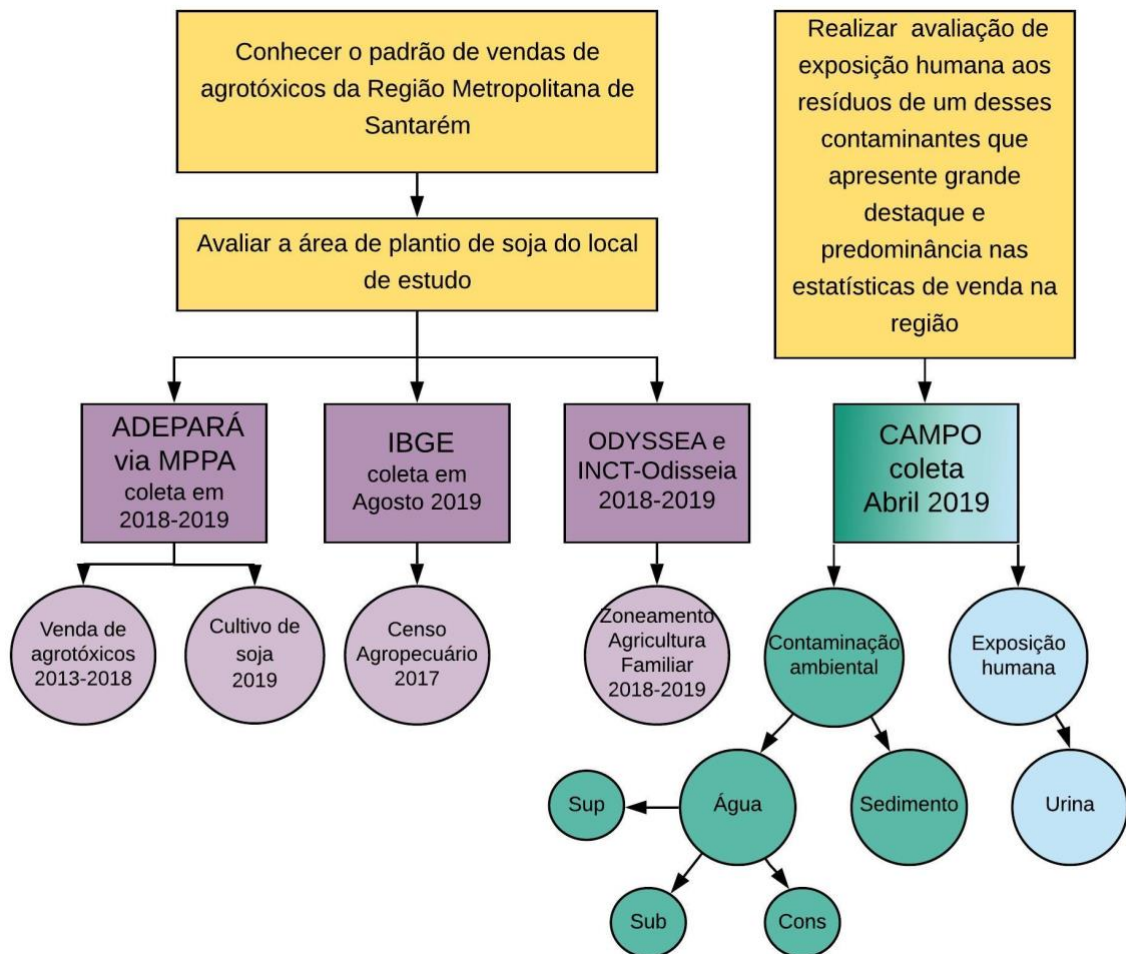
3.2. COLETA DE DADOS

De acordo com Oliveira-Silva, Alves e Rosa (2003), o primeiro passo para desenvolver uma avaliação pontual de um indivíduo ou de um grupo de indivíduos expostos a agrotóxicos é ter clareza sobre qual grupo pretende-se avaliar: os expostos, os intoxicados ou ambos. No caso desse presente estudo focou-se na possível população exposta.

Para melhor se compreender o conjunto de fatores com potencial de contribuição para os processos de contaminação ambiental e para aumento dos riscos de exposição humana a resíduos de agrotóxicos, coletaram-se dados organizados em três grandes grupos, sendo eles: i) dados gerais de venda de compostos agrotóxicos e área de plantio de soja na região estudada; ii) amostras ambientais para avaliação da contaminação de corpos hídricos; e iii) avaliação preliminar da exposição humana como reflexo dos riscos aos quais pequenas comunidades rurais podem estar expostas. Os dados foram coletados por três vias principais representando as necessidades para se alcançar os objetivos propostos, os processos de evolução da pesquisa e os meios de obtenção dos dados. Primeiramente os dados secundários foram obtidos com o apoio do MPPA através da ADEPARÁ, posteriormente por meio da coleta de amostras ambientais e humanas em trabalho de pesquisa de campo, obtiveram-se os dados primários, e por fim, através dos levantamentos de dados disponibilizados publicamente pelo IBGE, obtiveram-se uma nova leva de dados secundários. Abaixo segue um diagrama onde é ilustrado os objetivos de pesquisa e os respectivos caminhos de coleta de dados secundários e primários (Figura III.14).

Para a coleta dos dados primários, anteriormente foi necessário definir os locais a serem amostrados dentro da área de estudo. Os pontos de coleta foram escolhidos a partir de análises de imagens de satélite da região de estudo considerando a rede de drenagem hídrica e as comunidades residentes próximas à corpos hídricos permeados por plantações de soja. Além disso, considerou-se também para a escolha dos pontos de coleta a presença de corpos hídricos, como poços rasos ou cacimbas, que servem de fonte de consumo de água às comunidades locais, bem como a distribuição das coletas ao longo da área de estudo e a sobreposição dos pontos que as pesquisas anteriores já vinham analisando.

Figura III.14: Diagrama dos tipos de dados coletados conforme estratégias de buscas e suas respectivas fontes

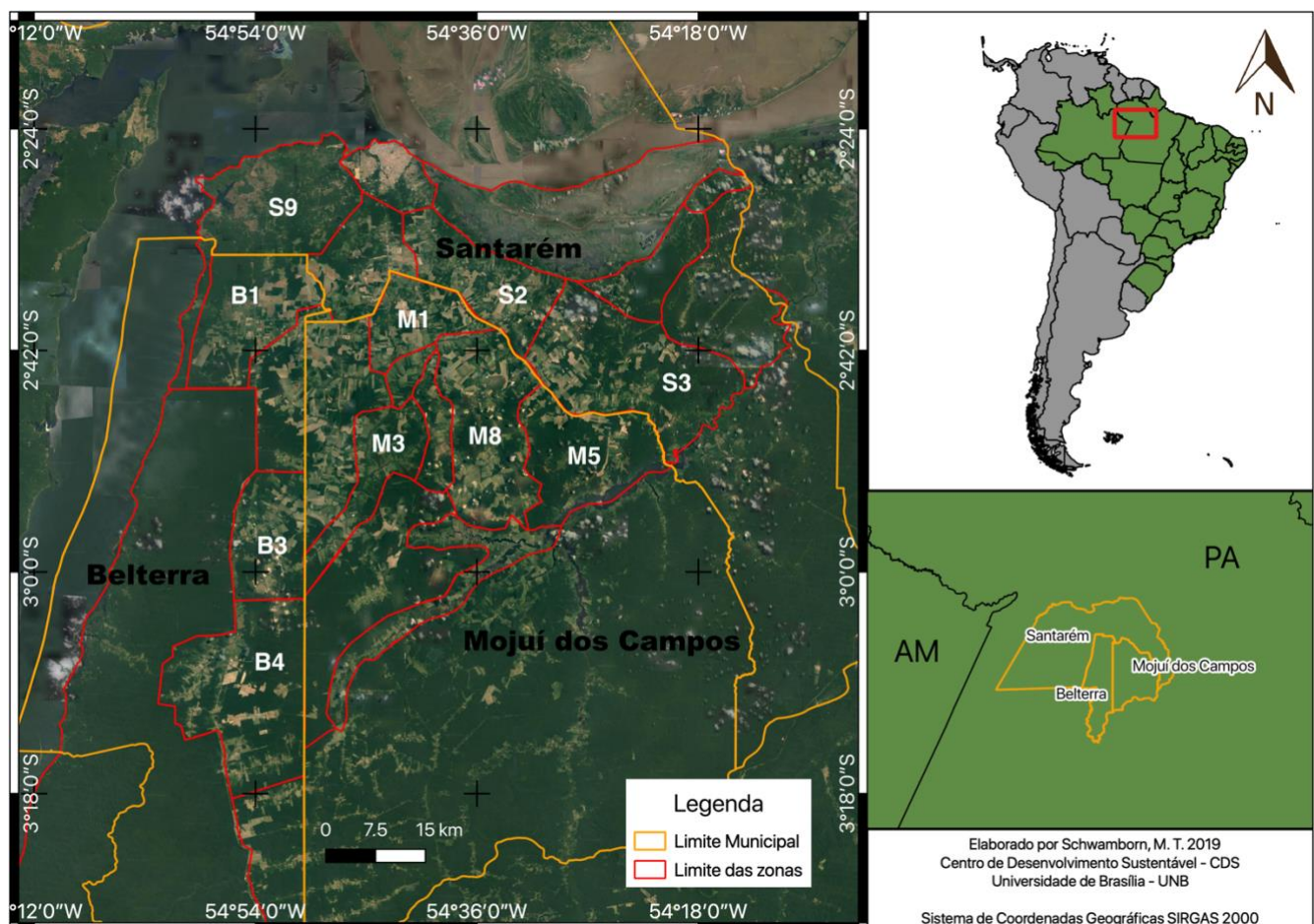


Legenda: Os retângulos amarelos indicam os objetivos de pesquisa, os retângulos lilás e verde azulado indicam os grupos de dados coletados em ordem cronológica por objetivo e a característica dos dados, secundários e primários, respectivamente. A cor lilás se refere aos dados relativos aos agrotóxicos e ao plantio de soja. A cor verde se refere aos dados coletados de compartimento ambiental e os dados em azul indicam os dados coletados com o enfoque de avaliar os riscos de exposição humana aos agrotóxicos. A abreviação “Sup” se refere à água superficial, “Sub” à água subterrânea e “Cons” à água de consumo.

A orientação de moradores quanto aos locais potencialmente contaminados também foi um critério determinante para a formação da malha amostral e esta se deu por meio da parceria com os STTRs de Santarém, Mojuí dos Campos e Belterra. Através dessa parceria foi realizado um zoneamento participativo da agricultura regional para se compreender melhor a diversidade das relações agrícolas existentes no Planalto Santareno em um contexto de expansão do agronegócio. Dentro desse

espectro buscou-se também que a coleta contemplasse as diferentes realidades agrícolas da região (Figura III.15). Dessa forma, as amostras para a geração de dados primários foram coletadas em zonas de monocultura de soja antiga (S2, B3, M5 e M8), de expansão do cultivo de soja (S3, B1, B4), de produção de farinha (M3), de hortaliças (M1) e zona baixa atividade agrícola (S9). Essas zonas abarcam as principais características da produção agrícola familiar e do agronegócio na região. Cabe ressaltar que para ilustração dos pontos de coleta adotou-se a estratégia de apresentação dos pontos em zonas para se manter a confidencialidade dos locais amostrados.

Figura III.15: Mapa da área de estudo e das zonas de coleta das amostras ambientais



3.2.1. Venda e uso de compostos agrotóxicos

Graças ao MPPA através da 7ª Promotoria de Justiça de Santarém, obteve-se uma série de dados referentes à venda de agrotóxicos na região de estudo. Com o

propósito de usar tais dados como uma aproximação (*proxy*) dos volumes/quantidades de compostos agrotóxicos pulverizados nas lavouras, num primeiro momento, e no âmbito do procedimento administrativo instaurado por aquela Promotoria de Justiça do MPPA em maio de 2018, obteve-se dados registrados na Gerência Regional da ADEPARÁ no município de Santarém das quantidades comercializadas de agrotóxicos em litros e quilogramas. Tais dados iniciais nos foram encaminhados em meio físico e se referiram ao volume total de vendas de agrotóxicos por ingrediente ativo vendido entre o período de janeiro de 2016 e abril de 2018 nos 7 estabelecimentos agropecuários oficiais da região. Essa estratégia de utilização dos dados oriundos de revendedoras de agrotóxicos como um *proxy* do uso dessas substâncias também foi usada por Pignati, Oliveira e Silva (2014).

Numa fase subsequente, e conforme os mesmos procedimentos administrativos acima, nos foi repassado um segundo conjunto de dados contendo as estimativas dos volumes de agrotóxicos conforme o ingrediente ativo usado na região metropolitana de Santarém por ano para o período compreendido entre os anos de 2013 e 2015, além de dados complementares para cobrir o período de maio a dezembro de 2018. Note-se que, de acordo com a ADEPARÁ, como o sistema *on-line* para controle do uso de agrotóxicos ainda é recente na agência, os dados de venda desses compostos na Gerência Regional de Santarém ainda se encontram em formato de receituário agrônomo (meio físico), e por isso nos foram fornecidas as estimativas de uso de agrotóxicos e não as quantidades exatas comercializadas como as fornecidas para o período entre 2016 e 2018.

Em suma, primeiramente foram obtidos dados referentes ao volume de agrotóxicos comercializados em 7 estabelecimentos que venderam essas substâncias na Região Metropolitana de Santarém entre 2016 e abril 2018 e posteriormente dados referentes ao uso anual de agrotóxicos nessa região entre os anos de 2013 e 2018 juntamente com dados relativos à área plantada de soja no local de estudo. Entretanto, apesar dos dados de comercialização de agrotóxicos poderem ser considerados como um *proxy* do uso destas substâncias, as diferenças quanto aos registros temporais dos dados de um bloco de encaminhamento de dados para o outro não nos permite fazer uma análise precisa e completa da evolução temporal do uso dessas substâncias.

3.2.2. Área das propriedades que cultivam soja na região metropolitana de Santarém

Na segunda leva de encaminhamento de dados do MPPA recebeu-se também dados oriundos dos registros da ADEPARÁ relativos ao número de propriedades que plantam soja bem como às quantidades totais das áreas plantadas deste grão na região. Nesse documento não é especificado o período para o qual os dados se referem, porém o ofício data maio de 2019. Considerando que o primeiro semestre é o período de colheita, entendeu-se que esses dados se referem na realidade a área plantada no ano de 2018.

3.2.3. Censo Agropecuário 2017

Dado o caráter descritivo-exploratório adotado por essa pesquisa, e a fim de ampliar nossa base de dados para se compreender um pouco melhor os possíveis fatores que direcionam o consumo de agrotóxicos na região de estudo, consideraram-se também informações fornecidas a respeito dos parâmetros das dinâmicas agrícolas locais relacionadas ao plantio de soja e ao consumo de agrotóxicos por meio de dados preliminares do Censo Agropecuário de 2017, cujo questionário foi aplicado aos estabelecimentos agropecuários do Brasil entre o período indo de 1º de outubro de 2016 a 30 de setembro de 2017 (IBGE, 2019f, g, h). Ressalta-se que obtiveram-se os dados deste Censo como um *proxy* das práticas agrícolas realizadas na região, uma vez que, apesar de se ter levantado esses dados para o presente estudo em agosto de 2019, as críticas qualitativa e quantitativa dos resultados do Censo ainda não tinham sido concluídas pelo IBGE, determinando, assim, o caráter preliminar dessas informações (IBGE, 2019f, g, h). Uma vez que esses dados foram utilizados em caráter exploratório não houve posteriores tratamentos dos dados após sua obtenção.

3.2.4. Zoneamento Participativo da Agricultura Familiar

Nos projetos ODYSSEA e INCT-Odisseia realizou-se um trabalho em colaboração de pesquisadores e lideranças e participantes dos STTRs dos três municípios que compõem a região metropolitana de Santarém a fim de se produzir um mosaico de informações de modo a possibilitar uma melhor compreensão das condições da agricultura familiar frente ao avanço do agronegócio na região. A partir

de diversas oficinas de trabalho que tiveram como base o mapeamento das atividades da agricultura familiar chegou-se ao Zoneamento Participativo da Agricultura Familiar.

Construído de acordo com a percepção dos próprios trabalhadores rurais e das lideranças sindicais de cada município, as informações levantadas ao longo dos encontros entre os diferentes atores participantes desses projetos foram integradas e os elementos descritivos para cada uma das zonas foi compilado em uma matriz que os caracterizou graficamente. Uma vez construído por colegas participantes do projeto esse zoneamento foi compartilhado para fortalecer a presente pesquisa e desta forma, para os fins deste estudo esses dados não precisaram ser posteriormente tratados.

3.2.5. Resíduos de agrotóxicos em amostras ambientais

Para a investigação da presença de resíduos de agrotóxicos em matrizes ambientais, realizou-se uma campanha de trabalhos de pesquisa de campo durante o período de 3 a 12 de abril de 2019, que corresponde ao final da estação chuvosa coincidindo com as últimas aplicações de agrotóxicos antes da colheita da soja. Ao total foram amostradas três comunidades em Santarém, cinco em Mojuí dos Campos e cinco em Belterra conforme os critérios de escolha anteriormente apresentados. Nessa campanha foram primeiramente coletadas 24 amostras de água superficial (i.e., leitos de igarapés) e 9 amostras de águas subterrâneas (i.e., poços artesianos) para fins de determinação de resíduos de 21 ingredientes ativos de agrotóxicos no laboratório da Seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas (IEC/SVS/MS) em Belém-PA onde as amostras foram analisadas. Em campo essas amostras foram coletadas utilizando-se um balde onde este foi mergulhado a cerca de 15 a 20 cm de profundidade coletando assim a água em cada ponto e, uma vez em superfície, as amostras tiveram seus parâmetros físico-químicos (e.g., temperatura e pH) devidamente mensurados. Em posse dessas medidas as amostras foram armazenadas em frascos de polietileno de 1L e devidamente etiquetados para posteriormente serem acondicionados em local adequado para o transporte até o laboratório IEC/SVS/MS (Figura 14). A metodologia de coleta das amostras adotada para avaliar os ingredientes ativos conforme a lei determina é fundamentada no protocolo de coleta e análise do IEC/SVS/MS. Para a análise do ingrediente ativo glifosato a metodologia de coleta segue o que Marques et al. (2009) propõem, enquanto que para os outros agrotóxicos se segue o que é orientado pela metodologia da USEPA (1996).

Além dessas amostras de água, considerando-se que os limites de detecção e quantificação (LD⁸ e LQ⁹, respectivamente) para glifosato nos protocolos analíticos do laboratório parceiro são relativamente elevados (respectivamente 10 e 50µg/L), coletaram-se 11 amostras de água de consumo, também provenientes de poços artesanais em cinco comunidades da região estudada, a fim de se empregar uma metodologia de análise para glifosato com LD e LQ menor. Essas alíquotas de água foram coletadas diretamente das torneiras de onde os moradores participantes da pesquisa retiram sua água para beber. Uma vez coletadas, com auxílio de uma seringa e um filtro de 0,45 µm as amostras foram filtradas e transferidas para frascos âmbar de 60ml previamente etiquetados e acondicionados em caixa térmica com *icepacks* para transporte até o laboratório de Hematologia da Universidade de Brasília (Hemato-UnB) conforme a metodologia de ABRAXIS (2019).

Além da matriz água, 16 amostras de sedimento de fundo foram coletadas por draga Van Veen, ou por pá quando não se conseguia retirar o sedimento com a draga. Uma vez coletadas, as amostras foram armazenadas em saco plástico de polietileno previamente etiquetado e acondicionadas em local adequado para o transporte até o laboratório IEC/SVS/MS (Figura III.16). A metodologia de coleta seguiu em concordância com os procedimentos analíticos do laboratório parceiro (ZHANG et al., 2012).

⁸ O limite de detecção equivale à menor quantidade de um produto a ser analisado que pode ser detectada por um método, mas não necessariamente quantificada como um valor exato (PIRES, 2015).

⁹ O limite de quantificação (LQ) indica à menor quantidade de um produto a ser analisado que pode ser quantificada com acurácia e precisão por um determinado método (PIRES, 2015).

Figura III.16: Procedimentos de coleta de amostras de água superficial e sedimento



Legenda: Coleta de amostra de água superficial (A); coleta de sedimento por pá (B); coleta de sedimento por draga Van Veen (C) realizada em parceria com o laboratório IEC/SVS/MS por meio Dr. Rosivaldo de Alcântara Mendes e do laboratório de Geoquímica da Água por meio do colega Vinícius Ribeiro.

Destaca-se que não foi possível amostrar sedimento de todos os corpos hídricos de onde se coletou água pois em alguns pontos o sedimento não estava suficientemente consolidado para ser coletado pela draga, ou pelo corpo de água nitidamente apresentar presença de material de aterro recente. Enfatiza-se também que resíduos do ingrediente ativo glifosato foram analisados para todos os tipos de água coletados, porém não para as amostras de sedimento pois até então não havia estrutura analítica para a realização dessa análise no IEC/SVS/MS.

Abaixo segue a tabela III.9 que resume as informações anteriormente dadas indicando os tipos de amostras coletadas, o local onde o material foi analisado, as metodologias de coleta e análise empregadas para a avaliação da presença de resíduos de agrotóxicos na água e no sedimento, bem como o número de amostras coletados e os LD e LQ do método.

Tabela III. 9: Resumo das características gerais de coleta e análise das amostras ambientais

Tipo de amostra	Água Superficial	Água Subterrânea	Água de Consumo	Sedimento
Local	IEC-SVS-MS		Hemato – UnB	IEC-SVS-MS
Método	Glifosato – Marques et al. 2009		ELISA (ABRAXIS, 2019)	Zhang et al. 2012
	Outros agrotóxicos – USEPA, 1996			
Nº de amostras	24	9	11	16
LD (µg/L)	Depende do IA	10	0,05	Depende do IA
LQ(µg/L)	Depende do IA	50	0,075	Depende do IA

Legenda: IA se refere ao ingrediente ativo analisado.

