

RÉGIA MARIA AVANCINI

**DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL SUSTENTÁVEL
ABORDAGEM INTEGRADORA COM BASE NA VIGILÂNCIA
EM SAÚDE AMBIENTAL**

Campo Grande

2013

REGIA MARIA AVANCINI

**DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL SUSTENTÁVEL
ABORDAGEM INTEGRADORA COM BASE NA VIGILÂNCIA
EM SAÚDE AMBIENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, para obtenção do título de DOUTORA.

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Iandara Schettert Silva

Campo Grande

2013

RÉGIA MARIA AVANCINI

**DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL SUSTENTÁVEL
ABORDAGEM INTEGRADORA COM BASE NA VIGILÂNCIA
EM SAÚDE AMBIENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, para obtenção do título de DOUTORA.

Resultado_____

Campo Grande (MS),_____de_____de_____.

BANCA EXAMINADORA

Profª Drª Iandara Schettert da Silva (Orientadora)
Instituição: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof Drª Alexandra Maria Almeida Carvalho Pinto
Instituição: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. Ricardo Dutra Aydos
Instituição: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. Fernando Ferreira Carneiro
Instituição Universidade de Brasília

Profª Drª Maria Lúcia Ivo
Instituição: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Profº Drº Dario Xavier Pires
Instituição: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

EDICATÓRIA

Aos meus pais *Ângela* e *José*, seres humanos especiais, que mesmo sem o domínio das grandes ciências me ensinaram o essencial da vida humana e da humanidade. Os responsáveis pela minha existência e por minhas convicções.

Aos meus filhos *Bruno* e *Rafael*, que são minha mais importante motivação para sempre melhorar como ser humano e como profissional, e a todos os jovens dessa geração e a seus filhos e netos e bisnetos....que, mesmo não existindo ainda, têm o direito de receber a possibilidade de vida humana autêntica. Que sejam mulheres e homens de acordo com a ideia vigente de humanidade e que habitem esse planeta com o seu potencial e encanto, mesmo que ajustado, preservado e com o horizonte da possibilidade aberto....

Ao *Ricardo* por todo amor, apoio incondicional, compreensão e participação efetiva ao longo da trajetória que me levou à concretização deste desafio e de muitos sonhos.

AGRADECIMENTOS

Aos meus grandes mestres, que foram capazes de me mostrar que a Química, além de possibilitar a percepção da divindade e complexidade do universo, é também uma ciência, capaz de causar a destruição se não for compreendida na dimensão humana autêntica.

- À Prof^a Dr^a Iandara Schettert Silva, Professora Adjunta do Programa de Pós- Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, minha eterna gratidão por, estimular o desafio desse estudo, desde a fase inicial e em todo o processo de ajuste, até a sua concretização, e aceitar a tarefa de orientar meu trabalho, contribuindo decisivamente com a qualidade do mesmo.

- À Prof^a Dr^a Alexandra Maria Almeida Carvalho Pinto Professora Adjunta do Programa de Pós- Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, pela importante colaboração e sempre disposição para a análise crítica, fundamentação e complementações das inferências.

- Ao Dr. Ricardo Lopes, por todo apoio e grande auxílio na organização e tratamento estatístico dos dados, bem como na arte das figuras e gráficos.

- Ao Prof^o Julio Cesar Paro pela análise estatística complementar e fundamental para as definições de abordagens analíticas.

- À Dr^a Ana Cristina Simões Rosa e à Dr^a Paula de Novaes Sarcinelli do Laboratório de Toxicologia da CESTE/ENSP/FIOCRUZ, pela parceria e disponibilização do laboratório para a realização das análises, além da colaboração na análise dos dados e revisão da publicação.

- À Dr^a Suely Antoniali, diretora do Lacen – Laboratório de Saúde Pública do Mato Grosso do Sul, pela colaboração no processo de coleta das amostras de leite das regiões selecionadas.

- Ao Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul pelo apoio no estabelecimento de parceria com o laboratório de Toxicologia da CESTE/ENSP/FIOCRUZ e participação em evento científico para divulgação do trabalho.

*“Quem habita este planeta não é o
Homem, mas os homens. A pluralidade é a lei
da Terra e a essência dos Direitos Humanos
é o direito a ter direitos.”*

(Hannah Arendt)

Avancini RM. **Desenvolvimento territorial sustentável - abordagem integradora com base na vigilância em saúde ambiental**. Campo Grande; 2013. [Tese – Programa de Pós Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro Oeste da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS].

RESUMO

A evolução que ocorre em escala planetária coloca a humanidade em condição díspar na qual se faz sujeito e objeto de suas técnicas, usufruindo de grandes benefícios, porém com possibilidades de ser vítima inerte de seus poderes tecnológicos. A contaminação química resultante de processos antrópicos, inerente a tal evolução, se apresenta como consequência lesiva, com efeitos complexos, que afetam ecossistemas e saúde pública. Os Poluentes Orgânicos Persistentes (POP) são graves contaminantes, cuja presença nas matrizes ambientais configura-se como significativo risco ecológico global e potencial ameaça à saúde. Possuem severa persistência no ambiente, grande capacidade de interação com territórios e ecossistemas, bioacumulação e biomagnificação. Os agrotóxicos organoclorados (OC) pertencem a essa classe de contaminantes e, portanto, permanecem por longos períodos no ambiente e no organismo. Alguns desses compostos são mutagênicos, teratogênicos e carcinogênicos. Podem afetar sistemas de reprodução e neurológico e são considerados potenciais desreguladores endócrinos. Uma das principais vias de exposição humana a organoclorados é a alimentação, principalmente composta por produtos de origem animal. A presença de OCs no ambiente, no organismo e alimentos configura-se como importante indicador da situação ambiental, bem como possibilita a estimativa do risco crônico da exposição da população a tais contaminantes. O presente estudo buscou, no contexto do modelo Força Motriz – Pressão – Situação – Exposição – Efeito – Ação (FPSEEA), recomendado pela OMS, das proposições da ciência da precaução e da justiça ambiental, estruturar abordagem integradora, no campo da vigilância em saúde ambiental, para o desenvolvimento sustentável na região de Mato Grosso do Sul. Para tanto, avaliou-se o nível de concentração de compostos organoclorados em leite bovino com vistas à determinação de indicadores ambientais de situação e exposição. Foram coletadas amostras de leite pasteurizado em laticínios do estado e analisadas no Laboratório de Toxicologia do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana-FIOCRUZ. Em 90% das localidades pesquisadas e em, aproximadamente, 90% das amostras pesquisadas constatou-se a presença de algum tipo de contaminante do grupo dos OCs. Em percentual significativo foram constatados índices acima dos valores de referência. Para Clordano, Aldrin+Dieldrin e Heptacloro os riscos calculados estão acima de 100% do valor da Ingestão Diária Máxima Teórica (IDTM). A partir desses dados, construiu-se painel integrador de determinantes e indicadores, do campo da vigilância em saúde ambiental, que apontam processos e forças geradoras de alterações ambientais e situação de saúde, bem como suas inter-relações. Dessa forma tornando possível análise integrada dos processos para inserções de prevenção e precaução, precisas e eficientes, no âmbito das decisões e ações inerentes ao desenvolvimento sustentável no contexto da imprevisibilidade e complexidade dos riscos contemporâneos.

Descritores: Indicadores Ambientais; Contaminação Química; Poluentes Orgânicos Persistentes; Agrotóxicos; Risco crônico; Saúde Pública.

Avancini RM. **Sustainable territorial development - integrated approach based on environmental health surveillance**. Campo Grande; 2013. [Dissertation – Graduate Program in Health and Development in the Central West Region of the Federal University of Mato Grosso do Sul - UFMS].

ABSTRACT

The evolution that occurs on a planetary scale puts humanity in disparate condition in which it is subject and object of its techniques, taking advantage of great benefits, although with the possibility of being helpless victim of their technological powers. Chemical contamination resulting from anthropic processes, inherent in such evolution, appears as harmful consequence, with complex effects, which affect ecosystems and public health. Persistent Organic Pollutants (POPs) are serious contaminants, whose presence in environmental matrices appears as significant global ecological risk and potential health threat. They have severe persistence in the environment, great capacity to interact with territories and ecosystems, bioaccumulation and biomagnification. Organochlorine pesticides (OC) belong to this class of contaminants and therefore remain in the environment and in the body for long periods. Some of these compounds are mutagenic, teratogenic and carcinogenic. They can affect neurological and reproductive systems and are considered potential endocrine disrupters. A major route of human exposure to organochlorine is food, mainly when composed of animal products. The presence of OCs in the environment, food and body appears as an important indicator of the environmental situation, and enables the estimation of the risk of chronic population exposure to such contaminants. This study aimed in the context of the driving force, pressure, state/situation, exposure, effects, action (DPSEEA) model, recommended by WHO, and with propositions of the science of precaution and environmental justice, to structure integrative approach in the field of environmental health surveillance for the sustainable development in the region of Mato Grosso do Sul. Therefore, the level of concentration of organochlorine compounds in bovine milk was assessed aiming to determine situation and exposure environmental indicators. Samples of pasteurized milk were collected in dairies of the state and were analyzed at the Oswaldo Cruz Foundation's Center of Studies on Worker's Health and Human Ecology's Pesticides Laboratory – Fiocruz – Rio de Janeiro. At 90% of the surveyed localities and in almost 90% of the samples, it was observed the presence of some type of contaminant from the group of OCs. Significant percentage rates were found above reference values. To Chlordane, Aldrin+Dieldrin and Heptachlor, calculated risks are above 100% of the Theoretical Maximum Daily Intake (TMDI). From these data, an integrator panel of determinants and indicators from the environmental health surveillance field was built, which indicate processes and driving forces of environmental change and health situation, as well as their interrelationships. Therefore making it possible an integrated analysis of processes for insertions of prevention and precaution, accurate and efficient, in the scope of decisions and actions inherent to the sustainable development in the context of the unpredictability and complexity of contemporary risks.

Keywords: Environmental indicators; Chemical contamination; Persistent Organic Pollutants; Pesticides; Chronicle risks; Public Health.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Quadro demonstrativo de características químicas dos organoclorados....	37
Figura 2	Modelo de Dahlgren e Whitehead.....	51
Figura 3	Esquema demonstrativo das fases de desenvolvimento do estudo.....	54
Figura 4	MRGs de Mato Grosso do Sul pesquisadas.....	56
Figura 5	Atividade econômica nos municípios de MS.....	57
Figura 6	Representação esquemática do processo de elaboração do Painel de Determinantes e Indicadores proposto.....	61
Figura 7	Níveis de abrangência dos determinantes socioambientais adaptado de Dahlgren e Whitehead.....	61
Figura 8	Modelo do Painel de Indicadores e Determinantes para o MS – FPSEEA.....	63
Figura 9	Gráfico comparativo entre os valores das concentrações dos OC e os valores de referência (VR).....	100
Figura 10	Gráfico comparativo do VR e concentrações determinadas dos OC por MRG estudadas.....	101
Figura 11	Gráfico comparativo do percentual de incidência de contaminação por OC nas amostras de leite coletadas nas MRGs.....	103
Figura 12	Número de amostras contaminadas para cada OC.....	104
Figura 13a	Distribuição por MRG dos níveis de concentração nas amostras.....	104
Figura 13b	Comparação relativa entre as concentrações dos contaminantes, por MRG, e a concentração correspondente ao VR.....	105
Figura 14a	Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR, para a MGR 2/4.....	111
Figura 14b	Gráfico demonstrativo do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, para a MGR 2/4.....	112
Figura 15a	Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR para a MGR 3.....	112
Figura 15b	Gráfico do percentual de risco obtido por IDE/IDTM, para a MGR 3.....	113

Figura 16a	Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR para a MRG 5/6.....	113
Figura 16b	Gráfico demonstrativo do percentual de risco obtido por IDE/IDTM, para a MRG 5/6.....	114
Figura 17a	Gráfico demonstrativo do numero de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR para a MRG 9.....	115
Figura 17b	Gráfico demonstrativo do risco obtido na relação entre IDE/IDTM, para a MRG 9.....	116
Figura 18a	Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR para a MGR 10.....	117
Figura 18b	Gráfico do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, para a MRG 10.....	117
Figura 19a	Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR para a MRG 11.....	118
Figura 19b	Gráfico do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, para a MRG 11.....	118
Figura 20a	Gráfico demonstrativo do numero de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR, considerando todas as MRG.....	119
Figura 20b	Gráfico demonstrativo do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, considerando todas as MRG.....	120
Figura 21	Painel de Determinantes e Indicadores (FPSEEA) para contribuições ao desenvolvimento territorial sustentável de Mato Grosso do Sul.....	125

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

- A - Ação
- CODEX - CODEX ALIMENTARIUS - padrão internacional de alimentos.
- DDT - Dicloro-Difenil-Tricloroetano
- DSS - Determinantes Sociais da Saúde
- E - Efeito
- Ex - Exposição
- HCH - Hexaclorociclohexano
- FM - Força Motriz
- FPSEEA - Força Motriz – Pressão – Situação – Exposição – Efeito – Ação
- IDA - Ingestão Diária Admissível
- IDE - Ingestão Diária Estimada
- IDTM - Ingestão Diária Teórica Máxima
- MRG - Microrregiões geográficas
- OC - Compostos organoclorados/Agrotóxicos organoclorados
- OMS - Organização Mundial da Saúde
- P - Pressão
- PER - Pressão-Estado-Resposta
- p,p'-DDE- Metabólito do DDT
- RCA - Risco Crônico Admissível
- RCE - Risco Crônico Estimado
- S - Situação
- VR - Valor de Referência

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	19
3 REVISÃO GERAL DA LITERATURA	20
3.1 Desenvolvimento Territorial Sustentável	20
3.2 Agrotóxicos Organoclorados (OC)	34
3.3 Organoclorados (OC): contaminação ambiental e efeitos à saúde.	38
3.4 Relações entre Desenvolvimento, Ambiente e Saúde: Painel de Determinantes e Indicadores em Saúde Ambiental.	48
4 METODOLOGIA	54
4.1 Seleção e caracterização da área de estudo	55
4.2 Coleta e Análise das amostras do Leite	59
4.3 Cálculo do percentual de Risco Crônico.	60
4.4 Painel de Determinantes e Indicadores Sócio, Ambiental, Econômico e de Saúde	60
5 ARTIGO PUBLICADO	65
5.1 Organochlorine compounds in bovine milk from the state of Mato Grosso do Sul – Brazil.	65
5.2 Artigo em submissão-Risco crônico de contaminantes organoclorados como indicador de exposição na vigilância ambiental em saúde	73
6 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS GERAIS	98
6.1 Determinação do Indicador de Situação – 1ª fase.	98
6.1.1 Níveis de concentração dos organoclorados no estado.	99
6.1.2 Níveis de concentração de organoclorados nas microrregiões pesquisadas.	101
6.2 Determinação do Indicador de Exposição – 2ª Fase.	109
6.2.1 Determinação e Análise do Risco Crônico da exposição a organoclorados.	110
6.2.2 Determinação do Risco Crônico nas MRG pesquisadas.	110
6.3 Construção do Painel de Indicadores e Determinantes – 3ª Fase.	121
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	131
REFERÊNCIAS	133
ANEXO	159

INTRODUÇÃO

Na atualidade, questões relativas à expansão de território e de mercado, bem como associadas ao desenvolvimento tecnológico e sua relação com ambiente, saúde e sustentabilidade, ecoam diuturnamente e constituem cada vez mais o tema de pesquisas científicas, fazendo parte das políticas públicas, da gestão privada e do cotidiano da maioria dos habitantes do planeta. O que se tem, principalmente, são questões amplamente debatidas no prisma do desenvolvimento econômico e prevenção dos riscos. No entanto, hoje os problemas são marcados por elevadas incertezas, acentuada complexidade e múltiplos interesses e valores, o que impulsiona o surgimento de novas reflexões e visões acerca da problemática.

Questões referentes ao ambiente, saúde e desenvolvimento sustentável demonstram complexidade crescente e estão associadas com uma variedade de aspectos do desenvolvimento econômico e social do território. Além disso, a evolução tecnológica conduziu a humanidade a uma situação de incertezas, referentes aos riscos, pois estes podem trazer consequências imprevisíveis e muitas vezes destrutivas. Os riscos cresceram e se tornaram mais complexos à medida que a tecnologia avançou. Hoje, a argumentação científica não se sustenta na neutralidade da ciência.

O estado de incerteza e complexidade que as novas tecnologias trazem abre espaço e exige novas abordagens. Um exemplo que se destaca nesse cenário é a contaminação química que tem larga distribuição, pode acumular-se em toda a biota e ser transportada para todos os compartimentos ambientais. Dessa forma expõe, inadvertidamente, os seres humanos e toda a vida no planeta a situação de vulnerabilidade de difícil e complexa intervenção.

O modelo de desenvolvimento do Brasil caracteriza-se pela crescente demanda de exportação de bens agrícolas em estado natural e decrescentes percentuais de exportações de bens manufaturados de alta tecnologia (CARNEIRO et al., 2012).

Além disso, as consequências desse modelo agroexportador ocasionam a expansão dos latifúndios do agronegócio, com recursos para a mecanização da produção e incorporação da biotecnologia, que ocasionam a expulsão das populações do campo, o inchamento das cidades e o impedimento do desenvolvimento com justiça social (OPAS, 2011). Esse modelo, caracterizado significativamente pela produção de alimentos, apresenta tendência crescente e estreitamente relacionada com a expansão do uso de agrotóxicos. Tal tendência é corroborada pela qualificação do Brasil como o maior consumidor de agrotóxicos do planeta (CARNEIRO et al., 2012).

Os agrotóxicos, para além de seu uso restrito, oferecem severos riscos à população e a toda a biota. A grande nocividade desses compostos justifica a compreensão de que é necessário controlar o uso e superar o modelo químico-dependente de produção de alimentos. Esse controle exige ações intensas de vigilância, configuradas como rotina básica e imprescindível da territorialização em saúde, buscando-se a caracterização da existência de risco, a fragilidade das práticas de manejo e a vulnerabilidade da população exposta (RIGOTTO et al., 2012).

Quando se avança nessa reflexão e se pontua a clara demonstração de riscos e de complexidade que questões do escopo da saúde ambiental refletem na saúde pública, há que se buscar, inevitavelmente, a determinação e interligação de indicadores ambientais e determinantes sociais e de saúde da população como o resultado de um modelo que promova a melhoria da saúde pública e diminuição das iniquidades. Para tanto, é necessário escolher e determinar indicadores que possam gerar conhecimento que auxiliem a tomada de decisão em uma dimensão inteiramente nova, não prevista nas perspectivas da ciência tradicional. Portanto, não se pode mais considerar a realização de estudos, na área da vigilância da saúde ambiental, que se preocupem apenas com um aspecto do processo. Atualmente, a complexidade e imprevisibilidade das questões já mencionadas obrigam a adoção de abordagens integradoras ou sistêmicas, nas avaliações de riscos e efeitos, que ofereçam possibilidades de análise nas dimensões técnicas, científicas, éticas e sociais.

Considerando que a exposição a situações de riscos ambientais leva a um amplo espectro de efeitos sobre a saúde podendo apresentar rápidos sinais negativos ou requerer um longo tempo para produzir um efeito adverso, não se pode estabelecer análise e avaliação de problemas socioambientais por meio de modelagem fragmentada, descontextualizada, que busca a identificação de efeitos agudos. Tem, sim, que se buscar a promoção de modelos sistêmicos que possibilitem a compreensão da globalidade dos problemas, a partir da aceitação e entendimento da complexidade e dos contextos social e histórico.

Nesse aspecto pontua-se o contrassenso contemporâneo estabelecido, que enfatiza o domínio da técnica sobre a natureza e suas consequências. A incrível extensão do poder alcançado pelo progresso técnico-científico, e da necessidade imperativa do seu emprego, conduziu a humanidade a uma espécie de impotência em administrar as consequências imprevisíveis, muitas vezes destrutivas desse mesmo progresso. É nesse cenário que se reforça a importância da ruptura de paradigma condutor das ações do homem perante os riscos estabelecidos pelo desenvolvimento, em todos os seus aspectos. O paradigma da precaução, que surgiu como contraponto à visão de certezas científicas, propõe postura de cautela diante das incertezas científicas, como parâmetro para o impedimento de situações de agravos à saúde e ao ambiente. Muito além de apenas propor uma mudança na ótica analítica da produção e do desenvolvimento, exige um novo imperativo ético (WYNNE, 1992).

As abordagens sistêmicas que desvelam a rede de ligações dentro do contexto global dos riscos ambientais à saúde, oferecem resultados mais eficazes e eficientes uma vez que podem elucidar e focar as intervenções, não apenas nas causas imediatas, mas, principalmente, na força motriz e pressões que estão gerando tais riscos ou efeitos. Especificamente, as forças motrizes criam as condições em que os riscos ambientais para a saúde podem se desenvolver ou serem evitados. São gerados por um grande número de pessoas e sistemas em sua busca das necessidades básicas da vida (alimentação e abrigo) ou em sua apropriação e uso dos bens de consumo. Forças motrizes incluem políticas que determinam tendências no desenvolvimento econômico, desenvolvimento de tecnologia, padrões de consumo e crescimento da população (CORVALAN; TORD; SMITH, 1999).

A questões globais, relacionadas ao contexto mundial e nacional, referentes a demandas socioambientais, somam-se peculiaridades e características regionais. No caso do estado de Mato Grosso do Sul (Brasil), um dos maiores em extensão territorial (357.146 km²), as questões relativas ao desenvolvimento e sustentabilidade ambiental estabelecem-se em um panorama que demanda, certamente, necessidade de se buscar, cada vez mais, formas de desenvolvimento menos agressivas ao meio e à sociedade. O estado possui dois biomas ímpares em relação às demais regiões brasileiras. Apresenta 61% de sua área ocupada pelo Bioma Cerrado e 25% pelo Bioma Pantanal (IBGE, 2004). Ambos os biomas estão comprometidos em vários aspectos, entre eles a expansão da agricultura e das áreas de pastagem – atividades essas importantes para a economia do estado. O tipo de solo da região favorece a expansão da área para cultivo e, conseqüentemente, a produção de insumos de origem vegetal.

É uma região em que a produção agrícola, em termos quantitativos e qualitativos, desponta no cenário nacional e mundial. O modelo econômico estadual demonstra perfil regional em que o agronegócio se estabelece como o primeiro setor que agrega valor ao PIB, em 21% dos municípios, e, em 50% dos municípios, como o segundo setor que agrega maior valor, tendo-se assim, mais de 70% dos municípios do estado com perfil econômico estabelecido fortemente pelo agronegócio. Nos demais municípios, que compõem 29% da região, os serviços predominam, porém a atividade agropecuária também está presente, representando, em média, 30% do valor do PIB (MATO GROSSO DO SUL; SEMAC, 2010). Portanto, o estado do MS, embora esteja procurando direcionar o seu potencial também para o setor terciário e reforçar o setor secundário, ainda configura-se no cenário nacional como um dos estados que mais contribuem para o crescimento do setor agropecuário (IBGE, 2012).

O agronegócio no estado desponta-se e encontra-se em forte expansão. É um estado que se destaca na produção de soja, arroz, trigo, milho, feijão, mandioca, algodão, cana-de-açúcar. Ocupa a sexta posição na produção nacional de grãos (5,7%), terceiro lugar na produção de milho (3.500.000 ton) e quinto lugar na produção de soja (5.500.000 ton) (IBGE, 2012). Portanto o estado está entre os maiores produtores agrícolas nacionais destacando-se nas lavouras que mais utilizam agrotóxicos para o cultivo (IBGE, 2006; CARNEIRO et al., 2012).

Nos últimos dez anos, o mercado mundial de agrotóxicos cresceu 93% e o mercado brasileiro, 190%, estabelecendo-se como o maior mercado mundial de agrotóxicos. Mato Grosso do Sul acompanhou esse crescimento e, mesmo sendo um dos estados mais jovens da federação, já se configura como um dos grandes consumidores nacionais de agrotóxicos, destacando-se, em 2012, com a oitava posição entre os nove maiores estados consumidores de agrotóxicos do país (CARNEIRO et al., 2012).

O agronegócio no estado envolve a agricultura e a pecuária. O valor bruto da produção agrícola saltou de 5,8 bilhões em 2011 para 9,9 bilhões em 2012, um aumento de 69% (IBGE, 2013). O rebanho bovino conta com mais de 22.000.000 cabeças, o que coloca o estado como o segundo produtor da região centro oeste (IBGE, 2010). Mato Grosso do Sul ocupa a 12ª colocação, como produtor de leite bovino, com produção de 521.832 milhões de litros de leite em 2011, conseguida por, aproximadamente, 30.000 produtores. A quantidade total de leite passou de 410.960 milhões de litros em 2007 para 517.185 milhões de litros em 2011. Em 2012 a produção foi de 521.831 milhões de litros (IBGE, 2011). Como visto o agronegócio que utiliza o modelo químico-dependente de produção de alimentos exige controle e ações intensas de vigilância ambiental.

Nesse contexto configurou-se a proposta do presente estudo que pretendeu, por meio da avaliação da contaminação por agrotóxicos em alimento de origem animal (leite) produzido no estado, estabelecer parâmetros iniciais capazes de fomentar e subsidiar estudo integrador das questões ambientais, sociais e de saúde, tendo como eixo central o modelo econômico estadual. Tais questões se estabelecem como importantes e fundamentais determinantes e indicadores para a proposição e execução de ações geradoras de desenvolvimento aliado à sustentabilidade ambiental.

O objeto do estudo ora apresentado é o modelo de produção agropecuária do estado e suas implicações socioambientais e de saúde que foi analisado com base no modelo da Organização Mundial da Saúde, denominado Força Motriz – Pressão – Situação – Exposição – Efeito – Ação (FPSEEA) (CORVALÁN; KJELLSTRÖM; SMITH, 1999) e no modelo

teórico conceitual de Determinantes Sociais da Saúde proposto por Dahlgren e Whitehead (1992).

Como uma etapa do processo de operacionalização deste estudo, determinaram-se os níveis de organoclorados em leite bovino produzido no estado de Mato Grosso do Sul que se configurou como Indicador Ambiental de Situação. Tais dados estão descritos no artigo já publicado, intitulado **Organochlorine compounds in bovine milk from the state of Mato Grosso do Sul – Brazil**. O percentual de Risco Crônico existente na ingestão do leite produzido e consumido no estado configurou-se como Indicador Ambiental de Exposição, no contexto da matriz FPSEEA, que estão apresentados no artigo: **Risco crônico de contaminantes organoclorados como indicador de exposição na vigilância em saúde ambiental**.

Com tais determinações, propôs-se a organização das vias causais entre produção, ambiente, saúde e sociedade, buscando-se a superação da análise do risco químico isolado. O estudo aproxima-se de um dos principais desafios para a consolidação da Vigilância em Saúde Ambiental no Brasil, que tem proposto o desenvolvimento de indicadores socioambientais como subsídios para a tomada de decisão de forma sistêmica, coletiva e territorializada (RIGOTTO et al., 2012; BRASIL, 2012). Além disso, a intenção do estudo direciona-se para a contribuição ao reforço para a integração entre todos os setores e pessoas envolvidos para se pensar e agir, não de forma isolada e focada apenas em aspectos particulares da problemática, porém contribuir para a construção de um paradigma emergente de ciência, fundado no compromisso ético-político com os mais vulneráveis, conforme propõem Rigotto et al. (2012).

Nesse panorama é que se estabelece a proposta do presente estudo que pretende alinhar-se a iniciativas que buscam tratar o desenvolvimento, a sustentabilidade e a saúde coletiva na ótica de mudanças e rupturas de paradigmas, de forma transdisciplinar e participativa, em consonância ao Programa de Projetos de Gestão Integrada em Saúde Ambiental, do Ministério da Saúde (Brasil), que defende e propõe abordagens integradoras para a problemática.

2 OBJETIVOS

Geral

Elaborar proposta de abordagem integradora, com base na Vigilância em Saúde Ambiental, buscando contribuições para o desenvolvimento territorial sustentável de Mato Grosso do Sul.

Específicos

- a) Estabelecer indicador ambiental de situação baseado na presença e concentração de resíduos de organoclorados em leite pasteurizado de Mato Grosso do Sul, Brasil.
- b) Determinar o risco crônico da ingestão de contaminantes organoclorados, como indicador de exposição, considerando o consumo diário, por crianças e adultos, de leite bovino presente na dieta regional.
- c) Construir Painel de Determinantes e Indicadores da área da Epidemiologia Ambiental, a partir dos indicadores de **situação** e **exposição** determinados e baseado na matriz FPSEEA, buscando contribuições para o desenvolvimento de estudos interdisciplinares do campo da vigilância em saúde ambiental.

3 REVISÃO GERAL DA LITERATURA

3.1 Desenvolvimento Territorial Sustentável

A reflexão e a ação no âmbito das inter-relações entre desenvolvimento, ambiente e saúde requerem o estabelecimento de um conjunto de pressupostos capazes de qualificar e trazer à discussão as implicações políticas, éticas, epistêmicas e, sobretudo, político-administrativas. A compreensão dessas inter-relações tem sido o foco de estudos e preocupações de especialistas, setores governamentais e sociedade em geral, a partir da busca dos efeitos da ação antrópica e dos efeitos que as condições do ambiente provocam na saúde da população (BRASIL, 2011a).

No amplo contexto do desenvolvimento sustentável, há décadas tem-se a profusão de diversificadas interpretações de tal termo e aplicações difusas por diversos segmentos sociais, pesquisadores, empresários e governos. No campo das ideias o conceito perfaz caminhos distintos. Se por um lado o “desenvolvimento sustentável”, no âmbito do debate acadêmico, associa-se à concepção de preservacionismo ambiental biocentrista e ensejam significações distintas, o “desenvolvimento territorial sustentável”, mais que um “novo” modo de se adjetivar o termo, contrapõe-se às soluções científicistas, amparadas nas soluções endógenas e ancoradas na recriação científicista da natureza, para a defesa das peculiaridades culturais e tecnológicas típicas de cada “ecorregião”. Não nega a importância dos intercâmbios, mas não situa os elementos exógenos e as soluções universalistas acima dos condicionantes ecológicos e sociais de cada contexto específico (MANTOVANELI JR.; SAMPAIO, 2010).

A partir dessas considerações e da grande profusão de aplicações que o termo “desenvolvimento sustentável” alcança, considera-se importante a explicitação da significação que o mesmo assume no presente trabalho, pois tal posicionamento balizará todas as considerações e proposições que serão apresentadas. Portanto, o conceito “desenvolvimento sustentável”, neste estudo, é utilizado em conformidade com a reflexão proposta por Mantovaneli Jr. e Sampaio (2010), que o utilizam numa vertente sustentabilista identificada

como “desenvolvimento territorial sustentável” que tem no homem um ser que, como qualquer outra espécie no planeta, impacta fortemente sobre os recursos planetários e, portanto, precisa de uma postura diferenciada sobre o ambiente do qual é parte inalienável, ou seja, numa perspectiva ecocêntrica. Com esses antecedentes é que iniciamos a explanação do tema ora proposto visando contribuir para o desenvolvimento territorial sustentável da região de Mato Grosso do Sul, a partir do estabelecimento de indicador ambiental inter-relacionado com a saúde da população com base nos preceitos da ciência da precaução.

A humanidade, a partir de sua evolução tecnológica, assiste a um momento de complexidade e incertezas, referentes aos riscos proporcionados pelas mudanças socioambientais. Atualmente, questões relativas à imprevisibilidade ocasionada pelo contexto tecnocientífico e decorrentes de reflexões sobre proposições éticas vêm exigindo uma mudança de postura. Neste cenário, buscam-se soluções a problemas associados à tecnologia, saúde, ambiente e sustentabilidade (PORTO, 2008).

Monitorar o progresso rumo ao desenvolvimento sustentável significa ser capaz de avaliar as dimensões econômica, ambiental e social da política. Investimento em saúde por si só não resolve problemas sociais ou o impacto ambiental das alterações climáticas. Mas para aqueles com o objetivo de promover uma abordagem mais justa e sustentável para a globalização, a saúde das pessoas continua sendo de vital importância como medida do impacto das políticas em todas essas áreas (WHO, 2012a).

A saúde transcende a situação da simples ausência de doenças e se configura numa esfera integradora de aspectos relativos ao bem-estar físico, mental e social. Os fatores determinantes e condicionantes de tal situação exigem abordagens inovadoras multidimensionais e integradoras das dimensões políticas, econômicas, culturais e ecológicas. Tais abordagens devem balizar a postura da administração pública na esfera ambiental e na inter-relação entre ecossistemas, economia e saúde (SOUZA et al., 2009). Saúde é uma pré-condição, assim como um resultado de todas as três dimensões do desenvolvimento sustentável (ambiental, social e econômico). Identificar os benefícios para a saúde, de políticas mais sustentáveis para a produção de alimentos pode ser importante na promoção de

parcerias políticas e de cooperação. Tais parcerias são fundamentais para a implementação da segurança alimentar e nutricional, de saúde e mudança climática, enfocando as relações entre alimentação, segurança, nutrição, saúde e igualdade de gênero (WHO, 2012b).

Nesse sentido, a identificação de problemas de saúde relacionados às questões ambientais tem conduzido o esforço da esfera governamental para a construção de uma base de indicadores sobre saúde ambiental, realizado no âmbito mundial da Rede Interagencial de Informações para a Saúde – o objetivo é a formação de bases para o estabelecimento de prioridades e a formulação e avaliação de políticas e programas, no âmbito do setor Saúde e em áreas intersetoriais afins (WHO, 2012a).

O ambiente saudável é um pré-requisito para uma boa saúde. A redução da poluição do ar, da água e de contaminantes químicos, pode evitar até um quarto do fardo global total de doenças. Políticas energéticas e econômicas menos poluentes poderiam reduzir pela metade o número de mortes de crianças e melhorar a saúde de até três bilhões de pessoas mais pobres do mundo (WHO, 2012a). Enquanto o mundo procura enfrentar os desafios colocados pelo envelhecimento da população, as populações que crescem cada vez mais móveis, a competição por recursos naturais escassos, a incerteza financeira, e um clima de mudança, não é mais viável se pensar soluções em termos de setores específicos, mas sim, de forma globalizada (WHO, 2012a).

Nos países menos desenvolvidos, um terço das mortes e doenças está relacionado diretamente a causas ambientais. Nos países desenvolvidos, um ambiente mais saudável, com menor poluição, pode reduzir significativamente a incidência de câncer, doenças cardiovasculares, asma, infecções do trato respiratório inferior entre outras enfermidades. Fatores ambientais afetam 85 das 102 categorias de doenças e lesões constantes do Relatório sobre a Saúde no Mundo (WHO, 2010).

Saúde ambiental aborda todos os fatores físicos, químicos e biológicos externos a uma pessoa e todos os fatores que afetam comportamentos. Engloba a avaliação e controle de

condições ambientais que potencialmente podem afetar a saúde (WHO, 2012a). A ação coordenada de governos e indústria é uma necessidade urgente para reduzir os crescentes riscos para a saúde humana e para o ambiente colocados pelo manejo não sustentável de produtos químicos em todo o mundo. A gestão de produtos químicos pode reduzir os encargos financeiros e de saúde, além de melhorar os meios de subsistência, que sustentam os ecossistemas, reduzindo a poluição e desenvolver tecnologia verde. Produtos químicos sintéticos ou naturais são parte integrante da vida cotidiana no mundo de hoje. Não há praticamente nenhuma indústria em que os produtos químicos não sejam usados e não há um único setor econômico em que os produtos químicos não desempenhem um papel importante (WHO, 2012c).

Milhões de pessoas em todo o mundo levam vidas mais abastadas, mais produtivas e mais confortáveis em função dos milhares de produtos químicos no mercado hoje. Esses produtos químicos são usados em uma grande variedade de produtos e processos e, enquanto eles são os principais contribuintes para as economias nacionais e do mundo, a sua boa gestão em todo seu ciclo de vida é essencial para evitar os riscos cada vez mais complexos para a saúde humana, os ecossistemas e os custos substanciais para as economias nacionais (WHO, 2012c).

Indústrias que produzem e utilizam produtos químicos têm um impacto significativo em todo o mundo, seja comercial ou econômico de crescimento, sobre o emprego, saúde e lazer. Mas os produtos químicos podem ter efeitos adversos na saúde humana e no meio ambiente. Uma variedade de forças globais econômicas e regulatórias influenciam mudanças no uso de produtos químicos na produção, transporte, importação e exportação, e disposição ao longo do tempo. Em resposta à crescente demanda por produtos químicos à base de produtos e processos, a indústria química internacional tem crescido dramaticamente desde os anos 1970. A produção global de produtos químicos (produzidos e enviados) foi avaliada em 171 bilhões de dólares em 1970. Até 2010, havia crescido para 4,12 trilhões de dólares (WHO, 2012c).

A humanidade vem usando, a um longo período, produtos químicos sintéticos, como no caso dos agrotóxicos, para a produção de alimentos. No entanto, a maioria desses compostos apresenta-se como um importante risco ecológico global, com severa persistência ambiental, grande capacidade de interação com territórios e ecossistemas mais amplos e bioacumulação. Portanto, apresentam riscos complexos e que exigem abordagens integradas para ser compreendidos e controlados (PORTO, 2008) Nos países latino-americanos e caribenhos o padrão predominante de desenvolvimento transforma ecossistemas de forma irreversível gerando projetos agrícolas, industriais, de extração e de energia lucrativos em curto prazo, mas negligentes no que se refere à exploração dos recursos naturais (PERIAGO et al., 2007).

Buscando-se contribuições da teoria social, para a precaução dos riscos que contaminantes apresentam à saúde, pontua-se que, ao se discutir ou pesquisar os riscos na vida social contemporânea, são fundamentais a observação e interpretação das manifestações sociais locais a respeito do risco em questão. Nessa vertente, Beck (1999), propõe o conceito de “sociedade de risco”.

Sua teoria destaca a passagem de uma sociedade industrial para uma sociedade de risco, e o advento da incerteza que vem com ela. A sociedade industrial e o poder da tecnologia provocaram significativas mudanças nas relações sociais e outra maneira de relacionamento com as coisas e fatos. Beck afirma que tais relações foram profundamente transformadas por seu próprio desenvolvimento, que produziu o risco global (BECK, 1999).