3.2.6. Resíduos de agrotóxicos em amostras humanas

Numa perspectiva de avaliação de riscos ambientais à saúde humana (FAUSTMAN: OMENN, 2008), procedeu-se um conjunto de coletas de amostras biológicas em campo e suas subseqüentes análises laboratoriais para fins de avaliação de uma possível exposição ambiental da população local a alguns dos ingredientes ativos mais usados na aplicação de agrotóxicos na região de estudo. Para isso, nas mesmas comunidades onde foram coletadas as amostras ambientais, realizou-se uma amostragem de conveniência em que moradores locais foram convidados a participar da pesquisa. Em alguns casos os moradores já eram conhecidos pelos pesquisadores devido a realização de estudos anteriores naquela comunidade. Para a coleta de amostras biológicas, primeiramente as pessoas que aceitaram participar da pesquisa assinaram um termo de consentimento livre e esclarecido que lhes foi lido, conforme autorização ética emitida pelo Conselho de Ética em Pesquisa com Seres Humanos da Faculdade de Ciências da Saúde da Universidade de Brasília (CEP-FS/UnB, processo CAAE 51634815.0.0000.0030). Em função de imprevistos que ocorreram no campo não foi possível realizar a aplicação de questionário que havia sido formulado para melhor compreender os aspectos específicos da saúde dos indivíduos participantes da pesquisa.

Assim, coletaram-se 27 amostras de urina em cinco comunidades da região estudada, sendo uma comunidade em Santarém; duas em Mojuí dos Campos e duas

em Belterra. Essas amostras foram coletadas para a realização de um primeiríssimo estudo piloto de desenho transversal com agricultore(a)s de subsistência e moradores das áreas rurais da região metropolitana de Santarém. Tais amostras foram colhidas em recipientes de 60mL de poliestireno com tampa de rosca de polietileno que foi entregue aos participantes com as devidas instruções de coleta do material por meio do segundo jato de urina e posterior refrigeração até a entrega da amostra aos pesquisadores. Uma vez em posse das amostras os recipientes foram etiquetados de acordo com o indivíduo e a data da coleta e foram armazenados em caixa térmica fortemente refrigerada com *icepack*, para posterior análise no laboratório de Hematologia da UnB conforme a metodologia de coleta e análise da ABRAXIS (2009) (Figura III.17).

Apesar da relevância e de diversas tentativas de obtenção de dados epidemiológicos da região metropolitana de Santarém ao longo do tempo não tivemos acesso à essas informações.

Figura III.17: coleta de amostras de urina durante os trabalhos de campo



Abaixo segue um panorama geral do número de amostras coletadas por compartimento ambiental e humano por comunidade e os respectivos laboratórios de análise (Tabela III.10).

Tabela III. 10: Número de coleta de amostras ambientais por matriz e amostras humanas por comunidade de amostragem

Município	Zonas	Amostras				
		IEC			Hemato-UnB	
		Asup ₁	Asub ₂	Sed ₃	Acon ₄	Urinas ₅
		<i>n</i> = 24	<i>n</i> = 9	<i>n</i> = 16	<i>n</i> = 11	<i>n</i> = 27
Santarém	S2	2	2	4	2	5
	S3	2			1	
	S9	1				
Mojú dos Campos	M1	1	1			
	M3	3	2	2	2	4
	M5	5		4	4	12
	M8	5	2	2		
Belterra	B1	1				
	B3	2	1	2		2
	B4	2	1	2	2	4

Legenda: IEC (Instituto Evandro Chagas), ELISA (Ensaio de imunoabsorção enzimática), Lat (Latitude), Long (Longitude), Asup (Água superficial), Asub (Água subterrânea), Sed (Sedimento), Acon (Água de consumo referente a avaliação de exposição) e Urina (o número de amostras é dado por comunidade).

3.3. ANÁLISE E TRATAMENTO DOS DADOS

3.3.1. Venda de compostos agrotóxicos e área das propriedades que cultivam soja na região metropolitana de Santarém

Uma vez em posse dos dados de venda e uso de compostos agrotóxicos essas informações foram tabulados em planilha Excel de acordo com a estrutura original dos parâmetros fornecidos pela agência de defesa agropecuária, a saber: i) nome do estabelecimento comercial; ii) nome comercial do produto; iii) unidade de venda (quilograma ou litro); iv) ingrediente ativo; v) classe toxicológica; e vi) quantidades vendidas. Ressalta-se que, como os dados referentes às quantidades de agrotóxicos vendidos na região de estudo no período de 2016 até 2018 podem ser considerados como um *proxy* do uso dessas substâncias esses foram tabuladas juntamente na mesma planilha com os dados de uso de agrotóxicos entre o período de 2013 até 2018 e essa tabulação única foi o que se considerou para a realização das análises estatísticas.

Então, a partir da tabulação, análises estatísticas básicas dos dados foram realizadas para facilitar o entendimento dos padrões de venda de agrotóxicos na

região de estudo. Assim, calculou-se o somatório, a média e o desvio padrão do volume de agrotóxicos vendidos por classe toxicológica. Além disso valores máximos e mínimos, bem como da moda e da mediana também foram calculados. Ademais, como os dados de um dos blocos de dados que nos foram repassados via MPPA não apresentaram um padrão anual de vendas e nem uma normalização quanto à descrição de todos os ingredientes ativos apresentados no outro bloco de dados fizemos uma análise de evolução temporal do uso de agrotóxicos apenas com aqueles ingredientes ativos que se repetiram nos distintos blocos de dados.

Quanto aos dados referentes à área plantada de soja e ao número de propriedades produtoras desse grão, esses foram utilizados de maneira descritiva e por isso não passaram por nenhum tipo de tratamento, mas juntamente com os dados de uso de agrotóxicos para o ano de 2018 serviram para que pudéssemos calcular uma estimativa do volume de herbicidas a base de glifosato (HBG) aplicado na região de estudo para o ano de 2018.

3.3.2. Resíduos de agrotóxicos em amostras ambientais

O IEC/SVS/MS em meio da pessoa do Dr. Rosivaldo de Alcântara Mendes foi responsável pelas análises de agrotóxicos nas amostras de água superficial e de parte das amostras de água subterrânea, além das análises de sedimento. A Tabela III.11 constitui um extrato do anexo 7 da Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde, a qual dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Neste extrato figuram 27 parâmetros agrotóxicos usados na determinação do padrão de potabilidade de substâncias que representam risco à saúde humana, e que orientaram a escolha dos compostos analisados nessa pesquisa. Desses 27 parâmetros, foram analisados por essa pesquisa 18 ingredientes ativos devido às condições analíticas laboratoriais, e além desses foram analisados mais 3: Acefato, Metalaxil e Malation.

Os compostos agrotóxicos presentes nas amostras de água foram mensurados através da análise de Cromatografia Gasosa com Espectrômetro de Massa Triplo Quadrupolo (GC-MS/MS) conforme a metodologia definida pelo método 8270C *Semivolatile Organic compounds* por GC/MS (USEPA, 1996). As amostras de água foram submetidas a um procedimento de extração do analito através do sistema de extração em fase sólida (SPE) que consiste na passagem da amostra em uma coluna de fase de reversa (Octadecilsilano - C18). Essa coluna foi pré-condicionada com

10mL de metanol e, imediatamente, foi repetida duas vezes a adição de 10mL de metanol diluído a 30%. Posteriormente, passou-se 1000mL de amostra na solução já presente na coluna e, em seguida, a coluna foi lavada com 2,0mL de metanol a 30% e 2,0mL de água destilada. A coluna foi submetida a secagem a vácuo por 15 minutos para eliminar possíveis interferentes. Após essa fase a coluna foi eluída com 5mL de acetado de etila para a recuperação dos analitos que foram concentrados por evaporação sob nitrogênio até, aproximadamente, 0,5mL. Ao extrato resultante da evaporação foi adicionado um volume de acetato de etila de modo a completar 1,0mL de solução. O volume de 1µL desse produto foi finalmente injetado no cromatógrafo gasoso (GC-MS/MS).

Tabela III. 11: Parâmetros agrotóxicos usados na determinação do padrão de potabilidade hídrica

Parâmetro	CAS₁	unidade	VMP₂
2,4-D + 2,4,5 T	94-75-7 (2,4 D) 93-76-5 (2,4,5 T)	µg/L	30
Alaclor	15972-60-8	µg/L	20
Aldicarbe + Aldicarbesulfona + Aldicarbesulfóxido	116-06-3 (aldicarbe) 1646-88-4 (aldicarbesulfona) 1646-87-3 (aldicarbe sulfóxido)	µg/L	10
Aldrin + Dieldrin	309-00-2 (aldrin) 60-57-1 (dieldrin)	µg/L	0,03
Atrazina	1912-24-9	µg/L	2
Carbendazim + benomil	10605-21-7 (carbendazim) 17804-35-2 (benomil)	µg/L	120
Carbofurano	1563-66-2	µg/L	7
Clordano	5103-74-2	µg/L	0,2
Clorpirifós + clorpirifós-oxon	2921-88-2 (clorpirifós) 5598-15-2 (clorpirifós-oxon)	µg/L	30
DDT+DDD+DDE	p,p'-DDT (50-29-3) p,p'-DDD (72-54-8) p,p'-DDE (72-55-9)	µg/L	1
Diuron	330-54-1	µg/L	90
Endossulfan (α β e sais)	115-29-7; I (959-98-8); II; (33213-65-9); sulfato (1031-07-8)	µg/L	20
Endrin	72-20-8	µg/L	0,6
Glifosato + AMPA	1071-83-6 (glifosato) 1066-51-9 (AMPA)	µg/L	500
Lindano (gama HCH)	58-89-9	µg/L	2
Mancozebe	8018-01-07	µg/L	180

Parâmetro	CAS ₁	unidade	VMP ₂
Metamidofós	10265-92-6	µg/L	12
Metolacloro	51218-45-2	µg/L	10
Molinato	2212-67-1	µg/L	6
Paration Metílico	298-00-0	µg/L	9
Pendimentalina	40487-42-1	µg/L	20
Permetrina	52645-53-1	µg/L	20
Profenofós	41198-08-7	µg/L	60
Simazina	122-34-9	µg/L	2
Tebuconazol	107534-96-3	µg/L	180
Terbufós	13071-79-9	µg/L	1,2
Triflunarina	1582-09-8	µg/L	20

Fonte: Anexo 7 da Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde. Legenda:¹ CAS é o número de referência de compostos e substâncias químicas adotado pelo *Chemical Abstract Service*; ² VMP é Valor Máximo Permitido. **Em negrito os ingredientes ativos analisados por esse trabalho.**

Para o cálculo do limite de detecção (LD) realizou-se uma análise da atuação sinal/ruído (s/n) do cromatógrafo baseada em uma estimativa teórica do limite de detecção com s/n de 3. Já para os limites de quantificação (LQ), esses foram estimados a partir dos brancos e quantificados como sendo 3 vezes o desvio padrão das concentrações médias de brancos. Assim, partindo-se dessa lógica o LQ foi então definido em concentração extrapolada com um s/n de 10, o qual apresentou valores para cada agrotóxico analisado.

Quanto à detecção do glifosato em água de consumo, o método de Ensaio de Imunoabsorção Enzimática (ELISA - *Enzyme-Linked Immunosorbent Assay*) (PN 500086) da Abraxis LLC (Warminster, PA, EUA) foi empregado por meio de um leitor de microplacas (Multiskan Spectrum, Thermo Scientific, Waltham, MA, EUA), onde os procedimentos analíticos foram realizados de acordo com as instruções do fabricante (ABRAXIS, 2019). As análises se deram no laboratório de Hematologia da UnB onde foram realizadas pela doutorada, parceira deste projeto, Amandda Évelin Silva de Carvalho. As amostras foram preparadas para análise através da eliminação de qualquer material particulado por meio de centrifugação a 3.000xg por 5min. Uma vez centrifugada o sobrenadante foi transferido para um novo tubo. Não se realizou a etapa de diluição da amostra para evitar qualquer resultado falso-positivo possível devido às características específicas das amostras.

Após essa etapa foram preparados os reagentes para a realização do processo de derivatização da amostra, o qual torna disponível o analito para a análise que se

deu por leitura das absorvâncias realizada no comprimento de onda de 450nm na leitora de placas *DTX 800 Multimode Detector* (Beckman Coulter). Por se tratar de um ensaio de competição, a absorvância resultante é inversamente proporcional à concentração de glifosato. Uma solução analítica de controle de qualidade foi utilizada com 0,75µg/L de glifosato, fornecido com o kit comercial Abraxis.

O método ELISA mostrou um limite de detecção (LD) de glifosato na água de 0,05 µg/L, um limite de quantificação (LQ) de 0,075 µg/L, uma concentração detectável máxima de 4 µg/L e uma taxa de recuperação média de 102%. Para quantificação, foi feita uma curva de 5 pontos (0.075, 0.20, 0.5, 1.0, 4.0 ppb). Antes da realização da curva, os dados foram normalizados dividindo a média da absorvância de cada um dos padrões pela média da absorvância do branco (%B/B0). Para construção da curva, foi utilizado o *4-parameter*, conforme recomendado pela fabricante Abraxis. A construção da curva e as análises dos dados foram realizadas com o auxílio do software GraphPad Prism 7 (GraphPad Software Inc., San Diego, CA, USA).

Para a determinação dos resíduos de agrotóxicos em sedimento de fundo, as amostras foram analisadas conforme o método de Zhang et al. (2012) que propõem a determinação de multiresíduos de agrotóxicos em solo por meio de extração assistida por micro-ondas acoplado à Cromatografia Gasosa e Espectrometria de Massa. Assim, primeiramente 2,0g de sedimento de cada amostra foram pesados e adicionados a 20mL de solução de hexano/acetona 80:20 formando uma mistura que foi submetida ao sistema de extração por micro-ondas (MAE) sob rampa de aquecimento entre 30°C e 120°C por 30 minutos, agitação média e pressão de 800 W. Como produto desse processo gerou-se um extrato orgânico que, uma vez resfriado, foi submetido a um procedimento de limpeza. Esse *clean-up* consistiu na adição do produto orgânico gerado em uma coluna contendo sílica onde deu-se um processo de extração em três etapas: primeiro, por uma solução de 10 mL de acetona; segundo, por uma solução de acetona/diclorometano 50% e terceiro, por uma solução de diclorometano 100%. Os extratos resultantes da limpeza foram misturados e filtrados em sulfato de sódio anidro e, assim como os procedimentos de determinação de compostos de agrotóxicos em água, foram concentrados por evaporação sob fluxo de nitrogênio tendo o volume de 1 µL injetado no cromatógrafo gasoso (GC-MS/MS). A determinação do LD e LQ para os resíduos de agrotóxicos em sedimento de fundo

adotou as mesmas estratégias dadas para a determinação desses parâmetros em amostras de água superficial.

A título de análise de dados, destaca-se que esses dados primários produzidos não passaram por análises estatísticas sendo apenas comparados às referências da Portaria nº 2.914/2011 do MS (BRASIL, 2011) que compõem a base legislativa que trata a respeito dos parâmetros de qualidade da água juntamente com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e com a Resolução CONAMA nº 396/2008 (CONAMA, 2008) que se refere à classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Além dessas referências para avaliar a qualidade da água se utilizou a Tabela III.12 como um parâmetro de referência internacional. No que se refere à base legal para avaliação da qualidade ambiental de resíduos em sedimento, o arcabouço legal disponível é a Resolução CONAMA nº 454/2012 (CONAMA, 2012) que estabelece diretrizes gerais e procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional, entretanto nessa resolução não são definidos os limites permitidos para presença de resíduos de agrotóxicos em sedimento.

Tabela III. 12: Valores Máximos Permitidos ($\mu\text{g/L}$) para agrotóxicos estabelecidos nas normas/diretrizes de qualidade da água para consumo humano

Substância	Brasil	OMS	Austrália	Canadá	EUA	Nova Zelândia	UE
	Valor Máximo Permitido ($\mu\text{g/L}$)						
2,4 – D + 2,4,5 - T	30	30, 2,4 – D 9, 2,4,5 - T	30, 2,4 – D 100, 2,4,5 - T	100, 2,4 – D	70, 2,4 – D	40, 2,4 – D 10, 2,4,5 - T	0,1
Alacloro	20	20	-	-	2	20	-
Aldicarbe + Aldicarbesulfona + Aldicarbesulfóxido	10	10	4	-	3, Aldicarbe 2, Aldicarbesulfona 4, Aldicarbesulfóxido	10	-
Aldrin + Dieldrin	0,03	0,03	0,3	-	-	0,04	0,3
Atrazina	2	100	20	5	3	100	-
Carbendazim + benomil	120	-	90, Carbendazim 90, benomil	-	-	-	0,1
Carbofurano	7	7	10	90	40	8	-
Clordano	0,2	0,2	2	-	2	0,2	-
Clorpirifós + clorpirifós-oxon	30	30	10	90	-	40	0,1

Substância	Brasil	OMS	Austrália	Canadá	EUA	Nova Zelândia	UE
	Valor Máximo Permitido (µg/L)						
DDT+DDD+DDE	1	1	9	-	-	1	-
Diuron	90	-	20	150	-	20	0,1
Endossulfan (α β e sais)	20	-	20	-	-	-	-
Endrin	0,6	0,6	-	-	2	1	0,1
Glifosato + AMPA	500	-	1000	280	700	-	-
Lindano (gama HCH)	2	2	10	-	0,2	2	0,1
Mancozebe	180	-	9	-	-	-	0,1
Metamidofós	12	-	-	-	-	-	-
Metolacoloro	10	10	300	50	-	10	0,1
Molinato	6	6	4	-	-	7	0,1
Paration Metílico	9	-	0,7	-	-	-	-
Pendimentalina	20	20	400	-	-	20	0,1
Permetrina	20	-	200	-	-	-	0,1
Profenofós	60	-	0,3	-	-	-	0,1
Simazina	2	2	20	10	4	2	-
Tebuconazol	180	-	-	-	-	-	0,1
Terbufós	1,2	-	0,9	1	-	-	0,1
Triflunarina	20	20	90	45	-	30	-

3.3.3. Resíduos de agrotóxicos em amostras humanas

Devido às diferenças temporais de obtenção dos dados nos foi possível analisar os volumes de vendas de agrotóxicos na região de estudo previamente a realização das coletas amostrais de material humano. A partir dessa análise prévia verificou-se que o ingrediente ativo glifosato foi o agrotóxico mais vendido na região para o período estudado e por isso optou-se por analisar a presença de HBG na urina humana.

Assim sendo, para as análises quanto à presença de resíduos de HBG nas amostras de urina, assim como nas amostras ambientais de água de consumo, foi realizado um Ensaio de Imunoabsorção Enzimática conforme a metodologia ABRAXIS (2019) no laboratório de Hematologia da UnB pela colega parceira. Primeiramente as amostras foram preparadas para a análise pelo kit ABRAXIS por meio de centrifugação prévia a 3.000xg por 5min. Assim como as amostras de água, as de urina não passaram por diluição. Uma vez separadas as fases das amostras através o sobrenadante foi transferido para outro tubo e se prosseguiu para o processo de derivatização das amostras.

Para o processo de derivatização das amostras os reagentes foram previamente retirados da refrigeração para estarem na temperatura ambiente para a adequada realização do método. Uma solução tampão de lavagem das amostras foi preparada diluindo-se o produto tampão fornecido pelo kit ABRAXIS na proporção de 1:5 de água destilada. Diluiu-se também o reagente de derivatização em 3,5mL do diluente para reagentes de derivatização e essa solução foi misturada através de um agitador vortéx por 5 segundos. Uma vez feita essa última solução essa foi utilizada em um intervalo menor do que 8 horas que é o período que ela se mantém estável. A partir dessa etapa se identificaram os tubos de padrão, de controles e de amostras para, enfim, se pipetar 250 μ L de amostra, do padrão e do controle nos seus respectivos tubos. Assim feito, foi adicionado 1mL da solução tampão em cada tudo e a solução foi levada para homogeneização por 5 segundos. Em seguida adicionou-se em cada tudo 100 μ L do reagente de derivatização diluído o qual foi levado para o vortéx e foi mantida a agitação até não se observar nenhum precipitado. O material foi então incubado a temperatura ambiente por 10min. Após esse período as amostras estavam prontas para serem analisadas no kit.

Posteriormente, para as análises das amostras, foram adicionados 50 μ L dos padrões, controles e amostras derivatizadas em duplicatas em cada um dos seus respectivos poços previamente determinados na placa analítica. Adicionou-se então 50 μ L de solução de anticorpos já fornecida o kit por meio de uma pipeta multicanal em cada um dos poços. Em seguida a placa foi coberta com parafilme e homogeneizada através de movimentos circulares por 1min e após essa fase a placa foi incubada em temperatura ambiente por 1h. Então o parafilme foi removido, a solução da placa foi vertida em um papel toalha e os poços foram lavados batendo-os 3 vezes no papel toalha e depois com a aplicação de um jato da solução tampão de lavagem. Qualquer excesso de solução tampão foi retirado batendo a placa no papel toalha. Feito isso, foi adicionado 150mL da solução de cor (substrato) fornecido pelo próprio kit a cada um dos poços. A placa então foi coberta novamente com parafilme e homogeneizada por 30 segundos com movimentos circulares. Posteriormente foi incubada por 20-30min a temperatura ambiente e coberta com papel alumínio para proteger da exposição à luz. Concluído esse período foi adicionado 100 μ L de solução de parada a cada um dos poços por pipetagem por multicanal. Assim as amostras foram levadas para a leitura da absorbância em até

15min da adição da solução de parada em uma leitora de placas *DTX 800 Multimode Detector* (Beckman Coulter) de comprimento de onda de 450nm.