O principal elemento constituinte da sociedade contemporânea é a incerteza, que surgiu como consequência dos grandes poderes tecnológicos, conquistados pela humanidade. O desenvolvimento da ciência e da técnica não poderia mais dar conta da predição e controle dos riscos que contribuiu decisivamente para criar e que geram consequências de alta gravidade, podendo ser irreversíveis, para a saúde humana e para o meio ambiente. Entre esses riscos, Beck inclui os riscos ecológicos, químicos, nucleares e genéticos, produzidos industrialmente (BECK, 1999). Dessa forma o risco, na atualidade, se desloca da ponta da

cadeia de produção humana para o início desta, comungando com o paradigma da precaução proposto por Wynne (WYNNE, 1992; BECK, 1999).

Beck preconiza que é na reflexividade como dado estrutural da sociedade, que se deve analisar e decidir sobre as consequências e os perigos das ações humanas direcionadas à produção geral e global. Propõe o termo “modernização reflexiva” (BECK; GIDDENS; LASH, 1997). A proposta de Beck caminha na direção de uma tecnologia autônoma, livre das determinações e interesses econômicos e militares, o que possibilita um processo decisório aberto e democrático acerca de suas aplicações e usos. Tal proposta poderia superar ou impedir a injustiça ambiental (GUIVANT, 2011)

Estudo realizado com base na teoria de Beck e na vertente precaucionária dos riscos, proposta por Wynne (1992), em área urbana contaminada de São Paulo, Brasil, entre 2003 e 2005, analisou a importância da adoção do Princípio da Precaução e, portanto, a decorrente mudança de paradigma na ciência e nas decisões políticas sobre o risco, como referência na construção de indicadores ambientais (WYNNE, 1992; ARAÚJO; GÜNTHER, 2009). Para os autores, os referenciais sobre os riscos seriam estabelecidos por intermédio de fóruns de negociação e não somente pelos conhecimentos técnico e científico, nos quais autoridades públicas, setor privado, representantes da sociedade civil e da sociedade política debateriam e decidiriam sobre quais riscos seriam aceitos ou não. Dessa forma os referenciais dos riscos seriam conhecidos e endossados pela sociedade de modo democrático e socialmente construídos. No entanto, o estudo realizado constatou que a falta de canais institucionais de participação social, com poder de vazão às demandas locais sobre o risco, dificultou o processo de debate e tomada de decisão sobre a questão do risco, na busca de melhores condições de saúde dos indivíduos e do seu ambiente (BARAÚJO; GÜNTHER, 2009).

No Brasil, em decorrência de seu modelo de crescimento econômico, coexistem processos produtivos com riscos tecnológicos complexos com potencialidade para geração de riscos à saúde humana e ao ambiente, além de heterogeneidade na distribuição de renda e infraestrutura, bem como da qualidade ambiental. Tal contexto faz emergir, na população, doenças infectocontagiosas e crônico-degenerativas vinculadas aos fatores ambientais, tais

como, presença de vetores e contaminação das águas e, no caso das doenças crônico-degenerativas relacionadas à poluição ambiental, à má qualidade dos alimentos e ao estresse (BRASIL, 2005). Portanto, a participação de todos os setores da sociedade, principalmente os representantes da sociedade civil, deveria ser oportunizada e estimulada sempre que fosse necessária a tomada de decisão frente a ações geradoras de riscos ao homem e a todo o planeta.

A partir da década de 1990, a disseminação de novas tecnologias para os processos produtivos, em todo o território nacional, permitiu que o Brasil vivesse um surto de desenvolvimento agrícola, caracterizado pelo aumento da fronteira agrícola e pela propagação de culturas, gerando significativa expansão do agronegócio. Uma das maiores consequências desse crescimento foi o consumo elevado e descontrolado de agrotóxicos. Esses resultados puderam ser comprovados no final da década de 1990, mais especificamente no ano de 1998, quando pesquisas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) indicaram que o consumo de agrotóxicos no Brasil correspondeu a 307 mil t de produtos comerciais (JARDIM et al., 2009).

O diclorodifeniltricloroetano (DDT) foi usado em excesso, particularmente na agricultura, na qual se consumiram 80% da sua produção. Como resultado, a concentração desse composto no meio ambiente elevou-se rapidamente e começou a afetar a capacidade reprodutiva das aves, que o incorporaram indiretamente em seus organismos. Entretanto, na década de 60, descobriu-se que, de fato, o DDT era o responsável por provocar danos à saúde de diversas espécies de pássaros, prejudicando a reprodução e oferecendo grandes riscos para a biodiversidade. Em 1972, a Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (Environmental Protection Agency – EPA) proibiu todos os usos do DDT, exceto os indispensáveis para a saúde pública. Atualmente, o DDT é proibido em pelo menos 86 países. No entanto, ainda continua sendo usado em alguns países em desenvolvimento, no combate à malária e outras doenças tropicais. Porém, não obstante as ocorrências com o DDT, o desenvolvimento da síntese orgânica durante a Segunda Guerra Mundial e a consolidação do padrão tecnológico da agricultura, chamada moderna, tiveram importância fundamental no desenvolvimento da indústria mundial de agrotóxicos (JARDIM et al, 2009).

A contaminação de ambientes rurais, residenciais e dos alimentos, por agrotóxicos, bem como a intoxicação de trabalhadores e populações em regiões onde prospera o agronegócio, em especial de monocultivos como a soja e a produção de árvores para celulose ou siderurgia, aparece como uma das principais causas de injustiça ambiental no Brasil.

Essa expansão produziu e continua a produzir consequências provocadoras e reforçadoras de iniquidades e, portanto, injustiça ambiental, uma vez que é geradora de desigualdades dos ganhos e dos agravantes impostos pela legislação ambiental e pela condição socioeconômica, provocadoras de concentração de terras, renda e poder político dos grandes produtores, desemprego e migração campo-cidade com impactos no caos urbano das metrópoles dos países periféricos. Além disso, causa o não atendimento das demandas de segurança e soberania alimentar, já que o agronegócio está preocupado em produzir as mercadorias agrícolas mais lucrativas e que muitas vezes não são alimentos (caso dos biocombustíveis) ou são exportadas como commodities para os países mais ricos. Soma-se, ainda, a disputa por terras que gera conflitos com as populações tradicionais como indígenas, quilombolas, pescadores e extrativistas, além daqueles com agricultores familiares e os movimentos pela reforma agrária (FIRPO, 2011 apud LONDRES, 2011).

O uso de agrotóxicos organossintéticos no Brasil se iniciou em 1943, quando chegaram as primeiras amostras do inseticida DDT, que teve seu uso proibido efetivamente em 02 de setembro de 1985, por meio da Portaria nº 329, do Ministério da Agricultura, que proibiu em todo o território nacional a comercialização, distribuição e uso desse composto na agricultura (BRASIL, 1985). Em 1998, período marcado por grandes avanços na produção agrícola nacional, os agrotóxicos foram mais usados nas regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste, com consumo, respectivamente, de 38,9, 31,2 e 22,8% dos agrotóxicos utilizados no Brasil. Nas demais regiões, essas porcentagens foram menores (JARDIM et al., 2009).

O consumo de agrotóxicos na região Norte foi, comparativamente, muito pequeno (1,3%), enquanto na região Nordeste (5,8%) o uso foi, principalmente, concentrado nas áreas de agricultura irrigada. Na região Centro-Oeste o consumo de agrotóxicos aumentou consideravelmente durante as décadas de 1970 e 80, devido principalmente à ocupação dos

Cerrados, sendo que o mesmo continua crescendo pelo aumento da área plantada naquela região, em especial com o cultivo da soja e do algodão. Destacam-se, quanto à utilização de agrotóxicos, os estados de São Paulo (25,2%), Paraná (16,2%), Minas Gerais (12,1%), Rio Grande do Sul (12,0%), Mato Grosso (9,4%), Goiás (7,6%) e Mato Grosso do Sul (5,5%) (JARDIM et al, 2009). Atualmente o Brasil se destaca no cenário mundial por possuir o maior mercado mundial de agrotóxicos, superando os EUA (CARNEIRO et al, 2012).

Alguns desses compostos estão proibidos no Brasil ou têm o seu uso restrito, como é o caso dos pesticidas organoclorados, proibidos a partir de 1985 (BRASIL, 1985), sendo permitido apenas para as campanhas de controle epidemiológico e o uso de Endosulfan para lavouras de café, cacau, algodão e soja, porém com uso limitado até 2012 - a partir de 2013 será proibido (BRASIL, 2011). A exposição a níveis excessivos de agrotóxicos pode ocorrer no trabalho por meio do alimento, solo, água ou ar. E com a contaminação de águas subterrâneas, lagos, rios e outros corpos de água, os agrotóxicos podem ainda poluir os suprimentos de água potável, peixes e outras fontes muitas vezes vitais para o bem-estar humano (MURRAY et al, 2004).

O monitoramento e fiscalização da fabricação de agrotóxicos no Brasil estão sob a responsabilidade da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Entre julho de 2009 e agosto de 2010 a ANVISA realizou dez fiscalizações desse tipo. Em todas foram encontradas irregularidades graves adulteração na fórmula e sem controle obrigatório de impurezas toxicologicamente relevantes. Dentre essas irregularidades foram verificados produtos com as datas de fabricação e de validade vencidas, falta de controle de impurezas e embalagens vazando, adulterações de fórmulas dos produtos (produto comercializado com formulação tóxica acima do permitido), irregularidades no rótulo e bula sobre as informações da classificação toxicológica, matérias-primas e produtos com prazo de validade adulterado, agrotóxicos com componentes em desacordo com os informes de avaliação toxicológica aprovados, matérias-primas com datas de validade vencidas e provenientes de fabricantes não autorizados (LONDRES, 2011).

A ANVISA, por meio de seu Programa de Avaliação de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA) detectou no monitoramento, realizado em 2009, agrotóxicos que já foram banidos do Brasil, mas cujos resíduos continuam a aparecer nas amostras de alimentos analisadas. Foram detectados resíduos de sete produtos proibidos: heptacloro, dieldrin, clortiofós, mirex, paration, monocrotofos e azinfos-metilico. Embora exista a possibilidade de, em alguns casos, os resíduos presentes nos alimentos serem devidos à persistência dos produtos nas matrizes ambientais, existem fortes evidências sugerindo que estes agrotóxicos estejam sendo contrabandeados para o Brasil e usados ilegalmente na agricultura (LONDRES, 2011).

O uso de agrotóxicos adquiridos de forma ilegal de países vizinhos (Paraguai e Uruguai), além de falsificação destes produtos, tem sido reportado pela imprensa brasileira, principalmente em alguns Estados da Federação, como Rio Grande do Sul, Paraná, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, devido à proximidade com esses países e à produção agrícola nesses estados (PORTAL BRASIL, 2012).

Os pesticidas podem ser adquiridos no Paraguai pagando-se até dez vezes menos do que o valor praticado no Brasil. Pelo fato de estes produtos não passarem por um controle de qualidade, não se conhece exatamente a sua composição química e, conseqüentemente, a concentração que está sendo aplicada, elevando o risco à saúde humana e ao meio ambiente. O Ministério da Agricultura e a Polícia Federal têm intensificado ações para detectar, penalizar e coibir tais práticas (PRATES; GEBARA; RÉ-POPPI, 2011).

Notícias sobre apreensões e fiscalizações realizadas pelos órgãos competentes são veiculadas com frequência nos meios de comunicação e nos sítios da internet. Em vários estados vêm ocorrendo falsificações de agrotóxicos e utilização indiscriminada e sem a adoção de medidas de segurança para os trabalhadores e população. Em Mato Grosso foram apreendidos três agrotóxicos proibidos no Brasil e os órgãos fiscalizadores constataram que tais agrotóxicos foram fabricados na China e trazidos ao Paraguai, de onde entraram no Brasil. Trabalhadores resgatados aplicavam produtos sem proteção e apresentavam sintomas de intoxicação, como náusea e alergias (REPÓRTER BRASIL, 2008). A ANVISA, com apoio

da Polícia Federal, identificou a produção de agrotóxicos com formulação adulterada, inclusive com ativos da classe dos organoclorados, sem autorização dos órgãos competentes, na empresa Bayer, localizada em Belford Roxo (RJ) (ANVISA, 2009).

Fiscais do Departamento de Proteção Ambiental do IBAMA em Mato Grosso do Sul flagraram o uso de agrotóxico ilegal em fazenda localizada na região de Ponta Porã, na fronteira com o Paraguai. A operação denominada Guaicurus do IBAMA MS também flagrou desmatamento ilegal dentro da reserva de assentamento na região (ECODEBATE,2009). Operações policiais nos estados do Paraná, Rio Grande do Sul, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul retiraram de circulação mais de sete toneladas de agrotóxicos proibidos no país. Somente em um mês, a fiscalização apreendeu duas toneladas desses produtos (AG RURAL, 2010).

Em 2011, no Mato Grosso foram apreendidos mais de 700 kg de agrotóxicos contrabandeados, além de detectados produtos com prazo de validade vencido, armazenagem incorreta, venda de agrotóxico fracionado, receituário agrônômico preenchido incorretamente e sem assinatura do profissional responsável (G1.MATO GROSSO, 2011a). No município de Poxoréu, 259 km ao sul de Cuiabá, a Polícia Federal desmontou fábrica clandestina de agrotóxicos (G1.MATO GROSSO, 2011b). Policiais militares apreenderam agrotóxicos contrabandeados na rodovia MS-141, no município de Ivinhema, região sudoeste do Mato Grosso do Sul (BOL, 2012). E a Polícia Rodoviária Federal (PTF) de Naviraí (MS) apreendeu, em janeiro de 2013, vários agrotóxicos contrabandeados (PORTAL do MS, 2013).

Fatores relacionados como agravantes para o uso dos agrotóxicos de forma indiscriminada e incoerente com a legislação, são destacados em estudo recente realizado por Wagner Lopes Soares, economista do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no contexto do Programa de Saúde Pública e Meio Ambiente da ENSP. O pesquisador concluiu que um fator importante para a decisão do agricultor sobre o uso de agrotóxicos em sua produção é que muitos dos seus impactos sociais são externalizados, ou seja, não refletem em um custo privado para o agricultor quando decide utilizar esses produtos. Quem acaba pagando, quando há trabalhadores intoxicados, contaminações na biota e em recursos

ambientais é a sociedade, o que de certa forma acaba incentivando o uso desses insumos por parte do agricultor individual. Os pequenos produtores e seus trabalhadores têm maior risco porque são mais vulneráveis, ou seja, sofrem com a falta de informação, e, na maioria dos casos, o vendedor indica qual agrotóxico ele deve usar no estabelecimento, o que aumenta as chances de intoxicação em 263%. Os resultados também indicam que os custos com a intoxicação aguda podem representar 64% dos benefícios dos agrotóxicos (SOARES, 2010).

O uso intensivo de agrotóxicos no Brasil configura-se como um problema com severos efeitos nocivos e também um agravante para a desigualdade social, ou seja, para a injustiça ambiental. Nem sempre o problema se dá no campo, uma vez que a produção de agrotóxicos também está presente em tragédias envolvendo trabalhadores e populações urbanas (FIRPO, 2011 apud LONDRES, 2011).

O consumo médio de agrotóxicos vem aumentando em relação à área plantada, ou seja, passou-se de 10,5 litros por hectare (l/ha) em 2002, para 12,0 l/ha em 2011. Tal aumento está relacionado a vários fatores, como a expansão do plantio da soja transgênica que amplia o consumo de glifosato, e a crescente resistência das ervas “daninhas”, dos fungos e dos insetos, demandando maior consumo de agrotóxicos e/ou o aumento de doenças nas lavouras, como a ferrugem asiática na soja que aumenta o consumo de fungicidas. Importante estímulo ao consumo advém da diminuição dos preços e da absurda isenção de impostos dos agrotóxicos, fazendo com que os agricultores utilizem maior quantidade por hectare (PIGNATI; MACHADO, 2011 apud CARNEIRO et al., 2012).

Nos últimos três anos o Brasil vem ocupando o lugar de maior consumidor de agrotóxicos no mundo. Os impactos à saúde pública são amplos porque atingem vastos territórios e envolvem diferentes grupos populacionais como trabalhadores em diversos ramos de atividades, moradores do entorno de fábricas e fazendas, além de todos nós que consumimos alimentos contaminados. Tais impactos são associados ao nosso atual modelo de desenvolvimento, voltado prioritariamente para a produção de bens primários para exportação (CARNEIRO et al., 2012).

Se o cenário atual já é suficientemente preocupante, do ponto de vista da saúde pública, deve-se levar em conta que as perspectivas são de agravamento dos problemas nos próximos anos. De acordo com as projeções do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento para 2020/2021, a produção de commodities para exportação deve aumentar em proporções de 55% para a soja, 56,46% para o milho, 45,8% para o açúcar, entre outros. Como são monocultivos químico-dependentes, as tendências atuais de contaminação devem ser aprofundadas e ampliadas (CARNEIRO et al., 2012).

Com o objetivo de apoiar a luta de populações e grupos atingidos em seus territórios por projetos e políticas de desenvolvimento, consideradas insustentáveis e prejudiciais à saúde, o projeto desenvolvido pela Fiocruz em parceria com a ONG Fase - Solidariedade e Educação, com o apoio do Departamento de Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador do Ministério da Saúde, realizou um mapeamento inicial de conflitos envolvendo injustiça ambiental e Saúde no Brasil. Em consonância com os princípios da justiça ambiental, o Mapa busca sistematizar e socializar informações disponíveis, dando visibilidade às denúncias apresentadas pelas comunidades e organizações parceiras (FIOCRUZ/FASE, 2010).

No Mapa aparecem 53 casos de conflitos no território nacional, em que se verificam a palavra agrotóxico, relacionados a questões rurais e, também, a tragédias envolvendo trabalhadores e populações urbanas. Portanto, conclui Marcelo Firpo, pesquisador da Fiocruz, nem sempre o problema se dá no campo: a produção de agrotóxicos também está presente em tragédias envolvendo trabalhadores e populações urbanas (FIRPO, 2011 apud LONDRES, 2011). O Mapa busca sistematizar e socializar informações disponíveis, dando visibilidade às denúncias apresentadas pelas comunidades e organizações parceiras. Com isso, espera-se contribuir para o monitoramento de ações e de projetos que enfrentem situações de injustiças ambientais e problemas de saúde em diferentes territórios e populações das cidades, campos e florestas, sem esquecer as zonas costeiras.

Os dados disponíveis e mais recentes do Ministério da Saúde (MS) apontam que as intoxicações agudas por agrotóxicos no país já ocupam a segunda posição entre as intoxicações exógenas notificadas. O número de casos notificados relacionados à intoxicação

por agrotóxicos aumentou durante o período de 2.071 (2007) para 3.466 (2011), um aumento de 67,3% (MS, 2011 apud AUGUSTO et al., 2012).

De acordo com Soares (2010), para cada dólar gasto com a compra dos agrotóxicos no estado, US\$ 1,28 poderia ser gerado em custos externos com a intoxicação. A adoção de um programa de incentivo à agricultura orgânica por parte do município reduziria as chances de intoxicação no estabelecimento rural em 47%, revertendo essa situação de distorção e prejuízos à sociedade (SOARES, 2010).

Além desse quadro de ilógica econômica, demonstrado, e dos severos riscos de intoxicações agudas, é importante ressaltar os graves riscos crônicos que os agrotóxicos impõem à população, com a mesma configuração de injustiça ambiental, levando os seres humanos e toda a vida dos afetados a uma significativa perda de suas características naturais e genealógicas e, até mesmo, de sua vida.

Estudos nacionais de monitoramento de resíduos de agrotóxicos em alimentos têm demonstrado que 30% dos alimentos produzidos no país estão contaminados com agrotóxicos (CARNEIRO et al., 2012). O PARA da ANVISA, tem monitorado alimentos buscando a divulgação da situação de contaminação, e vem cumprindo o importante papel de incentivar, em diferentes estados, um conjunto de ações intersetoriais e de parceria envolvendo órgãos de governo, produtores rurais, centrais de distribuição de alimentos, mercado varejista, entidades representativas dos consumidores, ministério público, instituições de pesquisa, entre outros, com o objetivo de melhorar a qualidade e a segurança dos alimentos. Em 2009, em amostras de vários produtos, dentre eles, pimentão, alface, arroz, banana, batata, cebola, cenoura, feijão, laranja, maçã e mamão produtos foram analisados e investigados diferentes ingredientes ativos de agrotóxicos. Muitos produtos apresentaram amostras insatisfatórias e entre os resultados em 15 das 20 culturas analisadas foram encontrados agrotóxicos que, além de não serem autorizados para as respectivas culturas, estão em processo de reavaliação toxicológica junto à ANVISA devido aos efeitos negativos para a saúde humana (LONDRES, 2011).

A atual situação alimentar e nutricional do País torna evidente a necessidade de uma melhor organização dos serviços de saúde para atender às demandas geradas pelos agravos relacionados à má alimentação e das ações de vigilância para proporcionar a identificação de seus determinantes e condicionantes, assim como das regiões e populações mais vulneráveis. As diretrizes nacionais indicam as linhas estabelecidas para ações de controle e regulação dos alimentos: pesquisa, inovação e conhecimento em alimentação e nutrição; cooperação e articulação para a Segurança Alimentar e Nutricional (BRASIL, 2012). Portanto, a contaminação de alimentos por agrotóxicos se estabelece como tema fundamental ao se pensar e pesquisar questões no âmbito da segurança alimentar, principalmente no contexto da vigilância em saúde ambiental.

3.2 Agrotóxicos Organoclorados (OC)

A grande maioria dos agrotóxicos organoclorados (OCs) é classificada como compostos orgânicos persistentes (POPs) e está inserida no grupo das Substâncias Tóxicas Persistentes (STP) que compreendem os bifenilas policloradas (PCB), os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH), o hexaclorobenzeno - HCB, o aldrin, o dieldrin, o endrin, o p,p,-DDT, o p,p,-DDE, p,p,-DDD, o hexaclorocicloexanos (α -HCH, β -HCH, γ -HCH e δ -HCH), o endosulfan, o heptacloro e o pentaclorofenol (BISINOTI et al, 2007) . Os POPs e PCBs foram amplamente utilizados em todo o mundo até as restrições que foram introduzidas no final de 1970. No entanto, apesar dessas interdições, esses compostos estão ainda entre os mais prevalentes poluentes ambientais e estão presentes em matrizes ambientais e alimentos para consumo humano (ANVISA, 2007).

No Brasil, a Portaria nº 329 de 02 de setembro de 1985 proibiu em todo território nacional, a comercialização, o uso e a distribuição dos produtos agrotóxicos organoclorados, destinados à agropecuária, sendo revogada pela Portaria nº 424 (de 07 de novembro de 1985) a permissão de sua comercialização, uso e distribuição em caráter emergencial a critério da Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária do Ministério da Agricultura (BRASIL, 1985). Embora a proibição esteja em vigor desde 1985, ainda são encontrados resíduos desses compostos em diversas matrizes (ANVISA, 2007). O uso indiscriminado dos organoclorados

fez com que hoje grande parte dos seres vivos, animais e vegetais estejam contaminados com esses compostos (FLORES et al., 2004; CRUZ; LINO; SILVEIRA, 2003).

Os agrotóxicos organoclorados são os praguicidas mais persistentes já fabricados. Sua degradação origina metabólitos também persistentes e de efeitos nocivos. Embora sejam geralmente eficientes no controle das pragas, são importantes poluentes ambientais e potenciais causadores de problemas de saúde para o homem. As vias de absorção dos organoclorados são variadas e eficazes, o que faz com que se torne difícil estabelecer relações entre causa e efeito, uma vez que sinais e sintomas clínicos podem aparecer um longo período após a exposição (NUNES; TAJARA, 1998). A estrutura contém um ou mais anéis aromáticos ou cíclicos saturados. Os pesticidas organoclorados caracterizam-se por apresentarem um ou mais átomos de cloro em sua estrutura química, são relativamente inertes quando comparados a outras classes de pesticidas, pois apresentam alta estabilidade devido às ligações carbono-cloro (DEL GRANDE; REZENDE; ROCHA, 2003).

Sua ação no ambiente é controlada por três de suas propriedades – lipossolubilidade, apreciável pressão de vapor em temperatura ambiente e grande estabilidade – o que os torna geralmente resistentes à degradação biótica ou abiótica (ANVISA, 2007). Possuem grande capacidade de se depositarem nos tecidos lipídicos dos organismos vivos, sofrendo biomagnificação, alcançando concentrações mais elevadas em animais de níveis tróficos superiores, como os seres humanos. Alguns pesticidas não provocam efeito imediato no organismo humano, nas concentrações normalmente usadas na agricultura, porém podem ter um efeito grave, em longo prazo, provocando severos danos à saúde humana (COSTABEBER, 1999; LATIF; SHERAZI; NIZAMANI, 2012).

Fatores como estrutura química, solubilidade, pH e temperatura do meio determinam a permanência de cada poluente no compartimento ambiental (OTTAWAY, 1982). Os organoclorados propagaram-se pelo mundo, por meio do ar e das correntes dos corpos de água, atingindo até as regiões polares (BAIRD, 2002). Compostos organoclorados, quando lançados no meio ambiente, são prontamente adsorvidos por superfícies hidrofóbicas, como

sedimentos, matéria orgânica em suspensão, ou mesmo em solos com alto teor de carbono orgânico (FROEHNER et al., 2009).

Os principais agrotóxicos organoclorados são: DDT (Diclorodifeniltricloroetano), DDE (Diclorodifenildicloroetileno), DDD (Dicloro difenilcloroetano), Endosulfan, Aldrin, Dieldrin, HCH (Hexaclorociclohexano), Mirex, Heptacloro e Clordano. A figura 1 mostra características químicas e persistência ambiental dos principais compostos organoclorados utilizados como agrotóxicos.

Aldrin	(1,2,3,4,10,10-Hexaidro-1,4,4a,5,8,8a-hexaidro-1,4-endo,exo-5,8-dimetanonaftaleno). Aldrin é rapidamente metabolizado para Dieldrin tanto pelas plantas como pelos animais e, por essa razão, apresenta persistência moderada e t _{1/2} no solo de 20-100 dias.
Dieldrin	(1,2,3,4,10,10,-Hexacloro-6,7-epoxi-1,4,4a,5,6,7,8,8a-octaidroexo-1,4-endo-5,8-dimetanonaftaleno). É altamente persistente no solo, com um tempo de vida de 3 a 4 anos em climas temperados, e possui alta tendência à bioconcentração.
Endrin	(1,4,5,6,9,9-Hexacloro-1a,2,2a,3,6,6a,7,7a-octaidro-2,7:3,6-dimetanonaft2,3-b)oxireno). É altamente persistente no solo e em alguns casos já foram relatados t _{1/2} de até 12 anos.
Heptacloro	(1,4,5,6,7,8,8-Heptacloro-3a,4,7,7a-octaidro-4,7-metanoindeno). Heptacloro é metabolizado em solos, plantas e animais para heptacloro epóxido, que é mais estável em sistemas biológicos, além de cancerígeno. No solo o t _{1/2} é de 0,7-2 anos.
Diclorodifenil-tricloroetano (DDT)	(1,1,1-Tricloro-2,2-bis-(4-clorofenil)-etano). Amplamente empregado no controle de pragas como a malária, porém sua persistência e lipofilicidade causou a morte de vários animais. O DDT é altamente persistente em solos com t _{1/2} de 1,1 a 3,4 anos. No ambiente tem alta reatividade e atua como interferente endócrino. É metabolizado para DDD e DDE - produto de degradação da maioria das reações que ocorrem no meio ambiente.
Hexacloro-cicloexano (HCH)	(1,2,3,4,5,6-Hexaclorocicloexano). O “HCH técnico” é uma mistura de vários isômeros, incluindo a-HCH (60-70%), b-HCH (5-12 %) e c-HCH (10-15%). Os HCH são menos bioacumulativos que outros organoclorados devido a baixa lipofilicidade, enquanto as altas pressões de vapor facilitam o transporte para longas distâncias na atmosfera. Lindano (d-HCH) é utilizado como pesticida e preservante de madeira. Apresenta t _{1/2} no solo superior a um ano e atua como interferente endócrino.
Clordano	(1,2,4,5,6,7,8,8)-Octacloro-4,7-metano-3a,4,7,7a-tetrahidroindano (C ₁₀ H ₆ Cl ₈) Massa molecular: 409,8 . O produto comercial é uma mistura contendo entre 60-75% do composto puro e 25-40% de compostos relacionados. Não é biodegradável e mantém-se no solo. Esta substância pode ser perigosa para o meio ambiente.
Endosulfan	(1,4,5,6,7,7-hexachloro-8,9,10-trinorborn-5-em-2,3-ylenebismethylene) sulfite (Endosulfam). É persistente no meio ambiente, constituído por dois isômeros, o α e o β, os quais apresentam meia-vida de 24h. Ao sofrerem degradação, permanecem na forma de endosulfan sulfato, o qual é mais persistente na água com meia-vida de cinco a sete dias. Extremamente tóxico ao organismo humano, aos organismos aquáticos e ao solo, altamente bioconcentrável em peixes. Não biodegradável.
Mirex	Perchloropentacyclo[5.3.0.0.2,6.0.3,9.0.4,8]decane. Muito resistente à degradação, adere aos sedimentos aquáticos e é bioacumulado. Não se dissolve facilmente em água e fixa-se às partículas do solo e do sedimento. t _{1/2} de 10 anos em sedimento e água, e de 12 anos no solo.

Figura 1: Características químicas e persistência ambiental de agrotóxicos organoclorados.
Fonte: Almeida et al. (2007)

3.3 Organoclorados (OC): contaminação ambiental e efeitos à saúde.

Os compostos organoclorados são substâncias persistentes no ambiente que contaminam o planeta e colocam a sobrevivência de várias espécies em risco, trazendo sérios problemas de saúde para os homens. Muitos países ainda permitem o uso excessivo desses pesticidas e até mesmo nos países onde essas substâncias são proibidas, é possível encontrá-los no mercado clandestino (FLORES et al, 2004). São compostos que apresentam severa persistência ambiental e sujeitos à biomagnificação. O alto teor de organoclorados encontrado no leite de ursos polares pode ser citado como exemplo de biomagnificação, pois sendo carnívoros se alimentam, quase que exclusivamente, de mamíferos marinhos e estão no topo da cadeia alimentar marinha do Ártico (POLISCHUK; LETCHER; NORSTROM; RAMSAY, 1995).

Os maiores problemas ligados à persistência de agrotóxicos no meio ambiente estão relacionados à utilização dos pesticidas organoclorados. Tais compostos, uma vez lançados no ambiente, tendem a permanecer indefinidamente em plantas, águas, solos ou sedimentos, podendo integrar-se à cadeia alimentar, caso eles sejam liberados nesses locais. Nesses compostos, a ligação carbono-cloro, presente na estrutura molecular, é difícil de ser rompida e o cloro pode reduzir a reatividade de outras ligações das moléculas orgânicas. Em muitas aplicações a falta de reatividade química é considerada como sendo uma vantagem importante, porém também significa que, uma vez que os organoclorados tenham sido lançados no meio ambiente, eles se degradam muito lentamente, tendendo, portanto, a se acumularem (VIEIRA 2001; GUPTA; SHANKER, 2008; NTOW et al., 2008).

A principal via de exposição humana a organoclorados é através da alimentação, especialmente rica em gordura, alimentos de origem animal, como carne, peixe e produtos lácteos, o que pode representar uma parte importante da dieta diária de muitas pessoas. Os resíduos desses pesticidas nos alimentos e rações animais são de grande interesse, pois entram no sistema humano, através da ingestão de produtos como leite, carnes e outros, obtidos de animais que se alimentam de rações ou forragens contaminadas (SANTOS et al., 1988; MUKHERJEE; GOPAL, 1993; CAO et al., 2011).

Em alguns estudos, verifica-se que a alimentação de origem animal é responsável pela ingestão humana média de compostos organoclorados (MOON et al, 2009; SCHECTER et al., 2010; FROMBERG et al., 2011). No entanto, a população em geral também pode estar exposta aos pesticidas por meio da exposição dérmica após o uso doméstico, em locais públicos (parques, auditórios) ou inadvertidamente por inalação durante a aplicação. Assim, a exposição é, muitas vezes de natureza crônica, ocorrendo ao longo da vida (DIRTU; COVACI, 2010). Devido às propriedades físico-químicas, esses organocontaminantes são encontrados, principalmente, em alimentos de origem animal, ricos em gorduras, como carne bovina, peixe e produtos lácteos, que constituem uma parte importante da nossa dieta diária (DIRTU; COVACI, 2010; SCHECTER et al., 2010; FROMBERG et al, 2011; CAO et al., 2011; QIN et al., 2011a; PARDÍO et al., 2012; CROES et al., 2012).

Os problemas de contaminação ambiental por pesticidas organoclorados persistentes demandam maior preocupação tendo em vista a presença de seus resíduos no meio ambiente e tecidos humanos, pois são considerados biocidas e não são facilmente eliminados (MUKHERJEE; GOPAL, 1993). Sabe-se que o mecanismo subjacente à toxicidade de compostos organoclorados envolve a indução da atividade da enzima através de radicais livres, em última análise, afeta a resposta imunitária, os sistemas de reprodução e neurológicos, o metabolismo lipídico, e o transporte de vitaminas e de glicose. Além disso, alguns desses compostos são mutagênicos, teratogênicos, carcinogênicos e não só em seres humanos, mas também em comunidades bióticas com diferentes níveis de sensibilidade (CASTILLA-PINEDO; ALVIS-ESTRADA; ALVIS-GUZMÁN, 2010).

A presença de organoclorados é positivamente correlacionada com os danos à saúde humana e contaminação de matrizes ambientais (WALISZEWSKI et al, 2003; CHANG et al., 2008; STEFANIDOU; MARAVELIAS; SPILIOPOULOU, 2009; NEWBOLD, 2011; GASULL et al., 2011; LEE et al., 2011; LUZARDO et al., 2012). No início da década de 70 (após cerca de 30 anos de uso extensivo dos OC em todo mundo) intensificaram-se os estudos clínico-epidemiológicos para investigar a associação entre exposição e patologias humanas. Eles têm sido associados a vários efeitos crônicos, incluindo alterações reprodutiva (KRYSIK-BALTYN et al., 2012), endócrinas (MCKINLAY et al., 2008a; MCKINLAY et

al., 2008b; NASSAR et al., 2009; GIORDANO et al., 2010; NEWBOLD, 2011) e neurológicas (SLOTKIN; SEIDLER, 2010; BRIZ et al., 2011; BRÄUNER et al., 2012).

Também têm sido associados à carcinogenicidade, mutagenicidade e teratogenicidade (BRATTON et al., 2012; PERSSON et al., 2012; HU et al., 2012; KRYSIAK-BALTYN et al., 2012). Vários estudos têm indicado fortes relações entre a exposição a pesticidas organoclorados e doenças como artrite, diabetes (COX et al., 2007; DORGAN et al., 1999; LEE et al., 2007), alterações neurocomportamentais e de hipometilação de DNA (JUREWICZ; HANKE, 2008; RUSIECKI et al., 2008; OTTINGER; DEAN, 2011).

Os organoclorados são caracterizados como disruptores endócrinos (DE), definidos como poluentes no ambiente capazes de atuar como agonistas/antagonistas ou moduladores da síntese e/ou do metabolismo dos neuropeptídeos, neurotransmissores, que posteriormente alteram diversos processos fisiológicos, comportamentais e hormonais para afetar a capacidade de um animal para reproduzir, desenvolver e crescer, ou tratar estresse e outros desafios (WAYE; TRUDEAU, 2011)

Muitos DE são prejudiciais em doses muito baixas, especialmente se a exposição ocorre durante as fases sensíveis do desenvolvimento, produzindo efeitos que podem não se manifestar por muitos anos ou que afetam descendentes através de mudanças epigenéticas (MCKINLAY et al., 2008). Pesquisas demonstram que algumas patologias hormonais são resultantes da influência dos disruptores endócrinos, como o declínio de nascimento do sexo masculino, hipospádia e criptorquidia (KRYSIAK-BALTYN et al., 2012; RIGNELL-HYDBOM et al., 2012), distúrbios de crescimento (BURNS et al., 2012), diabetes (KIM et al., 2012) e o aparecimento de determinados tipos de câncer (GUERRA, 2005; GIBSON; COSTA; PURDUE et al., 2009; KOIFMAN, 2009; BONNETERRE et al., 2012; BRATTON et al., 2012; PERSSON et al., 2012; KRYSIAK-BALTYN et al., 2012). Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) também têm sido associados com ao aumento dos riscos de defeitos do tubo neural (DTN), anencefalia e espinha bífida, determinados por meio da análise dos níveis placentários de OCs (RENA et al., 2011).

A diferenciação sexual masculina é extremamente dependente da produção normal e ação dos andrógenos durante a vida fetal. Os DEs podem ser capazes de alterar a diferenciação sexual masculina normal. Esse fato tem sido o foco de pesquisas em diversos países. Durante as últimas quatro décadas, houve um aumento na taxa de incidência de distúrbios reprodutivos do sexo masculino, em alguns, mas não todos, os países ocidentais. O aumento observado na prevalência de distúrbios reprodutivos do sexo masculino, como foi rápido demais para ser explicado pela genética, tem sido fortemente atribuído a fatores ambientais (BRUCKER-DAVIS et al., 2008a; BRUCKER-DAVIS et al., 2008b; KRYSIAK-BALTYN et al., 2012). A exposição a disruptores endócrinos tem sido sugerida como um fator que contribui para as tendências crescentes de malformação genital externa em recém-nascidos do sexo masculino. Além disso, estudos vêm verificando associação entre a exposição de seres humanos a produtos químicos complexos e criptorquidia congênita e corroborando a hipótese de que a mistura de produtos químicos ambientais pode contribuir para as nítidas tendências adversas na saúde reprodutiva masculina (KRYSIAK-BALTYN et al., 2012).