Uma vez em posse dos resultados das concentrações de HBG em urina calculou-se os valores de máximo, mínimo, média das concentrações encontradas. Também se realizou a análise estatística Mann-Whitney U para verificar uma possível correção dos valores encontrados com o gênero ou com a comunidade de pertencimento dos indivíduos amostrados.

CAPÍTULO IV – RESULTADOS

Os resultados do presente estudo serão expostos em três grandes seções, de acordo com a estrutura da base de dados que lhe dá sustentação. Assim, num primeiro momento será apresentado todo um conjunto de estatísticas descritivas gerais acerca dos dados secundários relativos à venda de compostos agrotóxicos ao longo do período avaliado (i.e., 2013 a 2018), a partir de dados oriundos das bases de informação da ADEPARÁ e do IBGE referentes à dinâmica agrícola local quanto ao plantio de soja. Em seguida serão descritos os dados primários resultantes dos trabalhos de pesquisa realizados em campo assim como de suas análises laboratoriais complementares. Por fim, alguns primeiríssimos dados de exposição humana a resíduos de glifosato para uma pequena amostra da população local serão apresentados numa perspectiva de avaliação inicial de riscos tóxicos à saúde de agricultore(a)s que vivem em torno de grandes lavouras de soja presentes na região.

4.1. ESTATÍSTICAS GERAIS DE VENDA DE AGROTÓXICOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE SANTARÉM

A partir dos dados secundários obtidos por meio do MPPA junto à ADEPARÁ, constatou-se uma grande diversidade de ingredientes ativos que são comercializados na região, os quais por sua vez se distribuem em seis grandes classes toxicológicas dessas substâncias, principalmente entre os bactericidas, fungicidas, inseticidas e herbicidas. Ao total, registraram-se vendas para 182 formulações comerciais, cobrindo 106 ingredientes ativos, dos quais 43 foram inseticidas, 32 fungicidas, 31 herbicidas, 2 bactericidas, 1 espalhante e 1 adjuvante, entre janeiro de 2013 e abril de 2018. Das 182 formulações comerciais, 5 foram de HBG, representando 12 produtos comerciais diferentes e 6 foram de herbicida a base de 2,4-D, vendidos por 9 marcas distintas. As diferentes formulações podem ser vistas em anexo (tabela x). Ademais, do total de agrotóxicos vendidos, 7% destes foi em forma sólida (quilogramas) (equivalente a 151.944 kg), e 93% em forma líquida (litros) (perfazendo 2.011.610L) (Tabela IV.13). Dentre as formulações comerciais o produto Rondup Ready, um HBG, foi o mais vendido.

Tabela IV. 13: Estatísticas descritivas da quantidade total de agrotóxicos usados na região de estudo para o período de janeiro de 2013 a abril de 2018

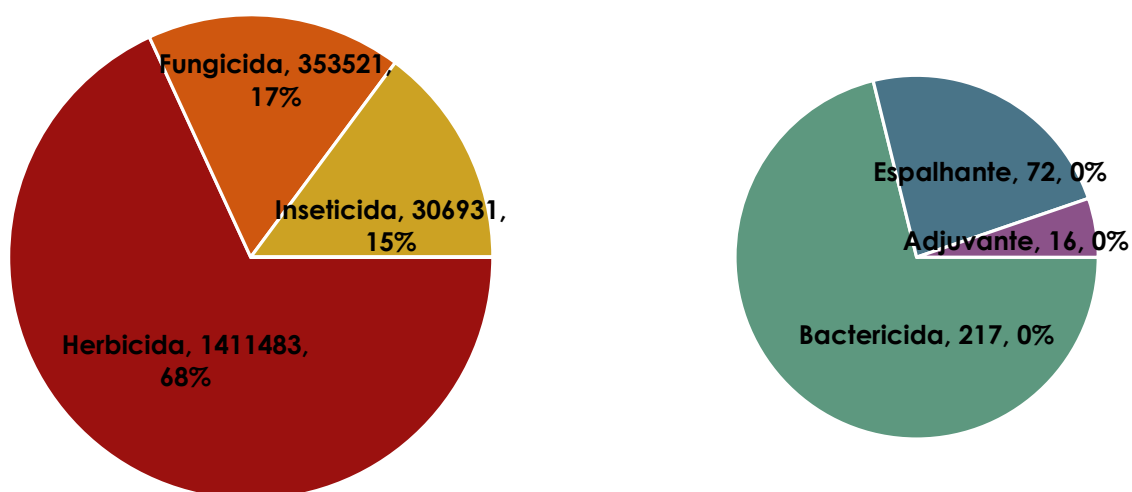
Parâmetros Estatísticos	Bactericida	Fungicida	Inseticida	Herbicida
	Unidade de venda (L ₁)			
Σ	217	350.942	309.510	1.411.483
Média \pm desvio padrão	109 \pm 115	5.317 \pm 8.883	2.327 \pm 5.546	11.762 \pm 36.403
Mediana	109	1.293	400	176
Moda	-	340	100	40
Máximo	190	47.660	50.909	200.000
Mínimo	27	5	1	1
Ingredientes Ativos	1	26	40	25

Legenda: 1 – Devido à inviabilidade de converter os valores de quilograma para litro para facilitar a visualização do total de compostos dadas às diferentes densidades das substâncias e pelo volume de vendas em litro representar a maior parte dos nossos dados adotou-se a estratégia de apresentá-los apenas em litro.

Ao analisar descritivamente os dados, destaca-se a importância central dos herbicidas, totalizando praticamente 1.500.000L dessas substâncias e constituindo mais que o quádruplo das quantidades de fungicidas (350.942L) assim como das de inseticidas (309.510L). Por outro lado, a classe toxicológica dos bactericidas é a que constitui a menor parcela dos principais ingredientes ativos utilizados, em tese, porém muitíssimo provavelmente, esses dados refletem as demandas de uso de insumos agrícolas dos grandes agricultores de grãos para exportação na região de estudo. Nota-se, também, que para todas as classes toxicológicas analisadas, o perfil de distribuição das variáveis estudadas parece ser bastante assimétrico, e isso ao se considerar as amplas discrepâncias de valores médios em relação não só aos seus respectivos valores de desvio padrão, mas também aos valores medianos dispostos na tabela. Por fim, se consideradas apenas as três classes toxicológicas predominantes nas estatísticas de venda (i.e., inseticida, fungicida e herbicida), se observa que apesar do grupo de inseticidas apresentar o maior número de ingredientes ativos vendidos (e.g., 40), esta classe é a que apresenta o menor somatório de volume de compostos agrotóxicos vendidos.

As três principais classes toxicológicas (herbicida, fungicida e inseticida), que contribuem majoritariamente com o volume de vendas de agrotóxicos na região de estudo, representam respectivamente 68%, 17% e 15%, das vendas, enquanto aos bactericidas cabe apenas 0,010%, aos espessantes 0,003% e aos adjuvantes 0,001. Assim, na Figura (IV.18) pode ser vista a relevância da classe toxicológica dos herbicidas em relação à sua contribuição para o total de vendas de agrotóxicos no local abordado entre 2013 e princípios de 2018. Nota-se ainda, que essa grande contribuição do volume de vendas de agrotóxicos pelo grupo dos herbicidas é dada por um pequeno número de ingredientes ativos que, em tese, dominam a maior parte das pulverizações de agrotóxicos realizadas naquela região rural (Figura IV.19).

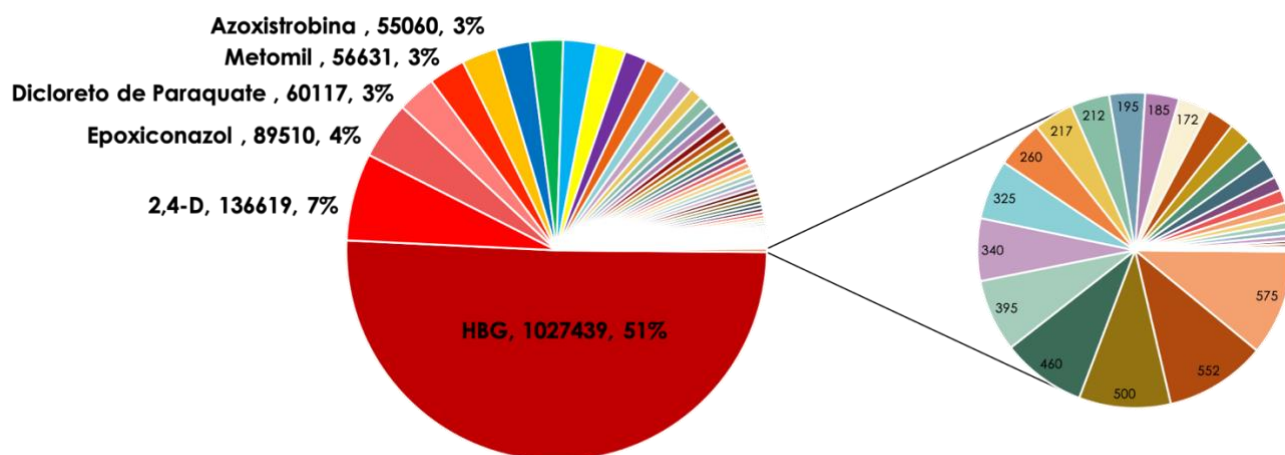
Figura IV.18: Gráfico das estatísticas de venda de compostos agrotóxicos na região de estudo por classes toxicológicas entre janeiro de 2013 a abril 2018



Dentre os principais ingredientes ativos vendidos na região destaca-se o herbicida Glifosato, pois somente ele representa 51% do volume de agrotóxicos vendidos naquele período, totalizando 1.027.439L vendidos, seguido pelos compostos: herbicida 2,4-D, cuja parcela se restringe a 7% e compõe-se de 136.619L vendidos; fungicida Epoxiconazol que contribuiu com 4% das vendas perfazendo 89.510L comercializados; herbicida Dicloreto de Paraquate com 3%, por meio da venda de 60.117L, e pelo inseticida Metomil que também representa 3% das vendas com seus 56.631L vendidos. Esses cinco ingredientes ativos podem ser observados na tabela b em tons de vermelho em relação a todos os outros ingredientes ativos. Uma descrição de todos os ingredientes ativos comercializados na região metropolitana de

Santarém em ordem de volume usado durante período estudado pode ser observada o Anexo C.

Figura IV.19: Gráfico das estatísticas de venda de compostos agrotóxicos na região de estudo por ingrediente ativo no período de janeiro de 2013 a abril de 2018



Assim, dentre os 106 ingredientes ativos vendidos naquela região durante janeiro de 2013 a abril de 2018, apenas 5 deles representam, aproximadamente, 70% do volume de agrotóxicos possivelmente pulverizados na região. Esses compostos podem ser classificados desde extremamente tóxicos quanto aos riscos à saúde humana até muito perigosos no que tange seus impactos ao meio ambiente (Tabela IV.14).

Além disso, quando comparou-se os ingredientes ativos que foram vendidos/usados em ambos blocos de dados, estimativas de uso entre 2013 até 2015 e valores de venda oriundos das lojas revendedoras de agrotóxicos na região para o período de janeiro de 2016 até abril de 2018 as estimativas da ADEPARÁ mostram que entre 2013 e 2015 houve um aumento progressivo das vendas dos quatro ingredientes ativos registrados. Entretanto, quando comparamos esses valores com os de 2016-2018 nota-se que os ingredientes ativos azoxistrobina e epoxiconazol apresentaram menores volumes de vendas do que as estimativas. Comportamento oposto se observa para protioconazol e glifosato que apresentaram um aumento do uso ao longo do tempo (Tabela IV.15).

Tabela IV. 14: Principais princípios ativos vendidos na área de estudo entre o período de janeiro de 2013 a abril de 2018 e suas respectivas classificações quanto à toxicidade e periculosidade ambiental

Classe Toxicológica	Ingrediente Ativo	Classificação Toxicológica	Classificação Ambiental
Herbicida	Glifosato	III	III
Herbicida	2,4-D	II	III
Fungicida	Epoxiconazol	IIII	II
Herbicida	Dicloreto de Paraquate	II	II
Inseticida	Metomil	I	II

Fonte: OMS (2010) e Agrolink Fito (2019b).

Tabela IV. 15: Estimativa do volume de ingredientes ativos usados por tempo conforme disponibilização de dados via ADEPARÁ

Classe Toxicológica	Ingrediente Ativo	2013	2014	2015	2016-2018
		Litro			
Fungicida	Azoxistrobina	11.250	12.000	12.500	19.520
Fungicida	Epoxiconazol	22.500	24.000	25.000	18.010
Fungicida	Protioconazol	-	7.200	7.500	36.950
Herbicida	Glifosato	180.000	192.000	200.000	509.302

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da ADEPARÁ

4.2. ÁREA PLANTADA DA SAFRA DE SOJA EM 2018

Também a partir dos dados secundários obtidos por meio do MPPA junto à ADEPARÁ, estima-se que aproximadamente 80.000ha de área plantada na região se devem ao somatório das áreas de cultivo das culturas de soja, milho e arroz. Mais especificadamente, como pode se ver na Tabela IV.16, somente a safra de soja, excluindo a Safrinha¹⁰, responde por 58.414,17ha de área plantada na região no corrente ano de 2019.

¹⁰ Plantio de cultura realizado entre a colheita da cultura principal e a de sucessão (EMBRAPA, 2005, p.159)

Tabela IV. 16: Dados relativos ao número de propriedades produtoras de soja e área total plantada por esse cultivo na região de estudo baseado nos dados da ADEPARÁ 2019

Município	Nº de Propriedades	Área total de soja de plantada (ha)
Santarém	106	15.530
Mojuí dos Campos	150	24.827,11
Belterra	66	18.057,06
Total	322	58.414,17

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da ADEPARÁ

Uma vez que os dados da área de soja plantada na região de estudo podem ser considerados referentes ao ano de 2018 e que os dados especificadamente referentes ao uso de agrotóxicos na região metropolitana de Santarém apresentam valores para de uso de HBG no ano de 2018 (240.000L), estimou-se o volume de HBG aplicado na área de estudo para o ano de 2018. Para essa estimativa considerou-se que HBG também são aplicados nas culturas de milho e arroz, além da soja, logo foi considerado o valor total da área produzida na região (80.000ha) para fazer esse cálculo. Assim, estimou-se que foram aplicados 3L de HBG por hectare.

4.3. CENSO AGROPECUÁRIO IBGE DE 2017

Da área total da região metropolitana, 29% é ocupada por estabelecimentos agropecuários (elaborado pela autora com base em IBGE, 2019f, g, h). Ainda segundo esta fonte, dos 9.461 estabelecimentos registrados, apenas 89 deles (i.e., menos de 1%), são responsáveis pelo plantio de soja, que, quando comparado com os plantios de milho e arroz, responde pela maior área colhida e quantidade de grão produzido, conforme Tabela IV.17 (IBGE, 2019f,g,h).

Tabela IV. 17: Número de estabelecimentos, área colhida e quantidade produzida pelo plantio de soja, milho e arroz na Região Metropolitana de Santarém

	Soja	Milho	Arroz
Nº de estabelecimentos	89	1555	322
Área colhida (ha)	27.600	12.100	1.300

	Soja	Milho	Arroz
Quantidade produzida (t)	85.980	40.497	3.547

Fonte: Elaborado pela autora com base em IBGE (2019f, g, h).

Obtiveram-se também dados do derradeiro Censo Agropecuário do IBGE em 2017, referentes à área utilizada para lavouras temporárias, que respondem pela produção de culturas em larga escala na região; ao número de estabelecimentos agropecuários; ao número de estabelecimentos que cultivam soja; ao número de estabelecimentos que utilizam agrotóxico e, por fim, à área colhida de soja para o período de referência adotado pelo Censo, intervalo de 1º de outubro de 2016 a 30 de setembro de 2017 (Tabela IV.18). Primeiramente, observa-se que a área plantada com culturas temporárias, como grãos, é mais que sete vezes maior do que a com culturas permanentes. Apesar disso, os dados indicam que apenas 0,9% dos estabelecimentos cultivam soja, e apenas 5% dos estabelecimentos utilizam agrotóxicos.

Tabela IV.18: Parâmetros referentes à dinâmica agrícola do IBGE (2017) no que tange o cultivo de soja e a utilização de agrotóxicos na área de estudo

Município	Área lav. Perm. (ha)	Área lav. Temp. (ha)	Nº de estab.	Nº de estab. soja	Área colhida de soja (ha)	Nº de prop. usa agrotóxico
Santarém	5.916	28.620	7.380	34	10.291	321
Mojuí dos Campos	2.591	19.083	1575	32	129	11.641
Belterra	1.880	11.966	506	23	41	5.661
Total	10.387	59.669	9.461	89	491	27.593

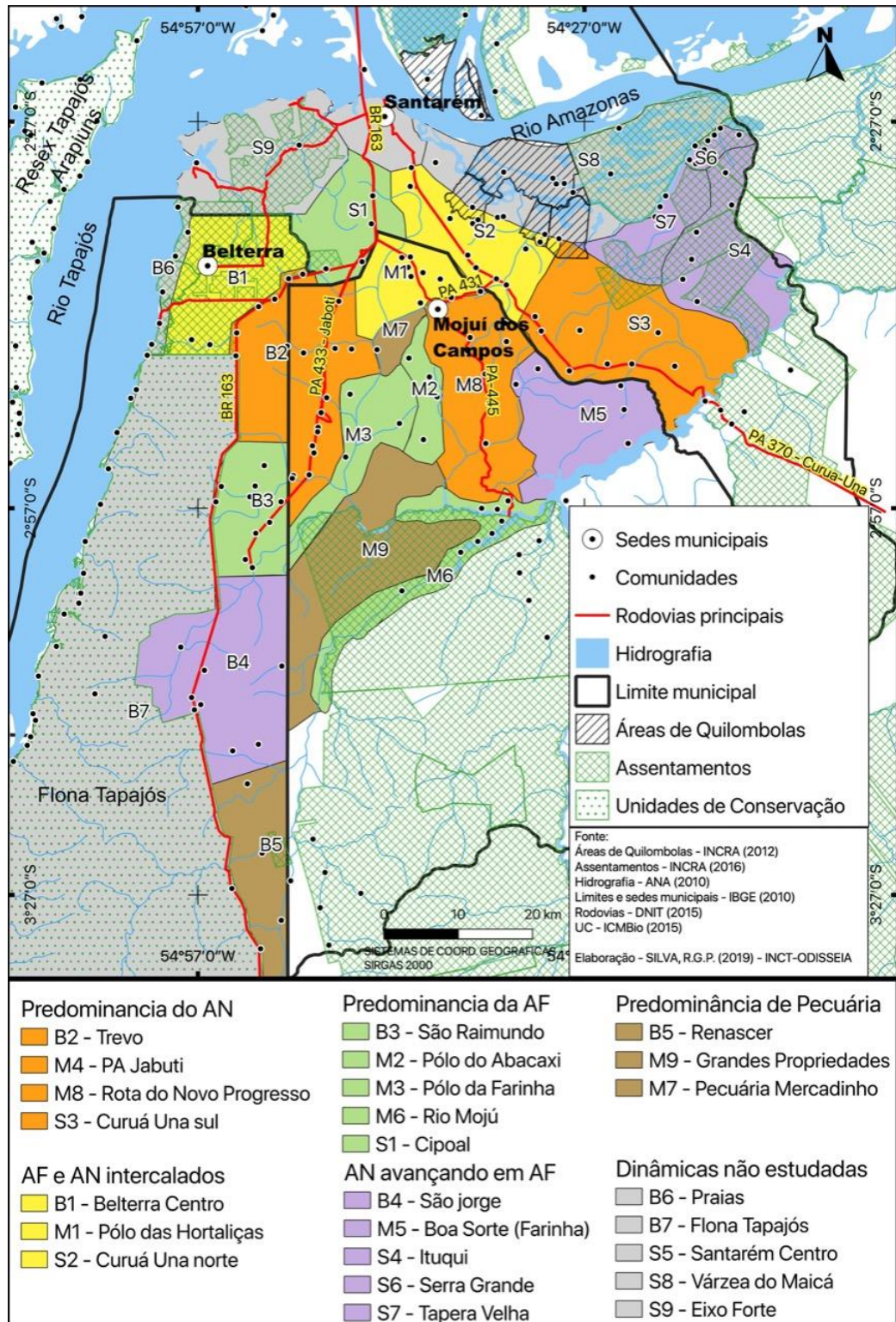
Fonte: Elaborado pela autora com base em IBGE (2019f, g, h). Legenda: Área de lavoura Permanente (ha); Área de lavoura Temporária. (ha); Nº de estabelecimentos agrícolas; Nº de estabelecimentos que cultivam soja; Nº de propriedades utilizam agrotóxico.

4.4. ZONEAMENTO PARTICIPATIVO DA AGRICULTURA FAMILIAR

Como resultado do trabalho de pesquisadores do ODYSSEA e INCT-Odisseia em parceria com lideranças e participantes dos STTRs dos três municípios que compõem a região metropolitana de Santarém chegou-se ao zoneamento apresentado na figura abaixo (Figura IV.20). Quanto à cultura de soja, este sugere

que as zonas S2, B3, M5 e M8 são zonas de monocultura de soja antiga e que S3, B1, B4 são zonas de expansão do cultivo de soja.

Figura IV. 20: Zoneamento Participativo da Agricultura Familiar na região de estudo



Legenda: AN se refere ao AgroNegócio e AF à Agricultura Familiar.

4.5. RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM AMOSTRAS AMBIENTAIS

Dos agrotóxicos analisados, seis foram encontrados em pelo menos uma das matrizes ambientais amostradas (água e/ou sedimento), sendo que na água se observaram resíduos tanto em amostras superficiais quanto em subterrâneas. Dentre os resíduos encontrados, quatro são herbicidas: Alacloro, Atrazina, Glifosato, Metolacloro; um é fungicida: Tebuconazol, e o derradeiro é inseticida: Paration Metílico, cuja monografia foi proibida pela ANVISA em 2016 (ANVISA, 2016b).

A Tabela IV.19 indica que no mínimo um dos ingredientes ativos foi encontrado em cada município que compõe a área metropolitana de estudo (destacados pelas cores vermelha para Santarém, amarela para Mojuí dos Campos e verde para Belterra). Dentre as comunidades amostradas se destaca Palhau-do-Una em Mojuí dos Campos, onde foi encontrada a maior frequência de amostras contaminadas, praticamente todos os agrotóxicos analisados tendo sido identificados. Nessa comunidade, e para as amostras de água superficial, foram encontrados resíduos de Alacloro (0,02µg/L); Atrazina (0,15µg/L); Metalocloro (0,017µg/L) e de Paration Metílico (0,02µg/L). Ainda, a comunidade de Açaizal no domínio municipal de Santarém apresentou concentração de 0,38 µg/L de Paration Metílico em um de seus corpos hídricos. Quanto à contaminação de amostras de água subterrânea, essa foi observada apenas na comunidade de Palhau-do-Una onde foram encontrados nas águas de poço amostradas os herbicidas Alacloro (0,01 e 0,06µg/L) e Atrazina (0,013 e 0,015µg/L).

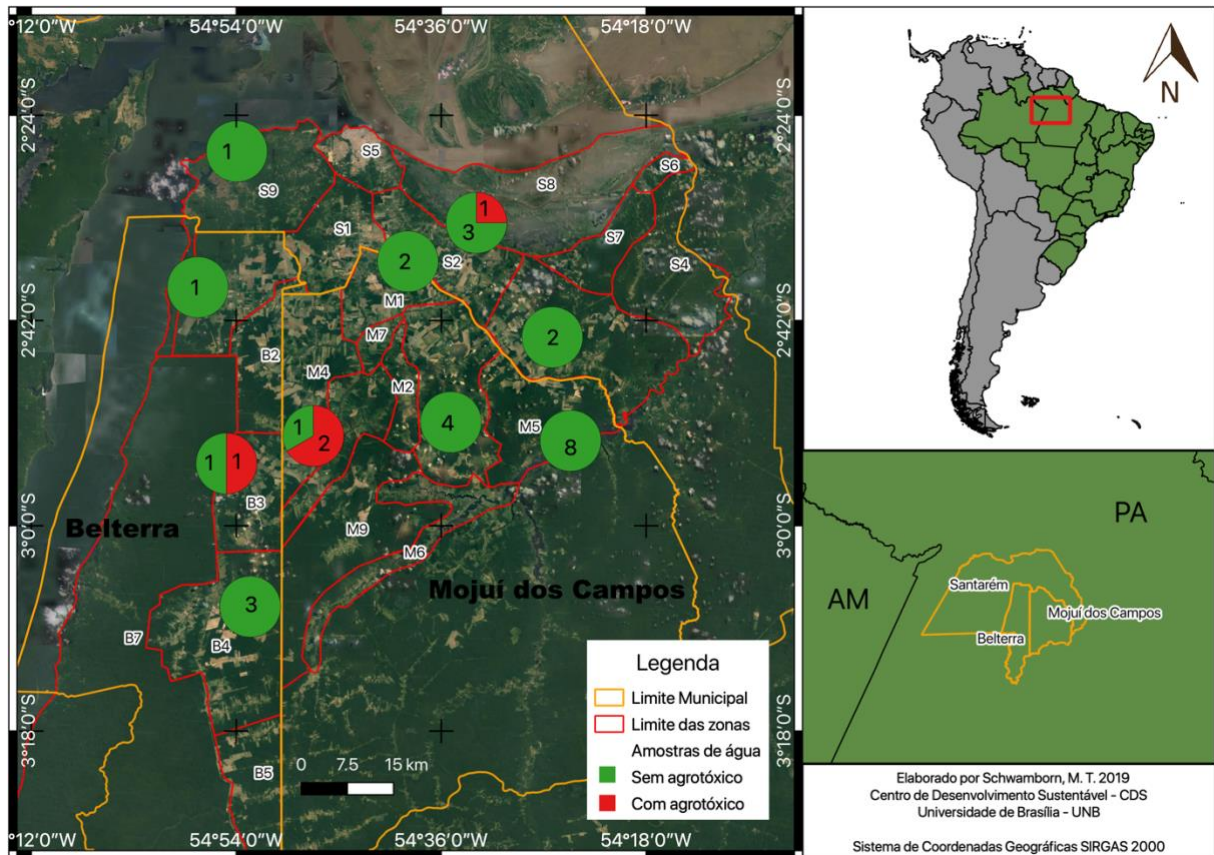
Quando considera-se o parâmetro água de consumo, poder-se-ia assumir que no caso das comunidades rurais amostradas, a água de poço é a própria água de consumo, mas para fins da avaliação de exposição humana ao glifosato que se procurou realizar nesse estudo, e no intuito de facilitar a visualização dos dados na Tabela IV.19, considera-se a água de consumo aquela consumida pelos indivíduos que tiveram suas amostras de urina coletadas para avaliação de exposição. Assim, observou-se a presença de glifosato em apenas uma das 10 amostras de água de consumo analisadas (0,22 µg/L). Ao longo da área de estudo, para os corpos hídricos analisados, observa-se que em Santarém duas comunidades apresentaram resíduos de agrotóxicos, enquanto em Mojuí dos campos foram três e em Belterra duas (Figura IV.21).

Tabela IV. 19: Concentração de resíduos de agrotóxicos encontrados os compartimentos ambientais conforme local de coleta

Município	Zona	Compartimento Ambiental										
		Asup				Asub			Acon		Sed	
		µg/L				µg/L			µg/L		µg/Kg	
		Alacloro	Atrazina	Metalocloro	Paration	Alacloro	Atrazina	Tebuconazol	Glifosato	Alacloro	Atrazina	Paration
	LQ	0,05	0,001	0,001	0,005	0,05	0,001	0,01	0,075	0,05	0,001	0,005
Santarém	S2				0,38					5,8		
										4,8		
Mojuí dos Campos	M3	0,02	0,15	0,017	0,02	0,06	0,015			2,8	1,35	
						0,01	0,013		0,22			
São Jorge	B4							0,06				
										3,8		

Legenda: Asup se refere à água superficial; Asub à água subterrânea; Acon à água de consumo; Sed à sedimento; S2, M3 e M8 à uma zona de monocultura de soja antiga e B4 à uma zona de expansão do cultivo de soja.

Figura IV.21: Distribuição espacial das amostras positivas para resíduos de agrotóxicos em água na área de estudo



Legenda: Os números indicam as amostras tanto de água superficial quanto de água subterrânea.

Dos resíduos de agrotóxicos encontrados dois deles são considerados extremamente tóxicos e um altamente tóxico, enquanto outros três são medianamente tóxicos. Quanto ao grau de periculosidade ambiental a maior parte deles é considerado extremamente ou altamente tóxico (Tabela IV.20). Destaca-se que essa classificação ainda segue a Portaria nº 3 do MS, de 1992, pois até a data de defesa deste trabalho a nova classificação para esses ingredientes ainda não tinha sido divulgada.

Tabela IV. 20: Principais princípios ativos cujo resíduo foi encontrado em corpos hídricos na área de estudo em abril de 2018 e suas respectivas classificações quanto à toxicidade e periculosidade ambiental

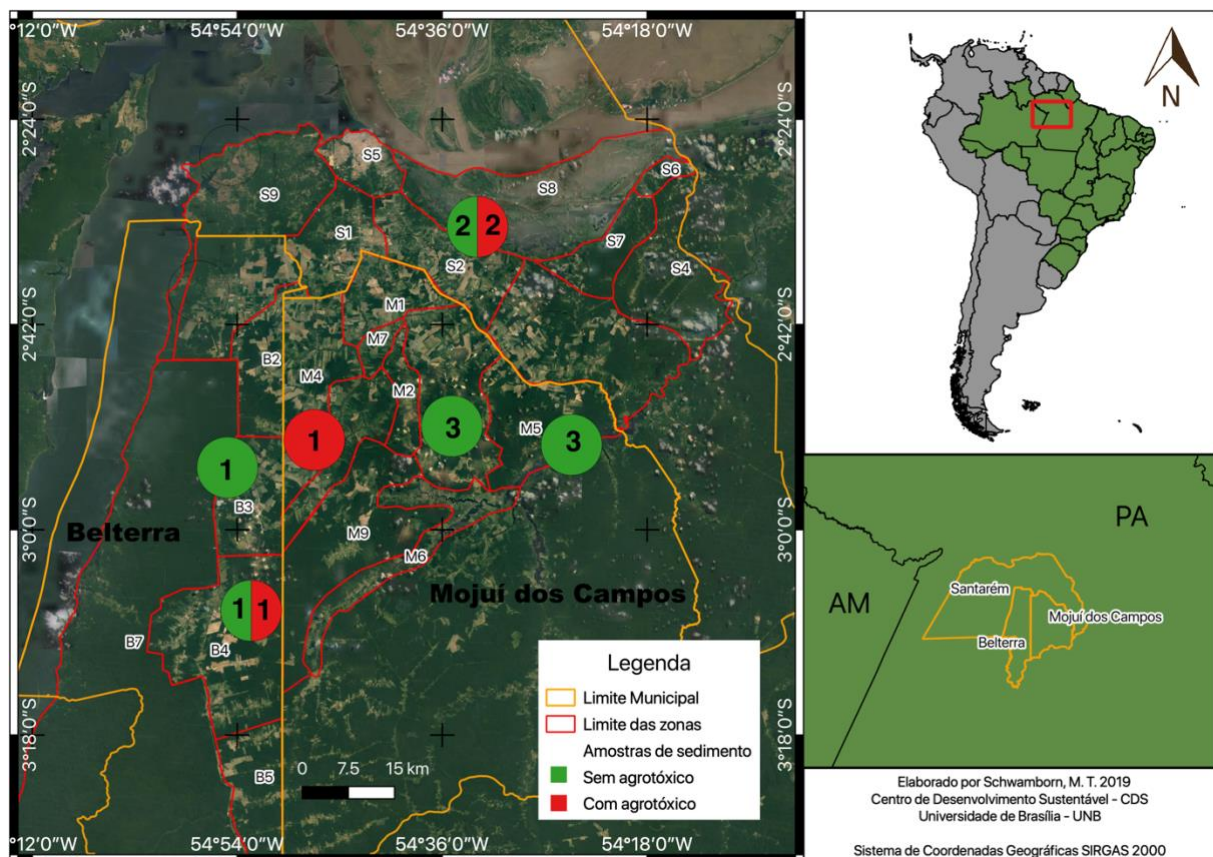
Classe Toxicológica	Ingrediente Ativo	Classificação Toxicológica	Classificação Ambiental
Herbicida	Alacloro	II	II
Herbicida	Atrazina	III	III

Classe Toxicológica	Ingrediente Ativo	Classificação Toxicológica	Classificação Ambiental
Herbicida	Glifosato	III	III
Herbicida	Metolaclo	III	II
Inseticida	Paration Metílico	I	I
Fungicida	Tebuconazol	II	II

Fonte: OMS (2010) e Agrolink Fito (2019b)

Em relação às análises de sedimento, o herbicida Alacloro foi identificado em quatro amostras (5,8 $\mu\text{g/Kg}$; 4,8 $\mu\text{g/Kg}$; 2,8 $\mu\text{g/Kg}$; 3,8 $\mu\text{g/Kg}$), cobrindo pontos amostrais nos três municípios da área de estudo, ao passo que a Atrazina foi encontrada apenas em Mojuí dos Campos (1,35 $\mu\text{g/Kg}$), bem como o Paration Metílico (4,51 $\mu\text{g/Kg}$). Nota-se que nesse compartimento a concentração dos ingredientes ativos é elevada em relação aos valores encontrados em água. A distribuição espacial das amostras contaminadas pode ser observada na Figura IV.22.

Figura IV. 22: Distribuição espacial das amostras positivas para resíduos de agrotóxicos em sedimento na área de estudo



Legenda: Os números indicam as amostras tanto de água superficial quanto de água subterrânea.

4.6. AVALIAÇÃO PRELIMINAR DE EXPOSIÇÃO HUMANA A RESÍDUOS DE HERBICIDA A BASE DE GLIFOSATO

As análises dosimétricas para resíduos de glifosato em urina revelaram que 100% das 27 amostras coletadas apresentaram concentrações não só detectáveis ($\geq 0,05\mu\text{g/L}$) mas também quantificáveis ($\geq 0,075\mu\text{g/L}$). Ademais, destaca-se que 5 amostras (18,5%) apresentaram valores acima do limite superior de quantificação da metodologia analítica adotada ($4\mu\text{g/L}$), os quais para fins das análises estatísticas descritivas foram assumidos sistematicamente como valendo $4\mu\text{g/L}$.

A concentração média de glifosato em urina para o conjunto de amostras analisadas foi de $1,53\pm 1,25\mu\text{g/L}$, com mediana de $1,0\mu\text{g/L}$ e valores indo de um mínimo de $0,31\mu\text{g/L}$ até um valor teoricamente máximo de $4,0\mu\text{g/L}$, este derradeiro constituindo o limite superior de quantificação metodológica. Ao se analisar os dados separadamente para homens ($n=13$, 48%) e mulheres ($n=14$, 52%), observa-se uma leve diferença para concentração média de glifosato entre estes grupos, com os homens apresentando valor médio inferior ($1,36\pm 1,26\mu\text{g/L}$) em relação às mulheres ($1,66\pm 1,27\mu\text{g/L}$), porém tal diferença não se revelou estatisticamente significativa (Mann-Whitney U, $p>0,05$), sugerindo a ocorrência de uma exposição homogênea entre homens e mulheres. Abaixo segue a tabela IV.21 que evidencia esses dados e os apresentam em correspondência com os dados de outros trabalhos.

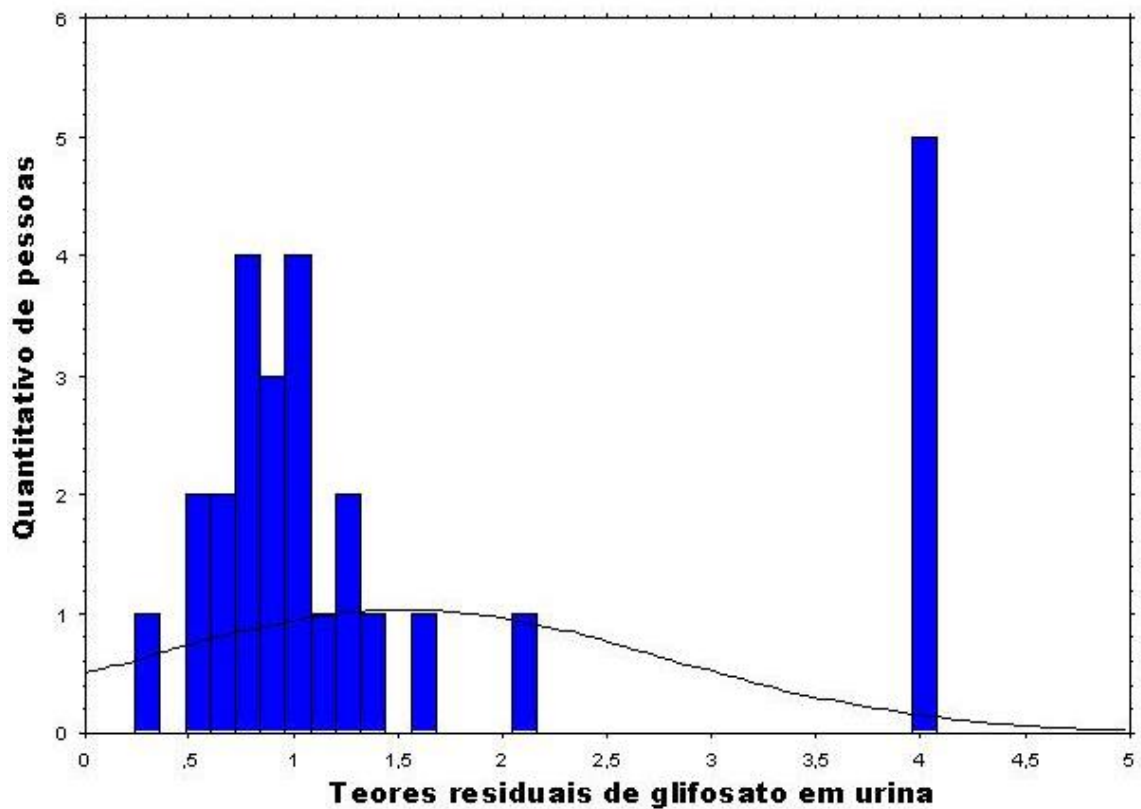
Tabela IV. 21: Estatísticas de concentração de HBG encontrado em urina por esta pesquisa e por outros estudos

Valor	Este trabalho	Belo et al. 2012	Jayasumana et al. 2014	Osten et al. 2016
	$\mu\text{g/L}$			
Máximo	>4	5,05	>80	0,47
Média	$1,53\pm 1,25$	-	56,8	-
Mínimo	0,31	0,38	28,2	0,22

Além disso, ao se estratificar a amostra conforme as comunidades de pertencimento das pessoas que participaram do estudo, confirma-se essa homogeneidade de exposição visto que o teste não-paramétrico para comparação de médias aritméticas mostrou que as leves diferenças observadas também não são

estatisticamente significantes. A Figura IV.23 abaixo ilustra o perfil de distribuição das concentrações urinárias para os resíduos de glifosato identificados neste presente estudo piloto de avaliação da exposição humana a este ingrediente ativo de alto destaque nas estatísticas de vendas de agrotóxicos também documentadas no presente estudo.

Figura IV.23: Histograma da distribuição de frequência dos teores residuais de glifosato em população rural da região metropolitana de Santarém-PA.



CAPÍTULO V – DISCUSSÃO

Dentre os principais achados deste trabalho observa-se não só a ocorrência de um perfil considerável de vendas de diversos compostos agrotóxicos ao longo de cerca dos últimos cinco anos, mas também que este perfil é dominado principalmente pelo grupo dos herbicidas, seguido pelos fungicidas e inseticidas. Esse padrão toxicológico contrasta-se expressivamente com o perfil existente entre os anos de 1997 e 1998, quando o mercado de agrotóxicos no município de Santarém era marcado substancialmente pelas vendas de inseticidas organofosforados, fungicidas e herbicidas (SOUMIS; ROULET; LUCOTTE, 2000). Além disso, para o herbicida glifosato e para o fungicida Protioconazol é observado um aumento do volume de vendas entre 2013 e abril de 2018. Esse incremento do volume de agrotóxicos vendidos é evidenciado quando os dados de vendas de agrotóxicos oriundos da ADEPARÁ são analisados comparativamente ao estudo acima. Constata-se que o volume de agrotóxicos vendidos, e, em tese, pulverizados naquela região há aproximadamente duas décadas, era 1132 vezes menor do que o que provavelmente é utilizado atualmente.

Ainda, cumpre destacar que o padrão de predominância da venda de herbicidas observado naquela escala regional é o mesmo encontrado em escala estadual. Um estudo realizado no estado de Mato Grosso, pertencente a Amazônia Legal, corrobora com esse padrão ao identificar o alto consumo de herbicidas e fungicidas na região (Belo et al. 2012). Esses autores ainda apontam que essas classes toxicológicas são mais frequentemente utilizadas nas culturas de soja, enquanto os inseticidas são utilizados na safrinha de milho, sugerindo uma associação entre a produção de soja e milho naquele Estado e o elevado consumo de agrotóxicos. Além disso, em escala nacional esse perfil quanto a classe toxicológica dos agrotóxicos também se repete conforme o relatório de comercialização de agrotóxicos disponibilizados pelo IBGE para o ano de 2017 (IBGE, 2017).

A consonância desse padrão nas três escalas parece demonstrar que a região de estudo está inserida dentro de um modelo amplamente adotado em nível nacional. Essa leitura procederá e se sustentará pela observação de que, como resultado de um processo nacional de criação de uma logística de produção e escoamento de *commodities* agrícolas pelo estado do Pará para o mercado externo (STEWART, 2007; COSTA, 2012, p.117-118, CARVALHO, et al. 2010), a produção

de soja, cultura que mais utilizou agrotóxicos no Brasil em 2017 (PIGNATI et al., 2017), aumentou quatro vezes em relação ao ano anterior à instalação do porto da Cargill em Santarém, crescendo progressivamente nos anos seguintes (COELHO, 2009, p. 20). A possibilidade desse padrão de uso de agrotóxicos ser o mesmo adotado nacionalmente é corroborada com o fato de que os herbicidas mais vendidos na região estudada, os ingredientes ativos glifosato e 2,4-D, encontram-se, respectivamente, em 1º e 2º lugares no ranking dos 10 ingredientes ativos mais vendidos no Brasil durante o ano de 2017 (IBGE, 2017). Ainda, sugere-se que esse perfil de uso também é observado em escala mundial pois tanto o glifosato quanto o 2,4-D estão dentre os herbicidas mais utilizados no mundo conforme suas categorias de uso (BENBROOK, 2016; PETERSON, 2016).