Estudo realizado na região nordeste brasileira mediu a incidência de recém-nascidos do sexo masculino com malformações genitais e avaliou as suas associações com a possível exposição pré-natal aos disruptores endócrinos (2.710 recém-nascidos do sexo masculino). Mais de 92% desses recém-nascidos apresentaram contaminação fetal por OCs, e suas mães relataram o uso diário doméstico de pesticidas (DDT) e outros DEs. Observaram-se 56 casos de malformação genital (2,07%), incluindo 23 de criptorquidia (0,85%), 15 de hipospádia (0,55%) e 18 de micropênis (0,66%). A maioria desses recém-nascidos, do sexo masculino, apresentou contaminação por OCs (GASPARI et al, 2012). Na França, estudo semelhante determinou a incidência de malformações genitais externas em uma população de 1442 recém-nascidos do sexo masculino. Observaram-se 39 casos de malformação genital (2,70%), com 18 casos de criptorquidia (1,25%), 14 de hipospádia (0,97%), 5 de micropênis (0,35%) e dois com distúrbios da diferenciação sexual. Observou-se uma relação significativa entre o recém-nascido com criptorquidia, hipospádia ou micropênis e exposição profissional dos pais a pesticidas clorados (GASPARI et al., 2011).

Estudos transversais na população em geral dos EUA e população em geral japonesa mostraram que os níveis de carga corporal de alguns POPs foram fortemente associados à prevalência de diabetes tipo 2 (UEMURA, 2012). Além disso, várias proteínas do hipotálamo são alteradas pelo dieldrin, um pesticida organoclorado. Tais proteínas estão associadas às doenças neurodegenerativas humanas, incluindo a apolipoproteína. As proteínas modificadas pelo dieldrin estavam envolvidas na fosforilação oxidativa, diferenciação, proliferação e sobrevivência celular. Exposição subcrônica a dieldrin altera a abundância de RNA mensageiro e de proteínas no hipotálamo que estão associadas ao metabolismo celular, à estabilidade e integridade celular, stress, e à reparação do ADN (MARTYNIUK et al., 2010a).

Também há crescente evidência epidemiológica confirmando que a exposição a pesticidas no meio ambiente pode contribuir para o aumento do risco de doenças neurodegenerativas. Já existem dados seguros de que, embora a genética, idade, estilo de vida e sexo sejam determinantes para o aparecimento de doenças neurodegenerativas, todos os fatores que contribuem podem ser agravados com a exposição química ao longo do tempo. O dieldrin tem demonstrado comportamento de neurotoxicidade semelhante aos demais fatores já determinados (MARTYNIUK et al., 2010 b).

Na América do Norte, verificou-se que agentes diferentes afetam neuromoduladores controladores de vários neurotransmissores e circuitos, empregando células PC12 para explorar a segmentação de peptídeos neuroativos. Os agentes foram um organofosforado (clorpirifos, diazinon), um organoclorado (dieldrin) e um metal (Ni). Os resultados indicaram comportamentos semelhantes entre esses neurotóxicos. Os resultados mostram que os compostos estudados apresentam capacidade para o desenvolvimento de neurotoxicidade e, além disso, que a convergência de agentes diferentes sobre os mesmos genes e vias pode contribuir para os resultados neurocomportamentais semelhantes (SLOTKIN; SEIDLER, 2010). Outros estudos comprovam associações entre organoclorados e comportamentos relacionados à atenção e hiperatividade entre meninos e meninas de 8 anos de idade. Esses estudos suportam uma associação entre organoclorados e medidas neuropsicológicas de atenção entre meninos e associação entre alto nível de exposição pré-natal a organoclorados e incidência de TDAH na infância (SAGIV et al., 2008; SAGIV et al., 2010; SAGIV et al., 2012).

A contaminação ambiental por OCs também tem sido associada a problemas reprodutivos e obesidade na idade adulta ou velhice. Estudos de epidemiologia suportam achados similares em humanos, assim como os estudos de células em cultura. Juntas, essas descobertas sugerem novas interpretações e fornecem indícios fortes que sustentam o conceito científico que preconiza as origens desenvolvimentistas da doença nos adultos. Além disso, a associação de estrogênios ambientais com a obesidade e diabetes expande o foco sobre essas doenças, de intervenção ou tratamento, de modo a incluir a prevenção ou eliminação de modificadores químicos, especialmente durante as etapas críticas do desenvolvimento (NEWBOLD, 2011).

Análise do tema realizada em Copenhague indicou que a exposição no útero, aos contaminantes pode causar permanentes mudanças fisiológicas que predis põem ao ganho de peso mais tarde. Os resultados do estudo sugerem que alguns interferentes endócrinos podem desempenhar um papel no desenvolvimento da epidemia de obesidade, para além dos contribuintes mais comumente percebidos (TANG-PÉRONARD et al., 2011). A dislipidemia, resistência à insulina e doenças cardiovasculares também têm sido fortemente associadas à exposição a POPs (KARMAUS et al., 2009; LEE et al., 2011). Destaca-se, ainda a relação positiva entre os elevados níveis séricos de organoclorados e IMC, bem como entre o modelo de avaliação para resistência à insulina HOMA-IR. Combinados, esses dados sugerem que o efeito diabetogênico de baixas doses de exposição a POPs pode ser mais complicado do que um simples efeito obesogênico (DIRINCK et al., 2011; DAMASKINI et al., 2012).

No caso dos efeitos carcinogênicos de tais compostos, grande número de estudos recentes tem confirmado associação entre compostos organoclorados (POPs) e câncer. Carcinoma hepatocelular (HCC) foi relacionado positivamente à presença de p, p'-DDT no organismo (PERSSON et al., 2012). Estudo de caso controle realizado em Xiamen (China) concluiu que por causa das interações sinérgicas dos contaminantes organoclorados com outros fatores, a exposição desses, combinada com aflatoxina B1 e o vírus da hepatite B (HBV), pode aumentar muito o risco de HCC (ZHAO et al., 2011). A exposição a Clordano e p, p'-dichlorodiphenyldichloroethylene (p, p'-DDE), em particular, pode aumentar o risco de desenvolvimento de tumores germinais de células testiculares (TGCTs). Muitos resultados de pesquisas recentes apoiam associação entre exposição a p, p'-DDE e Clordano com risco de

TGCT (PURDUE et al, 2009). Câncer de próstata também tem sido associado à exposição aos OCs. Maior nível de OCs, especialmente β -HCH, γ -HCH e p, p'-DDE pode estar associado ao risco de cancro da próstata (KUMAR et al., 2010).

O desenvolvimento do câncer de mama depende fortemente de condições endócrinas moduladas por fatores ambientais. A exposição a pesticidas organoclorados tem sido associada a um aumento da incidência da doença (AUBÉ; LAROCHELLE; AYOTTE 2011; QIN et al., 2011b). Mulheres saudáveis apresentam um perfil muito diferente das misturas de pesticidas organoclorados, em relação às pacientes com câncer de mama, o que sugere que misturas de pesticidas organoclorados poderiam desempenhar um papel relevante no risco de câncer de mama (LUZARDO et al., 2012). Na China, estudo verificou o efeito potencial de interação gene-ambiente entre a glutathione S-transferase T1 (GSTT1) e resíduos de organoclorados no soro sobre o risco de câncer de mama em mulheres. Os resultados mostraram que existe interação em polimorfismos genéticos de GSTT1 e diclorodifeniltricloreto (DDT)/(HCH) hexaclorociclohexano. Polimorfismos genéticos de GSTT1 e DDT / HCH expressam associação ao câncer de mama (CHANG et al., 2008).

Pesquisadores da Tulane University, Louisiana (EUA) recentemente verificaram o mecanismo pelo qual o DDT afeta a fisiologia celular, a sinalização celular e a expressão do gene em células MCF-7 de cancro da mama. Identificaram mecanismo pelo qual o DDT altera a sinalização celular e a expressão do gene, independentemente dos estrogênios receptores. Concluíram que o DDT regula a expressão de vários genes em células MCF-7 de cancro da mama e propõem que este DDT tem a capacidade de iniciar a interferência entre MAPK (mitógeno proteína quinase ativada) vias de sinalização e coativadores transcricionais (BRATTON et al., 2012).

Em Buenos Aires (Argentina) demonstrou-se que o hexaclorobenzeno (HCB), que é um pesticida organoclorado que atua como um disruptor endócrino em humanos e roedores, é capaz de provocar tumor em ratos e um indutor de proliferação das células MCF-7 (AUBÉ et al., 2011; PEÑA et al., 2012). Os POPs são encontrados em níveis muito elevados na população do Ártico. Na Groenlândia, obesidade e ingestão de gordura saturada estão

aumentando e o consumo de alimentos tradicionais ricos em gordura insaturada e vitamina D diminuindo. Os estudos sugerem que os contaminantes ambientais, tais como poluentes orgânicos persistentes (POPs), podem aumentar o risco de câncer de mama, possivelmente em conjunto com determinados polimorfismos genéticos envolvidos na ativação carcinogênica (FREDSLUND; BONEFELD-JØRGENSEN, 2012).

Vários estudos têm demonstrado associações entre a exposição dos pais a POPs e ocorrência de leucemia e astrocitoma nos filhos. A leucemia infantil foi associada à exposição pré-natal materna ocupacional a pesticidas. Associações com a exposição a pesticidas paterna ocupacional foram menos consistentes (TURNER; WIGLE et al, 2010). Na Bélgica concluiu-se associação entre a exposição profissional dos pais a pesticidas e leucemia infantil (VAN MAELE-FABRY et al., 2010). Estudo na Geórgia (EUA) relata associações sugestivas entre a exposição aos pesticidas dos pais e risco de astrocitoma nos filhos (SHIM et al., 2009).

Os compostos organoclorados (OCs) são um grupo de substâncias químicas que se acumulam em tecidos gordurosos com a idade. A carga corporal dos contaminantes aumenta no decorrer do tempo de vida. Vários estudos comprovam associação direta entre esses fatores. Além disso, como são substâncias lipofílicas, tendem a acumular no tecido adiposo e nas secreções mamárias. Estudo baseado em grande população de canadenses determinou concentrações plasmáticas de POPs em pessoas com idade de 65 a 85 anos. Os resultados evidenciaram que houve maior carga corporal dos contaminantes entre mulheres de idade média de 84,6 anos e de 82,2 de idade média para o sexo masculino (MEDEHOUELOU et al, 2011).

No Japão, foram avaliados os níveis de exposição a pesticidas organoclorados persistentes em mulheres grávidas de Hokkaido e detectados 22 pesticidas organoclorados, incluindo pesticidas sem histórico de uso no Japão, nas amostras de sangue do total de mulheres grávidas em estudo. O estudo concluiu também que o peso corpóreo ou a idade foram positivamente associados às concentrações de vários contaminantes organoclorados (KANAZAWA et al, 2011). Na Tunísia trinta compostos organo-halogenados persistentes incluindo pesticidas organoclorados (POPs), bifenilos policlorados (PCBs) e éteres difenil

polibromados (PBDEs) foram determinados em amostras de leite (n=36) das mães primíparas e múltiparas. Os resultados demonstraram que a idade e a paridade são fatores que influenciam os níveis de alguns compostos orgânicos halogenados no leite humano (HASSINE et al., 2012).

Na Espanha analisou-se o sangue de adultos não expostos a fontes conhecidas de pesticidas, de quatro áreas distintas. Níveis mais elevados de todos os pesticidas pesquisados foram encontrados com o aumento da idade (ZUBERO et al., 2010). A associação entre a concentração de compostos organoclorados no soro de duas coortes de gestantes de Gipuzkoa e Sabadell, na Espanha, e variáveis socioeconômicas, reprodutivas e alimentares, foi determinada. Os níveis de todos os OCs aumentaram com a idade. O IMC foi positivamente associado com a concentração de pesticidas organoclorados. Os níveis séricos de CO caíram apenas após um período acumulado de amamentação por mais de um ano (IBARLUZEA et al., 2011).

Os poluentes orgânicos persistentes (POP), que se acumulam no tecido adiposo, podem prejudicar o metabolismo ósseo. Na Coreia do Sul, pesquisadores da escola de medicina Daegu Catholic University Hospital estudaram a associação da densidade mineral óssea (DMO) com carga corpórea de POPs, massa gorda e massa magra. Foram pesquisados indivíduos (n=2769) que realizaram exames no National Health and Nutrition Examination Survey, durante o período de 1999-2004. Os resultados encontrados revelaram que quando as concentrações de POPs foram baixas, a massa gorda mostrou associação inversa com a DMO, enquanto a massa magra (LM) mostrou associações positivas. No entanto, quando os níveis de POPs eram altos, a massa gorda mostrou associações positivas com a DMO, enquanto as associações positivas entre LM e DMO foram enfraquecidas. Concluíram que POPs podem modificar biologicamente as associações de massa gorda e massa magra com a DMO, especialmente entre as mulheres na pós-menopausa (CHO et al., 2011).

Com relação à exposição humana a POPs, estudos têm demonstrado correlação positiva entre hábitos alimentares e concentração de OCs no organismo. Maiores concentrações de organoclorados têm sido encontradas na população que se alimenta com carnes, produtos lácteos e ovos e no leite de mulheres que ingerem, diariamente, produtos de origem animal, em relação a mulheres que não apresentam esse hábito (VAN

AUDENHAEGE et al., 2009; MARISCAL-ARCAS et al., 2010; BRÄUNER et al., 2012; CROES et al., 2012).

Alimentos de origem animal, como leite, são contribuintes importantes para a carga corporal desses contaminantes e são muito utilizados como fonte de pesquisa da contaminação por OCs (NAG e RAIKWAR, 2008; SALEM et al., 2009; GASULL et al., 2011; LUZARDO et al., 2012; SEURIN et al., 2012; GUTIÉRREZ et al., 2012; HASSINE et al., 2012). Como já visto, os seus resíduos se acumulam em tecidos ricos em lipídios e, no organismo, circulam em todos os compartimentos e se depositam na gordura, podendo ser excretados durante a lactação. Tais pesticidas são aplicados em zonas agrícolas, em zonas tropicais e migram para áreas onde o gado ou outro mamífero pastam. Outra fonte de entrada desses compostos no corpo animal é a ração contaminada e forragens (WALISZEWSKI et al., 2003; WALISZEWSKI et al., 2004; NAG e RAIKWAR, 2011). Portanto, amostras de produtos de origem animal, bem como leite materno e sangue têm sido comumente utilizados para o monitoramento da carga de mundial de OCs.

Embora o controle químico de pragas tenha reduzido o índice de doenças que afetam os homens e contribuído para o aumento da produção agrícola, os agentes químicos disponibilizados no ambiente por essas substâncias podem permanecer ativos no meio ambiente por longos períodos, afetando gravemente a saúde da população e os ecossistemas (FLORES; RIBEIRO; NEVES; QUEIRÓZ, 2004). Um grande desafio dos estudos epidemiológicos é a estimativa correta da exposição passada a OCs. Estudos epidemiológicos baseados em métodos indiretos utilizam questionários e outros registros para avaliar a exposição retrospectiva. Uma abordagem mais precisa é a determinação da presença do agente ou seus metabólitos diretamente em amostras biológicas. Atualmente, na maioria dos países, o monitoramento tem o objetivo de controlar a carga de poluição ambiental a essas substâncias altamente lipofílicas, armazenadas nos depósitos lipídicos distribuídos nos tecidos e fluidos orgânicos (ROSA; SARCINELLI, 2008).

No Brasil, estudos têm investigado os resíduos de pesticidas organoclorados nos alimentos (CISCATO et al., 2002; SANTOS et al., 2006; HECK et al., 2007; ANVISA, 2010),

na água (PRATES et al., 2011) e no leite humano (AZEREDO et al., 2008; PALMA et al., 2011). Poucos estudos se dedicaram a estimar os níveis desses contaminantes no leite bovino. Não há estudos sobre esses contaminantes em leite bovino na região onde esta pesquisa foi realizada. Os poucos estudos encontrados têm foco na avaliação do leite humano e água. Esse contexto reforça o que estudos no âmbito do governo federal pontuam. Um dos grandes desafios atuais colocados para a Saúde Pública e, particularmente, para a Saúde Ambiental, é o de estruturar sistemas de monitoramento e vigilância que permitam antecipar e, se possível, prevenir e monitorar as consequências das mudanças ambientais para a saúde humana, o que requer a sistemática coleta e análise de dados que permitam construir indicadores que apontem essa inter-relação (BRASIL, 2011a).

Portanto, considerando que a economia de Mato Grosso do Sul (Brasil) é baseada na agricultura e pecuária, com produção significativa de carne e leite, a identificação da presença de poluentes orgânicos persistentes em produtos regionais de origem animal, pode contribuir para a determinação de indicadores ambientais de **situação e exposição**, que demonstrem aspectos em que possam ocorrer intervenções de prevenção a possíveis danos à saúde da população, bem como decisões futuras baseadas nas premissas da ciência da precaução.

Assim sendo, determinou-se o nível de contaminantes organoclorados em amostras de leite pasteurizado produzido na região, bem como o possível risco crônico estabelecido à saúde da população. Dessa forma, buscou-se contribuir para a organização e visualização das relações e interações entre o desenvolvimento, o meio ambiente e a saúde, identificando situações que possam demandar intervenções, no âmbito das políticas públicas voltadas ao desenvolvimento territorial sustentável.

3.4 Relações entre Desenvolvimento, Ambiente e Saúde: Painel de Determinantes e Indicadores em Saúde Ambiental.

De acordo com o Ministério da Saúde (BRASIL, 2011a), dada a incipiência da implementação do Subsistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental – SINVSA, são ainda esparsas ou inexistentes as informações, notadamente aquelas relacionadas à exposição

ambiental (do homem) e aos efeitos sobre a saúde. A concepção dos sistemas de informação dos programas identificados como prioritários na vigilância em saúde ambiental, quais sejam: vigilância da água para consumo humano; exposição humana a solos contaminados; exposição humana a poluição atmosférica; exposição humana a substâncias químicas e a acidentes com produtos perigosos, considera critérios para que os sistemas de informação sejam desenvolvidos a partir do estabelecimento prévio dos indicadores de interesse à gestão e avaliação do correspondente programa proposto. Esta lógica tem possibilitado dar racionalidade ao processo de monitoramento, permitindo, inclusive, que os indicadores a serem sistematicamente monitorados sejam “hierarquizados” entre as diversas esferas de gestão.

Com esses pressupostos, tem-se investido na estruturação da unidade de Análise da Situação de Saúde Ambiental para o desenvolvimento de tecnologias de informação capazes de produzir painéis de informação em saúde ambiental e saúde do trabalhador, nos quais mapas interativos, compostos por diversas camadas de fontes de informação distintas, correspondentes aos grupos de indicadores do modelo proposto pela OMS (FPSEEA), possam ser facilmente construídos sobre dado território (BRASIL, 2011a).

O modelo Força Motriz – Pressão – Situação (ou Estado) Ambiental – Exposição Ambiental – Efeitos sobre a saúde – Ações: **FPSEEA**, proposto pela OMS (CORVALÁN; KJELLSTRÖM; SMITH, 1999), estabelece base racional capaz de expor, de forma estruturada, uma matriz de indicadores integrantes da cadeia relacional entre os determinantes socioambientais e eventos de saúde de interesse à vigilância em saúde ambiental. Tal modelo baseia-se na estrutura de Pressão-Estado-Resposta (PER) apresentada pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) (CORVALÁN; KJELLSTRÖM, 1995).

A organização estrutural de tal modelo possibilita a identificação, sistematização e inter-relação de indicadores de ambiente/saúde/produção, possibilitando a análise das complexas origens e relações existentes no âmbito da vigilância em saúde ambiental.

No Brasil, o enfrentamento do desafio da estruturação de sistema de vigilância em saúde ambiental e da construção de indicadores que apontem as inter-relações das mudanças

ambientais e situação de saúde se deu na origem do processo de institucionalização da vigilância em saúde ambiental no âmbito do Setor Saúde na passagem do século XX para o XXI. Inicialmente tal processo foi estabelecido pelo Decreto no 3.450/2000 da Presidência da República que instituiu, no antigo Centro Nacional de Epidemiologia (Cenepi), a gestão do Sistema Nacional de Vigilância Epidemiológica e Ambiental e, posteriormente, por meio da Instrução Normativa SVS nº 1 de 2005, que regulamentou o Subsistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental – SINVSA (BRASIL, 2011).

Os indicadores representam muito mais do que um conjunto de dados em que eles estão baseados. Eles oferecem um modo de adicionar valor a esses dados, convertendo-os em informação, como também evidências para a ação na gestão e na tomada de decisão. São, portanto, um importante elo na cadeia de gestão e tomada de decisões. Nesse contexto, um indicador de saúde ambiental pode ser definido como uma medida que sintetiza, em termos facilmente compreensíveis e relevantes, alguns aspectos da relação existente entre a saúde e o ambiente. Em outras palavras, trata-se de uma forma de expressar o conhecimento científico sobre a inter-relação da saúde com o ambiente, à qual os gestores e tomadores de decisão podem recorrer quando pretendem basear suas ações em evidências (BRASIL, 2011).

A incorporação de indicadores ambientais no modelo FPSEEA, juntamente com os de saúde, permite trabalhar com uma concepção ampliada de saúde, buscando superar a visão fragmentada do processo saúde/doença que ainda prevalece nas análises da situação de saúde ou mesmo no uso de indicadores ambientais que incluem o tema saúde. Ampliando a abrangência e fortalecendo as relações, Sobral e Freitas (2010) ressaltam que o modelo de indicadores FPSEEA pode ser utilizado como ferramenta auxiliar do modelo de determinação social da saúde, pois embora permita uma visão integrada dos indicadores, por si só não consegue contemplar toda a complexidade de inter-relações das dimensões que determinam e mediam o processo de produção social da saúde/doença e suas desigualdades entre os grupos sociais (SOBRAL; FREITAS, 2010). Os autores recomendam o uso conjunto do modelo FPSEEA e o modelo de DSS proposto por Dahlgren e Whitehead (DAHLGREN; WHITEHEAD, 1992; CNDSS, 2008), pois possuem pontos de convergência que podem viabilizar a aplicação e análises ampliadas dos Determinantes Sociais da Saúde (DSS).

Tais modelos podem ser utilizados de forma complementar. Enquanto o modelo de Dahlgren e Whitehead fornece a fundamentação teórica para a análise da situação de saúde segundo seus determinantes sociais, o modelo FPSEEA permite a operacionalização dos indicadores de forma integrada e sistêmica, organizando-os em uma matriz que facilita a visualização e a análise das possíveis inter-relações entre os diferentes indicadores ambientais, sociais, econômicos e de saúde (SOBRAL; FREITAS, 2010).

O modelo de Dahlgren e Whitehead dispõe os DSS em diferentes camadas, segundo seu nível de abrangência, desde uma camada mais próxima aos determinantes individuais até a camada mais distal, em que se situam os macrodeterminantes (DAHLGREN; WHITEHEAD, 1992) (Figura 2)

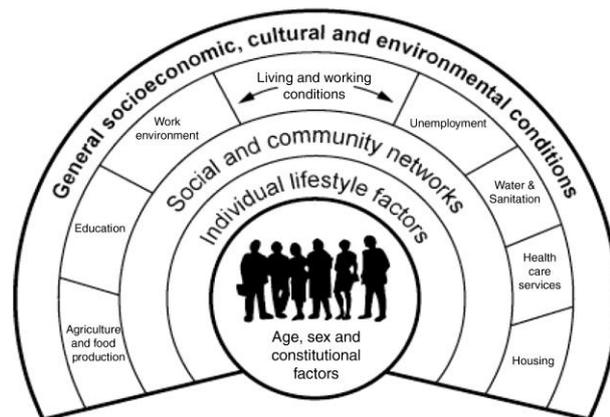


Figura 2: Modelo de Dahlgren e Whitehead (1992).

Fonte: CNDSS (2008)

O modelo conceitual em camadas ou níveis, proposto por Dahlgren e Whitehead (1992), explica como as desigualdades sociais em saúde são o resultado de interações entre diferentes níveis de condições causais, do indivíduo para as comunidades aos níveis da política nacional de saúde (DAHLGREN; WHITEHEAD, 1992). Na sua simplicidade ele também permite que gestores e tomadores de decisão compreendam as teias complexas de causalidade e morbidade subjacente aos padrões da saúde nas populações e entendam que,

para se alcançar resultados positivos em relação à redução das desigualdades em saúde, é necessário agir em diferentes níveis (WHITEHEAD; DAHLGREN; GILSON, 2001).

O modelo FPSEEA permite a operacionalização dos indicadores de forma integrada e sistêmica, organizando-os em uma matriz que facilita a visualização e a análise das possíveis inter-relações entre os diferentes indicadores ambientais, sociais, econômicos e de saúde (CORVALÁN; KJELLSTRÖM, 1995). Esses modelos possibilitam a análise integrada da saúde ambiental dentro de um contexto econômico e social, podendo ser aplicados para subsidiar o monitoramento das condições de sustentabilidade ambiental e de saúde nos níveis nacional, regional e municipal, incorporando de forma substancial, os problemas ambientais nas abordagens conceituais que relacionam os DSS, nos contextos social, econômico, político e ambiental.

O modelo FPSEEA permite o fortalecimento da saúde ambiental na análise dos DSS, pois os riscos à saúde não são simplesmente o resultado de exposições localizadas nas formas “tradicionais” de contaminação, embora elas certamente existam. São também o resultado de pressões mais amplas sobre os ecossistemas, desde o esgotamento e a degradação dos recursos, como água doce, até os impactos das mudanças climáticas globais sobre os desastres naturais e a produção agrícola; eventos que têm seus efeitos amplificados sobre a saúde pelas condições de desigualdade, pobreza e vulnerabilidades sociais e ambientais, que estão na base da geração das iniquidades em saúde (OMS, 2005). A aplicação conjunta desses dois modelos conceituais permite o fortalecimento da saúde ambiental e o enfrentamento das questões sociais que possam estar gerando iniquidades em saúde.

Essas considerações colocam o contexto no qual foi construído o presente estudo, que busca, a partir do levantamento de dados sobre os índices de contaminantes organoclorados, presentes em alimento de origem animal (leite bovino), e o risco crônico que o consumo diário desse produto oferece à população. Com isso, pretende-se construir um painel de indicadores regionais em saúde ambiental, com base no modelo FPSEEA.

Para além da intenção de se buscar informações referentes à contaminação química em alimento de amplo consumo, como evidência científica isolada e, portanto, árida, buscou-se a construção, a partir de tais indicadores, de matriz analítica regional demonstrativa das inter-relações e integração entre ambiente, saúde e sociedade que possa se estabelecer como um instrumento estratégico, de gestores e sociedade em geral, para o desenvolvimento sustentável da região.

4 METODOLOGIA

Trata-se de estudo descritivo/exploratório, de base quantitativa e qualitativa, fundamentado na matriz FPSEEA e no modelo conceitual/teórico de Dahlgren e Whitehead, com vistas à identificação, sistematização e correlação de determinantes e indicadores socioambientais, para a elaboração de painel demonstrativo/analítico capaz de evidenciar o panorama estadual relativo ao ambiente/saúde/desenvolvimento. Para tal propósito o estudo foi desenvolvido conforme esquema apresentado na Figura 3.

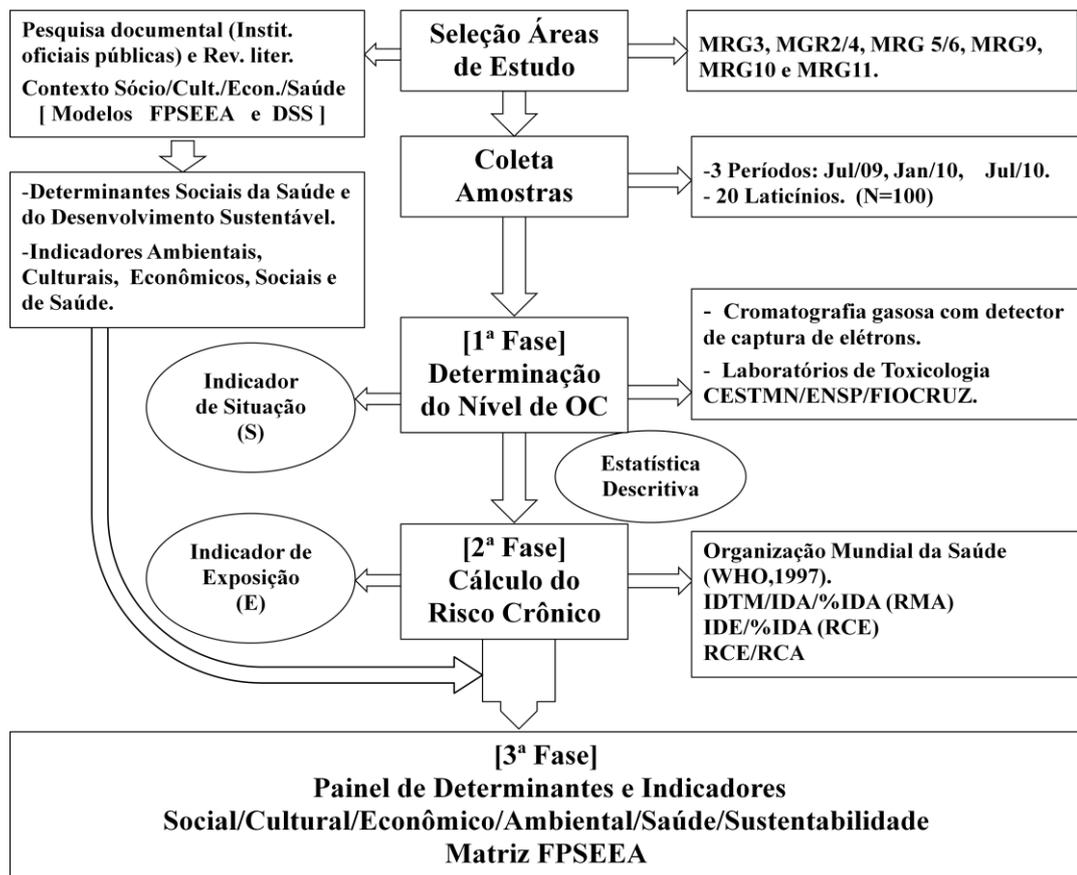


Figura 3: Esquema demonstrativo das fases de desenvolvimento do estudo e suas interdependências.

4.1 Seleção e caracterização da área de estudo

O estado de Mato Grosso do Sul está dividido em onze microrregiões geográficas (MRG) de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 1990) e conta com 78 municípios. As MRG são: Aquidauana, Baixo Pantanal, Alto Taquari, Campo Grande, Cassilândia, Paranaíba, Três Lagoas, Nova Andradina, Iguatemi, Dourados e Bodoquena (Figura 5).

A área de estudo abrangeu 8 das 11 MRG do estado e foram identificadas considerando 6 unidades de análise: MRG3; MRG2/4; MRG5/6; MRG9; MRG10 e MRG11(Figura 4). A escolha e delimitação das áreas de coleta das amostras de leite foram realizadas com base no tipo de setores de atividades determinantes da economia da MRG. Foram selecionadas as MRG que apresentam perfil com predominância de atividades de agropecuária/serviços e serviços/agropecuária (Figura 5).

O perfil econômico, estabelecido por localidade e peso relativo de atividades, indica que 82% dos municípios do estado apresentam predominância dos setores de atividades agropecuária e serviços (MATO GROSSO DO SUL; SEMAC, 2010). A área de amostragem do estudo abrangeu 73% das MRG cuja representatividade, em termos de área plantada (lavouras temporárias e definitivas), corresponde a 97% de participação na produção agrícola estadual.

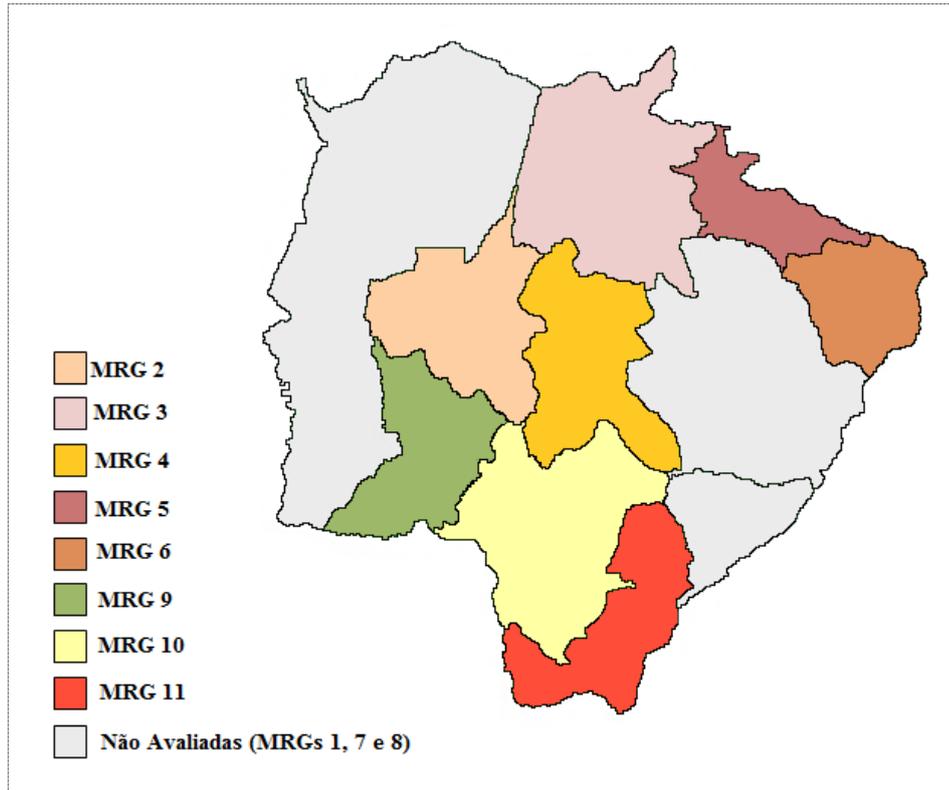


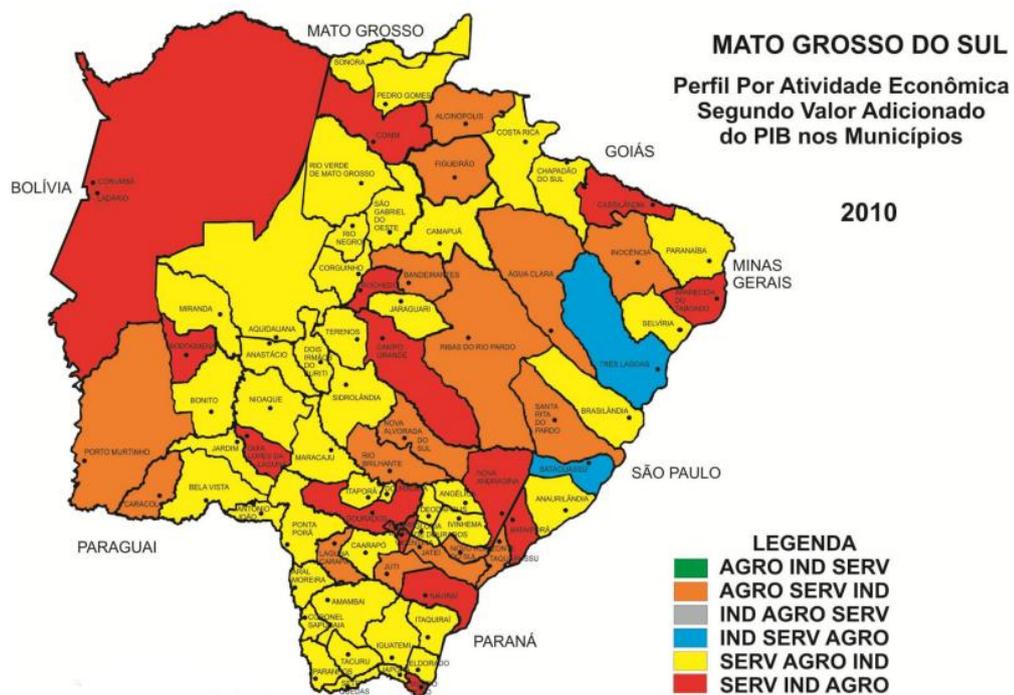
Figura 4: MRGs de Mato Grosso do Sul pesquisadas.

A região Centro-Oeste destaca-se na produção de cereais, leguminosas e oleaginosas configurando o maior produtor nacional com 62,8 milhões de toneladas (IBGE, 2012). Tem na agricultura um dos mais expressivos vetores da economia regional. O estado de Mato Grosso do Sul é o segundo, em extensão, da região Centro-Oeste, com 357.146 Km². O agronegócio envolve as principais atividades econômicas desenvolvidas, as quais são agricultura e pecuária (MATO GROSSO DO SUL; SEMAC, 2010) (Figura 5). O valor bruto da produção agrícola do estado saltou de 5,8 bilhões em 2011 para 9,9 bilhões em 2012, um aumento de 69% (IBGE, 2013). O rebanho bovino conta com mais de 22.000.000 cabeças, o que coloca o estado como o segundo produtor da região Centro-Oeste (IBGE, 2010).

O Relatório da Secretaria de Meio Ambiente, do Planejamento, da Ciência e de Tecnologia (SEMAC/MS) de 2010, caracteriza as microrregiões do estado, classificando o perfil econômico das mesmas e estabelece as atividades econômicas predominantes (MATO GROSSO DO SUL; SEMAC, 2010) (Figura 5). Observa-se que as atividades econômicas predominantes são serviço e agropecuária, tendo a indústria como atividade preponderante

apenas em Três Lagoas (MRG 06) e em Bataguassu (MRG 07), cidades que fazem fronteira com São Paulo.

O perfil econômico definido por localidades indica que em 82% dos municípios do estado, os setores de atividades de maior peso relativo são os da agropecuária e de serviços (Figura 5). Para a escolha e delimitação das áreas de coleta das amostras de leite, foram utilizadas tais informações.



Fonte: MS/SEMACE/SUPLAN (2010)

Figura 5: Atividade econômica segundo valor adicionado do PIB nos municípios de MS.

Em 2012, o estado colheu uma supersafra (10,6 milhões de toneladas), encerrando o ano com o maior valor bruto da produção já detectada pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. O IBGE e o Cepea/Esalq/USP apontam que o estado atingiu R\$ 9,943 bilhões, 69,28% mais que os R\$ 5,8 bilhões de 2011 (FAMASUL, 2012).

Segundo o IBGE (2013), o aumento do PIB estadual revela que a maior expansão foi da agropecuária, que cresceu 4,9%. O setor de serviços aumentou 0,7%, enquanto a indústria registrou queda de 2,5%. No acumulado de 12 meses, o PIB subiu 1,2% (IBGE, 2013). A produção leiteira é a terceira atividade econômica em valor bruto de produção, gerando cerca de R\$ 130 milhões anuais e uma média de 6.600 empregos (FAMASUL, 2011).

A soja é a lavoura que mais demanda agrotóxico (40% do volume total de herbicidas, inseticidas, fungicidas e acaricidas). Em segundo lugar, em termos de consumo, está o milho com 15%, a cana e o algodão com 10%, depois os cítricos com 7%, e o café, trigo e arroz com 3% cada. As lavouras de soja, milho, algodão e cana foram responsáveis pelo consumo de 80% dos agrotóxicos utilizados no país (CARNEIRO et al., 2012). Os municípios da região centro-norte destacam-se na produção da cultura da soja e do milho (IBGE, 2010).

O estado tem uma área plantada de arroz de 17.015 ha, com uma produção (2012) de 105.418 t e milho 1ª safra, 68.000 ha (IBGE, 2012). As condições climáticas favoreceram a cultura da soja e têm aumentado o percentual do rendimento da lavoura, estimada em 5,3 milhões de toneladas. A área de plantio de algodão herbáceo no Mato Grosso do Sul aumentou de 2011 para 2012 em 51,4%, chegando a 58.649 ha. O acréscimo de área está relacionado, principalmente, à inclusão de novas áreas de algodão 2ª safra no município de Alcinópolis (MRG03), e de aumento de área (algodão 1ª safra) no município de Nioaque (MRG) (IBGE, 2011).

O Mato Grosso do Sul colheu, em 2012, aproximadamente 241.800 t de algodão em caroço (mais 9,8% em relação a 2011), fruto de 62.000 ha plantados com a cultura e um rendimento médio estimado de 3.900 kg/ha (7,8% a mais do que no ano anterior). O estado também apresenta força na produção de leite. Possui mais de 30.000 produtores e ocupa a 12ª colocação com a produção de 521.832 milhões de litros de leite no ano de 2011. A produção passou de 410.960 milhões de litros em 2007 para 517.185 milhões de litros em 2011. Em 2012 a produção foi de 521.831 milhões de litros (IBGE, 2011).

A maior bacia leiteira do estado localiza-se na microrregião de Iguatemi, responsável por 19% do volume produzido em 2011. As microrregiões de Campo Grande, Dourados, Paranaíba e Alto Taquari ocupam o 2º, 3º, 4º e 5º lugares, com participações de 17%, 14%, 12% e 10%, respectivamente. As cinco principais microrregiões foram responsáveis por uma produção total de 374,9 milhões de litros, que corresponde a 72% da oferta estadual do produto (IBGE, 2012).

A cultura em maior expansão no estado é a da cana-de-açúcar, com destaque para a região de Maracaju (microrregião de Dourados – MRG10) e, em menor proporção, o município de Sidrolândia (MRG4) (IBGE, 2010).

O estado ocupa o segundo lugar da região, na produção de cana-de-açúcar, com previsão de safra para 2013 de, aproximadamente, 39.000.000 toneladas (550.000ha). No caso da soja, a previsão é de mais de 6.000.000 toneladas, com ocupação de 2.000.000 ha. Em 2012, o MS produziu 6.500.000 toneladas de milho (68.000ha) e para 2013, espera-se produção similar. A produção de algodão foi de 221.000 toneladas (62.000 ha) e arroz, aproximadamente, 106.000 ton (17.000 ha). Em 2011, MS foi o 11º Estado produtor de arroz no ranking nacional, responsável por aproximadamente 158 mil toneladas do grão, cultivado em quase 30 mil hectares (IBGE, 2012). Os dados demonstram que o estado está entre os maiores produtores desses gêneros agrícolas, que são os que mais utilizam agrotóxicos para o cultivo.

4.2 Coleta e Análise das amostras do Leite

O leite produzido na região foi coletado e analisado quanto à concentração de resíduos de agrotóxicos organoclorados, obtendo-se assim, o **Indicador Ambiental de Situação (S)**. Os detalhes estão apresentados no artigo **Organochlorine compounds in bovine milk from the state of Mato Grosso do Sul – Brazil** (capítulo 5).

4.3 Cálculo do percentual de Risco Crônico.

Após a determinação dos níveis de concentração de tais contaminantes nas amostras pesquisadas, bem como os seus percentuais de incidência, iniciou-se a segunda fase do estudo, cujo objetivo foi determinação do **Indicador Ambiental de Exposição**. Para tanto, calculou-se a ingestão diária de organoclorados, considerando-se o consumo diário de leite, por crianças e adultos, levando-se em conta o recomendado pelo Ministério da Saúde (2005). Dessa forma, obteve-se o percentual de Risco Crônico presente no consumo diário do leite. Tal percentual configura-se como **Indicador Ambiental de Exposição**.

Os dados detalhados referentes a essa segunda fase do trabalho estão descritos e analisados no artigo intitulado **Risco Crônico de Contaminantes Organoclorados como Indicador de Exposição na Vigilância em Saúde Ambiental** (capítulo 5).

4.4 Painel de Determinantes e Indicadores Sócio, Ambiental, Econômico e de Saúde

O estudo apoiou-se no modelo FPSEEA proposto pela OMS (1995) para a identificação e organização dos indicadores ambientais, e no modelo teórico-conceitual proposto por Dahlgren e Whitehead (1992), para estabelecer as inter-relações e explicitar como os determinantes socioambientais geram iniquidades em saúde. Dessa forma, obtendo-se matriz analítica integradora capaz de organizar os indicadores com potencial para provocar ou facilitar a operacionalização ou readequações dos determinantes socioambientais, com o propósito da superação das iniquidades e injustiças ambientais (Figura 6).

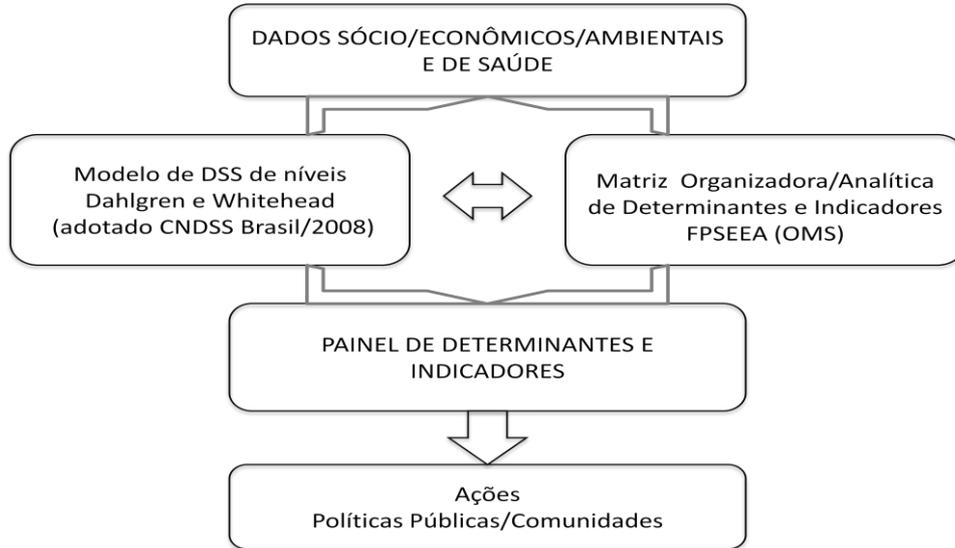


Figura 6: representação esquemática do processo de elaboração do painel de Determinantes e Indicadores proposto.

Para o presente estudo, o modelo de Dahlgren e Whitehead foi adaptado, buscando a ampliação da lógica de abrangência estabelecida pelos autores. Com essa ampliação buscou-se, para o estudo em questão, a identificação e análise de determinantes da esfera individual até a nacional (Figura 7).



Figura 7: Níveis de abrangência dos determinantes socioambientais adaptado de Dahlgren e Whitehead (1992).

Tais determinantes e indicadores foram organizados e interligados aos indicadores estabelecidos nas fases anteriores, obtendo-se, portanto, o Painel de Determinantes e Indicadores que representa a matriz analítica de processos e ações no âmbito do desenvolvimento sustentável da região de MS – proposição do estudo. O modelo adotado para a construção do Painel de Determinantes e Indicadores está representado na Figura 8.

Portanto, o tema do estudo foi abordado por meio de concepção ampliada e integrada de ambiente/saúde/desenvolvimento, superando a visão fragmentada e isolada dos processos estabelecidos no âmbito da saúde ambiental, da saúde-doença e do desenvolvimento-sustentabilidade, com ação e reflexão simultâneas, em reciprocidade.

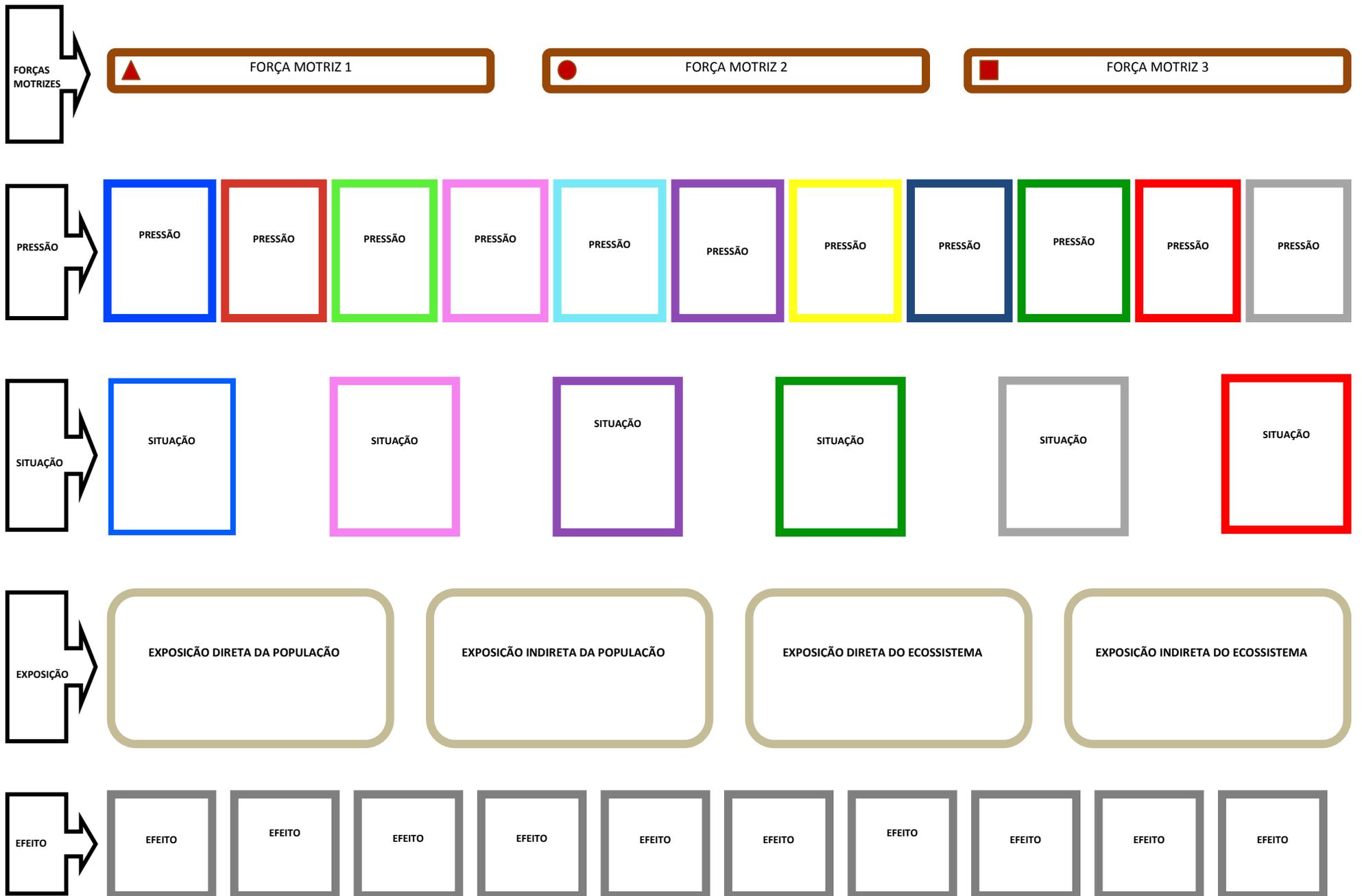


Figura 8 – Modelo do Painel de Indicadores e Determinantes, baseado na matriz FPSEEA.

Fundamental destacar que a matriz analítica FPSEEA elaborada configura-se como uma proposta construída com o objetivo de contribuir com a realização de estudos integradores, no âmbito da vigilância em saúde ambiental no estado, de acordo com o preconizado na metodologia proposta pela OMS. O tema que baliza todo o trabalho, como já apontado na revisão da literatura, destaca-se por sua complexidade e interdisciplinaridade, sendo assim, não se poderia supor a possibilidade do esgotamento e/ou da propositura de matriz estática e consensual. Trata-se, sim, do objeto de estudo do trabalho ora apresentado e se apresenta com vieses idiossincráticos. Portanto, longe de estar finalizada, a matriz foi construída com o propósito de reforçar o conjunto de informações referentes à contaminação por agrotóxicos em matrizes ambientais, biológicas e produtos alimentares, de forma a se obter base de dados capaz de fornecer indicadores e determinantes ambientais, específicos da região, com vistas à operacionalização de determinantes socioambientais necessários ao desenvolvimento sustentável regional.

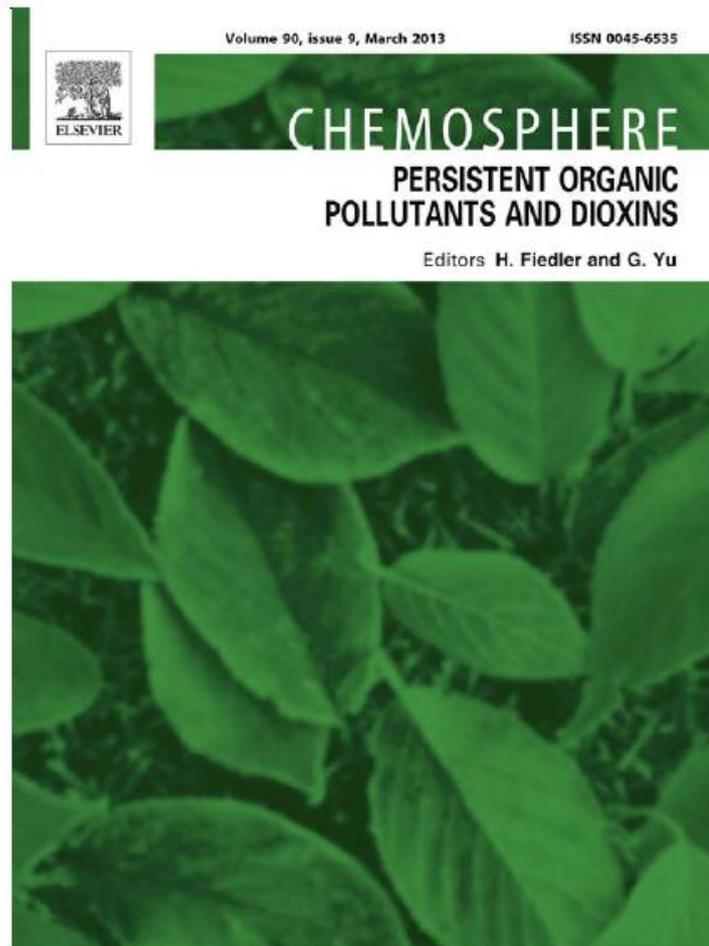
Os artigos a seguir expõem os resultados das determinações dos indicadores regionais de Situação (S) e Exposição (E) referentes à presença de contaminação química em alimento produzido regionalmente (leite bovino), estabelecidos com o propósito de se obter dados atuais demonstrativos da situação regional, que possam contribuir para ações no âmbito da Vigilância em Saúde Ambiental.

5 TRABALHO PUBLICADO

5.1 Avancini RM, Silva IS, Rosa ACSR, Sarcinelli PN, Mesquita AS. Organochlorine compounds in bovine milk from the state of Mato Grosso do Sul – Brazil. Chemosphere. 2013, March; 90(9): 2408–13.

Artigo que descreve a primeira fase do estudo: determinação do **Indicador de Situação**.

Provided for non-commercial research and education use.
Not for reproduction, distribution or commercial use.



This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

<http://www.elsevier.com/copyright>



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Chemosphere

journal homepage: www.elsevier.com/locate/chemosphere

Organochlorine compounds in bovine milk from the state of Mato Grosso do Sul – Brazil

Régia Maria Avancini^{a,*}, Iandara Schettert Silva^a, Ana Cristina Simões Rosa^b, Paula de Novaes Sarcinelli^b, Sueli Alexandra de Mesquita^b

^a Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)/Instituto Federal de Mato Grosso do Sul (IFMS), Av. Julio de Castilho, 4960, Panamá, CEP 79113-000, Campo Grande, MS, Brazil

^b Toxicology Laboratory of Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana (CESTEH), Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca (ENSP/FIOCRUZ), Rio de Janeiro, RJ, Brazil

HIGHLIGHTS

- ▶ In samples of milk produced in Mato Grosso do Sul – Brazil found residues of organochlorine.
- ▶ Of the 100 samples of milk analyzed, 90% contained organochlorine.
- ▶ Aldrin present in 45% of the samples.
- ▶ Σ DDT present in 36% of the samples.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 10 February 2012

Received in revised form 29 August 2012

Accepted 17 October 2012

Available online 22 November 2012

Keywords:

Persistent organic pollutants

DDT

Public health

Dairy

ABSTRACT

Organochlorines are highly hydrophobic, synthetic organic pollutants that accumulate in the environment and in food webs. The primary route of human exposure to organochlorines is through food—mainly fat-rich food of animal origin such as meat, fish, and dairy products. Here we determined the presence and concentration of organochlorine residues in pasteurized milk from Mato Grosso do Sul, Brazil, to monitor consumer exposure to these contaminants. Organochlorine pesticides in milk samples were analyzed using solid phase extraction in octadecyl silica-prepacked columns and identified by gas chromatography using an electron capture detector. Of the 100 composite samples analyzed, more than 90% contained residues of organochlorine pesticides: aldrin was present in 44% of the samples, followed by Σ DDT (36%), mirex (34%), endosulfan (32%), chlordane (17%), dicofol (14%), heptachlor (11%) and dieldrin (11%). Compared to the values established by law, the concentration of the compounds in some samples was above the reference values. Given the importance that milk and its products have in the human diet, it is essential to know whether the levels of pesticide residues are kept well below the recommended levels to minimize the risk to human health.

© 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Organochlorines are highly toxic, persistent organic pollutants (POPs) with adverse effects to the environment and human health. Due to their lipid solubility and slow biotransformation, organochlorines can accumulate in animal adipose tissues via the food web (Gasull et al., 2010).

A study carried out in Spain indicated the affinity of organochlorinated compounds for fats, showing evidence of increasing contamination through the food chain (Costabeber, 1999).

Indeed, the primary route of human exposure to organochlorines is through food, especially foods of animal origin such as beef, fish

and dairy products that are rich in fat. For many populations, these foods represent an important part of the daily diet. Previous studies demonstrated that animal-origin food is responsible for more than 90% of the average human intake of organochlorine compounds and polychlorinated biphenyls (PCBs) (Dirt and Covaci, 2010). However, the general population may also be exposed to pesticides through dermal exposure after domestic use, in public places (parks, auditoriums), or inadvertently through inhalation during application. Thus, exposure is often chronic in nature, occurring over a lifetime.

The mechanism underlying the toxicity of organochlorines involves the induction of enzyme activity through free radicals, ultimately affecting the immune response, the reproductive and neurological systems, lipid metabolism, and the transport of

* Corresponding author. Tel.: +55 67 33453209/67 33917113.

E-mail address: regiaavancini@gmail.com (R.M. Avancini).

vitamins and glucose. Additionally, some of these compounds are mutagenic, teratogenic, and carcinogenic not only in humans, but also in biotic communities with different levels of sensitivity (Castilla-Pinedo et al., 2010).

As already emphasized, the presence of chlorine and other POPs is positively correlated with damage to human health and the contamination of environmental matrices. (Sharp et al., 1986; Hashimoto, 1990; Safe, 1990; Wolff et al., 1993; Ritter, 1997; Serrano et al., 2003; Dai et al., 2011; Gasull et al., 2011; Lee et al., 2011; Neta et al., 2011; Stoker et al., 2011).

POPs have been banned from and/or are restricted in most developed countries. However, POPs are still occasionally used in developing countries because of their low cost and effectiveness against pests. Several studies worldwide have found residues of chlorinated contaminants in various types of food, including fish, milk, dairy products, fruits, vegetables, meat, and poultry (Heck et al., 2007; Ciscato et al., 2009; Schecter et al., 2010; Bulut et al., 2011; Cascaes, 2011; Bayat et al., 2010).

In Brazil, pesticides are increasingly marketed, with 1.06 million tons of pesticides sold in 2009 alone (7.6% increase compared to 2008) (SINDAG, 2010). The National Union for Agriculture Defense Products considers Brazil the largest market for these products, with 107 companies authorized to register their chemical compounds, accounting for 16% of the world market (ANVISA, 2009; Câmara dos Deputados do Brasil, 2011). According to the Health Surveillance Agency, ANVISA (2009), Brazil is already the largest consumer of pesticides in the world, with 700,000 tons in the country. The use of pesticides in the states of Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, and Tocantins accounts for 70% of the total amount used in the country (Souza, 2006).

In 1985, organochlorine pesticides were banned in Brazil through Federal Decree No. 329/85, from the Ministry of Agriculture. Endosulfan is currently allowed for coffee, cocoa, cotton, and soy crops, but in 2013, its use will also be prohibited.

Organochlorines are a source of global contamination, putting the survival of several species at risk and causing serious human health problems. Many countries still allow the excessive use of these pesticides, and even in the countries where these substances are prohibited, it is possible to find them on the black market (Flores et al., 2004).

The use of pesticides acquired illegally from neighboring countries has been reported by the Brazilian press, especially in some states such as Rio Grande do Sul, Paraná, and Mato Grosso do Sul, due to the proximity with these countries.

The aim of this study was to evaluate the presence and concentration of organochlorine residues in pasteurized milk produced for human consumption in the state of Mato Grosso do Sul (Brazil).

2. Materials and methods

2.1. Reagents

All solvents used for pesticide residue analysis were of purity grade; pesticide standards were highly pure (>98%; Accu Standard).

Pesticides analyzed were *a*-chlordane, *g*-chlordane, *a*-HCH, *b*-HCH, HCB, aldrin, dieldrin, endrin, dicofol, endosulfan I, endosulfan II, heptachlor epoxide A, heptachlor epoxide B, heptachlor, methoxychlor, mirex, *o,p'*-DDD, *p,p'*-DDD, *o,p'*-DDE, *p,p'*-DDE, *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDT, pentachloroanisole, and *trans*-nonachlor.

2.2. Sample collection

Milk samples were collected at three different periods (July 2009, December 2009/January 2010, and July 2010) in 20 locations

(dairies) distributed across micro-geographic regions (MGRs) as defined by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE): MGR 02 (Dois Irmãos), MGR 03 (São Gabriel, Rio Verde, and Coxim), MGR 04 (Campo Grande, Bandeirantes, Camapuã, and Sidrolândia), MGR 06 (Paranaíba and Aparecida do Tabuaço), MGR 09 (Caracol, Guia Lopes, Bodoquena, and Bela Vista), MGR 10 (Dourados, Glória de Dourados, and Nova Alvorada), and MGR 11 (Iguatemi, Paranhos, Mundo Novo, and Ivinhema) (Fig. 1).

In each dairy, two samples per collection time were collected, except in the third collection, in which only one sample was taken. Thus, a total of 100 samples of pasteurized milk were collected from the 20 dairies selected.

The milk samples, collected by health surveillance agents from the original distribution packages, are representative of various locations (many of them small farms) around one dairy to which products are delivered for pasteurization and distribution. Therefore, these are composite samples.

The samples were transported in refrigerated coolers. Glass jars previously washed with neutral Extran and rinsed with acetone and *n*-hexane were used to store the samples at approximately -20°C until analysis in the Laboratory of Toxicology Studies of the Center of Occupational Health and Human Ecology (CESTEH/FIOCRUZ).

2.3. Sample preparation

The samples were thawed at room temperature and aliquoted in 1-mL volumes. The aliquots were placed in a water bath at $37^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ for about 20 min, after which 10 mL of ethyl acetate:methanol:acetone 2:4:4 was added. The mixture was then vortex-mixed for 1 min, sonicated for 20 min, and centrifuged for 15 min at approximately 2000 rpm. The supernatant was moved to a fresh tube, and 10 mL of water was added.

2.4. Solid phase extraction and cleanup

Organochlorine pesticides in milk samples were analyzed following the method described by Stevenson (1991) and modified by Mesquita (2011).

Briefly, octadecyl silica (C_{18}) SPE PACK™ columns were primed twice with 1 mL of *n*-hexane, twice with 1 mL of ethyl acetate, twice with 1 mL of methanol, and twice with 1 mL of distilled water using a vacuum. The column was not allowed to dry and a small volume of solvent was kept above the solid phase.

The supernatants obtained in Section 2.3, containing both organic phase and water, were passed through the pre-conditioned column at a flow rate of 3–5 mL min⁻¹. The column was then washed twice with 1 mL of 75% H₂O with 25% acetonitrile. Subsequently, the column was dried under vacuum (-15 in Hg) for 30 min. The pesticides retained in the column were eluted with 1 mL of *n*-hexane.

The extract was cleaned through a Florisil® column pre-conditioned with 10 mL of dichloromethane, 10 mL of ethyl acetate, 10 mL of a mixture of 15% acetone in petroleum ether, and 10 mL of hexane.

The 1-mL volume collected from the C_{18} column was eluted with 10 mL of hexane and then with 5 mL of a mixture of 15% acetone in petrol ether. The total volume of 15 mL collected was evaporated to 0.1 mL under commercial nitrogen atmosphere, to which 10 μL of internal standard (octachloronaphthalene [OCN]) at 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$ was added. During evaporation, the tube was rinsed four times in a sequence with approximately 10 mL, 5 mL, 1 mL, and 0.5 mL of *n*-hexane.

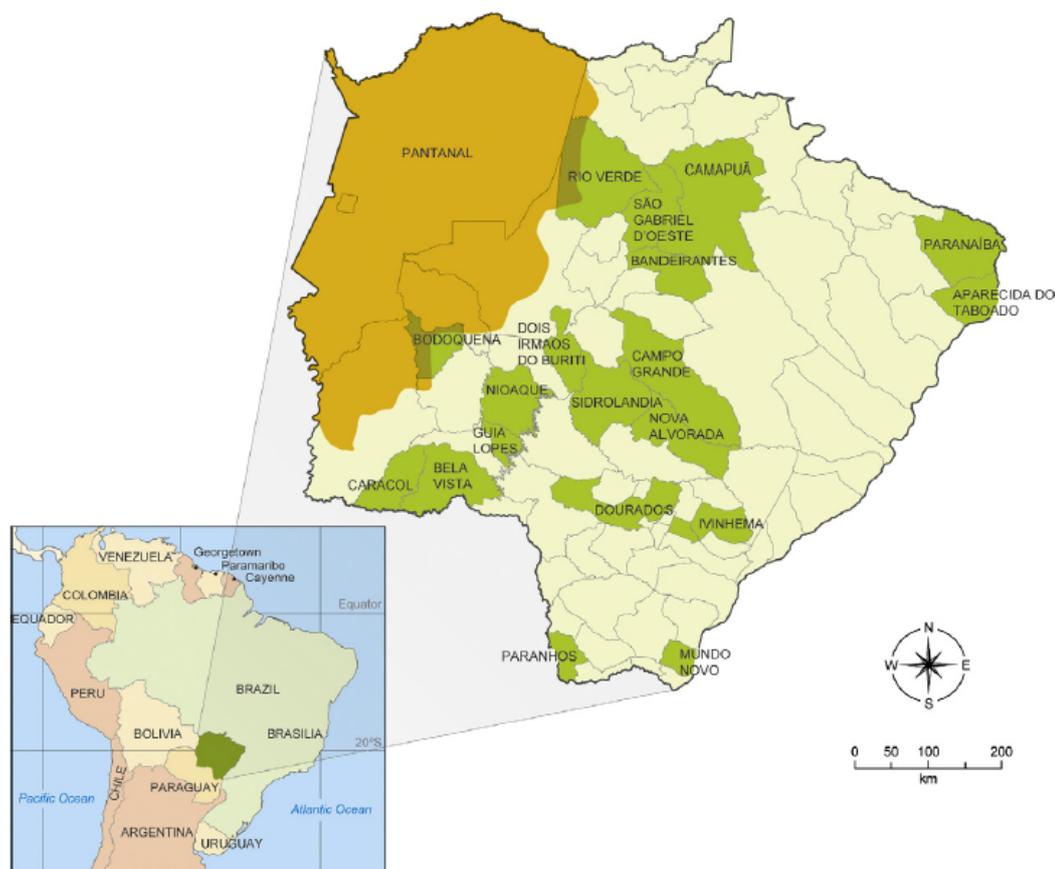


Fig. 1. Location of the study area. Dark gray-shaded areas indicate the regions where pasteurized bovine milk samples were collected.

2.5. Chromatographic analysis

Chromatographic analysis was performed by gas chromatography with electron capture detection (Agilent Technologies model 6890). Injector conditions were as follows: splitless injection, pulse pressure of 25 psi until 0.5 min, temperature of 240 °C, and injection volume of 2 μL . Ultrapure nitrogen was used in the oven and make-up. We used an HP-5 capillary column (5% diphenyl, 95% dimethylpolysiloxane, 30 M, 320 μm inner diameter, and 0.2 μm film thickness) at a column flow of 1 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ and temperature of 50 °C for 10 min with the following sequence: rinsed at 7 °C min^{-1} until 170 °C, maintained for 10 min, rinsed at 1.5 °C min^{-1} until 230 °C, maintained for 10 min, and finally rinsed at 50 °C min^{-1} until 280 °C, maintained for 10 min. Total run time was 68.14 min. Make-up flow was 60 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, and the detector temperature was 300 °C.

Pesticide quantification was performed by internal standardization, taking into account a mixture of standards with known concentrations of approximately 10 $\text{ng}\cdot\text{mL}^{-1}$. Identification of peaks was made by injection in a different column (35% diphenyl, 65% dimethylpolysiloxane) and comparison with standards under the same chromatographic conditions.

2.6. Determination of fat content

For the quantification of fat content, 8 mL of a mixture of hexane:acetone 1:1 was added to 2 mL of milk sample. The mix-

ture was vortex-mixed for 1 min and placed in an ultrasonic bath for 20 min, after which it was centrifuged at 4000 $\text{rpm} \pm 100$ rpm for 15 min. The previously collected supernatants were weighed on an analytical balance. The extraction was repeated once more, and the supernatants were placed in the same tube. The solvent was evaporated under commercial nitrogen atmosphere until dryness, and the tube was weighed. The final concentration of pesticide was expressed in $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ of fat.

2.7. Analytical quality control

An analytical quality control method was previously validated under laboratory-operating conditions using parameters recommended by the Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia do Brasil (Inmetro). Linearity studies were performed for all pesticides in the range of 1.25–20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. The r -values ranged from 0.9899 to 0.9991, showing a linear relationship between the detector response and five different concentrations (1.25, 2.5, 5, 10, and 20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), with five curves for each pesticide. The recovery was tested with fortification of cow milk at three different concentration levels (1.25, 5, and 20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), with mean values ranging from 70.1% to 102%. The coefficients of variation between the fortified replicates ranged from 1.2% to 4%. The method's quantification limit ranged from 0.02 to 2.15 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

For each batch of samples, a sample of low-fat bovine milk was fortified with a mixture of pesticides at a concentration of 5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. The values of the internal standard between the original and

fortified samples were compared to evaluate any deviation in the analytical method.

3. Results and discussion

Of the 100 composite samples analyzed, more than 90% contained residues of organochlorine pesticides (Table 1). Aldrin was present in 44% of the samples, followed by Σ DDT (36%), mirex (34%), endosulfan (32%), chlordane (17%), dicofol (14%), heptachlor (11%) and dieldrin (11%). In some of the samples, the concentration of the compounds was above the reference values (MLRs). (Brasil, 1999; EC, 2005; Codex Alimentarius, 2010). The Σ DDT concentrations were below the established MLR. Forty-seven percent of the samples contaminated with chlordane had values exceeding the MLR (2.0 ng g⁻¹ of fat) (Table 1). Fifty percent of the samples were contaminated with aldrin/dieldrin, and 14% of them had values above the reference values (6.0 ng g⁻¹ of fat). For Heptachlor, eleven samples (11%) were contaminated, and 30% of them presented values above the MRL (6.0 ng g⁻¹ of fat) (Table 1). Heptachlor is probably the most persistent toxic substance commonly used in Brazil. Between 1961 and 1982, 4.7 tons were imported, and from 1989 to July of 2003, the importation rate was 1.7 thousand. However, there is no information regarding the existence of any national production (Almeida, 2007). Methoxychlor, β -HCH and o,p'-DDD compounds were not identified in any of the analyzed samples.

The presence of organochlorine contaminants in food, biological and environmental matrices is already known. Few studies have investigated organochlorinated pesticide residues in milk in Brazil, and there are no studies regarding organochlorinated contaminants in bovine milk in the region where this research was conducted. The few studies in the literature evaluated human milk and water.

Because the economy of Mato Grosso do Sul (Brazil) is based on agriculture and cattle breeding, with a focus on meat and milk production, research about the content of persistent organic pollutants in animal products produced locally is important. Even though this research does not account for the entire region, the results are meaningful because this is one of the first studies to describe the concentration of these kinds of contaminants in bovine milk produced locally. A similar study was conducted in the south of Brazil in 2007. The presence of organochlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls were investigated in pasteurized and sterilized milk from Rio Grande do Sul (Brazil) (Heck et al., 2007). In that study, all samples of bovine milk presented at least one compound. The isomer p,p'-DDE (11.9 ng g⁻¹) was mainly responsible for Σ DDT values, indicating 20.1 ng g⁻¹ of fat, above the value observed in this study (16.71 ng g⁻¹ of fat). Regarding the compound HCH, the concentration values found in Mato Grosso do Sul were the same as the values observed in the study conducted in the south of the country. Nevertheless, the concentrations of aldrin and o,p'-DDD in this study were higher (Table 1).

In a study that analyzed cheese produced in the south of Brazil, HCH, HCB, lindano, o,p'-DDD and p,p'-DDD compounds were identified in 100% of the samples. The levels of Σ DDT were equal to the ones identified in the bovine milk studied (16.7 ng g⁻¹ of fat). The levels of HCH and aldrin/dieldrin were lower than the ones found in the milk produced in Mato Grosso do Sul (0.9 and 7.9 ng g⁻¹ of fat, respectively) (Santos et al., 2006).

Recently, a study was performed regionally at the Federal University of Mato Grosso, Brazil (a region close to Mato Grosso do Sul) finding organochlorine levels above the values of this study. Indeed, the former revealed that the breast milk of residents of the city of Lucas do Rio Verde was contaminated with DDE. All samples (n = 62) were contaminated by p,p'-DDE (0.012 ng g⁻¹ fat), 44% for β -endosulfan (0.00061 ng g⁻¹ fat) and 13% p,p'-DDT (0.012 ng g⁻¹

Table 1
Mean OCPs residues in pasteurized milk samples (n = 100).

Compounds	Mean (standard deviation) (ng g ⁻¹ fat)	Range (ng g ⁻¹ fat)	Incidence (%)	MRL ^b (ng g ⁻¹ fat)	MRL ^c (ng g ⁻¹ fat)
Σ HCH	1.61(±1.01)	0.45–2.34	3%	4	–
a-HCH	1.61(±1.01)	0.45–2.34	3%	–	4
b-HCH	0(±0)	0.0–0.0	–	–	3
HCB	0.52(±0.08)	0.45–0.64	5%	10	10
Dicofol	5.11(±1.7)	2.75–9.61	14%	100	20
Σ Heptachlor	3.05(±2.0)	1.22–6.02	11%(30%) ^a	6	4
Heptachlor Epoxy B	3.05(±0.0)	3.05–3.05	3%	–	–
Heptachlor Epoxy A	1.53(±0.3)	1.23–2.15	7%	–	–
Heptachlor	1.8(±0.79)	1.22–3.57	7%	6	6
Σ DDT	3.74(±3.19)	0.58–16.72	36%	50	40
o,p'-DDE	1.82(±1.26)	0.58–5.45	20%	–	–
p,p'-DDE	6.67(±0.0)	6.67–6.67	1%	–	–
o,p'-DDD	3.38(±2.18)	1.02–10.96	26%	–	–
p,p'-DDD	2.32(±0.0)	2.32–2.32	1%	–	–
o,p'-DDT	0.0(±0.0)	0.0–0.0	–	20	20
p,p'-DDT	1.46(±0.0)	1.46–1.46	1%	20	20
Aldrin + Dieldrin	5.62(±1.46)	0.13–14.73	50%(4%) ^a	6	6
Dieldrin	4.39(±3.98)	0.98–14.73	11%(18%) ^a	6	6
Aldrin	0.74(±0.48)	0.1–1.86	44%	6	–
Σ Endosulfan	2.4(±2.57)	0.28–12.2	32%	–	50
Endosulfan I	1.95(±0.98)	1.00–4.03	12%	10	10
Endosulfan II	2.23(±3.0)	0.13–12.2	24%	–	–
Σ Clordane	2.78(±1.58)	1.49–6.57	17%(47%) ^a	2	2
a-Clordane	2.69(±1.29)	1.49–5.98	12%(58%) ^a	2	2
g-Clordane	2.14(±0.8)	1.35–3.84	7%(29%) ^a	2	2
Trans-nonachlor	2.05(±0.83)	0.93–3.27	7%	–	–
Endrin	3.91(±0.0)	3.91–3.91	1%(100%) ^a	0.8	0.8
Methoxychlor	0.0(±0.0)	0.0–0.0	–	–	10
Mirex	6.32(±3.44)	1.24–13.77	34%	–	–

^a Percentage of samples that showed values above the reference value (Brasil, 1999; Codex Alimentarius, 2010).

^b Brasil (1999), Codex Alimentarius (2010).