As estatísticas descritivas de vendas de agrotóxicos apresentadas pelo presente estudo evidenciam uma grande desproporcionalidade do volume de vendas do herbicida glifosato em relação a todos os demais ingredientes ativos de todas as outras classes toxicológicas, e aliás os dados do IBGE (2017) também mostram que esse padrão se repete em todos os estados brasileiros. Com efeito, quando se analisam minuciosamente os dados de venda de agrotóxicos desta pesquisa, verifica-se que todos os cinco ingredientes ativos responsáveis por aproximadamente 70% das vendas de agrotóxicos na região (i.e., Glifosato, 2,4-D, Epoxiconazol, Dicloreto de Paraquate e Metomil) podem ser utilizados nas culturas de soja, milho e arroz (ANVISA, 2019b).

Os dados oriundos da ADEPARÁ indicam que a maior parte da área plantada de grãos corresponde ao cultivo de soja, seguido pelo cultivo de milho e arroz. Os parâmetros descritos conforme o Censo Agropecuário de 2017 mostram que a maior parcela de área plantada na região de estudo se deve ao cultivo de lavouras temporárias, as quais se dão majoritariamente pelo cultivo de grãos (IBGE, 2017). Reforçando a possível relação entre o volume de vendas de agrotóxicos e a área plantada de grãos na região, dados de Pignati et al. (2017) mostram que os ingredientes ativos mais frequentemente utilizados na cultura de soja entre os anos de 2012 e 2016 no Brasil foram, em ordem decrescente de volume de aplicação por hectare, Glifosato, 2,4-D, Metolaclo, Tebutiurom, Trifluralina, Dicloreto de Paraquate, Flutriafol, Carbofurano, entre outros. Já para a cultura de milho, e seguindo a mesma ordem, os ingredientes ativos foram: Atrazina, Glifosato, Clorpirifós, Metomil, Tebutiurom e outros (PIGNATI et al., 2017). Chama a atenção o fato de que dentre

esses agrotóxicos encontram-se quatro dos cinco que representam a maior parcela do volume de agrotóxicos usados na região de estudo.

Para o estudo da área plantada de grãos cabe ressaltar que não se considerou possível a realização de uma comparação direta entre os dados de área plantada de soja para o ano de 2018 oriundos da ADEPARÁ com os dados de área colhida de soja para o ano de 2017 fornecidos pelo IBGE, pois não se tem clareza se essas variáveis indicam o mesmo parâmetro. Porém, se indicarem, apesar da defasagem de um ano entre esses dados, o que se vê é uma discrepância que possivelmente indica uma subestimação dos valores indicados pelas informações fornecidas pelo IBGE devido ao maior grau de confiabilidade dos dados oriundos da ADEPARÁ via MPPA. Nesse sentido destaca-se a importância do Ministério Público como um parceiro para facilitar o melhor desempenho das pesquisas acadêmicas.

No que concerne número de propriedades que plantam soja teve-se a mesma dificuldade. A ADEPARÁ apresenta os dados em forma de número de propriedades, porém o IBGE indica o número de estabelecimentos agrícolas. Por se compreender que um estabelecimento agrícola pode ter mais de uma propriedade, não se realizou uma comparação direta entre essas variáveis. Entretanto, quando nos focamos apenas nos dados fornecidos pelo IBGE, esse último sugere que menos de 1% do número de estabelecimentos agrícolas cultivam soja na região metropolitana de Santarém apesar da produção desta leguminosa ocupar a maior parcela da área plantada de grãos no local. Isso nos indica um provável cenário de concentrações de terras na região.

De acordo com Côrtes e D'Antona (2012) o padrão de concentração de terras acontece também a nível Amazônico, pois com o crescimento do agronegócio e a expansão da fronteira agrícola o cenário que se apresenta é de aumento do desmatamento e da concentração de terras seguido do encolhimento da área de cultivo destinada a agricultura familiar. O zoneamento participativo de agricultura familiar nos mostra exatamente isso, um panorama onde as áreas de agricultura em larga escala estão se expandindo em detrimento de áreas de cultivo de culturas tradicionais locais como mandioca e abacaxi.

Ademais, segundo Chaves (2016, p.12), o modelo de produção agrícola inserido no mercado de *commodities*, o qual vem sendo observado inclusive na Amazônia em um contexto de expansão de fronteira agrícola, é intimamente relacionado com a ampla abrangência do uso de agrotóxicos. Tendo em vista esse

cenário, uma vez que a área plantada de soja responde pela maior porção das terras ocupadas pela agricultura na região de estudo, é provável que os volumes de agrotóxicos utilizados na região metropolitana de Santarém estejam se dando em função da produção de *commodities* agrícolas através do cultivo mecanizado de monoculturas, como preconiza o pacote tecnológico oriundo da Revolução Verde. Importa observar que a área plantada na área de estudo parece ser distribuída entre poucos, entretanto grandes produtores, pois pelo menos 70% dos agrotóxicos vendidos se deram através de transações de um baixo número de compras que representam grandes volumes. Cabe ressaltar que esses mesmos agrotóxicos podem ser utilizados nas principais culturas de grãos produzidos na região as quais são relacionadas com o mercado de *commodities*.

Outra informação importante obtida por esse estudo foi que para o ano de 2018 estima-se uma aplicação de 3L de HBG por ha para a região de estudo. De acordo com Pignati et al. (2017) no Brasil foi calculado que se aplicou de cerca de 5,5L/ha desses agrotóxicos para o ano de 2015. Entretanto, de acordo com a Gazziero (2007), para o produto comercial *Roundup Ready*, o mais vendido na região metropolitana de Santarém entre 2013 até 2018, uma aplicação adequada em doses sequenciais varia de 2,0 L/ha na primeira aplicação para 1,5 L/ha na segunda. Assim sendo, parece que os valores obtidos para o ano de 2018 está dentro do que se esperaria, uma vez que a aplicação desse herbicida não se deu apenas a cultura de soja, mas na de milho e arroz também.

Apesar de aparentemente o volume de HBG aplicados na região estarem dentro do que se mostra adequado, além dos impactos causados pela redução da área disponível para a agricultura familiar a região de estudo também estaria sujeita aos impactos ambientais associados a esse modelo de agricultura. De fato, e conforme Malhi et al. (2008), a conversão de terras para a produção de soja na região amazônica foi a segunda maior causa de desmatamento deste bioma naquele ano. Além disso, o uso de agrotóxicos no ambiente pode causar impactos em cadeia diminuindo a abundância de espécies de nível trófico primário e acarretando o declínio de comunidades importantes para a manutenção da saúde ecossistêmica (ISENRING, 2010).

Nesse contexto, a nossa avaliação da contaminação hídrica por resíduos de agrotóxicos traz novos dados que sugerem que todos os três municípios daquela região metropolitana podem apresentar corpos d'água contaminados por algum tipo

de resíduos de agrotóxico. Os resultados encontrados mostram também que ao total foram identificados resíduos de seis diferentes ingredientes ativos nas amostras de água, essas substâncias pertencendo aos seguintes grupos químicos: triazina (atrazina); cloroacetanilida (alacoloro, metolacoloro), organofosforado (glifosato, paration metílico) e triazol (tebuconazol). Segundo dados de Neto e Sarcinelli (2009), observa-se que algumas dessas substâncias são encontradas em diversos estados do Brasil.

Um olhar mais específico mostra que, à exceção do grupo químico triazol, os outros grupos de agrotóxicos também foram encontrados em 2017 nos mesmos corpos hídricos da nossa região de estudo (MORGADO, 2019). Essa autora observou concentrações de 0,064 e 1,410 $\mu\text{g/L}$ para o composto atrazina, 0,017 $\mu\text{g/L}$ para metolacoloro e um valor mínimo de 1,6 e máximo de 9,7 $\mu\text{g/L}$ para glifosato. Comparativamente, o presente trabalho encontrou menores concentrações para todos esses parâmetros.

Além disso, ressalta-se que quanto à determinação da concentração de resíduos de glifosato em água, o método adotado por Morgado (2019) foi muito mais sensível, apresentando um LQ de 0,02 $\mu\text{g/L}$ enquanto para as análises de água superficial da presente pesquisa o LQ foi de 50 $\mu\text{g/L}$ (MARQUES et al. 2009). Ainda, destaca-se que o único valor de glifosato encontrado pelas análises de nosso estudo se deu para uma das amostras que aqui denominou-se como água de consumo, a qual foi analisada por um terceiro método cujo LQ é igual a 0,075 $\mu\text{g/L}$ (ABRAXIS, 2017).

Apesar do herbicida glifosato não ter sido encontrado nesta pesquisa com a mesma frequência apresentada no estudo de Morgado (2019), isso não significa que resíduos desse ingrediente ativo não estejam presentes naqueles ambientes aquáticos, afinal, em 39% das amostras analisadas por aquela autora se observaram concentrações maiores que o LQ de 0,2 $\mu\text{g/L}$ ($n=28$). Ademais, de acordo com Neto e Sarcinelli (2009) o glifosato é solúvel em água, não persistente no ambiente, apesar de poder ser facilmente adsorvido pelo solo. Segundo Mamy, Barriuso e Gabrielle (2016), esse herbicida é decomposto em material vegetal morto e no solo por vários microrganismos. O AMPA, por sua vez, é resultado da degradação do glifosato, podendo ser amplamente encontrado no ambiente, principalmente na água (GRANDCOIN; PIEL; BAURÈS, 2017). Por fim, outro estudo realizado naquela região

avaliou as concentrações de glifosato e do AMPA, sugerindo que apesar de não terem sido encontrados resíduos de glifosato em água superficial, a presença de AMPA em alguns corpos hídricos do local de estudo poderia indicar que o glifosato esteve presente em algum momento recente naquele compartimento ambiental (PIRES, 2015).

Ainda quanto às análises em água, verifica-se que todos os parâmetros analisados se mantêm dentro dos limites estabelecidos pela legislação pertinente (BRASIL, 2011). Entretanto, quando se considera a Legislação brasileira dada pela Portaria nº 2.914/2011 do MS em comparação com a de outros países o que se percebe é que a brasileira é mais permissiva quanto ao número de compostos autorizados para uso no Brasil do que em relação aos limites de concentração em água considerados seguros. Os limites definidos para o padrão de potabilidade de substâncias químicas que representam risco à saúde de países como Austrália, EUA, Nova Zelândia e Canadá, em alguns casos, é maior do que os limites brasileiros. Entretanto, quando se compara com os limites europeus os valores definidos pela legislação brasileira são mais altos. Além disso, alterações recentes na nomenclatura utilizada para se referir ao grau de toxicidade e periculosidade dos agrotóxicos também são consideradas permissiva (BASSANI et al. 2018).

Ademais, apesar da legislação brasileira em alguns aspectos aparentar uma certa razoabilidade quanto aos limites definidos para a presença de resíduos de agrotóxicos em águas, o que tem se visto é um aumento dos municípios contaminados por resíduos de agrotóxicos no Brasil ao longo do tempo conforme se dá o aumento do monitoramento, e, em alguns casos, esses valores encontrados ultrapassam os limites estabelecidos pela lei. Com o estabelecimento da Portaria nº 2.914/2011, a qual determina que compete ao responsável pelo sistema ou solução alternativa coletiva de abastecimento de água para consumo humano monitorar a qualidade da água no ponto de captação quanto à presença de resíduos de agrotóxicos entre outros fatores, tem se dado um aumento dos municípios monitorados ao longo dos anos, entretanto em alguns lugares, como a região Norte e Nordeste, ainda há uma grave defasagem no sistema de monitoramento e/ou na etapa de divulgação dos resultados. O Estado do Pará, por exemplo, só apresentou um município que divulgou o resultado do monitoramento no SISAGUA. Assim, não se sabe se está de fato acontecendo o monitoramento ou se ele está não está sendo divulgado.

Quanto à contaminação ambiental dos sedimentos por resíduos de agrotóxicos, nossos dados sugerem uma possível distribuição do herbicida alacloro em corpos hídricos dos três municípios da área de estudo. Não se encontraram dados de estudos anteriores reportando a presença de resíduos de alacloro em sedimentos no interior da Amazônia, e, ademais, de acordo com a Resolução CONAMA nº 454/2012 (CONAMA, 2012) sequer haveria limites regulatórios para a presença dessa substância nesse compartimento.

Apesar dos dados ambientais de resíduos de agrotóxicos apresentarem valores que se enquadram dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente quanto à potabilidade da água (BRASIL, 2011), e considerando-se as discussões e questionamentos críticos relativos aos limites regulatórios desses resíduos (PASSOS et al., 2016; MORGADO, 2019), nossos dados sugerem um certo grau de risco de exposição humana a resíduos do herbicida glifosato, tal qual evidenciado preliminarmente na componente humana de nosso estudo. De fato, ainda que de maneira bastante descritiva e exploratória, a avaliação piloto de exposição humana aqui apresentada se mostra reveladora de um cenário de riscos ambientais à saúde humana digno de estudos mais aprofundados (BELO et al., 2012; PIRES, 2015; MS, 2016).

Dos agrotóxicos encontrados nas amostras ambientais, sabe-se que alguns deles podem causar danos ao meio ambiente através de impactos à saúde de organismos aquáticos e terrestres por eliminação de indivíduos, afetado populações e por sua vez, reduzido a biodiversidade e comprometendo o desempenho de funções ecossistêmicas indispensáveis à vida (PETERSEN et al. 2016; CHAMBERS et al. 2014; CALDAS, 2019). Além disso, alguns desses compostos podem causar diversos danos à saúde humana como distúrbios do sistema endócrino (JERVAIS, et al. 2008; CHAMBERS et al. 2014;), uma possível ação carcinogênica (JERVAIS, et al. 2008), impactos no funcionamento dos pulmões e contribuição para a ocorrência de doença de Parkinson (TSAI, 2013), além de efeitos cardiovasculares (AKTAR, 2009)

A despeito da importância dos HBG na produção agrícola brasileira, e, conforme revelado por nosso estudo, também na região oeste do Pará, verifica-se uma profunda escassez de estudos epidemiológicos que documentem exposições ambientais a este controverso contaminante em populações rurais que vivem em situação de risco. Em termos de Amazônia Legal, somente uma publicação acadêmica contém dados de exposição humana a resíduos deste herbicida, tanto em população

urbana quanto em residentes e trabalhadores rurais (BELO et al., 2012). Esses autores observaram a presença de glifosato em 88% das amostras de urina analisadas (n total=79 pessoas), nas quais as concentrações de glifosato variaram de 0,21 a 3,35 μ g/L para os residentes amostrados na área urbana e de 0,38 a 5,05 μ g/L para os moradores da zona rural do município de Lucas do Rio Verde, no estado de Mato Grosso (BELO et al. 2012).

No panorama internacional, também são relativamente poucos os dados de exposição ambiental ao glifosato em populações humanas. No Sri Lanka, por exemplo, estudos recentes têm buscado não só avaliar a exposição de populações rurais a estes herbicidas, mas também investigado sua possível contribuição como um dos potenciais agentes etiológicos de uma epidemia de nefropatia agrícola vivida naquele país, com níveis de exposição em pacientes dessa doença renal podendo ir de 28,2 μ g de glifosato por litro de urina até valores superiores a 80 (JAYASUMANA et al., 2015).

Já no estudo de Osten e Dzul-Caamal (2017), onde resíduos de glifosato foram determinados em amostras de água subterrânea, em água potável engarrafada e em amostras de urina de agricultores residentes em comunidades rurais do México, bem como de indivíduos vivendo em zona urbana daquele país, das 81 amostras de urina analisadas o valor de concentração média mais alto para glifosato foi de 0,47 μ g/L na zona rural e a concentração média mais baixa foi de 0,22 μ g/L na região urbana. Ainda, esses autores encontraram glifosato em todas as amostras de água subterrânea, com valores variando entre 1,41 μ g/L para a região agrícola e 0,44 μ g/L para a zona urbana.

A partir desse cenário, observa-se que nossos achados apresentam valores de concentração de glifosato na urina muito menores do que os observados em indivíduos portadores de nefropatia de etiologia desconhecida no Sri Lanka. Entretanto, quando se considera a concentração média para glifosato em moradores da zona rural de comunidades no México, a população estudada em nossa pesquisa demonstra apresentar maiores valores de concentração desse agrotóxico na urina. Além disso, dentro de uma perspectiva regional, quando se constata que cinco valores de concentração obtidos por nosso trabalho apresentaram LQ maior do que quatro (>4 μ g/L), pode-se sugerir que nossos resultados estão alinhados com o que se observou até então quanto a esse parâmetro na Amazônia Legal a partir dos achados de Belo et al. (2012).

Ainda, no que concerne os resultados obtidos pelos estudos disponíveis na literatura científica, percebe-se alguma evidência da população de zonas rurais estarem mais expostas ambientalmente aos resíduos de glifosato do que indivíduos que vivem em zonas urbanas. Além disso, a exposição por múltiplos agrotóxicos agrava o quadro de susceptibilidade dessas populações a exposição (DEFARGE, VENDÔMOIS e SÉRALINIA, 2018). Apesar de não se poder afirmar que os valores de concentrações de glifosato encontrados na urina de nossa população de estudo estejam sendo causados por exposição de via oral ao se consumir a água de seus poços, também não temos dados suficientes para refutar essa hipótese, cabendo assim a estudos futuros esclarecerem essa questão. Além disso, também não se sabe até que ponto essa exposição pode estar se dando por outras vias tais como dérmica e/ou respiratória.

Assim, a partir dos nossos achados evidencia-se em caráter exploratório que comunidades rurais da região metropolitana de Santarém estão expostas a resíduos de herbicidas à base de glifosato, e diferentemente do que se sugere em Belo et al. (2016), tal fato provavelmente não se daria em função da manipulação desses herbicidas durante o processo de produção da soja, mas sim devido ao processo de deriva desses compostos para essas pequenas comunidades durante o processo de pulverização nas grandes lavouras pelos tratores dispersores. Acrescenta-se ainda que, segundo Pignati (2007), há uma correlação positiva entre o aumento dos hectares plantados de culturas temporárias e as quantidades de intoxicações por agrotóxicos, o que, considerando-se as projeções de aumento da produção de soja de 51,3% para o estado do Pará ao longo dos próximos dez anos (MAPA, 2019a), torna-se bastante preocupante o aumento dos cenários de risco de exposição e de efeitos danosos à saúde aos quais estas pequenas comunidades agrícolas podem estar sujeitas.

Numa perspectiva de análise dos desafios da sustentabilidade, e considerando-se que a saúde humana desempenha um papel central na busca de padrões sustentáveis de desenvolvimento, pondera-se que é possível que a região não esteja se desenvolvendo sustentavelmente uma vez que há riscos de exposição ambiental tóxica com potencial de gerar importantes impactos negativos a saúde pública em geral na região. Esse pensamento é corroborado por Garrett e Rausch (2016) quando afirmam que a produção de soja se torna menos sustentável quando

expõe as pessoas a novos riscos à saúde, aumenta a desigualdade de renda, marginaliza e/ou exclui pequenos agricultores e reduz a biodiversidade.

Além do que se relaciona à saúde, os dados de vendas de agrotóxicos permitem com que se especule que a região de estudo também não esteja se desenvolvendo sustentavelmente no que tange o possível modelo agrícola adotado. Ainda segundo Garrett e Rausch (2016), os municípios 'dominados por soja' apresentam níveis mais altos de desigualdade de renda sendo que outro autor afirma que na Amazônia e nas zonas de produção central e oriental do Cerrado, as fazendas de soja tendem a ser muito maiores do que as do sul do país e empregam apenas uma pequena proporção da população rural (FEARNSIDE, 2001).

Quando se embasa nos ODS para fazer uma avaliação do cumprimento desses objetivos, se observa que a expansão do cultivo de soja em direção a região metropolitana de Santarém da maneira com que ela tem se dado os últimos anos não está de acordo com dos ODS. A começar pelo Objetivo 1. "Erradicação da Pobreza", vê-se que a vulnerabilização das condições dos produtores familiares manterem suas terras frente à expansão da fronteira agrícola está contrária ao que preconiza esse documento: garantir que todos os homens e mulheres, particularmente os pobres e vulneráveis, tenham direitos iguais aos recursos econômicos, bem como o acesso a serviços básicos, propriedade e controle sobre a terra e outras formas de propriedade, herança, recursos naturais, novas tecnologias apropriadas e serviços financeiros, incluindo microfinanças (ONU-BR, 2015).

O agronegócio também tem ameaçado a realização do Objetivo 2. "Acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável". De acordo com esse objetivo deve ser dobrada até 2030 a produtividade agrícola e a renda dos pequenos produtores de alimentos, particularmente das mulheres, povos indígenas, agricultores familiares, pastores e pescadores, inclusive por meio de acesso seguro e igual à terra, outros recursos produtivos e insumos, conhecimento, serviços financeiros, mercados e oportunidades de agregação de valor e de emprego não agrícola; e deve ser garantido até 2030 sistemas sustentáveis de produção de alimentos e implementar práticas agrícolas resilientes, que aumentem a produtividade e a produção, que ajudem a manter os ecossistemas, que fortaleçam a capacidade de adaptação às mudanças climáticas, às condições meteorológicas extremas, secas, inundações e outros desastres, e que melhorem progressivamente a qualidade da terra e do solo. O que se observa com a

realização desse estudo é que a região metropolitana de Santarém, seguindo padrões regionais e nacionais, está se desenvolvendo diferentemente do que preconiza esse Objetivo (FERREIRA, 2012; ONU-BR, 2015).