^c EC (2005).

fat). Further, it showed that 100% of the samples were contaminated with at least 1 pesticide, with residues of DDE, a derivative of the DDT pesticide banned from Brazil for more than 10 years, being present in all cases. Of the residues found, most are organochlorine substances of high toxicity, dispersibility, and resistance both in the environment and the human body (Palma, 2011).

Another study conducted in 31 water samples collected in the district of Culturama, municipality of Fátima do Sul, State of Mato Grosso do Sul, Brazil during the months of September to November 2008, revealed similar data. Residues of organochlorine compounds were found in 16 of the 31 samples analyzed. Of the 18 organochlorine pesticides studied, seven were detected and four were quantified. Pesticide concentrations ranged from 0.0019 to 0.153 ng mL⁻¹. The percentage of samples contaminated with Σ DDT was 38.7% (at concentrations between 0.0019 and 0.009 ng mL⁻¹) and of endrin 3.4% (0.153 ng mL⁻¹). Compared to this study, the concentrations were few higher only for endrin (0.150 ng mL⁻¹) (Prates et al., 2011).

A general overview of these contaminants in food and environmental matrices throughout the country has not yet been established. The results obtained vary according to the particularities of each region. In 2010, ANVISA, through its Program for the Analysis of Pesticide Residues in Food (PAPRF), measured the concentration of pesticide residues in the 18 most consumed foods in Brazil. The sampling took place in several states, including Mato Grosso do Sul. Of the 18 foods investigated, 13 of them (72%) contained medium to very high concentrations of pesticides (ANVISA, 2010). From a total of 2488 samples, 28% were actually considered unsatisfactory because of the presence of unauthorized products or permitted products above reference values (ANVISA, 2010). Similarly, and importantly, all of the organochlorine residues analyzed in the present study, except endosulfan, which will be banned in 2013, are unauthorized in Brazil.

The occurrence of various types of organochlorinated compounds in the blue shark (*Prionace glauca*) in the Brazilian southern coast was observed. The concentration of DDT ranged from 8.72 to 51.36 ng g⁻¹ of fat. In general, the concentration of compounds was correlated with the total length of the animal, which shows a possible accumulation of pollutants in the tissues as the animals grow older (Cascaes et al., 2011). Another study carried out in the region of Rio Madeira, located in the Brazilian Amazonian basin, analyzed the presence of p,p'-DDT and its metabolites, p,p'-DDE and p,p'-DDD in 69 samples of human milk. Until the 1990s, houses situated along Rio Madeira were inundated with DDT. This region is known for a high incidence of malaria. The results showed higher contamination with DDT and its metabolites than in the bovine milk studied, ranging from 25.4 to 9361.9 ng of Σ DDT g⁻¹ of lipid (median = 369.6 ng of Σ DDT g⁻¹ of lipid) (Azeredo et al., 2008). The authors indicated that the milk contamination can be associated with the population's eating habits, which rely on fish from this river.

Results from research performed in Cidade dos Meninos, Rio de Janeiro (Brazil), indicate the contamination of many environmental compartments; in several concentrations, there is a mixture of isomers of hexachlorocyclohexane (HCH), dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and its metabolites, trichlorophenol (TCP), trichlorobenzene (TCB), polychlorinated dibenzodioxins (PCDD) and polychlorinated dibenzofurans (PCDF). The food chain represents the main means through which the population is exposed to contamination. The foods of animal origin are the most contaminated—especially chicken eggs and cow milk (Brasil, 2002). Moreover, in São Paulo (Brazil), residues of pesticides were surveyed in 132 samples of cow. The results showed that 0.76% of samples were contaminated with HCH (alpha isomer) and 10.60% with endosulfan (alpha and beta isomers), which are lower percentages

compared to the current study (Ciscato et al., 2002). Research on poultry eggs in leishmaniasis endemic domiciliary areas, located in Rio de Janeiro, showed that the accumulation of DDT is alarming. Poultry eggs presented, on average, 1.980 ng g⁻¹ of extractable lipids of Σ DDT (twice the maximum allowed by FAO), containing 82% of p,p'-DDE (Vieira et al., 2000).

Based on the results regarding the presence of contaminants in the north and southeast of Brazil reported by the studies mentioned, the concentrations found in milk are below the reported values. Additionally, in the south of the country, we can find data that are similar to the data obtained by this study.

In Europe, Japan, China, the United States, India, and Latin America, among other countries, the presence of organochlorine compounds in foods, human biological fluids, and environmental matrices is frequently reported (Miranda-Filho et al., 2007; Kang et al., 2008; Castilla-Pinedo et al., 2010; Vizcino and Grimalt, 2010; Bulut et al., 2011; Baek et al., 2011; Kaushik et al., 2011; Kampire et al., 2011; Wanga et al., 2011; Fromberg et al., 2011; Nag and Raikwar, 2011).

A study in India showed concentrations above the ones present in the milk from Mato Grosso do Sul. The average concentration of HCH was 162 ng g⁻¹, whereas Σ DDT was found in 114 samples in concentration of 172.4 ng g⁻¹ (Nag and Raikwar, 2008). In Haryana (India), samples of bovine milk were collected and analyzed from 1992 to 1998 in rural areas from 14 different localities. The study showed that in this period there was a decrease of HCH (67.5%) and DDT (92.8%) concentrations. Even the lower values of these contaminants are above the concentrations obtained in the milk studied (Kaushik et al., 2011). Furthermore, in Turkey, a 2010 study measured concentrations of organochlorinated (OCPs) in bovine, buffalo and sheep milk. Eleven pesticides were identified in the bovine milk, and the average concentration of beta-HCH was 0.0913 μ g mL⁻¹. The study showed that three OCPs were found to be higher than the maximum residue levels accepted by EU food codex (beta HCH, endrin and methoxychlor/91.32 ng mL⁻¹, 4.57 ng mL⁻¹ and 24.99 ng mL⁻¹ respectively) (Bulut et al., 2011). In the present study beta HCH and methoxychlor were not detected. Endrin concentration was 0.15 ng mL⁻¹.

In Iran, 54 samples of pasteurized bovine milk were investigated, and organochlorinated pesticides and polychlorinated biphenyl were found. The concentrations of HCH and DDT found were higher (31.89 and 21.65 ng g⁻¹ of fat, respectively) compared to the ones verified in this study (2.34 and 16.72 ng g⁻¹ of fat, respectively). However, Dieldrin exhibited a maximum concentration of 14.73 ng g⁻¹ of fat in the milk from Mato Grosso do Sul (Brazil), and it was not identified in the study mentioned (Bayat et al., 2010). Besides that, in Cartagena, Colombia, the adult population's exposure to organochlorates was studied based on the ingestion of local pasteurized milk. Contamination by organochlorines was found in 100% of the analyzed samples (n=47). The results indicated higher levels of contaminants compared to the ones found in Mato Grosso do Sul (Castilla-Pinedo et al., 2010).

Altogether, this study demonstrates the presence of organochlorine residues in bovine milk—in some cases, in quantities above the reference values. The study also highlights the need to monitor these contaminants, possibly with integrated approaches capable of supporting measures for environmental health surveillance in light of precautionary science.

The chlorinated pesticides found in the studied milk samples can indicate the use of these pesticides in agriculture, even though Brazilian legislation has not allowed the use of HCH since 1985 and the use of endosulfan has been limited. Regardless of the source, these compounds should not be in milk intended for human consumption because it can negatively affect health.

Therefore, it is necessary to continue monitoring organochlorine pesticide residues in milk, other animal products, and vegetables

produced in the region of the present study. This region has yet to be thoroughly characterized for pesticide contamination, and therefore, additional studies are required to examine this issue. Further studies will allow a general overview of these contaminants in the areas contributing to exposure risks from the standpoint of food safety. It will also be important to monitor trends of such contaminants in the environment after restrictions and prohibitions go into effect.

References

- Almeida, F.V. et al., 2007. Substâncias tóxicas persistentes (STP) no Brasil. *Quim. Nova* 30, 1976–1985. (in Portuguese).
- ANVISA, 2009. Agrotóxicos: Agência discute o controle de resíduos no Senado. <<http://www.anvisa.gov.br/divulga/noticias/2009/251109.htm>> (accessed 07.07.10) (in Portuguese).
- ANVISA, 2010. Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA). <http://portal.anvisa.gov.br/wps/portal/anvisa/anvisa/home/agrotoxi_cotoxicologia> (accessed 22.11.11) (in Portuguese).
- Azeredo, A. et al., 2008. DDT and its metabolites in breast milk from the Madeira river basin in the Amazon, Brazil. *Chemosphere* 73 (1 Suppl.), 246–251.
- Bayat, S. et al., 2010. Survey of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in commercial pasteurized milk in Iran. *Environ Monit Assess* 175, 469–474.
- Baek, S.Y. et al., 2011. Three-year atmospheric monitoring of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in polar regions and the South Pacific. *Environ. Sci. Technol.* 45, 4475–4482.
- Brasil, 1999. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução normativa 42. <<http://extranet.agricultura.gov.br/sislegis-consulta/consultarLegislacao.do?operacao=visualizar>> (accessed 01.12.11) (in Portuguese).
- Brasil. Ministério da Saúde, 2002. Exposição Humana a Resíduos Organoclorados na Cidade dos Meninos, Município de Duque de Caxias, Rio de Janeiro: Relatório de Trabalho da Comissão Técnica do Ministério da Saúde. Portaria /GM n. 896, de 9 de maio de 2002. Ministério da Saúde, Secretaria de Políticas de Saúde, Departamento de Ciência e Tecnologia em Saúde – Brasília: Ministério da Saúde. (in Portuguese).
- Bulut, S. et al., 2011. Organochlorine pesticide (OCP) residues in cow's, buffalo's, and sheep's milk from Afyonkarahisar region, Turkey. *Environ. Monit. Assess.* 181, 555–562.
- Câmara dos Deputados do Brasil, 2011. Brasil é maior consumidor de agrotóxico do mundo. <<http://www.camara.gov.br/internet/radiocamara>> (accessed 12.12.11) (in Portuguese).
- Cascaes, M.J., 2011. Ocorrência de PCBs, PBDEs e pesticidas organoclorados em *Prionace glauca* da costa sul brasileira. Universidade de São Paulo (USP)-Instituto Oceanográfico. (Master Thesis).
- Castilla-Pinedo, Y. et al., 2010. Exposición a organoclorados por ingestión de leche pasteurizada comercializada em Cartagena. *Colombia Rev. Salud Pública* 12, 14–26 (in Spanish).
- Ciscato, C.H., Gebara, A.B., Spinosa, H. de S., 2002. Pesticide residues in cow milk consumed in São Paulo City (Brazil). *J. Environ. Sci. Health* 37 (4), 323–330.
- Ciscato, C.H.P. et al., 2009. Pesticide residue monitoring of Brazilian fruit for export 2006–2007. *Food Addit. Contam. Part B* 2 (2), 140–145.
- Codex Alimentarius, 2010. Pesticides Residues in Food and Feed, FAO and WHO/2010. <<http://www.codexalimentarius.net/pestres/data/pesticides/index.html?lang=en>> (accessed 30.04.12).
- Costabeber, I., 1999. Tratamiento de muestras humanas para el análisis de residuos organoclorados. In: X Encontro Nacional de Química Analítica, Resumos, p.TA16. Santa Maria-RS: Universidade Federal de Santa Maria. (in Spanish).
- Dai, G.H. et al., 2011. Health risk assessment of organochlorine contaminants in fish from a major lake (Baiyangdian Lake) in North China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 87, 58–64.
- Dirtu, A.C., Covaci, A., 2010. Estimation of daily intake of organohalogenated contaminants from food consumption and indoor dust ingestion in Romania. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6297–6304.
- European Commission (EC), 2005. Agriculture and Rural Development. Pesticide Residues (MRL) Regulation (EC) No 396. <http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/> (accessed 04.01.12).
- Flores, A.V. et al., 2004. Organoclorados: um problema de saúde pública. *Ambiente Sociedade* 7, 111–124 (in Portuguese).
- Fromberg, A. et al., 2011. Estimation of dietary intake of PCB and organochlorine pesticides for children and adults. *Food Chem.* 125, 1179–1187.
- Gasull, M. et al., 2010. The relative influence of diet and serum concentrations of organochlorine compounds on K-ras mutations in exocrine pancreatic cancer. *Chemosphere* 79, 686–697.
- Gasull, M. et al., 2011. Empirical analyses of the influence of diet on human concentrations of persistent organic pollutants: a systematic review of all studies conducted in Spain. *Environ. Int.* 37, 1226–1235.
- Hashimoto, E.M., 1990. Estudo cromossômico de linfócitos de aplicadores de inseticidas. São José do Rio Preto- SP. IBILCE – UNESP. (Master Thesis).
- Heck, M.C. et al., 2007. Estimation of children exposure to organochlorine compounds through milk in Rio Grande do Sul, Brazil. *Food Chem.* 102, 288–294.
- Kampire, E. et al., 2011. Organochlorine pesticide in fresh and pasteurized cow's milk from Kampala markets. *Chemosphere* 84, 923–927.
- Kang, J.-H. et al., 2008. Distribution of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in human serum from urban areas in Korea. *Chemosphere* 73, 1625–1631.
- Kaushik, C.P. et al., 2011. Changing patterns of organochlorine pesticide residues in raw bovine milk from Haryana, India. *Environ. Monit. Assess.* 182, 467–475.
- Lee, Duk-Hee et al., 2011. Low dose organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls predict obesity, dyslipidemia, and insulin resistance among people free of diabetes. *Mos One* 6, 01–09.
- Mesquita, S. A., 2011. Avaliação da contaminação do leite materno por pesticidas organoclorados persistentes em mulheres doadoras do Banco de leite do Instituto Fernandes Figueira, RJ. ENSP/FIOCRUZ. [Master Thesis].
- Miranda-Filho, K.C. et al., 2007. Residues of persistent organochlorine contaminants in southern elephant seals (*Mirounga leonina*) from Elephant Island, Antarctica. *Environ. Sci. Technol.* 41, 3829–3835.
- Nag, S.K., Raikwar, M.K., 2008. Organochlorine pesticide residues in bovine milk. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 80, 5–9.
- Nag, S.K., Raikwar, M.K., 2011. Persistent organochlorine pesticide residues in animal feed. *Environ. Monit. Assess.* 174, 327–335.
- Neta, G. et al., 2011. Fetal exposure to chlordane and permethrin mixtures in relation to inflammatory cytokines and birth outcomes. *Environ. Sci. Technol.* 45, 1680–1687.
- Palma, D.C.A., 2011. Agrotóxicos em leite humano de mães residentes em Lucas do Rio Verde (MT), Cuiabá – MT: Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT. (Master Thesis).
- Prates, C.B. et al., 2011. Análise de pesticidas organoclorados em água usando a microextração em fase sólida por headspace com cromatografia gasosa e espectrometria de massas. *Quim. Nova*, XY, 1–5. (in Portuguese).
- Ritter, L., 1997. Reporto f a panel on the relationship between public exposure to pesticides and cancer. *Cancer* 80, 2019–2033.
- Safe, S., 1990. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: Environmental and mechanistic considerations which support the development of Toxic Equivalency Factors (TEFs). *Crit. Rev. Toxicol.* 21, 51–88.
- Santos, J.S. et al., 2006. Níveis de organoclorados em queijos produzidos no Estado do Rio Grande do Sul. *Ciência Rural* [en línea] Disponible en: <<http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=33136242>> ISSN 0103-8478. Consulta: 24/03/2012. (in Spanish).
- Schecter, A. et al., 2010. Perfluorinated compounds, polychlorinated biphenyls, and organochlorine pesticide contamination in composite food samples from Dallas, Texas, USA. *Environ. Health Perspect.* 118.
- Serrano, R. et al., 2003. Biomagnification study on organochlorine compounds in marine aquaculture: the sea bass (*Dicentrarchus labrax*) as a model. *Environ. Sci. Technol.* 37, 3375–3381.
- Sharp, D.S. et al., 1986. Delayed health hazard of pesticide exposure. *Annu. Rev. Public Health* 7, 441–471.
- SINDAG, 2010. Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola. <<http://www.sindag.com.br/informativo/15/>> (accessed 17.07.10) (in Portuguese).
- Souza, M.V., 2006. Resíduos de agrotóxicos ditiocarbamatos e organofosforados em alimentos consumidos no restaurante universitário - UNB: Avaliação da exposição humana. UNB, Brasília. (Master Thesis).
- Stevenson, D., 1991. Rapid method for determination of organochlorine pesticides in milk. *J. Chromatogr.* 552, 249–257.
- Stoker, C. et al., 2011. Organochlorine compound residues in the eggs of broad-snouted caimans (*Caiman latirostris*) and correlation with measures of reproductive performance. *Chemosphere* 84, 311–317.
- Vieira, E.D.R. et al., 2000. Persistência ambiental e biológica do DDT: estudo de caso em uma área de leishmaniose/soil and biological persistence of DDT: a case-study in an endemic leishmaniasis área. *Cad. Saúde Colet.* 8, 55–70 (in Portuguese).
- Vizzino, E., Grimalt, J., 2010. Maternal origin and other determinants of cord serum organochlorine compound concentrations in infants from the general population. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6488–6495.
- Wanga, N. et al., 2011. Accumulation levels and characteristics of some pesticides in human adipose tissue samples from Southeast China. *Chemosphere* 84, 964–971.
- Wolff, M.S. et al., 1993. Blood levels of organochlorines residues and risk of breast cancer. *J. Natl. Cancer Inst.* 85, 648–652.

5.2 Trabalho em submissão:

Título: Risco crônico de contaminantes organoclorados como indicador de exposição na vigilância ambiental em saúde.

Artigo que descreve a segunda fase do estudo: determinação do **Indicador de Exposição**.

**RISCO CRÔNICO DE CONTAMINANTES ORGANOCLORADOS
COMO INDICADOR DE EXPOSIÇÃO NA VIGILÂNCIA
EM SAÚDE AMBIENTAL**

*Régia Maria Avancini,¹ Iandara Schettert Silva,² Alexandra Maria Almeida Carvalho Pinto,³ Suely
Aparecida Correa Antonialli⁴*

Risco crônico de contaminantes organoclorados como indicador de exposição na vigilância em saúde ambiental

¹ Química. Professora e pesquisadora do Instituto Federal de Mato Grosso do Sul (IFMS). Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Endereço: Rua Jeribá 781 Apto 2, CEP 79040120, Campo Grande MS, Brasil. E-mail: regiaavancini@gmail.com

² Médica Veterinária. Doutora em cirurgia experimental. Professora Adjunto na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), na Faculdade de Medicina, no Programa de Mestrado e Doutorado em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, atuando como docente, pesquisadora e orientadora de Mestrado e Doutorado. Endereço: Cidade Universitária s/n Bloco 9 (FAMED) Universitario79070-900 - Campo Grande, MS – Brasil. ian.da.ra@hotmail.com

³ Engenheira Civil. Doutora em Biosystems Eng. and Environmental Science - The University of Tennessee. Professora Adjunto na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), na Faculdade de Medicina, no Programa de Mestrado e Doutorado em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, atuando como docente, pesquisadora e orientadora de Mestrado e Doutorado. Endereço: Cidade Universitária s/n Bloco 9 (FAMED) Universitario79070-900 - Campo Grande, MS – Brasil. amjoiv@gmail.com

⁴ Doutora em Ciências-Institutos de Pesquisa da Secretaria do Estado de São Paulo (2006). Docente da pós-graduação *Lato sensu* da Escola de Saúde Pública Dr. Jorge David Nasser da Secretaria de Estado de Saúde do Estado do Mato Grosso do Sul. Diretora do Laboratório Central de Saúde Pública de Mato Grosso do Sul.

RESUMO

Os poluentes orgânicos persistentes (POP) são um grupo de substâncias químicas que abrange os organoclorados (OC) e têm propriedades comuns de resistência à biodegradação, ampla faixa de transporte, alta lipofilicidade, bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar. São persistentes no meio ambiente e têm potenciais impactos adversos na saúde. Muitos compostos dessa classe foram utilizados como agrotóxicos em todo o mundo, inclusive no Brasil. Preocupações sobre as características carcinogênicas e de desregulação endócrina dos OCs levaram a uma restrição global do uso dos mesmos. No entanto, tais compostos ainda são utilizados em alguns países e continuam no ambiente por décadas, devido à sua persistência. A exposição a esses contaminantes tais como, DDT, Dieldrin, Aldrin, p, p'-DDE, Clordano, Heptacloro e Endossulfan é motivo de grande preocupação devido à sua larga capacidade de distribuição nos ecossistemas. A carga corporal tóxica atual é uma preocupação mundial, pois muitos estudos realizados no âmbito nacional e internacional, mostram relação entre OC e severos agravos à saúde. As pessoas são expostas inadvertidamente a esses compostos por meio de inúmeras fontes sendo os alimentos, a mais importante. O presente trabalho tem como objetivo determinar o risco crônico da exposição aos contaminantes organoclorados considerando o consumo diário, por crianças e adultos, de leite bovino presente na dieta regional. Foram realizadas coletas de amostras em localidades diferentes na região de Mato Grosso do Sul (Brasil) e determinados os níveis de resíduos de pesticidas organoclorados. Em seguida calculou-se o risco crônico associado à exposição aos contaminantes em questão. Determinou-se a Ingestão Diária Teórica Máxima (IDTM), para posterior relação com a Ingestão Máxima Admissível (IDA) e caracterização do risco associado à exposição crônica definido como o percentual da IDA (%IDA). O risco crônico de maior significância encontrado, considerando-se a média dos valores, foi o risco relativo ao Clordano com percentuais elevados (de 140% a 410%). Em seguida o Heptacloro (73% a 149%) e Adrin+Dieldrin (88% e 146%). Os contaminantes que apresentaram menores valores percentuais de risco (porém não nulos) foram o Endossulfan e o DDT. Analisando-se os riscos crônicos gerados a partir dos níveis de concentrações detectados para os OCs, verifica-se possibilidade de vulnerabilidade da população regional, uma vez que os riscos determinados podem contribuir, em longo prazo, para severos danos à saúde.

Descritores: Agrotóxicos, Poluentes Orgânicos Persistentes (POP), Saúde Ambiental, Indicadores, Leite, Ingestão Diária, Saúde Pública.

INTRODUÇÃO

Os contaminantes organoclorados (OC) pertencem à classe dos poluentes orgânicos persistentes (POP), grupo de substâncias que têm propriedades comuns de resistência à biodegradação, alta lipofilicidade, bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar. Os POPs são persistentes no meio ambiente e têm larga distribuição nos ecossistemas (PARK et al, 2010; LAZAR et al, 2011; KANNAN et al, 2011). A exposição a esses contaminantes, tais como DDT, Dieldrin, Aldrin, Clordano, Dicofol, HCH, Diclorodifenildicloroetano (p, p'-DDE), hexaclorobenzeno (HCB), Heptacloro e Endossulfan é motivo de grande preocupação, pois provocam severo impacto direto na saúde e são acumulados em toda a biota (MNIF et al, 2011; LAZAR et al, 2011).

Os OCs são tipicamente hidrofóbicos e lipofílicos. Essa característica faz com que essas substâncias sejam acumuladas nos tecidos gordurosos de organismos vivos, que aliada à resistência ao metabolismo, leva à magnificação na cadeia alimentar. A tendência para bioamplificação e persistência ambiental fazem com que estejam sujeitos a amplos ciclos de transporte na biosfera. Nas últimas décadas, têm produzido acumulação de resíduos tóxicos em vários ecossistemas em todo mundo. A concentração desses compostos tem alcançado níveis tóxicos em vários organismos terrestres, como pássaros e mamíferos, assim como em organismos aquáticos e seres humanos (MERINO et al, 2007; PARK et al, 2010; LAZAR et al, 2011).

A contaminação dos alimentos é um problema de saúde pública mundial e é uma das principais causas de problemas comerciais internacionais. Pode ocorrer por meio da poluição ambiental do ar, água e solo, como é o caso dos PCB e dioxinas, ou através do uso intencional de vários produtos químicos, como pesticidas, drogas animais e outros agroquímicos (WHO, 2012a).

A carga corporal tóxica atual é uma preocupação mundial, pois muitos estudos, realizados no âmbito nacional e internacional, mostram relação entre POPs e severos agravos à saúde. As pessoas são expostas inadvertidamente a esses compostos, por meio de inúmeras fontes, sendo os alimentos, a mais importante (CAO et al, 2011; LUZARDO et al, 2012; CROES et al, 2012). Preocupações sobre as características carcinogênicas e desregulação endócrina dos pesticidas organoclorados levaram o uso dos mesmos à proibição, em grande parte dos países (SHIN et al, 2010; OTTINGER e DEAN, 2011; BÉLPOUME e IRIGARAY, 2011). No entanto, OCs persistem no ambiente ao longo de décadas, devido à sua meia-vida longa (LEE et al, 2007).

Muitos desses compostos são caracterizados como disruptores endócrinos (DE) que são definidos como poluentes no ambiente capazes de atuar como agonistas/antagonistas ou moduladores

da síntese e / ou o metabolismo dos neuropeptídeos, neurotransmissores, que posteriormente alteram diversos processos fisiológicos, comportamentais e hormonais para afetar a capacidade de um animal para reproduzir, desenvolver e crescer, ou tratar estresse e outros desafios (WAYE; TRUDEAU, 2011).

Inúmeras doenças relacionadas a distúrbios endócrinos têm sido associadas à exposição dos organismos aos POPs. Por essas características são objetos de pesquisas que confirmam a gravidade dos efeitos à saúde. Têm atividades estrogênicas e anti-androgênica e além dessas características, são associados a vários tipos de câncer, danos neurológicos, distúrbios de crescimento, má formação genital, obesidade e diabetes (MCKINLAY et al, 2008; WHO, 2011; AGATONOVIC-KUSTRIN et al, 2011; OTTINGER e DEAN, 2011; CASALS-CASAS e DESVERGNE , 2011).

O Estudo da Carga Global de doenças no Brasil revela que 58% dos anos de vida perdidos precocemente se devem às doenças crônicas não transmissíveis, dentre elas o câncer e distúrbios do metabolismo como diabetes, obesidade, disfunções endócrinas (BRASIL, 2012). As doenças crônico-degenerativas respondem por 66,3% da carga de doença; as doenças infecciosas respondem por 23,5%; e as causas externas responsáveis por 10,2% (SCHRAMM et al, 2004). Mundialmente, a carga de doença relacionada aos agravos não transmissíveis tem se elevado rapidamente e sua prevenção destaca-se como um dos maiores desafios para a saúde pública; nesse quadro incluem-se as doenças cardiovasculares, diabetes tipo 2 e certos tipos de câncer (WHO, 2003).

Pesquisas demonstram que algumas patologias hormonais são resultantes da influência dos disruptores endócrinos, como o declínio de nascimento do sexo masculino, hipospádia, criptorquidia, infertilidade, distúrbios da qualidade do esperma, diabetes, alterações neurocomportamentais e o aparecimento de determinados tipos de cânceres (GUERRA, 2005; GIBSON; COSTA; KOIFMAN, 2009; PURDUE et al, 2009; BONNETERRE et al, 2012; BRATTON et al, 2012; PERSSON et al, 2012; KRYSIAK-BALTYN et al, 2012). Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) também têm sido associados com o aumento dos riscos de defeitos do tubo neural (DTN), anencefalia e espinha bífida, determinados por meio da análise dos níveis placentários de COs (RENA et al, 2011).

Baixa dose de POP pode atuar como um promotor de tumor na carcinogênese em humanos (SHIN et al, 2010) e os níveis de metilação global de DNA associam-se inversamente aos níveis de poluentes orgânicos persistentes. A exposição a pesticidas OC também tem sido implicada como um fator de risco ambiental para o desenvolvimento da doença de Parkinson (PD) (PETERSEN et al, 2008; WEISSKOPF et al, 2010; RICHARDSON et al, 2011). Além disso, podem alterar a função da tireóide em seres humanos. A diminuição da função da tireóide pode ser inversamente associada com

o desenvolvimento neurológico de uma criança (CHEVRIER et al, 2008; ALVAREZ-PEDREROL, 2009; PEARCE e BRAVERMAN, 2009; JORDI et al, 2011).

Resultados atuais de pesquisas adicionam novas evidências de uma associação entre a exposição de organoclorados e Linfoma não-Hodgkin (NHL) em níveis de exposição, prospectivamente vividas, por uma população geral (Bräuner et al, 2012). Os níveis circulantes de POPs também foram associados com placas ateroscleróticas e ecogenicidade do complexo íntima-média independente de fatores de risco cardiovasculares, incluindo lipídios. Isso sugere que tais substâncias podem ser um fator de risco para infarto do miocárdio (LIND et al, 2012). Pesticidas OC, também são associados positivamente com doença periodontal, possivelmente através de imunomodulação (LEE et al, 2008).

A incidência de câncer testicular (TC) tem aumentado em todo o mundo nas últimas décadas. As razões do aumento permanecem desconhecidas, mas descobertas recentes sugerem que os pesticidas organoclorados podem influenciar o desenvolvimento de TC (GANDINI et al, 2011). POPs também podem modificar biologicamente as associações de massa gorda e massa magra com a Densidade Mineral Óssea, especialmente entre as mulheres na pós-menopausa (CHO et al, 2011).

No Brasil, estudo realizado na região nordeste estabeleceu, com precisão, pela primeira vez, a incidência de recém-nascidos do sexo masculino com malformações genitais e avaliou as suas associações com a possível exposição pré-natal aos disruptores endócrinos. Um total de 2.710 recém-nascidos do sexo masculino foi analisado para criptorquidismo, hipospádia e micropênis. Mais de 92% desses recém-nascidos apresentaram contaminação fetal por OCs, e suas mães relataram o uso diário doméstico de pesticidas (DDT) e outros DEs. Observou-se 56 casos de malformação genital (2,07%), incluindo 23 criptorquidia (0,85%), 15 hipospádia (0,55%), e 18 micropênis (0,66%). A maioria desses recém-nascidos, do sexo masculino, apresentou contaminação por OCs, assim como 80,36% das mães e 58,63% dos pais relataram realização de trabalhos, que implicaram o uso de pesticidas OCs antes / durante a gravidez para as mães e em todo o momento da fertilização para os pais (GASPARI et al, 2012).

Com relação à contaminação humana com OCs, há referência de que, aproximadamente 96% da exposição aos organoclorados ocorrem por meio de ingestão de alimentos, principalmente de origem animal como peixes, carnes, ovos, leite e seus derivados (BIRMINGHAM et al., 1989; NAKAGAWA et al., 1999; GASULL et al, 2010; MARISCAL-ARCAS et al, 2010; NAG e RAIKWAR, 2011; CAO et al, 2011; KAMPIRE et al, 2011; LUZARDO et al, 2012; CROES et al, 2012). Numerosos estudos analisaram as concentrações de poluentes orgânicos persistentes em amostras humanas e em vários tipos de alimentos. Em muitos países o consumo de alimentos é cada vez mais

analisado e considerado como um dos principais determinantes do consumo humano de POPs (GASULL et al, 2011) .

Produtos de origem animal, como leite e carne são frequentemente contaminados com resíduos de pesticidas persistentes e outras substâncias tóxicas. A fonte principal de entrada destes compostos no corpo animal é a ração contaminada e forragens. Além disso, os pesticidas aplicados em lavouras migram para áreas onde o gado pasta e as plantas crescem. Devido à sua estabilidade química, eles acumulam-se nos tecidos ricos em lipídios do organismo. No corpo circulam ao longo de todos os compartimentos e se acumulam na gordura (WALISZEWSKI et al, 2004; MARISCAL-ARCAS et al, 2010; POLDER et al, 2010; NAG e RAIKWAR, 2011).

Medidas sanitárias nacionais adotadas para alimentos se baseiam na análise de risco, considerando-se o risco como a probabilidade de um efeito adverso à saúde em consequência de um perigo físico, químico ou biológico com o potencial de causar esse efeito adverso à saúde. Dessa forma, é fundamental o uso da ferramenta de análise de risco com a finalidade de monitorar e assegurar à população a oferta de alimentos seguros e adequados nutricionalmente, respeitando o direito individual na escolha e decisão sobre os riscos aos quais irá expor-se (BRASIL, 2012).

Considerando o exposto e, ainda, considerando que a região do estudo (MS) tem grande produção agropecuária, sendo que possui um dos maiores rebanhos bovinos do país (BRASIL, 2010) e o consumo de leite bovino faz parte da dieta da população (BRASIL, 2012), o presente estudo objetivou avaliar o risco crônico da ingestão de contaminantes organoclorados, a partir do consumo de leite, na dieta regional (Mato Grosso do Sul, Brasil). Para tanto, foram coletadas amostras de leite pasteurizado em vinte localidades do Estado, avaliado o nível de contaminates organoclorados e determinados os valores da Ingestão Diária Aceitável (IDA) e da Ingestão Diária Estimada (IDE) para crianças e adultos. A partir desses valores foi calculado o risco associado à exposição crônica aos contaminantes em estudo , representado pelo percentual do IDA (%IDA).

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Coleta e avaliação de leite bovino de localidades diferentes na região de Mato Grosso do Sul (Brasil) foram realizadas para verificar possível presença de resíduos de pesticidas organoclorados (OC). Amostras (n = 100) de leite bovino foram coletadas em laticínios entre junho de 2009 e julho de 2010, em vinte localidades (cidades) distribuídas em sete Microrregiões Geográficas (MGR) da região (AVANCINI et al., 2013) (Figura 1).

2.1 Análise de Organoclorados

Os agrotóxicos organoclorados nas amostras de leite foram analisados no Laboratório de Toxicologia do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana – CESTE/FOCRUZ por cromatografia gasosa com detector de captura de elétrons, conforme descrito em Avancini et al (2013).

2.2 Cálculo da Estimativa do Risco associado à Exposição Crônica

A ingestão de resíduo de pesticidas em um determinado alimento é obtido pela multiplicação do nível de resíduos no alimento com a quantidade consumida do alimento. A ingestão dietética total do resíduo de pesticida que é, então, obtida pela soma dos consumos de todos os alimentos contendo o resíduo. A estimativas de ingestão de resíduos de pesticidas que resultam da aplicação de um pesticida e de outras fontes deve ser menor do que a sua Ingestão Diária Admissível (IDA) estabelecida (WHO, 1997).

O cálculo do risco associado à exposição crônica foi conduzido de acordo com o procedimento descrito pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 1997), aplicado para o estudo individualizado dos contaminantes presentes em apenas um alimento (leite pasteurizado), componente da dieta da população estudada. Nessa metodologia, calcula-se a Ingestão Diária Teórica Máxima (IDTM), que é definida como o produto do limite máximo de resíduos (LMR), em mg/kg, multiplicado pelo consumo do alimento (Ci), em kg/dia, para posterior relação com a Ingestão Máxima Admissível (IDA) e caracterização do risco associado à exposição crônica (% do IDA), que denominamos de Risco Máximo Admissível (RMA).

O IDTM é calculado multiplicando-se o estabelecido ou propostas Codex Alimentarius por estimativa do consumo médio diário regional para cada produto alimentar

$IDTM = S (LMRi \times Ci)$ onde,

LMRi = Limite Máximo de Resíduo do contaminante considerado.

Ci = Consumo diário per capita do alimento (leite)

S = somatório

O cálculo para diversos alimentos é feito utilizando-se o somatório (S) dos valores. Para o presente estudo, foi considerado apenas um alimento – leite bovino pasteurizado.

Portanto: $IDTM = LMRi \times Ci$

Os LMR utilizados estão de acordo com BRASIL (1999), *Codex Alimentarius*- FAO/WHO (2010) e EC (2005). Para cada composto, o menor valor obtido entre essas fontes consultadas foram considerados para fins de cálculos. Os valores de IDA considerados foram do *Codex Alimentarius*-FAO/WHO(2010).

2.3 Estimativa do Risco Máximo Admissível (RMA)

A caracterização do risco (%IDA) foi realizada comparando-se a IDTM com a dose diária aceitável (IDA), em mg/Kg peso corpóreo/dia, do pesticida, assumindo o peso corporal como sendo de 60 kg para adultos (WHO, 1997) e 26,4Kg para crianças (HECK et al, 2005). A Ingestão Diária Admissível de leite por crianças e adultos e foi calculada considerando dados do Ministério da Saúde (BRASIL-MS, 2005), sendo de 400mL e 600mL, respectivamente.

$$\%IDA = \frac{IDTM \times 100}{IDA \times \text{Peso corpóreo}}$$

IDA x Peso corpóreo

%IDA é considerada neste estudo como sendo o Risco Crônico Admissível que denominamos como sendo RCA.

No presente estudo calculou-se também, o consumo estimado diário dos contaminantes como sendo a Ingestão Diária Estimada (IDE) calculada a partir dos dados experimentais obtidos e o consumo diário de leite recomendado pelo Ministério da Saúde (BRASIL-MS, 2005).

Portanto: $IDE = CDi \times Ci$

CDi = Concentração Determinada do contaminante considerado.

Ci = Consumo diário per capita do alimento (leite)

O valor de IDE foi, então, relacionado com o Índice Diário Admissível (IDA) para o cálculo do risco crônico estimado.

$$\%IDA = \frac{IDE \times 100}{IDA \times \text{Peso corpóreo}}$$

IDA x Peso corpóreo

%IDA é considerada agora, como sendo o Risco Crônico Estimado (RCE).

Em seguida foram relacionados RCE/RCA, obtendo-se o percentual representativo do risco crônico estimado (RCE) em relação ao risco crônico admissível (RCA), para cada contamineante, considerando o consumo diário de leite recomendado e o peso corporal.

2.4 Análise Estatística

A estatística descritiva foi empregada para a determinação dos valores de média, mediana e desvio padrão. O teste *W* de *Shapiro-Wilk* foi aplicado ao conjunto de dados para a verificação da normalidade dos mesmos, e apontou que a maioria dos compostos não apresentava uma distribuição normal, empregando-se testes estatísticos não-paramétricos. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o programa *Statistic 7.0*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mato Grosso do Sul está localizado ao sul da região Centro-Oeste, Brasil. Possui uma área de 357 124,962 km² e uma população de, aproximadamente 800.000 habitantes. Sua economia está baseada na produção rural (animal, vegetal, extrativa vegetal e indústria rural), indústria, extração mineral, turismo e prestação de serviços. O estado possui um dos maiores rebanhos bovino do país (BRASIL, 2010) e a dieta da população é constituída basicamente por arroz, feijão, carne bovina e leite (BRASIL, 2012). Portanto, a avaliação da qualidade dos alimentos consumidos por sua população é de grande importância tendo em vista a situação alimentar e nutricional do País que necessita de melhor organização dos serviços de saúde. Assim, recomendam-se ações de vigilância, controle e regulação dos alimentos; pesquisa, inovação e conhecimento em alimentação e nutrição; cooperação e articulação para a Segurança Alimentar e Nutricional (BRASIL, 2012). Nesse contexto é que foram analisados os dados obtidos neste estudo, com bases propedêuticas, porém com vistas a oferecer

indicadores que possam contribuir com a operacionalização de determinantes sociais regionais da saúde.

Os contaminantes pesquisados foram detectados em 90% das localidades estudadas. Observou-se prevalência do Aldrin+Dieldrin, em 50% das amostras, seguido do Σ DDT (36 %), Mirex (34 %), Σ Endosulfan (32 %), Dicofol (14 %), Σ Heptachlor (14 %), α -Clordano (12 %). O HCB (5%) e Σ HCH (3%) apresentaram os menores percentuais. Desses resultados verificam-se a ocorrência de valores de concentrações acima do valor de referência. No caso do γ - Clordano, em 7 amostras contaminadas, todas apresentam valores excedentes a 2,0 ng/g. O Aldrin+Dieldrin apresenta 50% das amostras contaminadas, sendo que 11% dessas estão com valores acima do valor de referência. Endosulfan, com 32% das amostras com presença de resíduos e 2% delas com concentrações acima do valor de referência. Esses dados foram considerados de forma global, para todas as regiões do Estado e fazem parte de estudo anterior sobre os níveis de contaminantes nas amostras de leite pasteurizados coletadas em vinte localidades do estado de Mato Grosso do Sul (MS) - Brasil (AVANCINI et al., 2012).

Para o estudo do Risco Crônico, adotamos análise, por Micro Regiões Geográficas (MRG) do MS. As MRG incluídas no estudo foram: MGR 03 (São Gabriel, Rio Verde e Coxim), MGR 04/2 (Campo Grande, Bandeirantes, Dois Irmãos e Sidrolândia), MGR 05/06 (Paranaíba, Aparecida do Tabuado, Cassilândia e Chapadão do Sul), MGR 09 (Caracol, Guia Lopes, Bodoquena e Bela Vista), MGR 10 (Dourados, Itaporã e Nova Alvorada) e MGR 11 (Iguatemi, Paranhos, Mundo Novo, Ivinhema e Glória de Dourados) (Figura 1).

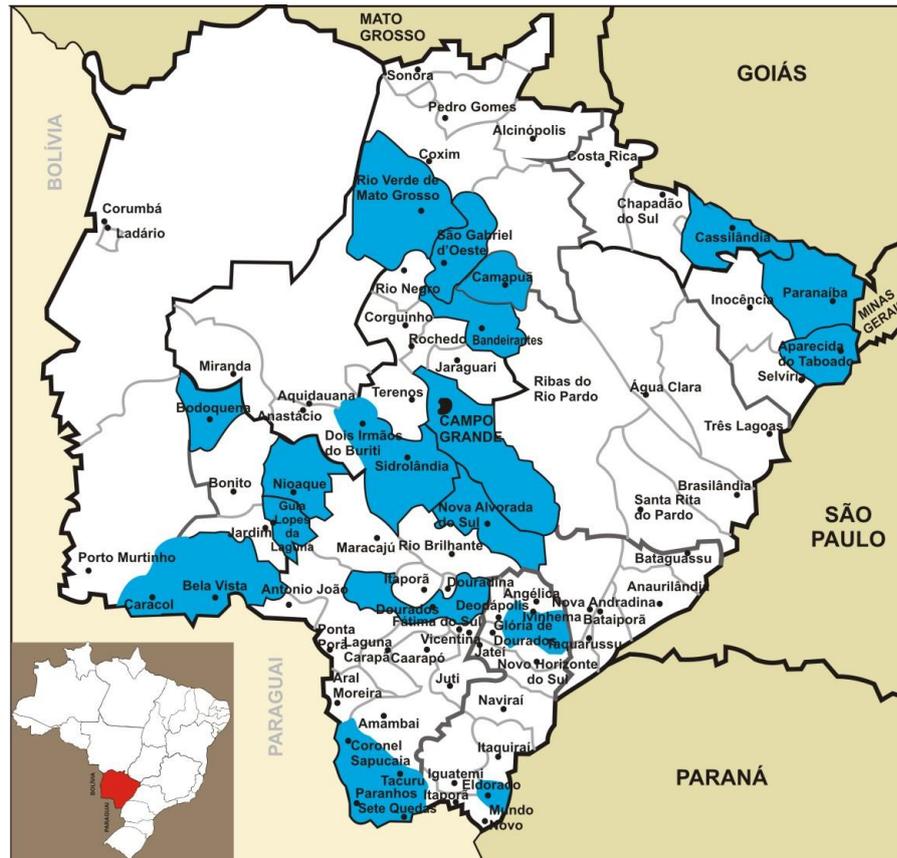


Figura 1: Localização da área de estudo. As áreas marcadas indicam as regiões onde amostras de leite bovino pasteurizado foram coletadas.

O estudo para avaliação do risco crônico foi realizado para os compostos organoclorados: Σ DDT, Aldrin+Dieldrin, Σ HCH, HCB, Dicofol, Σ Heptacloro, Σ Endosulfan, Σ Clordane e Mirex. Os valores calculados para as IDAs e IDEs, bem como o %IDA – Risco Crônico, para os CO analisados estão organizados na Tabela 1.

A avaliação da exposição é recomendada pela WHO (1997), uma vez que a toxicidade de pesticidas ou agrotóxicos de maneira geral, é fator que pode causar sérios danos à saúde, não apenas de seres humanos, mas à fauna e ao ambiente no geral (WHO, 1997 ; MCKINLAY et al, 2008; SHIN et al, 2010; OTTINGER e DEAN , 2011). Muitos pesticidas são prejudiciais em doses muito baixas, especialmente se a exposição ocorre durante as fases sensíveis do desenvolvimento, produzindo efeitos que podem não se manifestar por muitos anos ou que afetam descendentes através de mudanças epigenéticas (MCKINLAY, et al, 2008; STEFANIDOU et al, 2009; SHIN et al, 2010; OTTINGER e DEAN , 2011).

Os estudos realizados nesta área de contaminação concentram-se, na maioria das vezes, em buscar as concentrações dos contaminantes e a relação entre a IDA e os valores estimados para o

consumo de alimento em mg/Kg , não calculando a %IDA e a relação entre a IDTM e a IDE, ou seja, o risco da exposição crônica.

No Brasil, um dos poucos estudos desenvolvidos estimando-se a exposição da população aos contaminantes, calculou o risco crônico da ingestão de pesticidas organofosforados na dieta brasileira. Dentro do grupo de pesticidas não foram incluídos os organoclorados. Os cereais de alto consumo pela população brasileira (arroz e feijão), as frutas, principalmente as cítricas, e o tomate foram os principais alimentos responsáveis pela ingestão, bem como, os que mais contribuíram para a IDE (>50% da ingestão total). Para os pesticidas azinfos etílico, malation, mevinfos, dicrotofos e carbofention, a ingestão ultrapassou o parâmetro toxicológico em pelo menos uma região metropolitana. Dezoito compostos enquadraram-se nessa situação quando o consumo médio nacional foi utilizado no cálculo da ingestão diária estimada nacional (%IDEN>100).

Em geral, a %IDA nas regiões metropolitanas do Norte e Nordeste do Brasil foram menores que a da região Sul, Centro-Oeste e Sudeste. A média das %IDA para os compostos foi de 780% em Belém, 870% em Fortaleza, 890% em São Paulo, 950% em Porto Alegre, 1.100% no Rio de Janeiro, Curitiba e Goiânia, 1.200% em Belo Horizonte e 1.300% no Distrito Federal (CALDAS et al, 2000). Riscos considerados muito altos e preocupantes uma vez que superam o IDTM em 800%, em média. Tais dados foram avaliados considerando a dieta total da população brasileira, bem como o somatório de contaminantes. Embora os autores do estudo tenham observado que os dados precisam de refinamento e foram calculados com base em estimativas, considerando-se o limite máximo, os resultados não deixam de revelar situação muito preocupante. Não se pode fazer uma comparação com os resultados do estudo ora apresentado, no entanto, percebe-se panorama que exige grande atenção referente à presença de resíduos de agrotóxicos nos produtos alimentícios de produção nacional, o que se confirma com os resultados do presente estudo, na região estudada.

Na Espanha, em Cartagena, foi realizado um estudo observacional em que foi possível calcular a IDA de organoclorados por meio da ingestão de leite bovino pela população e relacioná-la com parâmetros de classificação dos riscos em baixo, médio e alto. Os contaminantes que apresentaram maiores concentrações foram Clordano, Heptacloro e Aldrin+Dieldrin. Resultados semelhantes quanto aos contaminantes de maiores concentrações foram encontrados no presente estudo nas MRGs 9, 10 e 11 em que foram encontrados os maiores valores de concentrações para o Aldrin+Dieldrin, Clordano e Heptacloro (CASTILLA-PINEDO et al, 2010).

No geral, o estudo em Cartagena revelou riscos maiores para Clordano chegando a 866% em comparação a 410% encontrado na região estudada, no entanto, para Aldrin+Dieldrin o percentual encontrado em MS foi maior (246% comparado com 96%) (Figura 2). Os menores riscos detectados

em Cartagena foram para HCH (com exceção do lindano), DDT e Endossulfan, resultados esses semelhantes ao presente estudo. O lindano não foi pesquisado no leite pesquisado, porém em Cartagena apresetou risco muito alto.

Na França foi realizado estudo da presença de resíduos de pesticidas na dieta total da população. Foram avaliados os níveis de pesticidas nos alimentos consumidos e risco dietético crônico para os consumidores. Numa avaliação que considerou a exposição num cenário de contaminação foi verificado risco crônico para nove pesticidas dentre eles, os mais significativos foram Dieldrin e Heptacloro (NOUGADÈRE et al, 2012). No presente estudo, de forma semelhante observou-se que o Aldrin+Dieldrin foram contaminantes que apresentaram maiores riscos, assim como o heptacloro se destaca entre os três maiores riscos (Figura 2).

Em Kampala foram analisados 54 amostras de leite, consumidos pela população. Cinco organoclorados, Aldrin, Dieldrin, Endossulfan, Lindano e DDT e os seus metabolitos foram detectados nas amostras. A maioria dos resíduos detectados estava acima dos limites estabelecidos pela FAO/WHO (2010). O estudo concluiu que a bioacumulação desses resíduos pode apresentar riscos à saúde para os consumidores de leite em Uganda (KAMPIRE et al, 2011). Nas MRGs 5/6, 9, 10 e 11 foram encontrados valores entre 76% e $\geq 100\%$ do VR para o Aldrin+Dieldrin, Clordano e Heptacloro e na MRG 5/6 para o Aldrin+Dieldrin, o que aponta semelhança com o estudo em Uganda, onde houve, também, grande concentração de Aldrin e Dieldrin. Porém, diferentemente do estudo citado Endossulfan, Lindano e DDT não foram os contaminantes que demonstraram maiores concentrações relativas ao valor de referência (VR).

Ao analisarmos as MRGs isoladamente ou no âmbito global, percebe-se que esses três tipos de contaminantes são os de maior significância em termos quantitativos. As quantidades de Mirex, DDT, Endossulfan e Dicofol foram detectados na maioria das amostras e suas quantidades sempre estiveram iguais ou abaixo de 50% do valor do VR. Já o HCH, para a MRG 11 apresentou 50% das amostras com valores de concdenções acima de 75% ou maior do que o VR (Figura 2).

MRG	HCH (%)			DICOFOL (%)			HEPTACLORO (%)			DDT (%)			ENDOSSFAN (%)			MIREX (%)			ALDRIN+DIELD (%)			CLORDANO (%)		
	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max
2/4				5						20			25			50			5		20			10
3				10						50			30			40					40			10
5/6							10			40			40			40					80			10
9				15			15			35			35			20			5	10	35		5	40
10	10			20				20	50			50			40						60	10		30
11	5		5	35			10	15	35			30			20				5	60	1	1	20	
T	1	2	-	14	-	-	6	1	4	36	-	-	32	-	-	34	-	-	2	7	41	1	1	20

Figura 2: Quadro da distribuição percentual da contaminação por MRG e Global, considerando níveis mínimo, médio e máximo relativos ao VR. (Min: até 50% do VR; Med: de 51 a 75% do VR; Max: entre 76% e \geq 100% do VR)

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 1, percebe-se que o risco crônico de maior significância, considerando-se a média dos valores de concentrações obtidos, é o risco relativo ao Clordano, obtendo-se relação entre RCE/RCA maiores que 1,0, ou seja, de 1,4 (140%) chegando a 4,1 (410%). Posterior a ele temos o Heptaclor (73% e 149%) seguido do HCH e Adrin+Dieldrin (88% e 146%). Os contaminantes que apresentaram menores valores percentuais de risco (porém não nulos) foram o Endossulfan e o DDT. Esses valores demonstram, em percentuais, o quanto o RCE está aquém, igual ou superior ao RCA. Portanto, demonstram o percentual de risco crônico considerando-se, como parâmetro de análise, valor de risco obtido a partir da IDA do contaminante e do consumo diário de leite recomendado (400mL).

Tabela 1: Valores percentuais do Risco Crônico para crianças com 26,4Kg e consumo diário de leite de 400mL, obtidos para os contaminantes pesquisados, considerando os valores a globalidade dos valores.

Contaminantes	IDA mg.Kg ⁻¹	IDTM	(%IDA) RCA	IDE		(%IDA) = RCE		RCE/RCA (%)	
				Méd	Máx	Méd	Máx	Méd	Máx
Σ HCH	0,0050	0,0000608	0,05%	0,0000244	0,0000356	0,019%	0,027%	40%	59%
Dicofol	0,0200	0,0003040	0,06%	0,0000777	0,0001461	0,015%	0,028%	26%	48%
Σ Heptacloro	0,0001	0,0000608	2,30%	0,0000444	0,0000906	1,682%	3,432%	73%	149%
Σ DDT	0,0100	0,0006080	0,23%	0,0000569	0,0002538	0,022%	0,096%	9%	42%
Σ Endossulfan	0,0060	0,0007600	0,48%	0,0000365	0,0001854	0,023%	0,117%	5%	24%
Σ Clordano	0,0005	0,0000304	0,23%	0,0000425	0,0001246	0,322%	0,944%	140%	410%
Mirex	0,0001	0,0000912	3,45%	0,0000802	0,0002239	1,820%	3,964%	16%	34%
Aldrin+Dieldrin	0,0002	0,0006080	11,52	0,0000961	0,0002093	3,038%	8,481%	88%	246%

Com respeito aos valores para adultos com 60Kg, a relação entre RCE/RCA são as mesmas, uma vez que ao se aumentar o peso corpóreo e o consumo de leite, altera-se nas mesmas proporções os valores de IDTM e IDE. Portanto os valores relativos permanecem os mesmos. A alteração que ocorre

relaciona-se ao percentual do risco em relação ao IDTM e IDE, ou seja, os valores de RCA e RCE (Tabelas 1 e 2). Comparando-se os valores de RCE, percebe-se percentuais significativamente maiores para Mirex e Aldrin+Dieldrin.

Tabela 2: Valores percentuais do Risco Crônico para adultos com 60 Kg e consumo diário de leite de 600mL, obtidos para os contaminantes pesquisados.

Contaminantes	IDA mg.Kg ⁻¹	IDTM	(%IDA) RCA	IDE		(%IDA) = RCE		RCE/RCA (%)	
				Méd	Máx	Méd	Máx	Méd	Máx
Σ HCH	0,0050	0,0000912	0,03%	0,0000366	0,0000534	0,012%	0,018%	40%	59%
Dicofol	0,0200	0,0004560	0,04%	0,0001165	0,0002191	0,010%	0,018%	26%	48%
Σ Heptaclor	0,0001	0,0000912	1,52%	0,0000666	0,0001359	1,110%	2,265%	73%	149%
Σ DDT	0,0100	0,0009120	0,15%	0,0000854	0,0003808	0,014%	0,063%	9%	42%
Σ Endosulfan	0,0060	0,0011400	0,32%	0,0000548	0,0002782	0,015%	0,077%	5%	24%
Σ Clordano	0,0005	0,0000456	0,15%	0,0000638	0,0001870	0,213%	0,623%	140%	410%
Mirex	0,0001	0,0009120	7,60%	0,0001441	0,0003140	1,201%	2,616%	16%	34%
Aldrin+Dieldrin	0,0001	0,0001368	2,28%	0,0001203	0,0003358	2,005%	5,597%	27%	246%

Considerando os valores de RCE para crianças e adultos, percebe-se valores significativamente mais altos para as crianças, para todos os contaminantes pesquisados. Esse dado é realmente preocupante uma vez nessa fase de desenvolvimento o organismo humano apresenta maior grau de vulnerabilidade em relação aos adultos. Além disso, tais substâncias tem ações, já comprovadas, como desruptores endócrinos podendo interferir no desenvolvimento do organismo como um todo apresentando atividades estrogênica e anti-androgênica. (MCKINLAY et al, 2008; AGATONOVIC-KUSTRIN et al, 2011; OTTINGER e DEAN, 2011; CASALS-CASAS e DESVERGNE, 2011). Exposição a compostos organoclorados (OCs) podem alterar a função da tireóide em seres humanos, e hipotireoidismo no início da vida pode afetar o neurodesenvolvimento de uma criança. A exposição OC pode diminuir a T3 no início da vida, que é uma medida indireta da capacidade de ligação da tiroxina-globulina (TBG). Além disso, diminuição da função da tireóide pode ser, inversamente associada, ao desenvolvimento neurológico de uma criança (CHEVRIER et al, 2008; ALVAREZ-PEDREROL, 2009; PEARCE e BRAVERMAN, 2009; JORDI et al, 2011).

Como já pontuado, os contaminantes OCs também apresentam correlação positiva com vários tipos de câncer, danos neurológicos, distúrbios de crescimento, má formação genital, obesidade, diabetes (KARMAUS et al., 2009; BEMPOMME e IRIGARAY, 2011; GANDINI et al, 2011; BRÄUNER et al, 2012; HU et al, 2012; UEMURA, 2012). Pesquisas demonstram que muitos estudos já comprovaram a relação existente entre algumas patologias hormonais, resultantes da influência dos desreguladores endócrinos, e o declínio de nascimento do sexo masculino (hipospadia e criptorquidia), a infertilidade, distúrbios da qualidade do esperma (GUERRA, 2005; GIBSON; COSTA; KOIFMAN, 2009). Estudo realizado em Daegu (Korea) verificou que baixas doses de poluentes orgânicos

persistentes aumentou o comprimento dos telômeros em leucócitos periféricos de coreanos saudáveis. O comprimento dos telômeros foi aumentando através de baixas doses de exposição ao POP, sugerindo que a baixa dose de POP pode atuar como promotor de tumores cancerígenos em humanos (SHIN et al, 2010).

Os níveis de metilação global de DNA associam-se inversamente aos níveis de poluentes orgânicos persistentes (POPs). Essa associação não era conhecida para exposição da população a concentrações baixas de POP. Estudo realizado com população de coreanos revelou que baixas doses de exposição aos POPs, foi associado com hipometilação global do DNA em coreanos aparentemente saudável e associados ao aumento dos riscos de defeitos do tubo neural (DTN), anencefalia e espinha bífida, determinados por meio da análise dos níveis placentários de POPs (RENA et al, 2011). A exposição a esses pesticidas tem sido implicada como um fator de risco ambiental para o desenvolvimento da doença de Parkinson (PD) (PETERSEN et al, 2008; WEISSKOPF et al, 2010; RICHARDSON et al, 2011).

Portanto, os valores percentuais encontrados para o risco crônico estimado, do consumo diário de leite, expõe a população à situação de suscetibilidade aos efeitos dos OC, o que pode causar agravos à saúde. Tal resultado demanda séria preocupação uma vez que tais efeitos podem resultar em consequências muito graves e como indicam os estudos recentes, na maioria das vezes, irreversíveis e com prejuízos significativos para o organismo. Considera-se que tal situação demanda busca de parâmetros complementares para a tomada de decisão, no âmbito do poder público e sociedade em geral, bem como comunidade científica, com o intuito de se estabelecer as forças geradoras de tal situação para ações de intervenção.

4 CONCLUSÃO

Embora os compostos organoclorados utilizados como agrotóxicos tenham sido proibidos no Brasil, na década de 80, verificam-se valores significativos de risco crônico relativo à exposição a tais contaminantes, para a maioria dos compostos pesquisados, uma vez que os valores percentuais obtidos de RCE/RCA estão muito próximos ou superiores ao valor máximo recomendado (IDTM). Dados preocupantes por si só e, além disso, por representarem apenas parte da dieta da população em questão, considerando-se os severos efeitos nocivos aos organismos associados a tais compostos. No presente estudo não se considerou o consumo de derivados de leite, carnes, frutas e legumes, pois não foi objeto deste estudo a estimativa global do risco crônico, restringindo-se ao risco específico do consumo diário de leite. No entanto, a partir dos valores obtidos é possível estimar-se o risco para consumo de derivados produzidos a partir do leite estudado, o que será realizado em etapa posterior. Outrossim, a maioria das investigações sobre a presença e riscos referentes a contaminantes e alguns estudos epidemiológicos têm olhado para a exposição e toxicologia de um único composto, portanto a exposição cumulativa a multirresíduo de pesticidas deve ser aprofundada e expandida. As ações combinadas de pesticidas também devem ser abordadas no processo de avaliação de risco, porque misturas dessas substâncias podem causar efeitos tóxicos maiores do que os esperados dos compostos individuais (MNIF et al, 2011). Portanto, recomenda-se que estudos complementares sejam desenvolvidos para o estabelecimento de risco crônico global a que a população está sujeita, em relação a contaminantes organoclorados e outros originados do uso de agrotóxicos. Tais dados são fundamentais para que seja possível acompanhar regularmente a exposição da população a contaminantes, com abordagens integradas capazes de apoiar medidas de vigilância em saúde ambiental. O quadro estabelecido é resultado de estudo, ainda inicial, na região, e se apresenta como possível indicador de situação e de exposição, apontando a necessidade de monitoramento desses contaminantes, com vistas à realização de estudos mais amplos e completos, com abordagens integradas, que possam ser capazes de subsidiar medidas no âmbito da vigilância em saúde ambiental que possam prevenir riscos já instalados e, principalmente, buscando-se as premissas da ciência da precaução nas ações futuras.

REFERÊNCIAS

Agatonovic-Kustrin S, Alexander M, Morton DW, Turner JV. Pesticides as estrogen disruptors: QSAR for selective ER α and ER β binding of pesticides. *Comb Chem High Throughput Screen*. 2011 Feb;14(2):85-92.

Alvarez-Pedrerol M, Guxens M, Ibarluzea J, Rebagliato M, Rodriguez A, Espada M, et al. Organochlorine compounds, iodine intake, and thyroid hormone levels during pregnancy. *Environ Sci Technol*. 2009, 43:7909–7915

Avancini RM, Silva IS, Rosa ACSR, Sarcinelli PN, Mesquita AS. Organochlorine compounds in bovine milk from the state of Mato Grosso do Sul – Brazil. *Chemosphere*. 2013 March; 90(9): 2408–13.

Belpomme D, Irigaray P. Environment as a potential key determinant of the continued increase of prostate cancer incidence in Martinique. *Prostate Cancer*. 2011, 2011:819010

Bonnetterre V, Mathern G, Pelen O, Balthazard AL, Delafosse P, Mitton N, Colonna M. Cancer incidence in a chlorochemical plant in Isère, France: An occupational cohort study, 1979-2002. *Am J Ind Med*. 2012 Sep; 55(9):756-67.

Brasil. 1999. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução normativa nº 42.

Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Coordenação-Geral da Política de Alimentação e Nutrição. Guia alimentar para a população brasileira : promovendo a alimentação saudável/ Ministério da Saúde, Secretaria de Atenção à Saúde, Coordenação-Geral da Política de Alimentação e Nutrição. – Brasília: Ministério da Saúde, 2005. 236p. – (Série A. Normas e Manuais Técnicos).

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Dpe. Coordenação de População e Indicadores Sociais - Copis. Nota: Estimativas da população residente com data de referência 1º de julho de 2011.

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/temas.php?sigla=ms&tema=pecuaria2010>. Acesso em 05/08/2012.

- Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Departamento de Atenção Básica. Política Nacional de Alimentação e Nutrição. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Departamento de Atenção Básica. – Brasília : Ministério da Saúde, 2012. 84 p. : il. – (Série B. Textos Básicos de Saúde)
- Bratton MR, Frigo DE, Segar HC, Nephew KP, McLachlan JA, Wiese TE, Burow ME. The Organochlorine o,p'-DDT Plays a Role in Coactivator-Mediated MAPK Crosstalk in MCF-7 Breast Cancer Cells. *Environ Health Perspect.* 2012 Sep;120(9):1291-6
- Bräuner E V et al. A Prospective Study of Organochlorines in Adipose Tissue and Risk of Non-Hodgkin Lymphoma. *Environmental Health Perspectives.* 2012, January; 20 (1): 105-111.
- Birmingham B. et al. Dietary intake of PCDD and PCDF from food in Ontario, Canadá. *Chemosphere.* 1989, 19: 637- 642, 1989.
- Caldas ED, Souza LCKR. Avaliação do risco crônico da ingestão de resíduos de pesticidas na dieta brasileira. *Ver. Saúde Pública,* 34(5): 529-37, 2000.
- Cao LL, Yan CH, Yu XD, Tian Y, Zhao L, Liu JX et al. Relationship between serum concentrations of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides and dietary habits of pregnant women in Shanghai. *Sci Total Environ.* 2011 Jul 15;409(16):2997-3002.
- Casals-Casas C, Desvergne B. Endocrine disruptors: from endocrine to metabolic disruption. *Annu Rev Physiol.* 2011;73:135-62.
- Castilla-Pinedo, Y. et al., 2010. Exposición a órganoclorados por ingesta de leche pasteurizada comercializada em Cartagena, Colombia. *Rev. Salud Pública.* 12, 14–26.
- Chevrier J, Eskenazi B, Holland N, Bradman A, Barr DB. Effects of exposure to polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides on thyroid function during pregnancy. *Am J Epidemiol.* 2008,168:298–310.
- Cho MR, Shin JY, Hwang JH, Jacobs DR Jr, Kim SY, Lee DH. Associations of fat mass and lean mass with bone mineral density differ by levels of persistent organic pollutants: National Health and Nutrition Examination Survey 1999-2004. *Chemosphere.* 2011 Feb;82(9):1268-76

Codex Alimentarius, 2010. Pesticides Residues in Food and Feed, FAO and WHO/2010. <<http://www.codexalimentarius.net/pestres/data/pesticides/index.html?lang=en>> (acesso em 30.04.12).

Croes K, Colles A, Koppen G, Govarts E, Bruckers L, Van de Mierop E et al. Persistent organic pollutants (POPs) in human milk: A biomonitoring study in rural areas of Flanders (Belgium). *Chemosphere*. 2012 Nov;89(8):988-94.

European Commission (EC).2005. Agriculture and Rural Development. Pesticide Residues (MRL)Regulation (EC) No 396. Disponível em : http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/. Acesso em 04/01/2012.

Gandini , Giannandrea F, L, Paoli D, Turci R, Figà-Talamanca I. Pesticide exposure and serum organochlorine residuals among testicular cancerpatients and healthy controls. *J Environ Sci Health B*. 2011;46(8):780-7.

Gaspari I, Paris F, Jandel C, Kalfa N, Orsini M, Daurès JP, Sultan C.Prenatal environmental risk factors for genital malformations in a population of 1442 French male newborns: a nested case-control study. *Hum Reprod*. 2011 Nov;26(11):3155-62

Gasull M, Bosch de Basea M, Puigdomènech E, Pumarega J, Porta M.Empirical analyses of the influence of diet on human concentrations of persistent organic pollutants: a systematic review of all studies conducted in Spain. *Environ Int*. 2011 Oct;37(7):1226-35.

Gibson, G; Costa, LS e Koifman, S. Time Trend of the Male Proportion at Birth in Brazil, 1979-2004, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2009, 6, 2193-2294

Guerra, MR; Gallo, CVM; Azevedo, GSM. Risco de câncer no Brasil: tendências e estudos epidemiológicos mais recentes. *Revista Brasileira de Cancerologia*, 2005; 51(3): 227-234.

Hu WY, Shi GB, Hu DP, Nelles JL, Prins GS. Actions of estrogens and endocrine disrupting chemicals on human prostate stem/progenitor cells and prostate cancer risk. *Mol Cell Endocrinol*. 2012 May 6;354(1-2):63-73

Jordi J et al. Thyroid Dysfunction as a Mediator of Organochlorine Neurotoxicity in Preschool Children. *Environmental Health Perspectives* , 119, 10, 2011, 1429-1435.

Kampire E, Kiremire BT, Nyanzi SA, Kishimba M. Organochlorine pesticide in fresh and pasteurized cow's milk from Kampala markets. *Chemosphere*. 2011 Aug;84(7):923-7

Kannan K, Yun SH, Rudd RJ, Behr M. High concentrations of persistent organic pollutants including PCBs, DDT, PBDEs and PFOS in little brown bats with white-nose syndrome in New York, USA. *Chemosphere*. 2010 Jul;80(6):613-8.

Karmaus W, Osuch JR, Eneli I, Mudd LM, Zhang J, Mikucki D, Haan P, Davis S. Maternal levels of dichlorodiphenyl-dichloroethylene (DDE) may increase weight and body mass index in adult female offspring. *Occup Environ Med*. 2009 Mar;66(3):143-9

KOIFMAN S, HATAGIMA A. Exposição aos agrotóxicos e câncer ambiental. In Peres F, Moreira JC, organizadores. *É veneno ou é remédio? agrotóxicos, saúde e ambiente*. Rio de Janeiro (RJ): FIOCRUZ; 2003. p.75-99.

Krysiak-Baltyn K, Toppari J, Skakkebaek NE, Jensen TS, Virtanen HE, Schramm KW et al. Association between chemical pattern in breast milk and congenital cryptorchidism: modelling of complex human exposures. *Int J Androl*. 2012 Jun;35(3):294-302.

Lazar B, Maslov L, Romanić SH, Gračan R, Krauthacker B, Holcer D, Tvrtković N. Accumulation of organochlorine contaminants in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the eastern Adriatic Sea. *Chemosphere*. 2011 Jan;82(1):121-9

Lee SA, Dai Q, Zheng W, Gao YT, Blair A, Tessari JD, Tian Ji B, Shu XO. Association of serum concentration of organochlorine pesticides with dietary intake and other lifestyle factors among urban Chinese women. *Environ Int*. 2007 Feb;33(2):157-63.

Lee D-H et al. Associations of Serum Concentrations of Persistent Organic Pollutants with the Prevalence of Periodontal Disease and Subpopulations of White Blood Cells. *Environmental Health Perspectives*. 116, 11, 2008, 1558-1562

Lind PM, Bavel BV, Salihovic S, Lind L. Circulating Levels of Persistent Organic Pollutants (POPs) and Carotid Atherosclerosis in the Elderly, *Environmental Health Perspectives*, 120, 1, 2012, 38-43

Luzardo OP, Almeida-González M, Henríquez-Hernández LA, Zumbado M, Alvarez-León EE, Boada LD. Polychlorobiphenyls and organochlorine pesticides in conventional and organic brands of milk:

occurrence and dietary intake in the population of the Canary Islands (Spain). *Chemosphere*. 2012 Jul;88(3):307-15.

Mariscal-Arcas M, Lopez-Martinez C, Granada A, Olea N, Lorenzo-Tovar ML, Olea-Serrano F. Organochlorine pesticides in umbilical cord blood serum of women from Southern Spain and adherence to the Mediterranean diet. *Food Chem Toxicol*. 2010 May;48(5):1311-5.

McKinlay R, Plant JA, Bell JN, Voulvoulis N. Endocrine disrupting pesticides: implications for risk assessment. *Environ Int*. 2008 Feb;34(2):168-83.

Merino R, Abad E, Rivera J, Olie K. Evaluation of Organochlorine Compounds (PCDDs, PCDFs, PCBs and DDTs) in Two Raptor Species Inhabiting a Mediterranean Island in Spain (8 pp). *Environ Sci Pollut Res Int*. 2007 Jan;14 Suppl 1:61-8

Mnif W et al. Effect of Endocrine Disruptor Pesticides: A Review. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2011, 8, 2265-2303.

Nag SK, Raikwar MK. Persistent organochlorine pesticide residues in animal feed. *Environ Monit Assess*. 2011 Mar;174(1-4):327-35.

NAKAGAWA, R. et al. Maternal body burden of organochlorine pesticides and dioxins. *Journal of AOAC International*, v. 82, n. 3, p. 716-724, 1999.

Nougadère A, Sirot V, Kadar A, Fastier A, Truchot E, Vergnet C et al. Total diet study on pesticide residues in France: levels in food as consumed and chronic dietary risk to consumers. *Environ Int*. 2012 Sep 15;45:135-50

Ottinger MA, Dean KM. Neuroendocrine impacts of endocrine-disrupting chemicals in birds: life stage and species sensitivities. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev*. 2011;14(5-7):413-22.

Park BK, Park GJ, An YR, Choi HG, Kim GB, Moon HB. Organohalogen contaminants in finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) from Korean coastal waters: contamination status, maternal transfer and ecotoxicological implications. *Mar Pollut Bull*. 2010 May;60(5):768-74.

Pearce EN, Braverman LE. Environmental pollutants and the thyroid. *Best Pract Res Clin Endocrinol Metab*. 2009, 23:801–813.

Persson EC, Graubard BI, Evans AA, London WT, Weber JP, Leblanc A et al.

Dichlorodiphenyltrichloroethane and risk of hepatocellular carcinoma. *Int J Cancer*. 2012 Nov 1;131(9):2078-84.

Petersen MS, Halling J, Bech S, Wermuth L, Weihe P, Nielsen F, et al. Impact of dietary exposure to food contaminants on the risk of Parkinson's disease. *Neurotoxicology*. 2008; 29:584–590.

Polder A, Savinova TN, Tkachev A, Løken KB, Odland JO, Skaare JU. Levels and patterns of Persistent Organic Pollutants (POPS) in selected food items from Northwest Russia (1998-2002) and implications for dietary exposure. *Sci Total Environ*. 2010 Oct 15;408(22):5352-61

Purdue MP, Engel LS, Langseth H, Needham LL, Andersen A, Barr DB, Blair A, Rothman N, McGlynn KA. Prediagnostic serum concentrations of organochlorine compounds and risk of testicular germ cell tumors. *Environ Health Perspect*. 2009 Oct;117(10):1514-9

Rena A. Association of selected persistent organic pollutants in the placenta with the risk of neural tube defects. *PNAS*, 108,no. 31, 2011, 12770–12775.

Richardson J R et al. β -Hexachlorocyclohexane Levels in Serum and Risk of Parkinson's Disease. *Neurotoxicology*. *Neurotoxicology*. 2011 October ; 32(5): 640–645.

Schramm JMA et al.. Transição epidemiológica e o estudo de carga de doença no Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v.9, n. 4, p.897-908, 2004.

Shin JY, Choi YY, Jeon HS, Hwang JH, Kim SA, Kang JH et al. Low-dose persistent organic pollutants increased telomere length in peripheral leukocytes of healthy Koreans. *Mutagenesis*. 2010 Sep;25(5):511-6

Stefanidou M, Maravelias C, Spiliopoulou C. Human exposure to endocrine disruptors and breast milk. *Endocr Metab Immune Disord Drug Targets*. 2009 Sep;9(3):269-76.

Uemura H. Associations of exposure to dioxins and polychlorinated biphenyls with diabetes: based on epidemiological findings. *Nihon Eiseigaku Zasshi*. May;67(3),2012, 363-74

Waliszewski SM, Villalobos-Pietrini R, Gómez-Arroyo S, Infanzón RM.

Persistent organochlorine pesticide levels in cow's milk samples from tropical regions of Mexico. *Food Addit Contam*. 2003 Mar;20(3):270-5.

Waye A, Trudeau VL. Neuroendocrine disruption: more than hormones are upset. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 14, 2011, 270–291.

Weisskopf MG, Knekt P, O'Reilly EJ, Lyytinen J, Reunanen A, Laden F, et al. Persistent organochlorine pesticides in serum and risk of Parkinson disease. *Neurology*. 2010; 74:1055–1061.

WHO. World Health Organization. Programme of Food Safety and Food Aid - Guidelines for predicting dietary intake of pesticide residues (revised). Prepared by the Global Environment Monitoring System – Food Contamination Monitoring and Assessment Programme (GEMS/Food) in collaboration with the Codex Committee on Pesticide Residues. . Geneva- Switzerland: WHO Press, 1997.

WHO. World Health Organization. DDT in indoor residual spraying: human health aspects. Geneva-Switzerland: WHO Press, 2011.

WHO. Food Safety. Chemical risks in food. 2012. Disponível em: <http://www.who.int/foodsafety/chem/en/>). Acesso: 10/10/2012.

6 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS GERAIS

A proposta do estudo baseou-se nas premissas contemporâneas norteadoras dos processos vitais da produção e reprodução do homem, bem como sua relação substancial com o ambiente em que vive. Para tanto, como já expresso, buscou-se, por meio da avaliação da contaminação de alimento de origem animal, de amplo consumo por crianças e adultos, o estabelecimento de parâmetros capazes de subsidiar elaboração de proposta integradora, a partir de matriz analítica, construída tendo como foco o modelo econômico estadual. A seguir, o texto está organizado em subitens para a discussão dos resultados obtidos nas fases do estudo.

6.1 Determinação do Indicador de Situação – 1ª fase.

O Indicador de Situação foi determinado por meio da obtenção das concentrações de compostos organoclorados em amostras de leite pasteurizado produzido no estado de Mato Grosso do Sul. Os OCs são contaminantes lipossolúveis e bioacumuláveis. Portanto, esses compostos são armazenados no tecido adiposo dos animais e, por biomagnificação entram na cadeia alimentar. O leite é uma das substâncias mais utilizadas para a determinação dos OCs, uma vez que tem alto teor de gordura e é facilmente obtido. É comum a utilização de leite humano ou leite bovino para o monitoramento dos contaminantes no ambiente e na população.