No que tange os aspectos relacionados com a saúde dados pelas observações de exposição humana à HBG possivelmente relacionamos com a expansão da fronteira agrícola vê-se que Objetivo 3. “Assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todos, em todas as idades” está longe de ser atingido. Pelo que foi observado a partir dos dados do SISAGUA e dos dados levantados por esse trabalho pouco está se fazendo para reduzir substancialmente o número de mortes e doenças por produtos químicos perigosos, contaminação e poluição do ar e água do solo, pois na região de estudo o monitoramento das matrizes ambientais quanto à presença de resíduos de agrotóxicos ainda é incipiente, bem como os registros de intoxicação por essas substâncias, além dos dados encontrados por essa pesquisa apresentarem o exposição humana à agrotóxico (OPAS; OMS, 1996; SANTANA; MOURA; FERREIRA, 2013; ONU-BR, 2015; ARANHA; ROCHA, 2019).

Quanto ao Objetivo 6. “Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos”, também se observa o seu não cumprimento quanto à melhora da qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e reutilização segura globalmente. O que se vê é um potencial de aumento da contaminação dos recursos hídricos na região metropolitana de Santarém com o aumento da expansão da soja na região projetada para os próximos 10 anos (ONU-BR, 2015; MAPA, 2019a).

Outro objetivo que dialoga com esse estudo é o Objetivo 8. “Promover o crescimento econômico sustentado, inclusivo e sustentável, emprego pleno e produtivo e trabalho decente para todos”. Conforme esse objetivo se deve melhorar progressivamente, até 2030, a eficiência dos recursos globais no consumo e na produção, e empenhar-se para dissociar o crescimento econômico da degradação ambiental, de acordo com o Plano Decenal de Programas sobre Produção e Consumo Sustentáveis, com os países desenvolvidos assumindo a liderança. Observou-se na região de estudo que o crescimento econômico, movido pelo mercado de commodities, possivelmente está causando degradação ambiental em algum nível. Mais estudos precisam ser feitos para poder se avaliar os efeitos ecotoxicológicos dos

agrotóxicos na fauna e na biota da região metropolitana de Santarém (ONU-BR, 2015; MORGADO, 2019).

O Objetivo 12. “Assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis” é um dos que se encontra em piores condições de ser alcançado. Conforme esse é estabelecida a meta de até 2020, alcançar o manejo ambientalmente saudável dos produtos químicos e todos os resíduos, ao longo de todo o ciclo de vida destes, de acordo com os marcos internacionais acordados, e reduzir significativamente a liberação destes para o ar, água e solo, para minimizar seus impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente. O presente estudo mostra que a região metropolitana de Santarém não está se desenvolvendo em direção ao cumprimento desse objetivo (ONU-BR, 2015).

Por fim, o Objetivo 15. “Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade” é mais um dos que os leva a crer que a região de estudo desta pesquisa não está se desenvolvendo de maneira sustentável. A meta deste objetivo é que até 2020 seja assegurada a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e seus serviços, em especial florestas, zonas úmidas, montanhas e terras áridas, em conformidade com as obrigações decorrentes dos acordos internacionais. Entretanto, o que se percebe novamente é o oposto (ONU-BR, 2015).

Assim, a partir dessa comparação entre o que se almeja e o que foi observado por essa pesquisa evidencia-se que a região metropolitana de Santarém tem muito trabalho pela frente para com que se desenvolva sustentavelmente. Considerando-se que, para quantificar os impactos ambientais e à saúde humana decorrentes do uso de agrotóxicos é essencial saber quanto desses compostos estão sendo aplicados em uma dada região (BENBROOK, 2016), e que é imprescindível que se tenha conhecimento das medidas de exposição humana aos agrotóxicos, bem como das populações expostas a esses (KLASSEN, 2008), em um contexto de avaliação e gerenciamento de riscos esse trabalho fornece pistas que indicam a necessidade da implementação de um programa de monitoramento na região e contribui, em alguma medida, para enfatizar a necessidade da adoção de um modelo de desenvolvimento que se oriente na direção de uma sustentabilidade das relações sociais, econômica e ambientais locais para a presente e futura geração.

CAPÍTULO VI – CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Após cerca de duas décadas da chegada de novas práticas agrícolas na região metropolitana de Santarém com ênfase em amplas monoculturas para produção de grãos destinados à exportação, este estudo vem somar-se a um conjunto de esforços de pesquisa acadêmico-científica naquela região, os quais visam compreender a variada gama de elementos e fatores de ordem ambiental, econômica, social e de saúde atinentes ao processo de desenvolvimento local e regional com base nesse novo modelo.

Assim, no contexto de tais esforços, esta presente pesquisa de mestrado traz uma importante contribuição no sentido de desvelar o significativo volume de compostos agrotóxicos das mais variadas formulações comerciais, e contendo os mais diversos ingredientes ativos, que têm sido regularmente vendidos na região e que razoavelmente pareceriam constituir a fonte primária de resíduos dessas substâncias que têm sido mensuradas em diferentes compartimentos ambientais ao longo desses derradeiros anos.

Considerando-se o cenário de conflitos sociopolíticos e ambientais que vige naquela região como reflexo da chegada e expansão desse novo modelo de desenvolvimento, e dadas as enormes dificuldades em se conhecer as exatas e reais práticas de aplicação por parte dos sojicultores enquanto realizam-se estudos de avaliação dos impactos ambientais de tais práticas, as pistas de compreensão dessas primeiras fontes de agrotóxicos por meio do conhecimento das estatísticas de vendas desses compostos como um *proxy* do que realmente se pratica nas lavouras, se revela como uma valiosa ferramenta metodológica para se avançar na compreensão dessas complexas dinâmicas.

Como consequência da ampla circulação desses compostos tóxicos na região, nos pareceria razoável imaginar que a ocorrência de processos de contaminação de recursos hídricos nessas comunidades rurais por resíduos dessas substâncias tenderia não só a continuar seu curso, mas até mesmo a aumentar a gravidade e seriedade do grau de comprometimento dos ambientes aquáticos regionais bem como das condições de saúde humana das comunidades expostas a esses compostos. Por conseguinte, inquietações que gerem ações estratégicas que permitam acompanhar e monitorar de perto possíveis desdobramentos ainda mais negativos ao longo dos próximos anos deveriam figurar como elementos centrais na agenda de desenvolvimento dos atores institucionais locais e regionais.

Estudos que confirmem o padrão de exposição em larga escala considerando uma população mais ampla, bem como a avaliação das potenciais vias de exposição aos agrotóxicos podem contribuir para o processo de melhor caracterização do real risco ao qual essas populações estão expostas, e assim favorecer os processos de gestão de saúde pública e ambiental na região. Estudos epidemiológicos avaliando os padrões de doenças apresentadas na população local antes e depois da implementação do Porto da Cargill também podem fornecer pistas a respeito dos riscos à saúde causados pela expansão do agronegócio no Oeste do Pará. Seria interessante também verificar se há uma diferença dos padrões de exposição humana conforme o gênero. Além disso, estudos que avaliem os efeitos ecotoxicológicos dos agrotóxicos na fauna e na flora, bem como seus consequentes impactos na saúde dos ecossistemas e desempenho de suas funções necessárias à vida humana são indispensáveis para uma melhor compreensão da abrangência dos impactos ambientais à saúde humana.

REFERÊNCIAS

- ABRAXIS, Glyphosate ELISA Microtiter Plate: Enzyme-Linked Immunosorbent Assay for the Determination of Glyphosate in Water Samples. 2017 Disponível em <<http://www.biosense.com/pdfs/Glyphosate.pdf>>. Acessado 29 de setembro de 2019.
- Adams, W.M. The Future of Sustainability: Re-thinking Environment and Development in the Twenty-first Century. IUCN. Disponível em: <http://cmsdata.iucn.org/downloads/iucn_future_of_sustainability.pdf>. Acessado em 28 de outubro de 2019.
- AGROANALYSIS. O defensivo agrícola. **Agronalysis**, Rio de Janeiro, v. 4, n.10, p 7-30, 1980.
- AGROFIT. Base de Dados de Produtos Agrotóxicos e Fitossanitários. Brasília: Secretaria de Defesa Agropecuária/**Ministério da Agricultura e Abastecimento**, 1998.
- AGROLINKFITO, 2019. Bula 2,4-D 806 RN. Disponível em <https://www.agrolink.com.br/agrolinkfito/produto/2-4-d-806-rn_10050.html>. Acessado em 22 de novembro de 2019. 2019a.
- AGROLINKFITO. 2019. Disponível em <<https://www.agrolink.com.br/agrolinkfito/busca-direta-produto>>. Acessado em 7 de outubro de 2019b.
- AGUIAR, C. P. O; PELEJA, J. R. P.; SOUSA, K. N. S. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. **Revista Árvore**, v.38, n.6, p.983-992, 2014.
- AKTAR, M. W.; SENGUPTA, D.; CHOWDHURY, A. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. **Toxicology**, v. 2, n. 1, p. 1-12, 2009.
- ALMEIDA, C. et al. TerraClass: classificação dos padrões de uso e cobertura da terra da Amazônia Legal. **Cenários para a Amazônia: clima, biodiversidade e uso da terra**, p. 137-147, 2014.
- ALMEIDA, V. E. S. et al. Use of genetically modified crops and pesticides in Brazil: growing hazards. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 22, n. 10, p. 3333–3339, 2017.
- ALVES FILHO, J. P. Receituário agrônomo: a CONSTRUÇÃO de um instrumento de apoio à gestão dos agrotóxicos e suas controvérsias. **Dissertação de mestrado**, Universidade de São Paulo. p 235, 2000.
- ALVES FILHO, J. P. Uso de agrotóxicos no Brasil: controle social e interesses corporativos. **São Paulo: Annablume; Fapesp**, p. 188, 2002.
- ANVISA. Seminário volta a discutir mercado de agrotóxicos em 2012. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/resultado-de-busca?p_p_id=101&p_p_lifecycle=0&p_p_state=maximized&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1&p_p_col_count=1&_101_struts_action=%2Fasset_publisher%2Fview_content&_101_assetEntryId=2665456&_101_type=content&_101_groupId=219201&_101_urlTitle=seminario-volta-a-discutir-mercado-de-agrotoxicos-em-2012&inheritRedirect=true> Acessado em 15 de agosto de 2015.
- ANVISA. Plano de reestruturação e perspectivas da área de agrotóxicos. **ANVISA**, p. 27,

2016b.

ANVISA. Monografia Excluída. Disponível em <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/0/P03+%E2%80%93+Parationa-met%C3%ADlica+-+CANCELADA+31.12.2017.pdf/9a439eee-b2e7-4a3a-b3f7-918eb8cda57a>>. Acessado em 26 de setembro de 2019. 2016b

ANVISA. Novo Marco Regulatório para a Avaliação Toxicológica de Agrotóxicos. <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/219201/4340788/Apresenta%C3%A7%C3%A3o+agr+ot%C3%B3xicos+Dicol/3e2ee4c0-0179-485b-a30b-27d9eaff696b>> Acessado em 22 de agosto de 2019a.

ANVISA. Monografias autorizadas. 2019 Disponível em <<http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>>. Acessado Em 29 de setembro de 2019b.

ARANHA, A; ROCHA, L. “Coquetel” com 27 agrotóxicos foi achado na água de 1 em cada 4 municípios. 2019. Disponível em <<https://reporterbrasil.org.br/2019/04/coquetel-com-27-agrotoxicos-foi-achado-na-agua-de-1-em-cada-4-municipios/>>. Acessado em 27 de setembro de 2019.

ARANHA, R. C. Potencial de toxicidade dos herbicidas glifosato e imazetapir em *Colossoma macropomum* (piscas). **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, p. 67, 2011.

ATWOOD, D.; PAISLEY-JONES, C. Pesticide Industry Sales and Usage. 2008 and 2012 Market Estimates. **Washington DC: USEPA**, p. 9, 2017.

AWOKUSE, T. O. Does agriculture really matter for economic growth in developing countries? Em Paper Presented at the **American Agricultural Economics Association Annual Meeting**, July 26- 28, Milwaukee, WI. 2009.

BARBOSA, J. A. O agronegócio da soja e o direito fundamental de acesso à propriedade dos povos tradicionais em Santarém – Pará. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal do Pará. p. 168, 2013.

BARBOSA, J. A.; FERRER, G. R. O agronegócio da soja e as violações do direito à cidadania e ao desenvolvimento rural: um estudo de caso das comunidades locais de Santarém-PA, Brasil. In: VIDAL DE SOUZA, J. F.; GARCÍA, J. G. III Encontro de Internacionalização do CONPEDI / Universidad Complutense de Madrid. **Madrid: Ediciones Laborum**, v. 12, p. 380, 2015.

BASSANI, D. et al. Pesticides in Brazil: A Viewpoint about the Poison Law. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 66, n. 46, p. 12153-12154, 2018.

BAUM. Where is Glyphosate banned? Disponível em: <<https://www.baumhedlundlaw.com/toxic-tort-law/monsanto-roundup-lawsuit/where-is-glyphosate-banned/>>. Acessado em 19 de novembro de 2019.

BELO, M. M. S. P. et al. Uso de agrotóxicos na produção de soja do estado do Mato Grosso: um estudo preliminar de riscos ocupacionais e ambientais. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 37, n.125, p. 78-88, 2012.

BENBROOK, C. M. Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. **Environmental Science Europa**, v. 28, n. 3, 2016.

BINDRABAN, P.S. et al. GM-related sustainability: agro-ecological impacts, risks and opportunities of soy production in Argentina and Brazil. **Plant Research International**, Wageningen UR. Report 259. 2009.

BRASIL. Decreto Nº 24.114 de 12 de abril de 1934. **Coleção de Leis do Brasil de 1934** - Livro 2, Pág. 555. Disponível em < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/D24114.htm>. Acessado em 27 de setembro de 2019.

BRASIL. Decreto Nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. **Diário Oficial da União**, Seção 1, Página 1, 2002.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Diretriz nacional do plano de amostragem da vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: **Ministério da Saúde**, (Série A. Normas e Manuais Técnicos). p. 60, 2006a.

BRASIL. Plano de desenvolvimento regional sustentável para a área de influência da rodovia BR-163 Cuiabá-Santarém. **Casa Civil da Presidência da República**. Brasília. p. 193, 2006b.

BRASIL. Lei Nº 11.936, 14 de maio de 2009. **Diário Oficial da União**, Seção 1, Página 1, 2009.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 357, de 18 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente - **Ministério do Meio Ambiente**., n. 053, p. 58–63, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 396, de 3 de abril de 2008. Conselho Nacional de Meio Ambiente - **Ministério do Meio Ambiente**., p. 308–318, 2008.

BRASIL. Portaria Nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. **Ministério da Saúde**, p. 1– 16, 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 454, de 01 de novembro de 2012. Conselho Nacional de Meio Ambiente - **Ministério do Meio Ambiente**., p. 17, 2012.

BRASIL. Decreto Federal Nº 24.114, de 12 de abril de 1934. Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos. <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/D24114.htm>. Acessado em 16 de setembro de 2019.

BURSZTYN, M.; BURSZTYN, M. A. Fundamentos de Política e Gestão Ambiental: Caminhos para a Sustentabilidade. **Garamond**, p. 599

CAKMAK, I. et al. Glyphosate reduced seed and leaf concentrations of calcium, manganese, magnesium, and iron in non-glyphosate resistant soybean. **European Journal of Agronomy**. v. 31, n. 3, p. 114-119, 2009

CALDAS, E. D. Chapter 9: Toxicological Aspects of Pesticides. In: VAZ JR. S. Sustainable Agrochemistry - A Compendium of Technologies. **Springer Nature Switzerland**. p. 387, 2019.

CAMPANHOLA, C.; BETTIOL, W. Controle biológico de pragas e outras técnicas alternativas. In: CAMPANHOLA, C.; BETTIOL, W. Métodos alternativos de controle fitossanitário. **Embrapa Meio Ambiente**: Jaguariuna, p. 279, 2003.

CANCIAN, N. Anvisa adota risco de morte como único critério para classificar agrotóxicos. *Jornal Folha de São Paulo*. Publicado em 23 de Julho de 2019.

<[https://www1.folha.uol.com.br/ambiente/2019/07/nova-regra-da-anvisa-reclassifica-agrotoxicos-muito-toxicos-em-categorias-mais-baixas.shtml#targetText=A%20Anvisa%20\(Ag%C3%A2ncia%20Nacional%20de,%C3%A0%20sa%C3%BAde%20vinculados%20a%20agrot%C3%B3xicos.&targetText=Para%20t%C3%A9cnicos%20da%20Anvisa%2C%20o,leva%20a%20uma%20classifica%C3%A7%C3%A3](https://www1.folha.uol.com.br/ambiente/2019/07/nova-regra-da-anvisa-reclassifica-agrotoxicos-muito-toxicos-em-categorias-mais-baixas.shtml#targetText=A%20Anvisa%20(Ag%C3%A2ncia%20Nacional%20de,%C3%A0%20sa%C3%BAde%20vinculados%20a%20agrot%C3%B3xicos.&targetText=Para%20t%C3%A9cnicos%20da%20Anvisa%2C%20o,leva%20a%20uma%20classifica%C3%A7%C3%A3)>

[o%20equivocada.>](#) Acessado em 23 de agosto de 2019.

CARNEIRO, F. F.; AUGUSTO, L. G. S.; RIGOTTO, R.M.; FRIEDRICH, K.; BÚRIGO, A. C. (Organizadores). Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde EPSJV: Rio de Janeiro; Expressão Popular: São Paulo, p. 628, 2015.

CARSON, R. Silent Spring. **Houghton Mifflin Company, Boston**, EUA, n. 1, 1962.

CARVALHO, R. C. et al. Expansão da Fronteira Agrícola e Intoxicação por Agrotóxicos: o caso da BR 163. Encontro da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade (**IV ANPPAS**). Resumo expandido, p. 20, 2008.

CASABÉ, N. et al. Ecotoxicological assessment of the effects of glyphosate and chlorpyrifos in an Argentine soya field. **Journal of Soils and Sediments**, v. 7, p. 232–239, 2007.

CETESB. Convenção de Estocolmo – A Convenção.

<<https://cetesb.sp.gov.br/centroregional/a-convencao/>> Acessado em 16 de setembro de 2019.

CHAVES, G. P. Camponeses, agrotóxicos e agroindústria de dendê no Estado do Pará: um estudo a partir de São Vicente. **Dissertação de Mestrado**. Universidade federal do Pará, p. 98, 2016.

CHARRON, D. EcoHealth Research in Practice: Innovative Applications of an Ecosystem Approach to Health. **Springer**, p. 288, 2012.

CHRISTENSEN, T. N. D. S. Soja 80 anos de produção 1924-2004. Santa Rosa: **Lucano Cultura e Marketing**, 2004.

COELHO, N. C. 70 anos de política agrícola no Brasil (1931-2001). **Revista de Política Agrícola**, ano 10, p.1-59, 2001. Edição especial.

COELHO, A. D. S. Modelagem de dinâmica do uso da terra e cobertura vegetal na região de Santarém, oeste do Pará. **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal do Pará, p. 130, 2009.

CORTES, J. C.; DANTONA, A. O. Reconfiguração do meio rural no oeste do Pará: Uma abordagem multiescalar da mobilidade e distribuição da população e da mudança no uso-cobertura da terra. In: **ANPPAS V, Anais**, Florianópolis, v.1, p.1. nº21, 2010.

CÔRTEZ, J. C.; D'ANTONA, A. Urbanização do rural: mobilidade populacional e dinâmica do uso da terra em Santarém, Brasil. In: V CONGRESSO ALAP. Anais. Montevideo, 2012.

COSTA, L. G. Toxicology of Pesticides: A Brief History. In: COSTA, L. G.; GALLI, C. L.; MURPHY, S. D. Toxicology of Pesticides: Experimental, Clinical and Regulatory Perspectives. **Springer-Verlag: Berlin Heidelberg**, p. 316, 1987.

COSTA, S. M. G. D. Grãos na floresta: Estratégia expansionista do agronegócio na Amazônia. **Tese de Doutorado**, Universidade Federal do Pará, p. 312, 2012. pg 76

COSTA, L. G. Toxic effects of pesticides. In: KLAASSEN, C. D. Environmental Toxicology. Casarett E Doull's - Toxicology: The basic science of poisons, **McGraw-Hill**. Seventh Ed., EUA, p.911, 2008.

COY, M.; KLINGER, M. Frentes pioneiras em transformação: o eixo de BR-163 e os desafios socioambientais. **Revista Territórios e Fronteiras**, v. 7, n. 1, p.1–26, 2014.

CURI, R. Representações sociais do trabalho rural infanto-juvenil e dos agrotóxicos: um

estudo de campo no município de Nova Friburgo, 1999. **Dissertação de mestrado**, Rio de Janeiro: Universidade Gama Filho, 1999.

CURWIN B. D. et al. Pesticide dose estimates for children of Iowa farmers and non-farmers **Environmental Research**, v, 105, p. 307-315, 2007.

DAVIES, P. An Historical Perspective from the Green Revolution to the Gene Revolution. **Nutrition Reviews**, v. 61, n.6, p. 124-134, 2003.

DEVOS, Y. et al. Environmental impact of herbicide regimes used with genetically modified herbicide-resistant maize. **Transgenic Research**, v. 17, p.1059–1077, 2008.

DEFARGE, N.; VENDÔMOIS, J. S.; SÉRALINI, G.E. Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. **Toxicology. Reports**, v. 5, p. 156–163, 2018.

DORES, E. F. G. C. Contaminação por herbicida das águas utilizadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Mato Grosso; 2000.

DORES, E. F. G. C. et al. Multiresidue Determination of Herbicides in Environmental Waters from Primavera do Leste Region (Middle West of Brazil) by SPE-GC-NPD. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.17, n. 5, p. 866-873, 2006.

DOU. **Diário Oficial da União**. Resolução da diretoria colegiada - RDC nº 294, de 29 de julho de 2019. Seção 1. <<http://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-da-diretoria-colegiada-rdc-n-294-de-29-de-julho-de-2019-207941987>>. Acessado em 16 de setembro de 2019. 2019a.