A presença de OCs em leite bovino configura-se como um importante indicador ambiental de situação, uma vez que tendo presença dos contaminantes em sua composição, revelam possível contaminação do pasto, da água, do solo ou ração. Os OCs estão presentes nessas matrizes ambientais, quando são utilizados localmente ou em outra área e por terem ampla faixa de transporte, podem contaminar regiões que não sofreram aplicação direta.

Portanto, a avaliação dos níveis de OCs em leite bovino, estabelece-se como um importante indicador da situação ambiental da região pesquisada.

6.1.1 Níveis de concentração dos organoclorados no estado.

Parte dos dados gerais referentes a essa primeira fase do trabalho está descrita e analisada no artigo intitulado **Compostos organoclorados em leite bovino do estado de Mato Grosso do Sul – Brasil** (capítulo 5) (AVANCINI et al., 2013). Discussão ampliada referente aos resultados obtidos em cada MRG pesquisada, é feita a seguir.

Os resultados do estudo revelaram presença de contaminantes OC em 90% das localidades estudadas e, em aproximadamente 90% das amostras, verificou-se a presença de pelo menos um dos contaminantes pesquisados. A presença de Aldrin e Dieldrin foi verificada em 50%, o Σ DDT esteve presente em 36%, em 34% de Mirex, 32% de Σ Endosulfan, 22% Σ Clordano, 14% Dicofol e em 11% Σ Heptacloro. O HCH apresentou os menores percentuais de amostras com resíduos detectados, sendo 3%.

Ao analisarmos tais resultados verifica-se que houve amostras com valores de concentrações de contaminantes acima dos valores de referências (CODEX e FAO/WHO 2010; EC, 2005). Metoxiclor, β -HCH e o,p'-DDT compostos não foram identificados em qualquer uma das amostras analisadas (Figura 9).

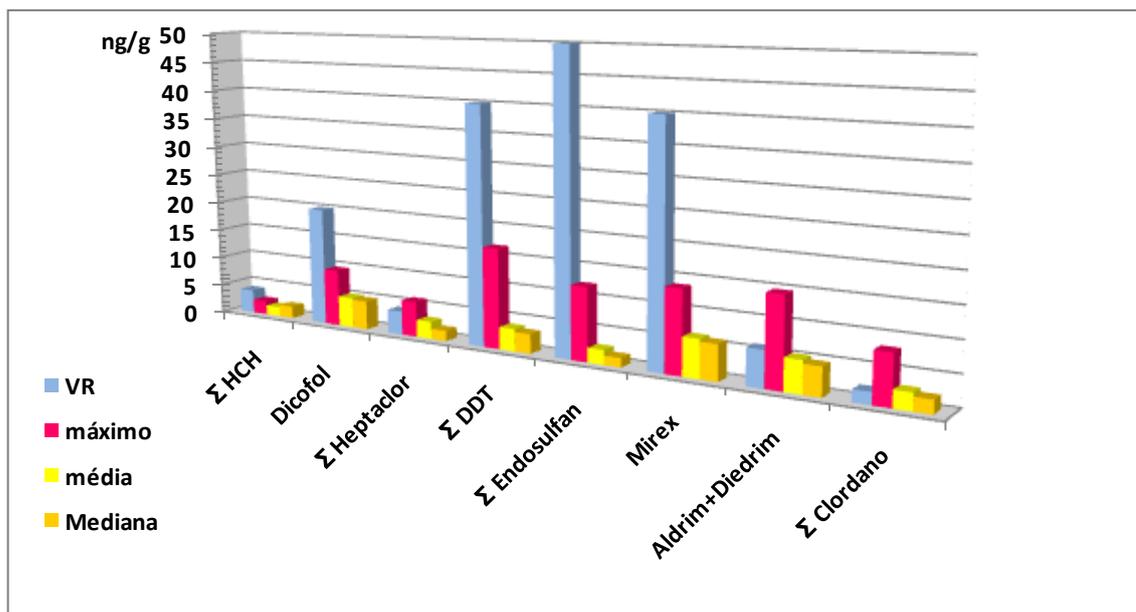


Figura 9: Gráfico comparativo entre os valores das concentrações dos OC verificados nas amostras de leite pasteurizado do Estado de MS e os valores de referência (VR).

Para o Clordano, as concentrações (média e máxima) estão acima do VR. O Aldrin+Dieldrin e Heptacloro apresentam a média dos valores muito próxima ao VR e concentrações significativamente acima do VR. Para todos os demais contaminantes pesquisados, valores máximos encontrados estão próximos ou chegam a 50% do valor do VR.

Dados esses que indicam contaminação e necessidade de monitoramento para se verificar o comportamento dos índices detectados na região do estudo. Para alguns OC, os valores indicam quantidades que podem ter origem recente, se considerarmos os processos de metabolização e eliminação dos contaminantes no ambiente ($1/2$ vida). Para Aldrin e Dieldrin, por exemplo, o tempo de meia-vida é de 100 dias a 4 anos. O Heptacloro chega a 2 anos e o Clordano tem meia vida de até 9 anos. São períodos que denotam persistência, porém, se considerarmos que as restrições e proibição de tais compostos ocorreram antes de 1990, os dados podem indicar possível utilização dos mesmos em períodos após a data citada.

Poucos estudos têm investigado resíduos de pesticidas organoclorados no leite no país, e não existem estudos sobre contaminantes organoclorados em leite bovino na região onde a pesquisa foi conduzida. Os poucos estudos na literatura avaliam leite humano e água. Portanto, mesmo a presente pesquisa não abrangendo a totalidade da região, os resultados são significativos porque este é um dos primeiros estudos que descrevem a concentração desses tipos de contaminantes em leite bovino produzido localmente, conforme Avancini et al. (2013).

6.1.2 Níveis de concentração de organoclorados nas microrregiões pesquisadas.

A figura 10 traz o comparativo entre os valores máximos determinados nas amostras e o valor de referência para cada contaminante e MRG. Nota-se, para o Clordano a incidência de concentrações acima do VR em todas as MRG pesquisadas.

Observa-se que todas as MRG estudadas apresentaram valores de concentrações acima do valor de referência, para pelo menos um dos contaminantes.

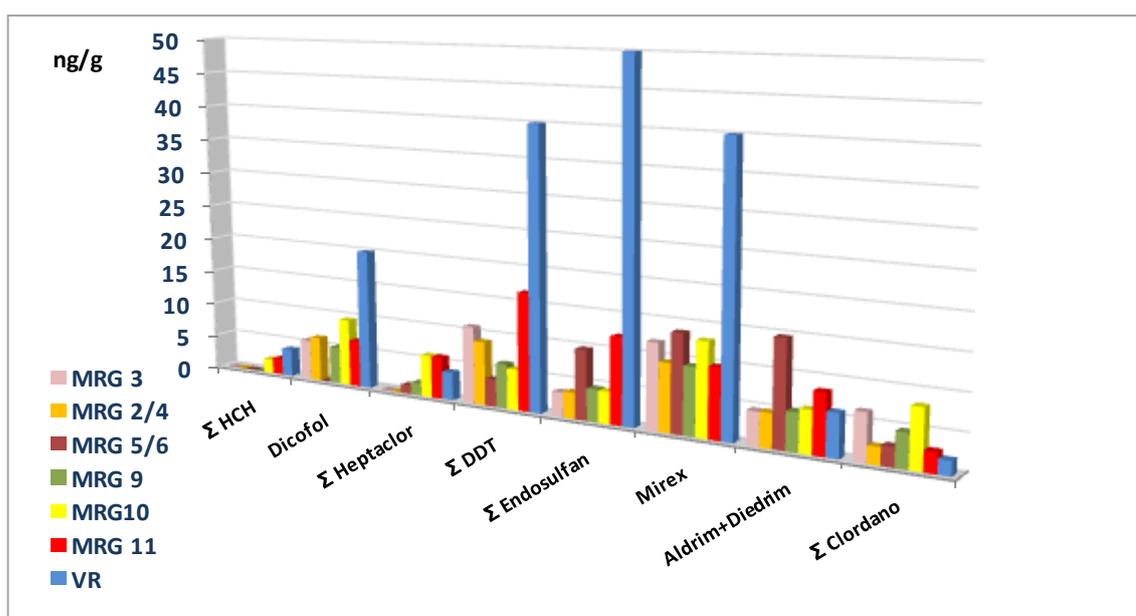


Figura 10: Gráfico comparativo do VR e concentrações determinadas dos OC ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ de gordura) por MRG estudadas.

A MRG 2/4 foi a que mostrou menores índices de contaminação em relação aos contaminantes pesquisados, sendo que Heptacloro e HCH não foram detectados em nenhuma das amostras e Dicofol, DDT, Endosulfan e Mirex apresentaram pequenos percentuais de contaminação em um nível bem abaixo do VR (Figura 10). Na MRG 3, 10% das amostras pesquisadas apresentam valores acima do VR para o Clordano e 20% valores muito próximos ao VR para Aldrin+Dieldrin. A MRG 5/6 apresenta contaminação acima do VR para o Aldrin+Dieldrin (20%), para o Clordano (10%) e em 60% das amostras pesquisadas nessa região apresentam valores muito próximos aos VR para Aldrin+Dieldrin. O Clordano apresenta concentração acima do VR na MRG 9 para 25% das amostras e em 15% valores muito próximos aos VR. Os valores de Aldrin+Dieldrin em 35% das amostras ficaram muito próximos ao VR.

As MRG 10 e 11 apresentaram amostras com valores detectados para todos os contaminantes pesquisados. Na MRG 10, 20% e 10% das amostras têm valores acima do VR para Clordano e Heptacloro, respectivamente. Aldrin+Dieldrin e Heptacloro apresentam 60% e 10% de amostras com valores de concentrações muito próximos ao VR. A MRG 11 apresentou 5%, 10% e 10% dos valores acima do VR para Clordano, Aldrin+Dieldrin e Heptacloro, respectivamente e 15% e 50% das amostras de Clordano e Aldrin+Dieldrin com valores muito próximos ao VR. A Figura 11 indica o percentual de incidência de contaminantes nas amostras pesquisadas.

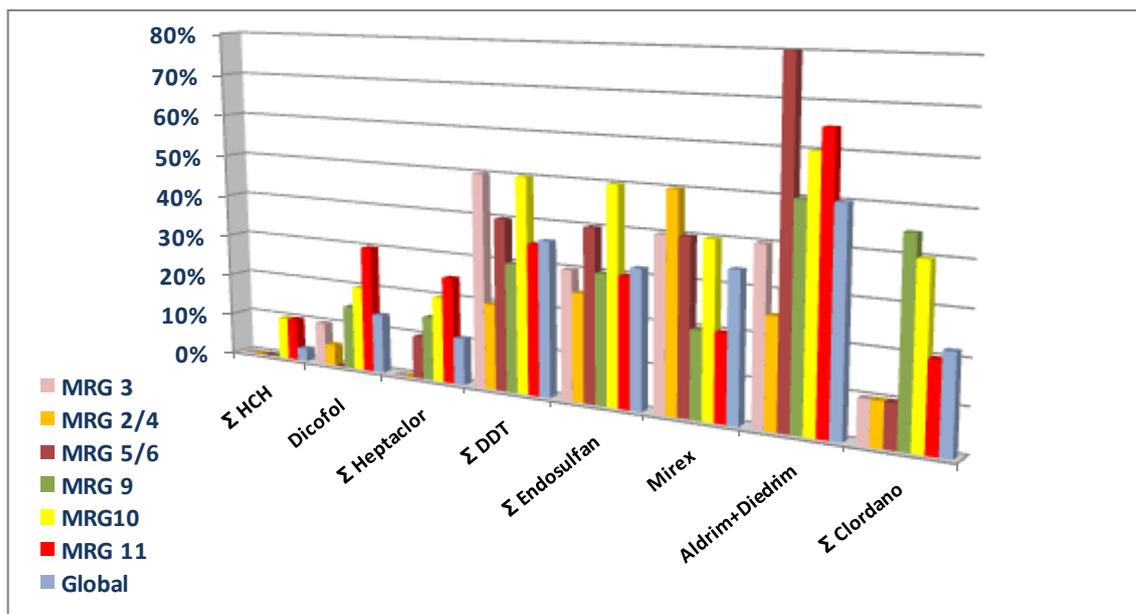


Figura 11: Gráfico comparativo do percentual de incidência de contaminação por OC (ng.g^{-1} de gordura) nas amostras de leite coletadas nas diversas MRGs.

Na MRG 5/6 das 10 amostras coletadas, 8 apresentaram valores de contaminação detectáveis. Na sequência, em ordem decrescente temos a MRG 11, em que, das 20 amostras, 13 apresentaram contaminação, MRG 10 com 6 amostras contaminadas de 10, MRG 9 com 10 de 20 amostras com contaminação e as MRG 2/4 e 3 com 50% de suas amostras, contaminadas, sendo 10 de 20 amostras com presença de contaminantes com valores de concentrações iguais ou maiores do que o mínimo detectável.

O gráfico da Figura 12 demonstra o total de amostras contaminadas para cada OC, bem como comparação entre o número total de amostras, em que detectados resíduos de contaminantes e a classificação por faixas percentuais relativas ao VR de cada contaminante.

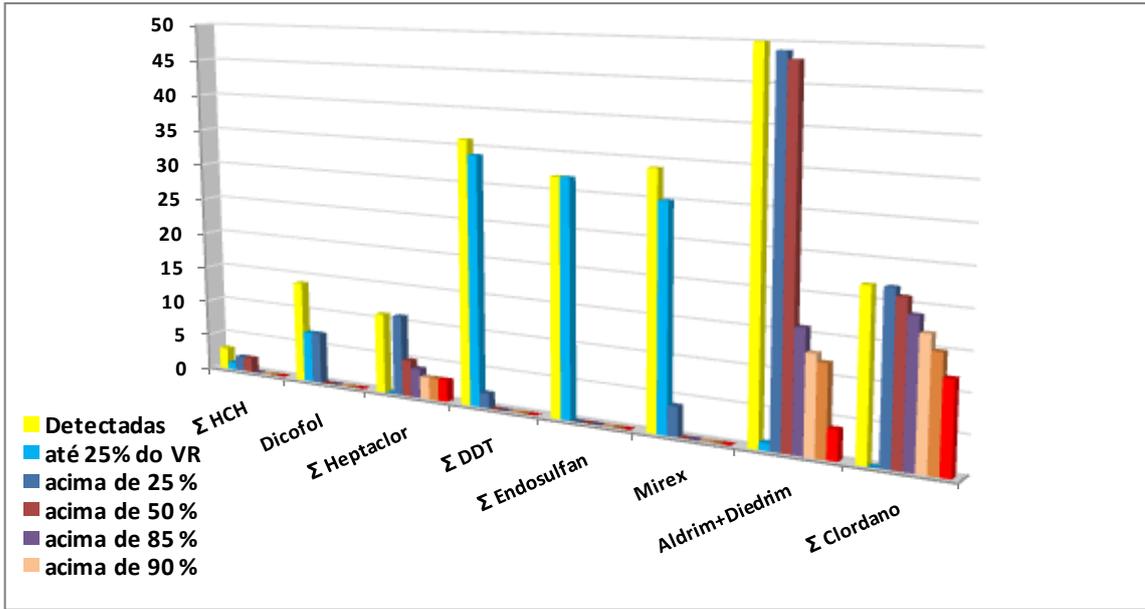


Figura 12: Número de amostras contaminadas para cada OC e classificação por faixas percentuais relativas ao VR dos contaminantes.

As figuras 13a e 13b demonstram a comparação global das MRG estudadas em relação ao percentual de incidência de contaminação, bem como a comparação relativa entre as concentrações máxima, média e mínima dos contaminantes e a concentração correspondente ao VR de cada um deles.

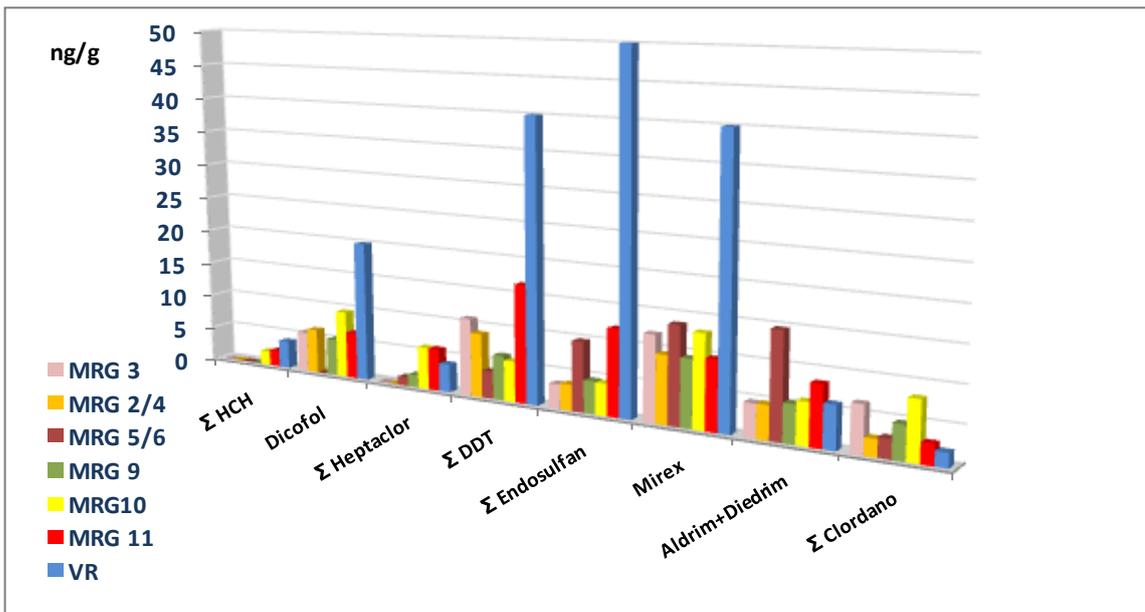


Figura 13a: Distribuição por MRG dos percentuais referentes aos níveis de concentração, em relação ao maior e menor valor encontrado, nas amostras pesquisadas.

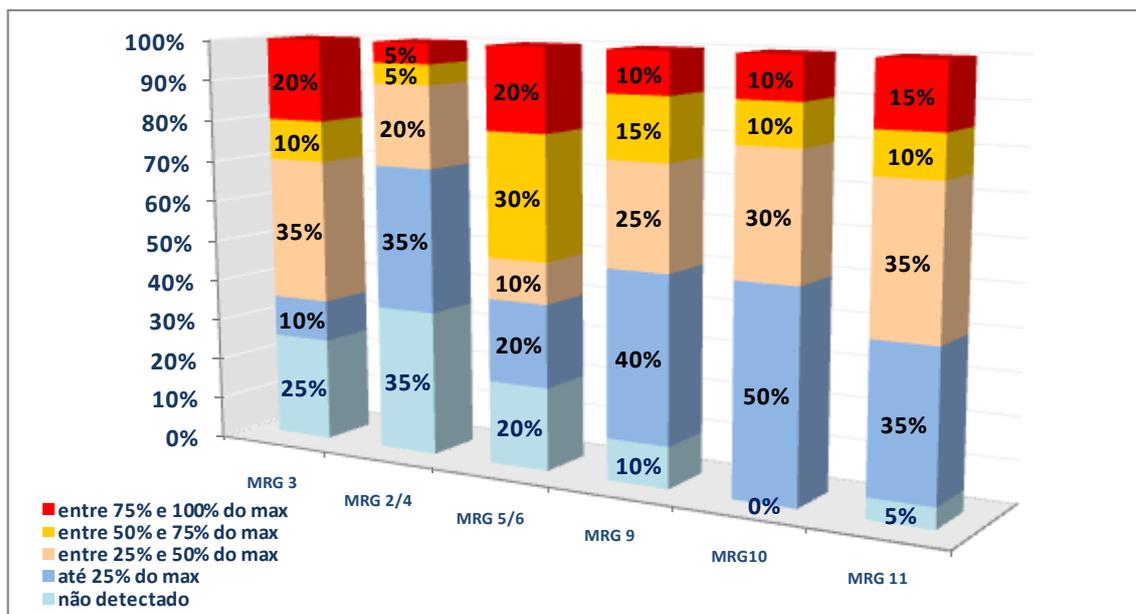


Figura 13b: comparação relativa entre as concentrações dos contaminantes, por MRG, e a concentração correspondente ao VR.

Analisando as informações das figuras 13a e 13b, pode-se verificar que, em todas as amostras coletadas na MRG 10, houve contaminação detectável. Em termos de incidência, percebe-se predominância da MRG 10 e, na sequência, MRG 11, 9 e 5/6. As MRGs 2/4, 3 e 5/6 foram as que apresentaram menores percentuais de amostras com presença de contaminantes em concentrações acima do mínimo detectável. Verifica-se que as MRG 3 e 2/4 apresentam 20% das amostras (Figura 13a) com valores de concentração muito próximas ao valor máximo detectado, que corresponde a valores iguais ou acima do VR para Clordano e Aldrin+Dieldrin (Figura 13b). As MRGs 10 e 11 apresentam valores acima do VR para Clordano, Aldrin+Dieldrin e Heptacloro. No geral, a MRG 2/4 é a que apresentou menores contaminações em relação às demais.

O contaminante presente em maior quantidade nas amostras foi o Clordano, seguido do Aldrin+Dieldrin. Tais compostos podem causar graves danos à saúde. Descobertas recentes sugerem que a exposição a clordano pode aumentar o risco de desenvolvimento de tumores testiculares (TGCTs) (PURDUE et al, 2009). Aldrin é rapidamente metabolizado para Dieldrin, tanto pelas plantas como pelos animais e, por esta razão, apresenta persistência moderada e tempo de meia-vida no solo de 20 a 100 dias. Dieldrin é altamente persistente no

solo, com um tempo de vida de 3 a 4 anos em climas temperados, e possui alta tendência à bioconcentração (ALMEIDA et al, 2007). Essas substâncias foram muito utilizadas como inseticida entre as décadas de 1950 e 80, principalmente nas culturas de algodão e milho. Tais compostos são relacionados com o surgimento de cânceres e podem aumentar a predisposição ao aparecimento da doença (CAMERON; FOSTER, 2009; BOADA et al, 2012).

Clordano decompõe-se lentamente no ambiente e acumula-se nos organismos vivos. Com tempo de meia-vida que varia de dias até 9 anos (NPIC, 2001). Tem sido associado a câncer humano e interferência endócrina (PURDUE et al, 2009; TANG-PÉRONARD et al, 2011)

No conjunto, o estudo demonstra a presença de resíduos de organoclorados no leite bovino pesquisado, em alguns casos, em quantidades superiores aos valores de referência. As MRGs que demonstraram maiores níveis de contaminação, bem como maiores números relativos de amostras contaminadas foram as MRGs 5/6, 9, 10 e 11. As regiões 5/6 localizam-se ao leste do estado, fazendo divisa com os estados de Goiás e Minas Gerais. A MRG 9, a oeste fazendo divisa com o Paraguai. Já a MRG 10 se destaca como importante centro agropecuário do estado e apresenta maior índice de incidência de amostras contaminadas, bem como maiores valores de concentração de OC por amostras. A MRG 11 vem logo a seguir, com a segunda maior taxa de incidência de amostras contaminadas e valores de concentração de OC. Localiza-se ao sul do estado na divisa com o Paraguai e apresenta-se como o maior polo produtor de leite do estado, seguido da MRG 4 e da MRG 10. A MRG 6 está em 4º lugar em produção leiteira estadual.

É sabido que as MRGs 10 e 5/6 possuem elevada atividade agrícola, principalmente algodão e soja. Portanto, o uso de agrotóxicos nessas regiões é intenso, o que poderia explicar as contaminações presentes nas amostras coletadas na região, por uso passado ou recente de agrotóxicos OCs. No entanto, tradicionalmente as MRG 11 e 9 apresentam uma baixa produtividade agrícola, se comparadas com as MRGs 10 e 5/6. Porém, são MRGs que estão, em termos da contaminação verificada, na segunda e terceira posições, quanto aos maiores teores de OCs nas amostras estudadas. Esses dados deixam muitas hipóteses em aberto e

possibilidades de pesquisas subsequentes. Será que essas MRGs passaram a utilizar OCs recentemente? Ou, por serem MRGs localizadas na fronteira do Paraguai, poderia estar ocorrendo entrada de gado leiteiro, já contaminado? Ou, ainda, entrada ilegal dos agrotóxicos OCs no Brasil para utilização na agricultura ou pecuária? Além disso, será que há entrada de leite produzido no Paraguai para ser pasteurizado em território sul-mato-grossense?

A imprensa brasileira tem noticiado ocorrência de entrada ilegal, no estado, de grandes quantidades de agrotóxicos, inclusive organoclorados, conforme já citado anteriormente (REDE GLOBO, 2010; PORTAL BRASIL, 2012; PORTAL do MS, 2013). A possibilidade de entrada desses compostos pela fronteira do Brasil com o Paraguai tem sido relatada, também, em estudos científicos recentes e mais antigos. Estudo realizado pela Embrapa do Pantanal, em 1998, revela que apesar da legislação brasileira proibir a utilização de alguns princípios ativos de organoclorados, foi constatado o uso de formicidas (198 kg) e herbicidas (130 L) dessa classe de compostos, no município de São Gabriel D'Oeste. Quantidades bem mais elevadas de organoclorados, não permitidos por lei, podem estar sendo utilizados clandestinamente, devido às facilidades de entrada através da Bolívia e do Paraguai (VIEIRA; GALDINO; PADOVANI, 1998). Mais recentemente, estudos relatam a possibilidade de entrada ilegal desses compostos no Brasil (PRATES; GEBARA; RÉ-POPPI, 2011; PALMA, 2011).

Esse panorama obtido, ao ser comparado com dados de produção de leite no estado (IBGE) e extensão de área plantada (ha), demonstra que as MRGs que possuem maior produção com relação a esses parâmetros são, também, as mais contaminadas.

Os dados de 2012 do Sidra-IBGE (BRASIL, 2012) indicam que a MRG 10, região de Dourados, é a maior produtora agrícola do estado, em área plantada (1.940.053 ha), seguida de Iguatemi (MRG 11) (351.524 ha), Alto Taquari (MRG 3) (341.578 ha), Campo Grande (MRG 4) (311.528 ha) e Cassilândia (MRG 5) (297.033 ha). A produção de leite estadual, em 2011, foi de 521.831 Litros. Desse total, 84% são produzidos nas MRGs pesquisadas. Na classificação dessas MRGs, temos como primeira produtora a MRG11, com 19% da

produção, seguida da MRG4 87.633 (17%), MRG 10 (14%), MRG 6 (12%), MRG 9 (5%) e MRG 5 (4%).

Com relação à contaminação (OC) encontrada, a MRG 10 é a mais contaminada, seguida da MRG 11, MRG 9 e MRG 5/6. Portanto, os dados comparativos entre a produção de leite bovino estadual, bem como a extensão da área plantada, demonstram congruência.

Os dados obtidos também estão coerentes com a ocorrência de intoxicações por agrotóxicos na região. Estudo publicado em 2012 verificou a ocorrência de intoxicações no MS no período de 1998 a 2007. Os resultados indicaram que a maioria dos casos ocorreu em indivíduos do sexo masculino e idade produtiva, destacando-se as profissões que envolvem trabalho rural. Os inseticidas foram os causadores da maioria das intoxicações. A maioria das intoxicações ocorreu com o agrotóxico de uso agrícola. Dentre as microrregiões geográficas que apresentaram maior incidência de casos notificados, por 100.000 habitantes (MRGs 4, 5, 10 e 9) (OLIVEIRA; FERREIRA, 2012), três delas (MRGs 10, 9 e 5) apresentaram os maiores índices de contaminação no leite analisado. Estudo realizado em 2005 verificou que as MRG 10, 5, 11 e 6 de Dourados, Cassilândia, Iguatemi e Paranaíba, respectivamente, apresentaram prevalência média de suicídios no período de 1992 a 2002 maiores que a prevalência média do Estado de Mato Grosso do Sul (PIRES; CALDAS; RECENA, 2005).

Outra questão importante para análise e futuras pesquisas, refere-se aos assentamentos instalados nas MRGs. Em Bodoquena (MRG9) há, atualmente, 22 assentamentos (2.633 pessoas), ocupando 61,285 ha. Em Iguatemi (MRG11) há 34 assentamentos (5.641 pessoas), ocupando 100.250 ha. Em Dourados (MRG10) 45 assentamentos (5.913 pessoas) e 121.508 ha. Essas três MRGs ocupam a quarta, terceira e primeira posição, respectivamente, em número de assentamentos, de um total de 11 MRG no estado. Tais MRGs estão entre as mais contaminadas em relação aos OCs pesquisados.

Notícias na imprensa e alguns trabalhos científicos revelam uma problemática importante nos assentamentos do MS, onde vivem 27.500 pessoas. Desse total,

aproximadamente, 15.000 instaladas nos assentamentos das MRGs 9, 10 e 11. Portanto, uma hipótese a ser verificada é a quantidade e qualidade da assistência técnica para esses agricultores.

Existem denúncias feitas ao Ministério Público Estadual, indicando a ocorrência de utilização de técnicas e manejo incorretos, além de utilização de agrotóxicos proibidos e ilegalmente adquiridos do Paraguai. Outro grande problema para esses assentados está no uso intenso de agrotóxicos em áreas vizinhas, com grandes lavouras, que contaminam as plantações de hortaliças, água de consumo, apiários e as pessoas que residem e trabalham no local (ITAMARATI NEWS, 2012).

Os pesticidas clorados encontrados nas amostras de leite estudadas podem indicar a utilização desses compostos na agricultura, ainda que a legislação brasileira não permita o uso de organoclorados desde 1985 e o uso de endosulfan tenha sido limitado. Independentemente da fonte, esses compostos não devem estar presentes em leite destinado ao consumo humano, porque podem afetar severamente a saúde da população que consome o produto. Os resultados apontam firmemente para a necessidade de monitoramento desses contaminantes, por meio de estudos com abordagens integradas capazes de abranger, não somente os aspectos relativos à contaminação química isolada, mas, também, os aspectos sociais, ambientais, econômicos, culturais e de governança, buscando-se soluções contextualizadas e compartilhadas com a comunidade e os setores envolvidos.

6.2 Determinação do Indicador de Exposição – 2ª Fase.

Parte dos resultados obtidos nesta fase do estudo está apresentada no artigo **Risco crônico de contaminantes organoclorados como indicador de exposição na vigilância em saúde ambiental** (capítulo 5), que demonstra os Riscos Crônicos calculados a partir do Indicador de Situação determinado anteriormente. Esses Riscos Crônicos estabelecem-se como um Indicador de Exposição, presente no Painel de Indicadores elaborado (Figura 8).

Considerando que artigos configuram-se como espaço restrito para texto e figuras, será realizada a seguir, complementarmente, apresentação e discussão dos resultados obtidos na 2ª fase do trabalho.

6.2.1 Determinação e Análise do Risco Crônico da exposição a organoclorados.

O cálculo do risco associado à exposição crônica foi conduzido com base no procedimento descrito pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 1997). Os dados obtidos foram analisados, em primeira instância, comparando-se os valores do IDTM com o IDE, para cada MRG pesquisada. Os resultados indicam que as MRG 9, 10 e 11 foram as que apresentaram valores mais significativos relativos aos níveis de contaminantes e, portanto, maiores percentuais de risco crônico.

6.2.2 Determinação do Risco Crônico nas MRG pesquisadas.

As figuras 14 a 20 demonstram os números de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos aos valores de referência (VR) e as amostras em que não foi possível a detecção de contaminantes, além do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM (RCE) para as MRGs estudadas, bem como para a totalização das mesmas. A Figura 14a demonstra os resultados da MRG 2/4, onde foram coletadas 20 amostras. Observa-se que 5% das amostras estão contaminadas com Clordano, com valor acima do VR e 5% entre 75% e 100% do mesmo. Aldrin+Dieldrin foram detectados na faixa de 75-100% do VR em 20% das amostras. Apenas uma amostra (5%) apresentou Dicofol em concentração igual a 50% do VR. Nenhuma amostra acusou presença de HCH e heptacloro. Endosulfan, Mirex e DDT apresentaram concentrações abaixo ou igual a 25% do VR.

Ao analisar o percentual obtido em relação ao valor do risco crônico (RC) (Figuras 14a e 14b), percebe-se que 5% das amostras relativas ao Clordano apresentaram percentual representativo do risco crônico estimado (RCE) em relação ao risco crônico admissível

(RCA) maior que 120%, ou seja, acima do risco máximo calculado para tal contaminante. Com valores iguais a 100% do RCA constataram-se amostras com clordano e o RCE para Aldrin+Dieldrin chegou a superar 60% do RCA. Portanto, na MRG 2/4 encontra-se indicação de risco quando da exposição crônica de tais contaminantes.

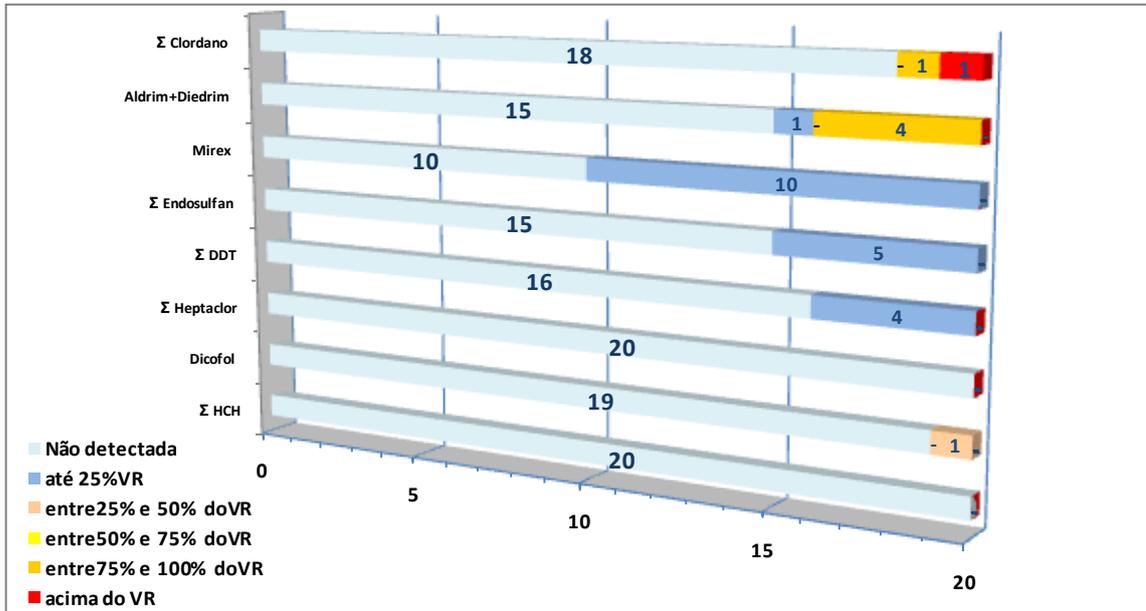


Figura 14a: Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR, para a MGR 2/4.

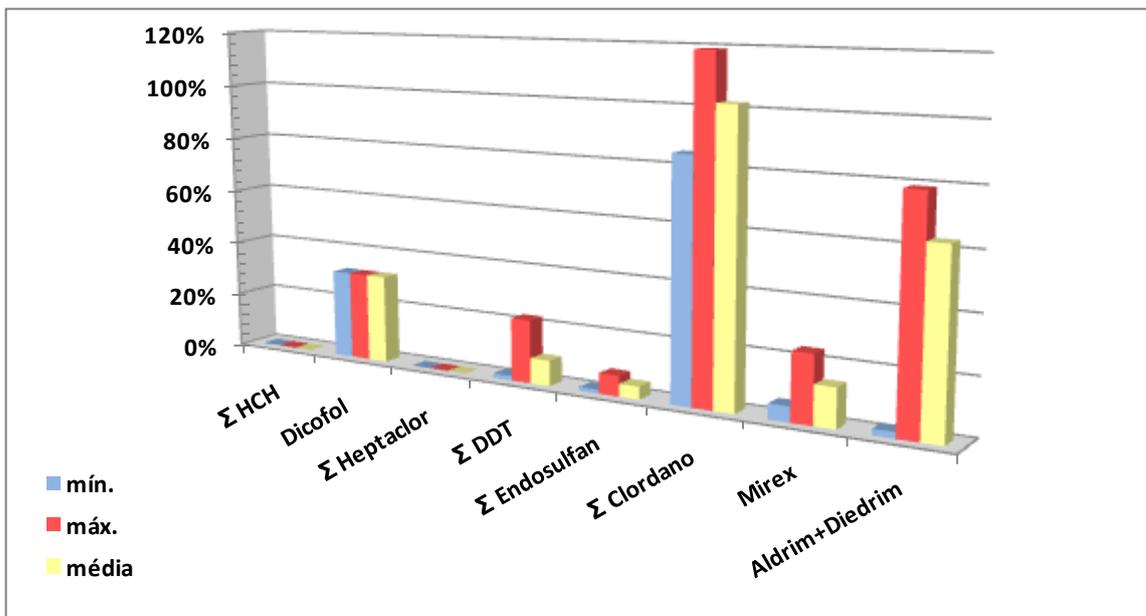


Figura 14b: Gráfico demonstrativo do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, para a MGR 2/4.

Na MRG3, 10% das amostras apresentaram valores de concentração acima do VR e percentual de RCE acima de 300% do RCA e 20% com RCE acima de 200% do VCA (Figuras 15a e 15b).