DOU. **Diário Oficial da União**. Resolução da diretoria colegiada - RDC nº 295, de 29 de julho de 2019. Seção 1. <<http://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-da-diretoria-colegiada-rdc-n-295-de-29-de-julho-de-2019-207944205>>. Acessado em 16 de setembro de 2019. 2019b.

DOU. **Diário Oficial da União**. Resolução da diretoria colegiada - RDC nº 296, de 29 de julho de 2019. Seção 1. <http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/2858730/REP_RDC_296_2019.pdf/0a4d947a-1509-40dc-beac-d233e08b4149>. Acessado em 16 de setembro de 2019. 2019c.

EATON, D. L.; GILBERT, S. G. Principles of toxicology. In: KLAASSEN, C. D. Environmental Toxicology. Casarett E Doull's - Toxicology: The basic science of poisons, **McGraw-Hill**. Seventh Ed., EUA, p.911, 2008.

EMBRAPA. Tecnologias de Produção de Soja - Região Central do Brasil 2004. **Londrina: Embrapa Soja**, p. 237, 2004.

EMBRAPA. A Geopolítica da Soja na Amazônia. Andrade, E. B. (Org.). **Embrapa Amazônia Oriental**. p. 334, 2005.

FALCK, G. C. et al. Micronuclei in blood lymphocytes and genetic polymorphism for GSTM1, GSTT1 and NAT2 in pesticide-exposed greenhouse workers. **Mutation Research**, v. 441, n. 2, p. 225-237, 1999.

FAO; OMS. The International Code of Conduct on Pesticide Management. **Food and Agricultural Organization & World Health Organization** (OMS). 2014. <http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Code/Code_ENG_2017updated.pdf>. Acessado em 9 de agosto de 2019.

FAO. Statistical pocketbook. **Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura**. 2018. Disponível em <<http://www.fao.org/3/CA1796EN/ca1796en.pdf>>. Acessado em 23 de agosto de 2019.

FAO. 2019 The state of food security and nutrition in the world: Safeguarding against economic slowdowns and. **Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura**. 2019. Disponível em <<https://www.unicef.org/media/55921/file/SOFI-2019-full-report.pdf>>. Acessado em 24 de setembro de 2019.

FARIA, A. B. C. Revisão sobre alguns grupos de inseticidas utilizados no manejo integrado de pragas florestais. **Ambiência**, v. 5, n. 2, 2009.

FAS (Foreign Agricultural Service). Brazil: Future Agricultural Expansion Potential Underrated. **Washington DC: USDA**. 2003.

FAUSTMAN, E. M.; OMENN, G. S. Risk assessment. In: KLAASSEN, C. D. Environmental Toxicology. Casarett E Doull's - Toxicology: The basic science of poisons, **McGraw-Hill**. Seventh Ed., EUA, p.527, 2008.

FERRARO, M. V. M. Avaliação de três espécies de peixes – *Rhamdia quelen*, *Cyprinus carpio* e *Astyanax bimaculatus*, como potenciais bioindicadores em sistemas hídricos através dos ensaios: Cometa e dos Micronúcleos. **Tese de doutorado**. Universidade Federal do Paraná, p. 189, 2009.

FERREIRA, G.H.C. O agronegócio no Brasil e a produção capitalista do território. **Geografia em Questão**. v. 5, n. 1, p.66-82, 2012.

FERREIRA, A. E. de M.; VIEIRA, I. C. G. Sustentabilidade urbana na região metropolitana de Santarém, Pará, Brasil nos anos 2000 e 2010. **Economía, Sociedad y Territorio**, v. 10, n. 58, p. 763-795, 2018.

FERNÁNDEZ, A. J. C. Do cerrado à Amazônia: as estruturas sociais da economia da soja em Mato Grosso. **Tese de doutorado**, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 262, 2007.

FEARNSIDE, P. M. O cultivo da soja como ameaça para o meio ambiente na Amazônia brasileira. In: L.C. Forline, R.S.S. Murrieta and I.C.G. Vieira (eds.) Amazônia além dos 500 Anos. **Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, Pará, Brasil, p. 566. 2006.

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

FOLHA. Mais 57 agrotóxicos são liberados no Brasil. Disponível em: <<https://www1.folha.uol.com.br/ambiente/2019/10/mais-57-agrotoxicos-sao-liberados-no-brasil.shtml>>. Acessado em 19 de novembro de 2019.

FORSON, D. D.; STORFER, A. Atrazine increases Ranavirus susceptibility in the tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*). **Ecological Applications**, v. 16, n. 6, p. 2325-2332, 2006.

FOX, J. E. et al. Pesticides reduce symbiotic efficiency of nitrogen-fixing rhizobia and host plants. **PNAS**, v. 104, n. 24, p. 10282–10287, 2007.

FRANKENBERGER, W. T.; TABATABAI, M. A. JR.; TABATABAI, M. A. Factors affecting L-asparaginase activity in soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 11, p. 1–5 1991.

FUNDACENTRO, Exposição Ocupacional Agentes Ambientais. Apresentação.

<<http://www.fundacentro.gov.br/prevencao-e-controle-da-exposicao-ocupac/conceituacao>>. Acessado em 23 de agosto de 2019.

FURIE, G. L.; BALBUS, J. Global environmental health and sustainable development: the role at Rio+20. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, p. 1427-1432, 2012.

GANGEMI, S., et al. Occupational exposure to pesticides as a possible risk factor for the development of chronic diseases in humans (Review). **Molecular Medicine Reports**, v. 14, p. 4475–4488, 2016.

GARRETT, R. D.; RAUSCH, L. L. Green for gold: social and ecological tradeoffs influencing the sustainability of the Brazilian soy industry. **The Journal of Peasant Studies**, v. 43, n. 2, p. 461-493, 2016.

GAZZIERO, D.L.P.; ADEGAS, F.S.; VOLL, E. Indicações para o uso de glyphosate em soja transgênica. Londrina: **Embrapa Soja**, p. 1-4, 2007.

GAZZONI, D. L. A soja no Brasil é movida por inovações tecnológicas. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 3, p. 16-18, 2018.

GIBBS, K. E.; MACKEY, R. L.; CURRIE, D.J. Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species. **Diversity and Distributions**, v.15, p. 242–253, 2011.

GOMES, M. P. et al. Differential effects of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) on photosynthesis and chlorophyll metabolism in willow plants. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 130, p. 65–70, 2016.

GOMES, T. V. et al. Santarém (PA): um caso de espaço metropolitano sob múltiplas determinações. **Cadernos Metrópole**, v. 19, n. 40, p. 891-918, 2017.

GOULDING, M.; BARTHEM, R.; FERREIRA, E. The Smithsonian Atlas of the Amazon. **Washington & London: Smithsonian**, P. 253, 2003.

GOULSON, D. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, p.977–987, 2013.

GOTTEMS, L. Subsídio e incentivo agroquímico passa R\$ 14 bilhões no Brasil. **AGROLINK**. Publicado em 8 de julho de 2019. <https://www.agrolink.com.br/noticias/subsidio-e-incentivo-agroquimico-passa-r--14-bi-no-brasil_421814.html> Acessado em 23 de agosto de 2019.

GRANDCOIN, A.; PIEL, S.; BAURÈS, E. AminoMethylPhosphonic Acid (AMPA) in natural waters: its sources, behavior and environmental fate. **Water Research**, v. 117, p. 187–197, 2017.

GRIGORI, P. Aprovações de agrotóxicos no governo Bolsonaro beneficiam empresas estrangeiras. 2019. Disponível em <<https://reporterbrasil.org.br/2019/05/aprovacoes-de-agrotoxicos-no-governo-bolsonaro-beneficiam-empresas-estrangeiras/>>. Acessado em 27 de setembro de 2019.

GRISOLIA, CESAR KOPPE. Agrotóxicos - mutações, câncer & reprodução: Riscos ao homem e ao meio ambiente, pela avaliação de genotoxicidade, carcinogenicidade e efeitos sobre a reprodução. **Brasília: Editora Universidade de Brasília**. p. 24-25, 2005.

GREENS, J. M. The rise and future of glyphosate and glyphosate-resistant crops. **Pest Management Science**, v. 74, n. 5, p. 1035-1039, 2016.

GUERRA, M. D. S.; SAMPAIO, D. P. D. A. Receituário agrônômico: guia prático para a nova lei dos agrotóxicos. **São Paulo: Globo**, p. 436, 1991.

HASSE, G. O Brasil da soja: abrindo fronteiras, semeando cidades. Porto Alegre: **L&PM**, 1996.

HÉBETTE, J; MARIN, R. E. A. Colonização espontânea, política agrária e grupos sociais. In: Cruzando a fronteira: 30 anos de estudo do campesinato na Amazônia. vol. 1. Belém: **EDUFPA**, 2004.

HECHT, S.; COCKBURN, A. The Fate of the Forest: Developers, Destroyers and Defenders of the Amazon. New York, **New York: Harper Perennial**. p. 408, 1990.

HOLMSTEDT, B.; LILJESTRAND, G. Readings in Pharmacology. **Pergamon Press, Oxford**, p. 395, 1963.

IARC. IARC monographs on the classification of cancer risks to human. World Health Organization, 2018. Disponível em <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/09/List_of_Classifications.pdf>. Acessado em 2 de novembro de 2019

IBGE, Pesquisa Agrícola Municipal, 2006.

IBGE. Resultados Preliminares do Censo Agropecuário 2006, Disponível em <www.ibge.gov.br>. Acessado em 24 de agosto de 2019.

IBGE. Relatórios de comercialização de agrotóxicos para o ano de 2017. Disponível em <<http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>>. Acessado em 29 de setembro de 2019.

IBGE. Produção Agrícola - Lavoura Temporária. Soja / Grão / Área plantada - Quantidade produzida. <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/santarem/pesquisa/14/10193?tipo=ranking&indicador=10370>> Acessado em 26 de agosto de 2019. 2019a

IBGE. Censo - População residente / Situação domiciliar / Urbana - Rural. <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/santarem/pesquisa/23/25207?tipo=ranking&indicador=25191>> Acessado em 26 de agosto de 2019. 2019b

IBGE. População - Santarém. <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/santarem/panorama>>. Acessado em 26 de agosto de 2019. 2019c.

IBGE. População - Mojuí dos Campos. <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/mojui-dos-campos/panorama>>. Acessado em 26 de agosto de 2019. 2019d.

IBGE. População - Belterra. <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/belterra/panorama>>. Acessado em 26 de agosto de 2019. 2019e.

IBGE. Censo Agropecuário - Santarém. <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/santarem/pesquisa/24/76693>>. Acessado em 27 de agosto de 2019f.

IBGE. Censo Agropecuário - Mojuí dos Campos. <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/mojui-dos-campos/pesquisa/24/76693>>. Acessado em 26 de agosto de 2019. 2019g.

IBGE. Censo Agropecuário - Belterra.

<<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/belterra/pesquisa/24/76693>>. Acessado em 26 de agosto de 2019. 2019h.

INCA. Agrotóxicos. **Instituto Nacional de Câncer**. Publicado em 16 de setembro de 2019. <<https://www.inca.gov.br/exposicao-no-trabalho-e-no-ambiente/agrotoxicos>> Acessado em 23 de agosto de 2019.

INCT/ODYSSEA. Observatório das dinâmicas socioambientais. <<http://inctodisseia.igd.unb.br/>>. Acessado em agosto de 2018.

ISENRING, R. Pesticides reduce biodiversity. *Pesticide News*, v. 88, 2010.

JACQUACU, P. When forward is backward. **The Ecologist**, v. 31, n.3, p. 58–59, 2001.

JAMES, C. Global Status of Commercialized Biotech/GM Crops: 2010. ISAAA Briefs, **ISAAA: Ithaca, NY**, n. 42, 2010.

JANDACEK, R. J.; TSO, P. Factors affecting the storage and excretion of toxic lipophilic xenobiotics. **Lipids**, v. 36, p.1289–1305, 2001.

JATI, D. A.; SILVA, J. T. Estudos geo-hidrológicos da bacia do rio Curuá-Una, Santarém, Pará: Aplicação do modelo hidrológico de grandes bacias (MGB-IPH). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.10, n.4, p. 1296-1311, 2017.

JAYARAJ, R.; MEGHA, P.; SREEDEV, P. Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. **Interdisciplinary Toxicology**, v. 9, n.3-4, p. 90-100, 2016.

KAMINSKI, N. E. et al. Toxic responses of the immune system. In: KLAASSEN, C. D. Environmental Toxicology. Casarett E Doull's - Toxicology: The basic science of poisons, **McGraw-Hill**. Seventh Ed., EUA, p.527, 2008.

KREMEN, C.; WILLIAMS, N. M.; THORP, R. W. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. **PNAS**, v. 99, n. 26, p.16812–16816, 2002.

KOLPIN, D. W.; THURMAN, E. M.; LINHART, S. M. The Environmental Occurrence of Herbicides: The Importance of Degradates in Ground Water. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 35, p. 385–390, 1998.

KUMAR, V.; KUMAR, P. Pesticides in agriculture and environment: Impacts on human health. In: KUMAR, V. Ed. Contaminants in Agriculture and Environment: Health Risks and Remediation, **Agro Environ Media**, p. 283. 2019

LARINI, L. Toxicologia dos agrotóxicos. **São Paulo: Manole**, p. 230, 1999.

LIMA, I. P. Avaliação da contaminação do leite materno pelo agrotóxico glifosato em puérperas atendidas em maternidades públicas do piauí. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal do Piauí. P. 68, 2017.

LEHMAN-MCKEEMAN, L. D. Absorption, distribution, and excretion of toxicants. In: KLAASSEN, C. D. Environmental Toxicology. Casarett E Doull's - Toxicology: The basic science of poisons, **McGraw-Hill**. Seventh Ed., EUA, p.527, 2008.

LIMA, A. D. F. Seis anos na Direção da Defesa Sanitária Vegetal. **Brasil**, Rio de Janeiro, p. 118, 1960.

- LIMA, I. P. Avaliação da contaminação do leite materno pelo agrotóxico glifosato em puérperas atendidas em maternidades. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Piauí, p. 68, 2017.
- LOPES, C. V. A.; ALBUQUERQUE, G. S. C. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. **Saúde Debate**, v. 42, n. 117, p. 518-534, 2018.
- LUSHCHAK, V. I. et al. Review article: Pesticide toxicity: a mechanistic approach. **EXCLI Journal**, v. 17, p. 1101-1136, 2018.
- MÄDER, P. et al. Soil fertility and biodiversity in organic farming, **Science**, v. 296, n. 5573, p. 1694-1697, 2002.
- MAHMOOD, I. et al. Effects of Pesticides on Environment. Plant, **Soil and Microbes**, v. 45, p. 253-269, 2016.
- MALHI, Y. et al. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. **Science**, v. 319, p. 169-172, 2008.
- MAMY, L.; BARRIUSO, E.; GABRIELLE, B. Glyphosate fate in soils when arriving in plant residues. **Chemosphere**, v. 154, p. 425–433, 2016.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Projeções do agronegócio: Brasil 2018/19 a 2028/29 - Projeções de Longo Prazo. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. p. 126, 2019a.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Esclarecimentos sobre Registros de Defensivos Agrícolas. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. Publicado em 6 de agosto de 2019. <<http://www.agricultura.gov.br/noticias/esclarecimentos-sobre-registros-de-defensivos-agricolas>>. Acessado em 23 de agosto de 2019b.
- MARCHESAN, E et al. Rice herbicide monitoring in two Brazilian rivers during the rice growing season. *Scientia Agricola*, v. 64, n.2, p.131-137, 2007
- MARTINELLI, L.A., et al. Agriculture in Brazil: Impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5–6, p. 431–438, 2010.
- MARQUES, M.N. Avaliação do impacto de agrotóxicos em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, São Paulo. Uma contribuição à análise crítica da legislação sobre o padrão de potabilidade. **Tese de doutorado**. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, p. 218, 2005.
- MARQUES, M. N., et al. Determination of glyphosate in water samples by IC. **Journal of Chromatographic Science**, v. 47, p. 822-829, 2009.
- MERTENS, M. et al. Glyphosate, a chelating agent—relevant for ecological risk assessment? **Environmental. Science. Pollution Research**, v.25, p.5298–5317, 2018.
- MEYER, D. E.; CEDERBERG, C. Pesticide use and glyphosate – resistant weeds – a case study of Brazilian soybean production, **SIK-Rapport**, n. 809, p.1-54, 2010.
- MOELLER, D. W. Environmental Health, Third Edition. **Harvard University Press**. p. 606. 2005.
- MORAN, E. Agricultural Development in the Transamazon Highway. Bloomington, Indiana:

Indiana University Press, 1976.

MOREIRA, J. C. et al. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 7, n. 2, p. 299-311, 2002.

MOREIRA, J. C. Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, n. 6, p.1557-1568, 2012.

MORGADO, M. Contaminação química de ecossistemas aquáticos e (in)sustentabilidade ambiental na amazônia: estudo de caso na região metropolitana de Santarém, Pará. **Tese de Doutorado**. Universidade de Brasília. 2019, p. 135.

MOZETO, A. A; JARDIM, W. de F. A química Ambiental no Brasil. *Química Nova*, v. 25, n. 1, p. 7-11, 2002.

MMA. Portaria normativa nº 84, de 15 de outubro de 1996. **Ministério do Meio Ambiente**. <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/mma_ibama/1996/prt0084_15_10_1996.html> Acessado em 23 de agosto de 2019.

MMA. Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes. **Ministério do Meio Ambiente**. <<https://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/convencao-de-estocolmo/>> Acessado em 12 de agosto de 2019.

MS. Ministério da Saúde. Relatório: Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos no Estado do Pará. **Ministério da Saúde**, p. 15, 2015.

MS. Ministério da Saúde. Boletim Epidemiológico. Secretaria de Vigilância em Saúde – Ministério da Saúde, v. 47, n. 12, 2016

MS. Ministério da Saúde. Relatório Nacional Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos. **Ministério da Saúde**, v. 1, t. 2, p. 193, 2018.

MS. Agrotóxicos - Perguntas Frequentes. **Ministério da Saúde**. <<http://www.saude.gov.br/vigilancia-em-saude/vigilancia-ambiental/vigipeq/contaminantes-quimicos/agrotoxicos/perguntas-frequentes>> Acessado em 24 de agosto de 2019.

NAIDIN, L. C. Crescimento e competição na indústria de defensivos agrícolas no Brasil. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 269, 1985.

NAHUM, J. S.; PAIXÃO JR.; CARNEIRO, P. R. Encontros e desencontros: fronteira, agronegócio da soja e campesinato no Planalto Santareno (PA). **Revista NERA**, v. 17, n. 25, 2014.

NETO, M. L. F.; SARCINELLI, P. N. Agrotóxicos em água para consumo humano: uma abordagem de avaliação de risco e contribuição o processo de atualização da legislação brasileira. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 69-78, 2009.

NETO, E. N.; LACAZ, F. A. C.; PIGNATI, W. A. Vigilância em saúde e agronegócio: os impactos dos agrotóxicos na saúde e no ambiente. Perigo à vista! **Ciência & Saúde Coletiva**. v. 19, n. 12, p.4709-4718, 2014.

OLIVEIRA-SILVA, J. J.; Alves, S. R.; Rosa, H. V. D. Avaliação da exposição humana a agrotóxicos. In: PERES, F.; MOREIRA, J. C. (Org.). **É veneno ou é remédio?** agrotóxicos, saúde e ambiente. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, p. 372, 2003.

OLIVEIRA-SILVA, J. J.; MEYER, A. O sistema de notificação das intoxicações: o fluxograma da joieira. In: PERES, F.; MOREIRA, J. C. É veneno ou é remédio? agrotóxicos, saúde e ambiente. **Rio de Janeiro: FIOCRUZ**, p. 372, 2003. 2003

OLSON, S. H. et al. Deforestation and malaria in Mâncio Lima County, Brazil. **Emerging Infectious Diseases**, v. 16, n. 7, p. 1108–1115, 2010.

OMS (Organização Mundial da Saúde). Training for the health sector: Pesticides. **Organização Mundial da Saúde**. 2008. Disponível em <<https://www.who.int/ceh/capacity/Pesticides.pdf>>. Acessado em 19 de setembro de 2019.

OMS. The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification: 2009. **Organização Mundial da Saúde**. 2010.

OMS. Documento de discussão. Nosso Planeta, Nossa Saúde, Nosso Futuro/A saúde humana e as convenções do Rio: Diversidade ecológica, mudanças climáticas e desertificação. **Organização Mundial da Saúde**. 2012. Disponível em <<http://www.paho.org/bra/images/stories/Documentos2/nosso%20planeta.pdf>>. Acessado em 24 de setembro de 2019.

OMS. Pesticides. **World Health Organization**. <<https://www.who.int/topics/pesticides/en/>> Acessado em 9 de agosto de 2019.

ONISHI, C. A. Vigilância em saúde dos trabalhadores e populações expostas a agrotóxicos no município de Campo Verde - MT. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso, p. 191, 2014.

ONU-BR. AGENDA 2030. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. **Organização das Nações Unidas-Brasil**. Disponível em <<https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>>. Acessado em 24 de setembro de 2019.

OPAS (Organização Pan-americana da Saúde); OMS. Manual de vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos. Brasília: **OPAS, OMS**; 1996.

OSTEN, J. R.; DZUL-CAAMAL, R. Glyphosate residues in groundwater, drinking water and urine of subsistence farmers from intensive agriculture localities: a survey in Hopelchén, Campeche, Mexico. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 14, n. 595, 2017.

OTERO, G.; G. PECHLANER. Latin American agriculture, food, and biotechnology: Temperate dietary pattern adoption and unsustainability. In: G. Otero, ed. Food for the few: Neoliberal globalism and biotechnology in Latin America. Austin: University of Texas Press, p. 31–56, 2008. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/289954030_Latin_American_agriculture_food_and_biotechnology_Temperate_dietary_pattern_adoption_and_unsustainability>. Acessado em 24 de setembro de 2019.

PAIXÃO Jr., P.R.C., Uso do território e gênero de vida na Amazônia: Reprodução camponesa e agronegócio no Planalto Santareno. **Dissertação de Mestrado**, UFPA. p. 135 2012.

Panorama da Biodiversidade Global 4. Panorama da Biodiversidade Global 4: Uma avaliação intermediária do progresso rumo à implementação do Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020. 2014. <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/04/PNUMA_Panorama-Biodiversidade-Global-4.pdf>. Acessado em 10 de setembro de 2019.

PARANÁ. Intoxicações Agudas por Agrotóxicos. Atendimento inicial do paciente intoxicado. **Governo do Estado do Paraná**. Secretaria da Saúde, p. 120, 2018.

PASCHOAL, A. D. Pragas, Praguicidas e a Crise Ambiental: problemas e soluções. **Rio de Janeiro: FGV**, p. 102, 1979.

PASSOS, C. J. S. et al. Resíduos de glifosato e ampa em fontes naturais de água e limites regulatórios para avaliar a contaminação no Brasil e na Colômbia. In: Van Solinge, T. B. et al. (Orgs). *Terra e Direitos em Águas Turbulentas - Conflitos socio-ambientais no Brasil e na Colômbia*, p. 100, 2016.

PATEL, R. The long green revolution. **Journal of Peasant Studies**, v. 40, n. 1, p. 1–63, 2013.

PELAEZ, V. M.; TERRA, F. H. B.; SILVA, L. R. A regulamentação dos agrotóxicos no Brasil: entre o poder de mercado e a defesa da saúde e do meio ambiente. **Revista de Economia**, v. 36, n. 1, p. 27-48, 2010.

PELAEZ, V. M. et al. A (des)coordenação de políticas para a indústria de agrotóxicos no Brasil. **Revista Brasileira de Inovação**, v. 14, p. 153-178, 2015.

PERES, F.; MOREIRA, J. C.; DUBOIS, G. S. Agrotóxicos, saúde e ambiente: uma introdução ao tema. In: PERES, F.; MOREIRA, J. C. (Org.). **É veneno ou é remédio?** agrotóxicos, saúde e ambiente. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, p. 372, 2003.

PÉREZ-LUCAS, G. et al. Environmental Risk of Groundwater Pollution by Pesticide Leaching through the Soil Profile. In: Larramendy, M.; Soloneski, S. *Pesticides - Use and Misuse and Their Impact in the Environment*. **IntechOpen**: Londres. p. 139, 2019.

PERSSON, et al. The Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals—Explaining the Legal Implementation Gap. **Sustainability**, v. 9, n. 12, 2176, 2017.

PETERSEN, G. E. The Discovery and Development of 2,4-D. **Agricultural History**, v. 41, n. 3, p. 243-254, 1967.

PETERSON, M. A. et al. 2, 4-D Past, Present, and Future: A Review. *Weed Technology*, v. 30, p. 303–345, 2016.

PIGNATI, W. A. Os Riscos, Agravos e Vigilância em Saúde no Espaço de Desenvolvimento do Agronegócio no Mato Grosso. Tese de doutorado, **Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca**. p. 114, 2007.

PIGNATI, W.; OLIVEIRA, N.P.; SILVA, A. M. C. Vigilância aos agrotóxicos: quantificação do uso e previsão de impactos na saúde-trabalho-ambiente para os municípios brasileiros. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 19, n. 12, p. 4669-4678, 2014.

PIGNATI, W. A. et al. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 20, n. 10, p. 3281-3293, 2017.

PIMENTEL, D. Green revolution agriculture and chemical hazards. **The Science of the Total Environment**, v.188, supplement, p. s86-s98, 1996.

PIRES, N. L. Expansão da fronteira agrícola e presença de glifosato e ampa em amostras de água da região de santarém (PA): desafios analíticos para o monitoramento ambiental. **Dissertação de mestrado**. Mestrado em Desenvolvimento Sustentável, Centro de

Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília. p. 112, 2015.

PISA, L. W. et al. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science Pollution Research*, v. 22, p. 68-102, 2015.

POSSAVATZ, J. et al. Resíduos de pesticidas em sedimento de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n. 1, p. 83-96, 2014.

PUT, J. E.; MITCHELL, G. W.; FAHRIG, L. Higher bat and prey abundance at organic than conventional soybean fields. **Biological Conservation**, v. 226, p. 177-185, 2018.

RANGEL, G. From Corgis to Corn: A Brief Look at the Long History of GMO Technology. *Genetically Modified Organisms and Our Food*, edição especial. <<http://sitn.hms.harvard.edu/flash/2015/from-corgis-to-corn-a-brief-look-at-the-long-history-of-gmo-technology/>> Acessado em 11 de agosto de 2019.

RAUSCH, L. Convergent agrarian frontiers in the settlement of Mato Grosso, Brazil. **Historical Geography**, v. 42, n. 1, p. 276–297, 2014.

RELIGIA, P. et al. Atrazine exposed phytoplankton causes the production of non-viable offspring on *Daphnia magna*. **Marine Environmental Research**, v. 145, p. 2019, p. 177-183.

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

RIZZATI, V.; BRIAND, O.; GUILLOU, H.; GAMET-PAYRASTRE, L. Effects of pesticide mixtures in human and animal models: an update of the recent literature. **Chemico-Biological Interactions**, v. 254, p. 231–246, 2016.

ROHR, J. R. et al, Agrochemicals increase trematode infections in a declining amphibian species. **Nature**, v. 455, p. 1235-1239, 2008.

SANTANA, A. B. A BR-163: “ocupar para não entregar”, a política da ditadura militar para a ocupação do “vazio” Amazônico. **ANPUH – XXV SIMPÓSIO NACIONAL DE HISTÓRIA – Fortaleza**, 2009.

SANTANA, V. S; MOURA, M. C. P.; FERREIRA, F. Mortalidade por intoxicação ocupacional relacionada a agrotóxicos, 2000- 2009, Brasil. **Revista Saúde Pública**, v. 47, p. 598-606, 2013.

SANTOS, A.; FLORES, M. Effects of glyphosate on nitrogen fixation of free-living heterotrophic bacteria. **Letters in Applied Microbiology**, v. 20, p. 349–352, 1995.

SARCINELLI, P. N. A exposição de crianças e adolescentes a agrotóxicos. In: PERES, F.; MOREIRA, J. C. É veneno ou é remédio? agrotóxicos, saúde e ambiente. **Rio de Janeiro: FIOCRUZ**, p. 372, 2003.

SAUER, S.; PIETRAFESA, J. P. Novas fronteiras agrícolas na Amazônia: expansão da soja como expressão das agroestratégias no Pará. **ACTA Geográfica**, p.245-264, 2013.

SAUER, S. Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. **Land use policy**, v. 79, p. 326-338, 2018.

SEMAB (Secretaria Municipal de Abastecimento). **Plano Municipal de Desenvolvimento**

Rural. Brazil: Santarém, 2000.

SHANER, D.L., LINDENMEIJER, R.B., OSTLIE, M.H., 2012. What have mechanisms of resistance to glyphosate taught us? **Pest Management Science**, v. 68, n. 1, p. 3–9, 2012.

SHEPARD, H. H. The chemistry and toxicology of insecticides. Minneapolis, **Burgess Publishing Co**, p. 383, 1939.

SILVA, J. M. et al. Agrotóxico e trabalho: uma combinação perigosa para a saúde do trabalhador rural. **Ciência & Saúde Coletiva**. v. 10, n. 4, p. 891-903, 2005.

SILVA, L. Histórico da regulamentação dos agrotóxicos. Texto para discussão. **ANVISA: Brasília**, p. 7, 2007.

SILVA, V. et al. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. **Science of the Total Environment**. v. 621, p.1352-9, 2018.

SOUMIS, N.; ROULET, M.; LUCOTTE, M. Characterization of pesticide consumption in the county of Santarém, Pará, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 30, n. 4, p.615-628, 2000.

SOUMIS, N. et al. Presence of organophosphate insecticides in fish of the amazon river. **Acta Amazonica**, v. 33, n. 2, p.325-338, 2003.

SOUSA, I.S.; BUSCH, L. Networks and agricultural development: The case of soybean production and consumption in Brazil. **Rural Sociology**, v. 63, n. 3, p. 349–371, 1998.

SOUZA, P. I. D. M. et al. A conquista do Cerrado pela Soja. In: FALEIRO, F. G. (Ed.). Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação para o Cerrado. **Planaltina-DF: Embrapa Cerrados**, p.138, 2007.

SCHRECK, E. et al. Neurotoxic effect and metabolic responses induced by a mixture of six pesticides on the earthworm *Aporrectodea caliginosa nocturna*. **Chemosphere**. v. 71, n. 10, p. 1832-1839, 2008.

STEWART, C. From colonization to “environmental soy”: A case study of environmental and socio-economic valuation in the Amazon soy frontier. **Agriculture and Human Values**, v. 24, n. 1, p. 107–122, 2007.

TEIXEIRA, B. E. S; CUNHA, I. M. M.; TERRA, A. a expansão da fronteira agrícola da soja no município de Santarém (PA) e suas transformações socioespaciais. **XXI Encontro Nacional de Geografia Agrária** - “Territórios em disputa: Os desafios de Geografia Agrária nas contradições do desenvolvimento brasileiro”. Universidade Federal de Uberlândia. 2012

TERRA, F. H. B. A indústria de agrotóxicos no brasil. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal do Paraná. p.157, 2008.

TERRA, F. H. B.; PELAEZ, V. A história da indústria de agrotóxicos no brasil: das primeiras fábricas na década de 1940 aos anos 2000. **Anais do XLVI Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural**, 2008. Disponível em <<http://www.sober.org.br/palestra/13/43.pdf>>. Acessado em 26 de julho de 2019.

TSAI, W. T. A review on environmental exposure and health risks of herbicide paraquat. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 95, p. 197-206, 2013.

USEPA. Method 8270c semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass

- spectrometry (gc/ms). **United States Environmental Protection Agency**. 1996. Disponível em <<http://www.caslab.com/EPA-Methods/PDF/8270c.pdf>>. Acessado em 25 de setembro de 2019.
- VAN BRUGGEN, A. H. C. et al. Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. **Science of the Total Environment**, v. 616–617, p. 255–268, 2018.
- VAN SOLINGE, T. B. Researching illegal logging and deforestation. International Journal for Crime. **Justice and Social Democracy**, v.3, n.2, p. 35–48, 2014.
- VENTURIERI, A.; MONTEIRO, M. A.; MENEZES, C. R. C. Zoneamento Ecológico-Econômico da Zona Oeste do Estado do Pará - Diagnóstico Socioambiental. **Embrapa Amazônia Oriental**, p.386, 2010.
- VENTURIERI, A. et al. Análise da Expansão da Agricultura de Grãos na Região de Santarém e Belterra, Oeste do estado do Pará. **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, p. 7003-7010, 2006.
- VIDAU, C. et al. Exposure to Sublethal Doses of Fipronil and Thiacloprid Highly Increases Mortality of Honeybees Previously Infected by *Nosema ceranae*. **Plos One**, v. 6, n. 6. 2011.
- VIANA, R.L.; FREITAS, C.M.; GIATTI, L.L. Environmental health and development in legal amazon: socio-economic, environmental and sanitary indicators, challenges and perspectives. **Saúde e Sociedade**. v. 25, p. 233-246, 2016.
- VIEIRA FILHO, J. E. R.; FISHLOW, A. Cap. 3 Perspectiva Histórica da Agricultura Brasileira. In: VIEIRA FILHO, J. E. R.; FISHLOW, A. Agricultura e indústria no Brasil: inovação e competitividade. **Brasília: Ipea**, p. 305, 2017.
- VIERO, C. M., et al. Risk society: the use of pesticides and implications for the health of rural workers. **Escola Anna Nery**, v. 20, n.1, p. 99–105, 2016.
- Xavier, S. C. et al. Lower richness of small wild mammal species and Chagas disease risk. **PLoS Neglected Tropical Disease**, v. 6, n. 5, p.e1647, 2012.
- WAGLEY, C. Amazon town: A study of man in the tropics. **New York: The Macmillan Company**, p. 323, 1953.
- WARNKEN, P.F. The development and growth of the soybean industry in Brazil. **Ames: Iowa State University Press**, p. 168, 1999.
- WELCH, C. Agribusiness: uma breve história do modelo norte-americano. Disponível em: <<http://www2.fct.unesp.br/nera/publicacoes/CliffAgronegocios.pdf>>. Acessado em: 14 de novembro 2019.
- WILSON, J. D. et al. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 75, n.1, p. 13-30, 1999.
- WOOD, T. J.; GOULSON, D. The environmental risks of neonicotinoid pesticides: a review of the evidence post 2013. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 21, p. 17285–17325, 2017.
- ZAMBRONE, F. A. D. Perigosa família. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.4, n.22, p. 44-47, 1986.

ZHANG, W. et al. A Rapid Screening Method for the Determination of Seventy Pesticide Residues in Soil Using Microwave-Assisted Extraction Coupled to Gas Chromatography and Mass Spectrometry. **Soil and Sediment Contamination: An International Journal**, v. 21, n. 4, p. 407–418, 2012.

ZHANG, W. Global pesticide use: Profile, trend, cost / benefit and more. **Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences**, v. 8, n. 1, p. 1-27, 2018.

ANEXO A – Caracterização dos agrotóxicos regulados pela Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde

Agrotóxico	Classe ¹	Classificação toxicológica	Índice Anvisa ²	Solubilidade em água		Persistência no meio ambiente		Potencial de bioacumulação		Potencial de adsorção o solo ³	
				Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Não
Alaclor	H	III	A06	x							
Aldrin e Dieldrin	I,A	I	-		x	x		x		x	
Atrazina	H	III	A14	x		x			x		
Bentazona	H	III	B03				x				x
Clordano (isômeros)	I	I	-		x	x		x		x	
2,4-D	H	I	D27	x		x			x		
DDT (isômeros)	I	I	-		x	x		x			
Endossulfan	A, I, Fo	I	E02		x			x		x	
Endrin	I	I	-		x	x					
Glifosato	H	IV	G01	x			x		x	x	
Heptacloro e Heptacloro Epóxido	I	I	-		x	x		x			
Hexaclorobenzeno	Fu	I	-		x	x		x			
Lindano (γ)	I	II	L01		x						
Metolacloro	H	III	M16	x				x		x	
Metoxicloro	I	III	M18		x	x		x			
Molinato	H	II	M21				x				
Pendimentalina	H	III	P05			x				x	
Pentaclorofenol	Fu	I	P44	x		x					
Permetrina	I, Fo	III	P06	x							
Propanil	H	III	P16				x				
Simazina	H	III	S03			x				x	
Trifuralina	H	III	T24		x			x		x	

Fonte: Neto e Sarcinelli (2009). Legenda: Essa tabela considera como classe (1) os Acaricidas (A); Formicida (Fo); Fungicida (Fu); Herbicida (H); Inseticida (I), como índice ANVISA (2) o código da monografia segundo a agência e, por fim, como potencial para adsorção no solo (7) a propriedade do agrotóxico em interagir com a superfície das partículas do solo

ANEXO B – Descrição dos produtos comerciais e produtos formulados dos principais herbicidas comercializados na região metropolitana de Santarém entre 2013 e 2018

Ingrediente Ativo	Produto comercial	Produto formulado
Glifosato	ROUNDUP ORIGINAL	Equivalente ácido de N-(fosfometil) glicina - Glifosato 360 g/L + Glifosato - Sal de Isopropilamina 480 g/L
	SUMO SL480	Equivalente ácido de N-(fosfometil) glicina - Glifosato 360 g/L + Glifosato - Sal de Isopropilamina 480 g/L
	GLIFOSATO NORTOX 480 BR	Equivalente ácido de N-(fosfometil) glicina - Glifosato 360 g/L + Glifosato 480 g/L
	ROUNDUP ORIGINAL DI	Equivalente ácido de N-(fosfometil) glicina - Glifosato 370 g/L + Glifosato -Sal de Di-Amônio 445 g/L
	GLIFOSATO ATANOR	Glifosato - Sal de Isopropilamina 480 g/L
	TROP	Glifosato - Sal de Isopropilamina 480 g/L
	GLI OVER	Glifosato - Sal de Isopropilamina 480 g/L
	NUFOSATE	Glifosato - Sal de Isopropilamina 480 g/L
	GLIZMAX BTLHP	Glifosato - Sal de Isopropilamina 648 g/L
	XEQUE MATE	Glifosato - Sal de Potássio 620 g/L
	ROUNDUP WG	Glifosato - Sal de Amônio 792.5 g/kg
2,4-D	DMA 806 BR	2,4-D-dimetilamina 806 g/L
	2,4-D NORTOX	2,4-D 806 g/kg
	DMA 806 BR	2,4-D 806 g/L
	U-46 BR	2,4-D 806 g/L
	TORDON BTLHPE	2,4-D-trietanolamina 402 g/L + Picloram-trietanolamina 103.6 g/L
	DISPARO BTLCOX - BTLHPE	2,4-D 437 g/L + Picloram 27 g/L
	GRAZON BTLHPE	2,4-D-triisopropanolamina 281.47 g/L
	PANORAMIC 1LT	2,4-D Sal de triisopropanolamina 447.22 g/L + Picloram 114.76 g/L
	TUCSON 1LT	2,4-D-trietanolamina 406 g/L + Picloram 103 g/L

ANEXO C – Ingredientes ativos comercializados e seus volumes de venda a região metropolitana de Santarém entre 2013-2018

Classe toxicológica	Ingrediente Ativo	Volume vendido (L)
Herbicida	HBG	1027439
Herbicida	2,4-D	136619
Fungicida	Epoxiconazol	89510
Herbicida	Dicloreto de Paraquate	60117
Inseticida	Metomil	56631
Fungicida	Azoxistrobina	55060
Inseticida	Beta-ciflutrina	52963
Fungicida	Protioconazol	51650
Fungicida	Tiofanato-Metilico	51470
Inseticida	Clorpirifos	46035
Herbicida	Carfentrazona-etílica	35121
Fungicida	Carbendazim	32883
Herbicida	Aminopiralide	26745
Inseticida	Metanol	22910
Fungicida	Ciproconazol	18840
Fungicida	Epoxiconazol	18010
Herbicida	Picloram	16134
Inseticida	Acetamiprido	14781
Herbicida	Fenoxaprop-P-etílico	13009
Inseticida	Cipermetrina	12070
Inseticida	Abamectina	11115
Inseticida	Piriproxifem	10891
Inseticida	Metoxifenoazida	9298
Herbicida	Triclopir-butolítico	9285
Inseticida	Lambda-Cialotrina	9088
Fungicida	Tebuconazol	9061
Herbicida	Atrazina	8780
Inseticida	Imidacloprido	7984
Fungicida	Fipronil	7938
Fungicida	Fluxaproxade	7485

Classe toxicológica	Ingrediente Ativo	Volume vendido (L)
Inseticida	Bifentrina	7135
Inseticida	Triflumurom	6818
Fungicida	Metconazol	6245
Inseticida	Clorantraniliprole	6204
Inseticida	Deltametrina	5995
Fungicida	Fluazinam	5706
Inseticida	Teflubenzurom	5445
Fungicida	Metominostrobin	4870
Inseticida	Diflubenzurom	4150
Fungicida	Equivalente em cobre metálico	3780
Herbicida	Glufosinato	3710
Inseticida	Indoxacarbe	3400
Inseticida	Bacillus thuringiensis	3290
Fungicida	Picoxistrobin	2980
Herbicida	Diuron	2902
Herbicida	Haloxifop-P-metilico	2273
Inseticida	Esfenvalerato	2270
Inseticida	Novalurom	2167
Fungicida	Carboxina	1925
Herbicida	Cletodim	1835
Herbicida	Fluroxipir-meptílico	1831
Inseticida	Flubendiamida	1798
Herbicida	Lactofem	1520
Inseticida	Ciantraniliprole	1465
Inseticida	Clorfluazurom	1265
Fungicida	Tetraconazol	1075
Inseticida	Espiromesifeno	1003
Fungicida	Difenoconazol	875
Herbicida	Trifluralina	810
Herbicida	Imazetapir	575
Herbicida	Tembotriona	575
Fungicida	Fludioxonil	552

Classe toxicológica	Ingrediente Ativo	Volume vendido (L)
Herbicida	Lambda-Cialotrina	500
Herbicida	Nicossulfurom	460
Fungicida	Pirimetanil	395
Fungicida	Fluquinconazol	340
Fungicida	Ipconazol	325
Herbicida	Clomazona	260
Bactericida	Casugamicina	217
Inseticida	Espinetoram	212
Fungicida	Flutriafol	195
Inseticida	Dimetoato	185
Herbicida	Metribuzim	172
Inseticida	Clorfenapir	147
Fungicida	Cloridrato de propamocarbe	124
Fungicida	Bacillus subtilis linhagem QST 713	122
Herbicida	Octanoato de loxinila	115
Inseticida	Etofenproxi	75
Espalhante	Nonilfenol etoxilado	72
Herbicida	Flumetsulam	60
Fungicida	Pencicurom	45
Inseticida	Fenpropatrina	40
Inseticida	Clotianidina	35
Inseticida	Óleo mineral	30
Adjuvante	Hidrocarbonetos	16
Inseticida	Malationa	16
Inseticida	Espinosade	9
Inseticida	Carbofurano	6
Inseticida	Tiodicarbe	5
Herbicida	Flumioxazina	3
Herbicida	Sulfentrazone	3