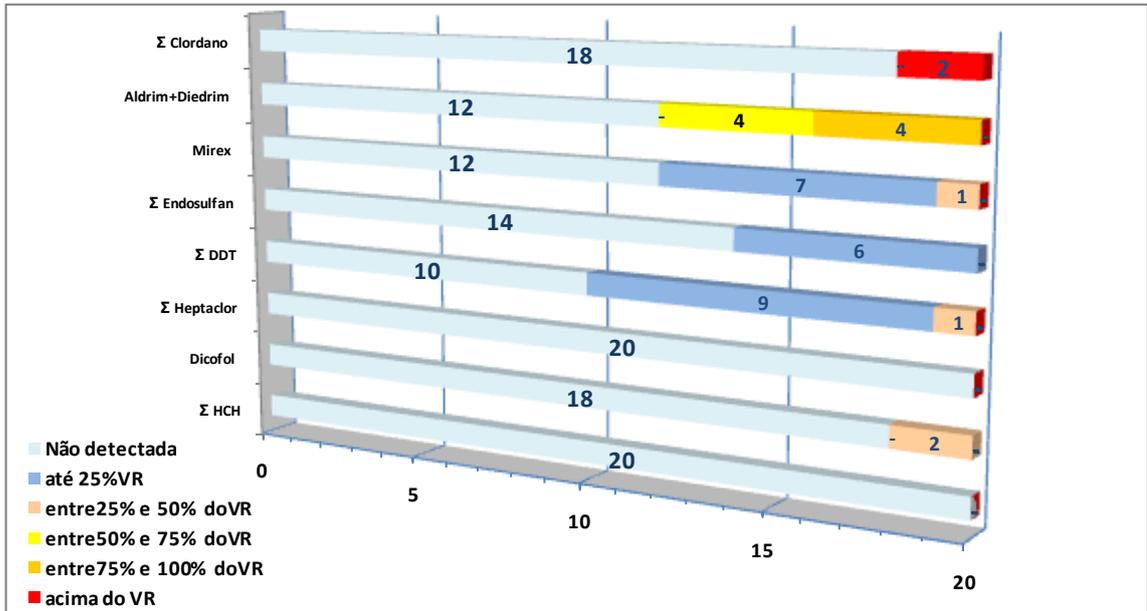


Figura 15a: Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR para a MGR 3.

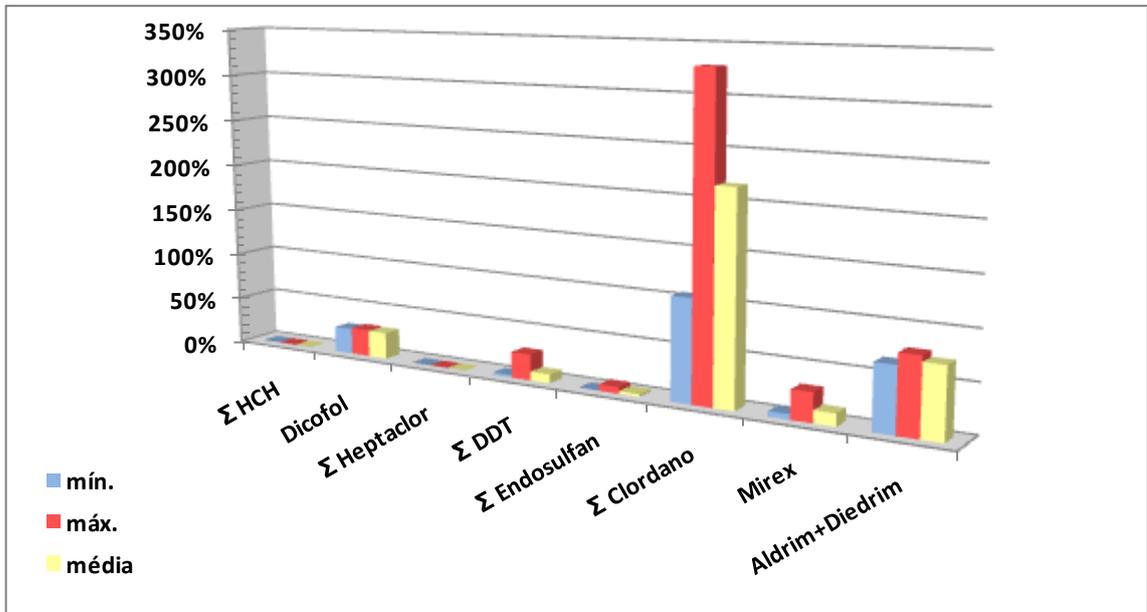


Figura 15b: Gráfico do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, para a MGR 3.

A MRG 5/6 apresenta 60% das amostras com contaminação por Aldrin+Dieldrin muito próxima ao VR e RCE próximo a 130% do VRA e 20% com valor de RCE acima de 300% do RCA. O Clordano foi detectado em 20% das amostras com valores de concentração acima do VR e RCE 140% do RCA (Figuras 16a e 16b).

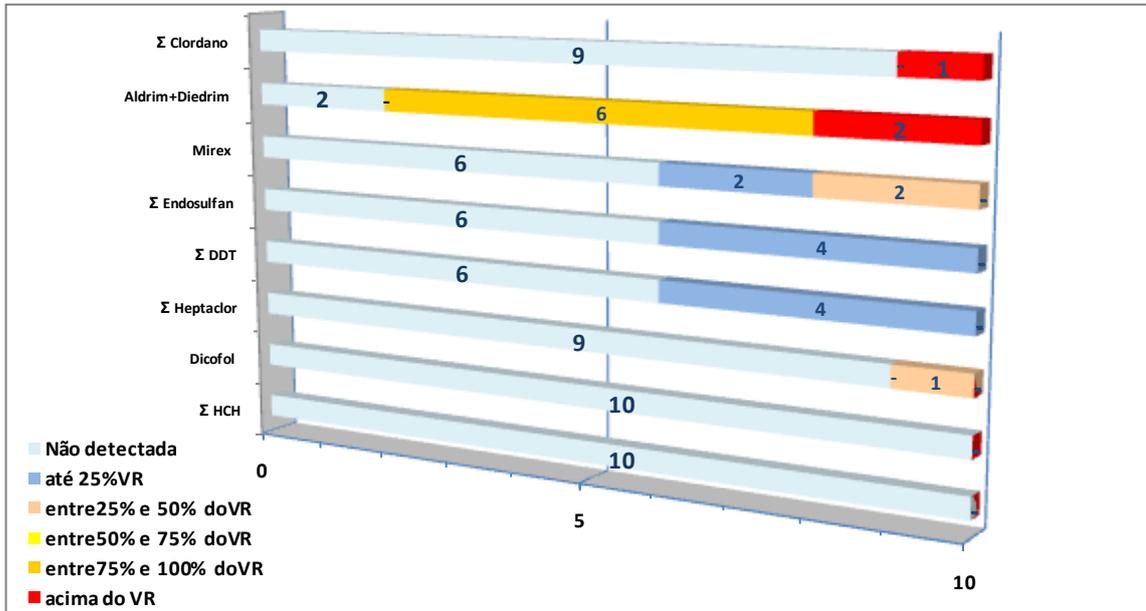


Figura 16a: Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR para a MRG 5/6.

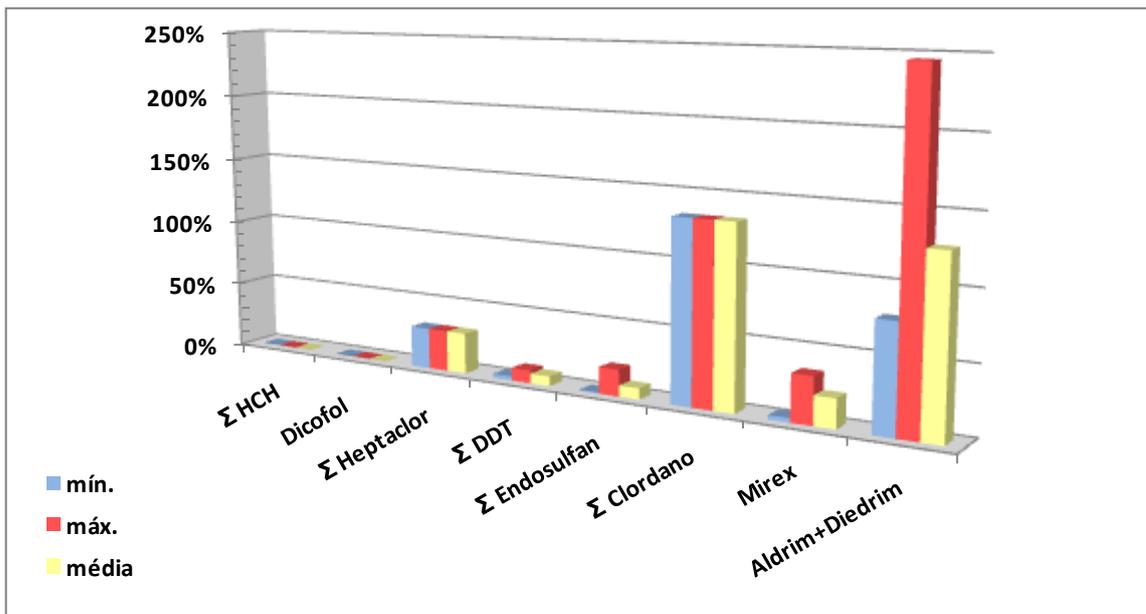


Figura 16b: Gráfico demonstrativo do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, para a MRG 5/6.

O Dieldrin apresenta comportamento de neurotoxicidade (MARTYNIUK et al, 2010b). Além disso, várias proteínas do hipotálamo são alteradas pelo dieldrin. Tais proteínas estão associadas às doenças neurodegenerativas humanas, incluindo a apolipoproteína (MARTYNIUK et al, 2010a). Há crescente evidência epidemiológica que sugere que a exposição a pesticidas no meio ambiente pode contribuir para aumento do risco de doenças neurodegenerativas. Já existem dados seguros de que embora a genética, idade, estilo de vida e sexo sejam determinantes para o aparecimento de doenças neurodegenerativas, todos os fatores que contribuem podem ser agravados com a exposição química ao longo do tempo. O dieldrin tem demonstrado comportamento de neurotoxicidade semelhante aos demais fatores já determinados (MARTYNIUK et al, 2010b).

Estudo norte-americano verificou se agentes diferentes afetam neuromoduladores que controlam vários neurotransmissores e circuitos, empregando células PC12 para explorar a segmentação de peptídeos neuroativos. Os agentes foram organofosforados (clorpirifos, diazinon), um organoclorado (dieldrin) e um metal (Ni). Os resultados indicaram comportamentos semelhantes entre esses neurotóxicos. Os resultados mostram que os compostos estudados apresentam capacidade para o desenvolvimento de neurotoxicidade e, além disso, que a convergência de agentes diferentes sobre os mesmos genes e vias pode contribuir para os resultados neurocomportamentais semelhantes (SLOTKIN; SEIDLER, 2010).

Como foi visto, evidências apoiam associação entre exposição a p, p'-DDE e Clordano e risco de ocorrência de Tumores Testiculares (TGCT). Descobertas recentes sugerem que a exposição a organoclorados (OC), compostos clordano e p, p'-dichlorodipenyldichloroethylene (p,p'-DDE), em particular, pode aumentar o risco de desenvolvimento de tumores testiculares (TGCTs) (PURDUE et al, 2009). Ao analisar a incidência de contaminação nas amostras e o percentual representativo do risco crônico para o Clordano, percebe-se que a presença de tal substância em produtos da dieta pode ocasionar graves efeitos à saúde.

A MRG 9 apresenta elevada contaminação por Clordano e Aldrin+Dieldrin. Do total de 20 amostras pesquisadas, 40% estavam contaminadas com Clordano com valores acima de 75% do VR e maior que esse (Figuras 17a e 17b).

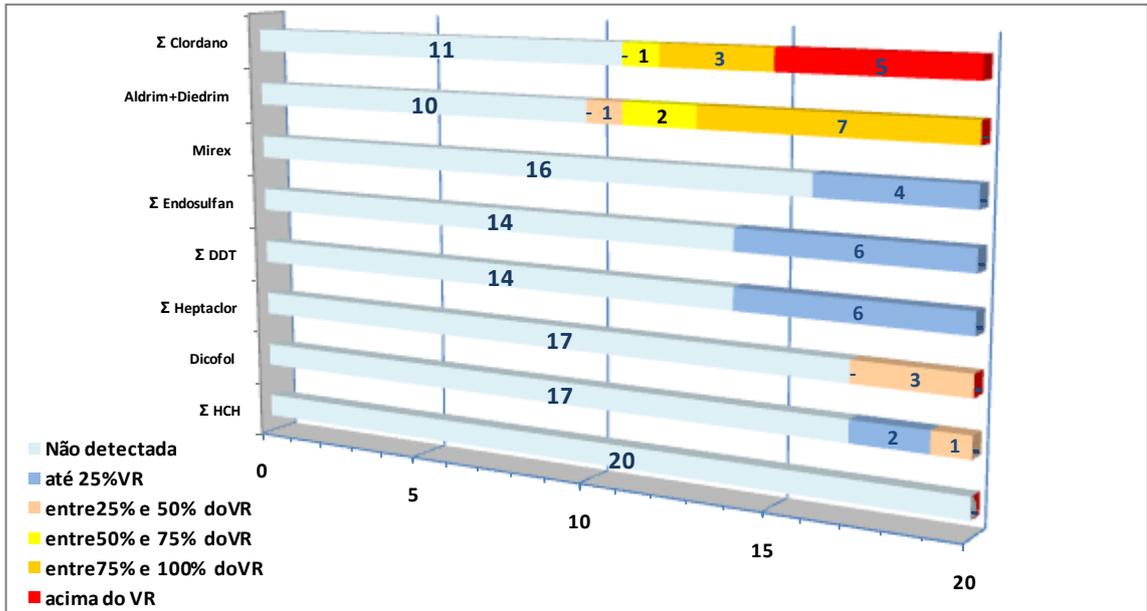


Figura 17a: Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR para a MRG 9.

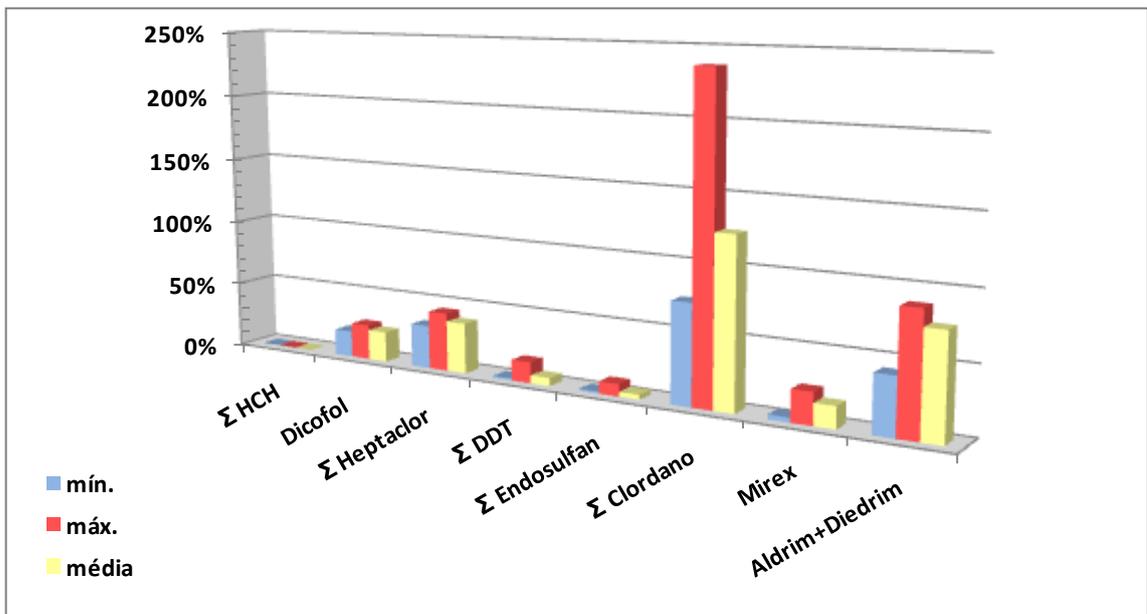


Figura 17b: Gráfico demonstrativo do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, para a MRG 9.

A MRG 10 confirma a prevalência de Clordano e Aldrin+Dieldrin nas amostras, bem como 10 % de contaminação com Heptacloro. Os riscos crônicos para Clordano e Heptacloro para a região podem ser considerados muito altos, uma vez que superam o limite de 100% do risco crônico admissível (RCA). Para o Clordano o percentual chegou a 400% do RCA (Figuras 18a e 18b).

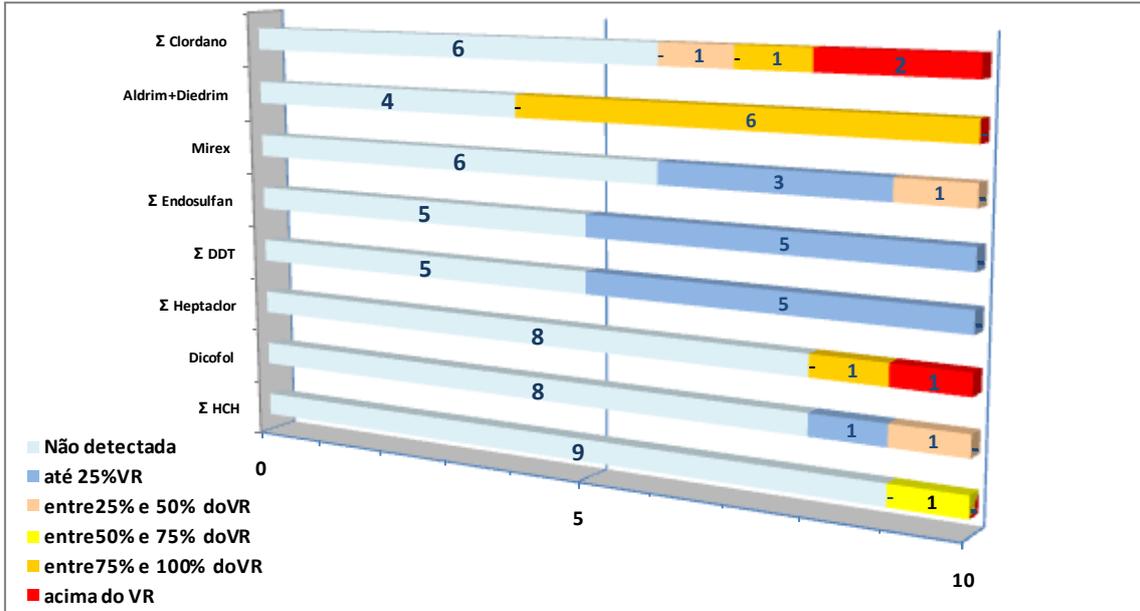


Figura 18a: Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR para a MGR 10.

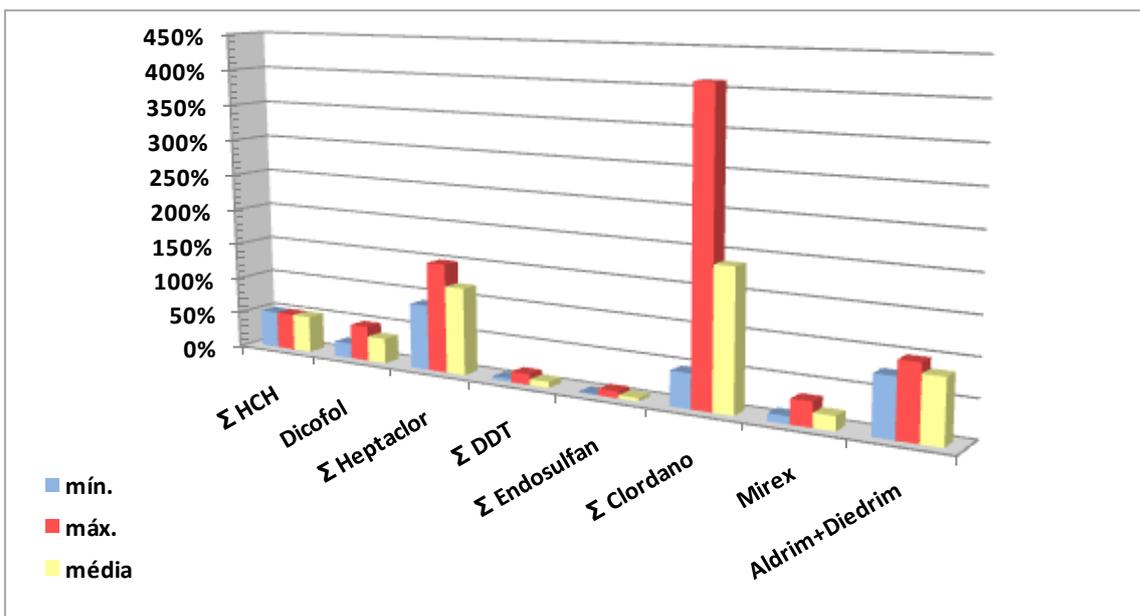


Figura 18b: Gráfico do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, para a MGR 10.

Os contaminantes Aldrin+Dieldrin, Clordano e Heptacloro destacam-se na MRG 11. A contaminação por Aldrin+Dieldrin chega a 10% das amostras com níveis de concentração acima do VR e 50% com valores de concentração entre 75% e 100% do VR. O risco crônico chegou a 140% do RCA. O Clordano aparece em 20% das amostras com níveis de concentrações acima de 75% do VR e percentual de 140% do RCA. Para o Heptacloro, o percentual está acima de 140% do RCA (Figura 19a e 19b).

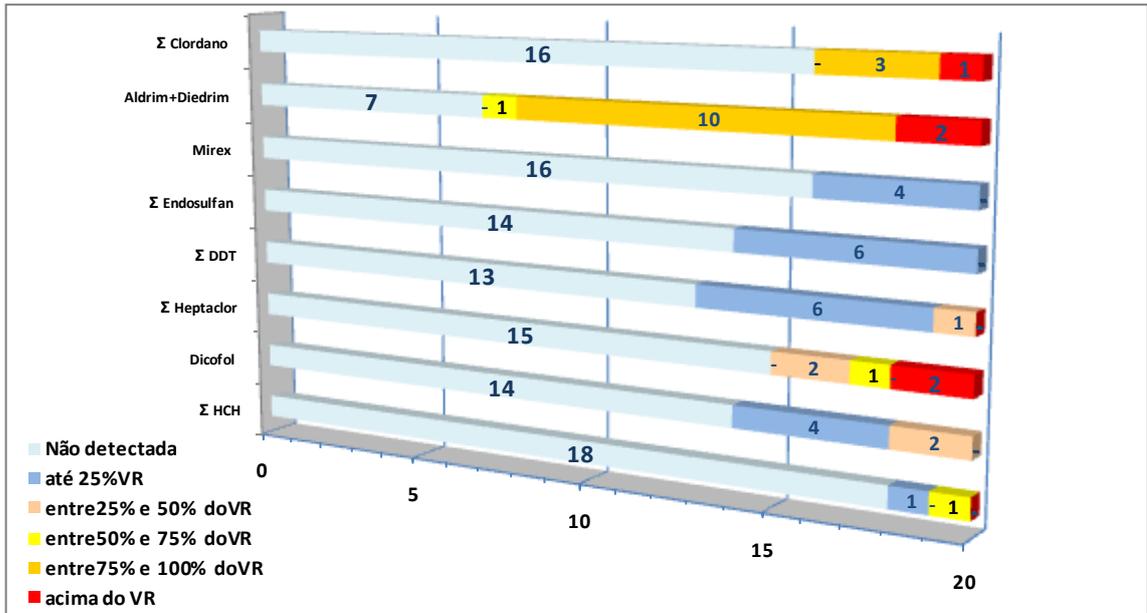


Figura 19a: Gráfico demonstrativo do número de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR para a MRG 11.

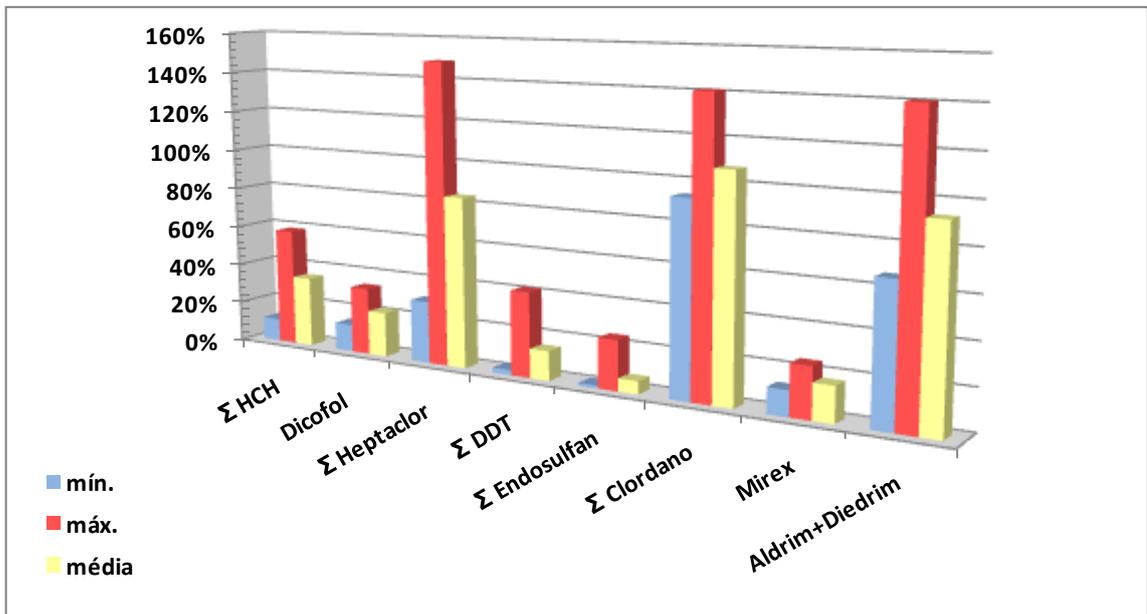


Figura 19b: Gráfico do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, para a MRG 11.

Resultados, mais uma vez, preocupantes considerando a gravidade dos efeitos nocivos que tais contaminantes provocam no organismo humano. Como já citado, o Dieldrin apresenta comportamento de neurotoxicidade e o Clordano tem associação positiva com câncer de próstata. O Heptacloro destaca-se com um dos percentuais de risco crônico mais elevado na MRG11. Associação positiva foi verificada para o heptacloro e a incidência de câncer de mama (KHANJANI et al, 2007).

As Figuras 20a e 20b demonstram o numero de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR, considerando **todas** as MRG, bem como o percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, considerando **todas** as MRG.

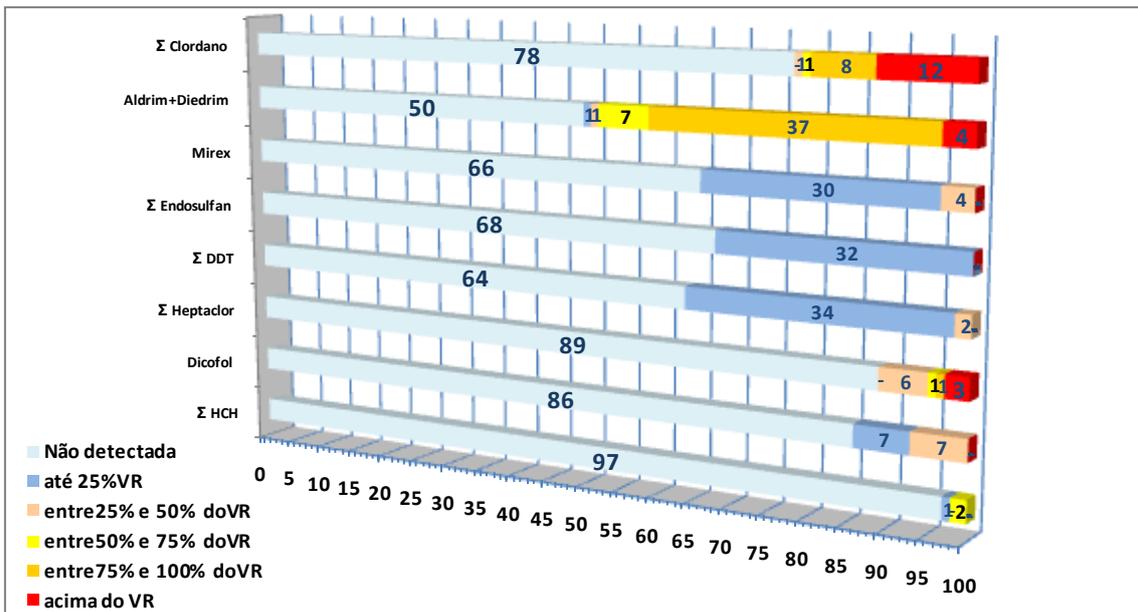


Figura 20a: Gráfico demonstrativo do numero de amostras contaminadas por intervalos percentuais relativos ao VR, considerando todas as MRG.

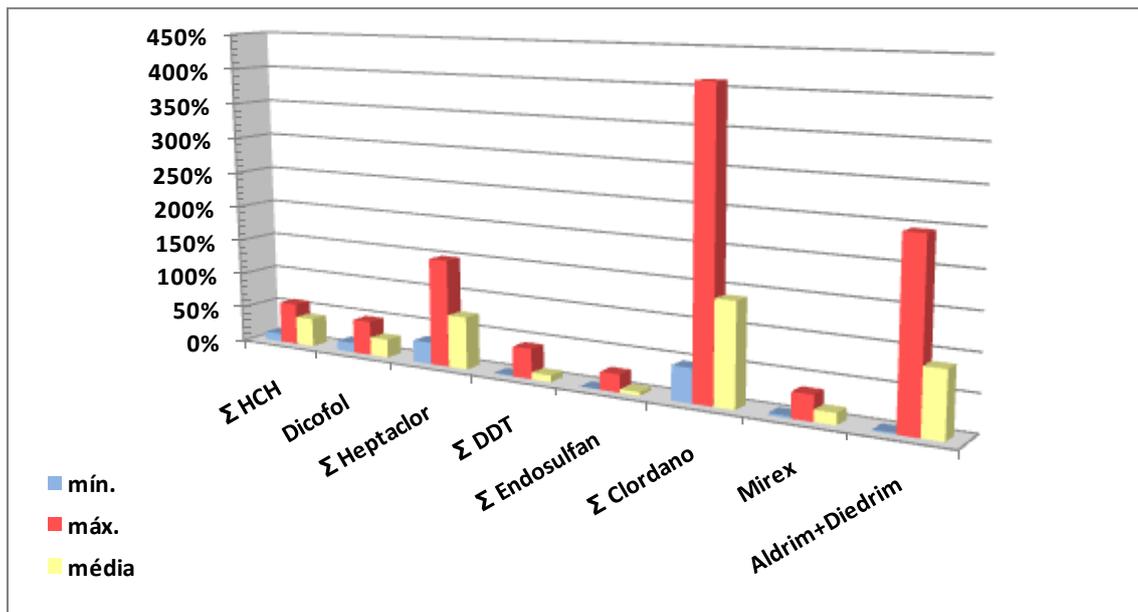


Figura 20b: Gráfico demonstrativo do percentual de risco obtido na relação entre IDE/IDTM, considerando **todas** as MRG.

O cálculo do percentual de Risco Crônico relativo ao consumo de alimentos, no Brasil, tem sido pouco buscado. Alguns estudos estimam a ingestão diária de contaminantes com base na dieta total, considerando dados estimados pelo IBGE e OMS (CALDAS ; SOUZA, 2000) ou ainda estimam a IDE (mg/kg de peso/dia) para comparação com a IDA (mg/kg de peso/dia) (HECK et al., 2007; SANTOS et al., 2006). Não foram encontrados, no Brasil, estudos para comparação dos resultados referentes ao cálculo do percentual de Risco Crônico, ou seja RCE/RCA, ao qual a população esteja exposta, considerando-se o consumo de leite.

Tem sido relatada com frequência e de forma similar e confirmatória, a associação entre a dieta da população e doenças, principalmente, crônicas. Na França foi realizado estudo da presença de resíduos de pesticidas na dieta total da população francesa. Foram avaliados os níveis de pesticidas nos alimentos consumidos e risco dietético crônico para os consumidores (NOUGADÈRE et al, 2012). Foi verificado um risco crônico para nove pesticidas dentre eles. Dieldrin, Endrin e Heptacloro. Resultados semelhantes à prevalência de contaminação nas MRGs do estudo em questão.

Os dados analisados apontaram para uma situação que, para alguns contaminantes pesquisados e algumas regiões estudadas, gera preocupação em termos dos riscos à saúde da população (Figura 20a e 20b), uma vez que demonstram valores de concentração acima do preconizado pelo valor de referência. Em outros casos, mesmo o nível de concentração dos contaminantes estando abaixo dos valores de referência, analisando-se os riscos crônicos gerados, pode-se observar possibilidade de perigo à saúde, uma vez que pode contribuir, diariamente, com a exposição da população aos perigos dos contaminantes em questão, gerando efeitos em longo prazo (KEON-YEOP et al, 2010).

Além disso, para as regiões e amostras em que os valores das concentrações estão muito abaixo dos valores de referência, à luz do paradigma da precaução, já é indicativo de risco estabelecido, uma vez que para que o risco não exista seria necessária a ausência dos mesmos no alimento pesquisado, já que são caracterizados como substâncias de severa toxicidade aos seres vivos (PARK et al, 2010; LAZAR et al, 2011; NAG e RAIKWAR, 2011). Assim sendo, mesmo pequenas quantidades são indesejadas, pois se sabe que existem riscos crônicos que podem seguramente ocasionar danos à saúde (RUSIECKI et al 2008; KOIFMAN, 2009; ZHAO et al, 2011; AUBÉ et al, 2011; BACHELET et al, 2011; BONNETERRE et al, 2012, BRATTON et al, 2012; BOADA et al, 2012; PERSSON et al, 2012; PEÑA et al, 2012).

Monitorar o progresso rumo ao desenvolvimento sustentável significa ser capaz de avaliar as dimensões econômica, ambiental e social da política. Para se promover uma abordagem mais justa e mais sustentável para a humanidade, a saúde das pessoas continua a ser de vital importância como medida do impacto das políticas em todas as áreas (WHO, 2012). Igualmente, para a precaução dos riscos que contaminantes apresentam à saúde, verifica-se a importância da adoção do Princípio da Precaução e, portanto, a decorrente mudança de paradigma na ciência e nas decisões políticas sobre o risco, como referência na construção de indicadores ambientais.

Portanto, o monitoramento de contaminantes químicos presentes nas mais diversas matrizes, seja biológica, ambiental ou em alimentos, é uma das dimensões que se deve levar

em consideração ao se objetivar o desenvolvimento territorial sustentável e a saúde da população.

6.3 Construção do Painel de Indicadores e Determinantes – 3ª Fase.

Após análise dos resultados, bem como dos resultados da pesquisa bibliográfica, procedeu-se à elaboração de matriz analítica regional FPSEEA, fundamentada no modelo teórico/conceitual de Dahlgren e Whitehead, referente ao modelo de desenvolvimento regional e seus efeitos para a saúde ambiental e saúde da população, buscando-se contribuir para o desenvolvimento territorial sustentável do MS .

A Figura 7, representa a adaptação do modelo de determinação social da saúde proposto por Dahlgren e Whitehead (1999) realizada para este estudo. Demonstra a abordagem conceitual adotada, que norteou a construção do Painel de Determinantes e Indicadores proposto, baseado na matriz FPSEEA.

A adaptação realizada expandiu o nível de abrangência, proposto no modelo de Dahlgren e Whitehead (1999), até camadas mais distais que acomodam os macrodeterminantes, em escala mundial (Figura 7). Tal adaptação foi realizada, uma vez que o tema proposto faz emergir, obrigatoriamente, a necessidade da contextualização da situação contemporânea relativa ao momento de grande complexidade e de rupturas de paradigmas na humanidade. O contexto atual se apresenta numa época em que se desenha uma nova posição da sociedade humana em face do meio ambiente. Época de grande poder tecnológico que instaura cenário de grande complexidade e incertezas que faz emergir a necessidade imperativa do estabelecimento de uma nova ética mundial, conforme já ressaltado anteriormente (JONAS, 2006).

A idade, o gênero e a genética são características individuais dos seres humanos e influenciam no estabelecimento de seu potencial e suas condições de saúde. Tais

determinantes estão situados na base do modelo. A partir desses determinantes individuais, progressivamente, a abrangência vai aumentando e estabelecendo camadas de determinantes. Em cada camada, tais determinantes estão no mesmo nível de alcance e influência. A camada que sucede a base incorpora determinantes que são capazes de provocar as diferenças entre os indivíduos. Aquele que possui acesso a condições mais saudáveis de maior disponibilidade de alimentos, educação, lazer e saúde, terá vantagens em relação aos indivíduos em condições restritas e menos saudáveis. Dessa forma estabelecem-se as iniquidades sociais e injustiças ambientais (MIRANDA et al., 201, p.17).

O modelo demonstra com clareza a grande força geradora de tais diferenças e injustiças, colocando na camada subsequente o sistema econômico regional que, por sua vez, se estabelece em decorrência dos macrodeterminantes relacionados às condições socioeconômicas, culturais e ambientais da sociedade, no âmbito nacional (CNDSS, 2008; SOBRAL, 2010). Na sequência, ao se analisar os determinantes supranacionais, percebe-se a nítida característica do modelo de desenvolvimento vigente que demonstra clara concepção de exploração ilimitada e infinita de recursos naturais buscando-se o acúmulo do que se concebe como riqueza e progresso.

Chega-se, portanto, ao macrodeterminante proposto no modelo adaptado, referente ao contexto mundial contemporâneo, que explicita o determinante maior que influencia todos os demais presentes no modelo. O determinante no escopo da ética que, obrigatoriamente, provoca o retorno integrativo da análise até a base do modelo, onde se encontram representados, o ser humano e suas individualidades e concepções. Esse retorno ocorre obrigatoriamente, pois ao se deparar com a necessidade da análise, reflexão e decisão no campo da ética, inevitavelmente chega-se ao campo dos valores e da visão que o ser humano tem da vida e do planeta em que vive.

A ética se estabelece na essência do humano. Hans Jonas (2006) pontua que as intervenções do homem sobre o ambiente exigem respostas não só de natureza técnica, mas também ética (JONAS, 2006). Karl Apel (1994) com outro enfoque, também reflete e infere a questão ética na sociedade contemporânea. Para ele os problemas emergentes e complexos da

atualidade exigem urgência no estabelecimento de uma ética universal e voltada para o futuro da humanidade (APEL, 1994). O pensador contemporâneo também ressalta que a relação entre ciência e ética na atualidade se depara com uma situação paradoxal:

[...] de um lado, a carência de uma ética universal, ou seja, de uma ética obrigatória para a sociedade humana como um todo, jamais foi tão urgente quanto em nossa era de uma civilização unificada, planetária e criada pelas consequências tecnológicas da ciência. Por outro lado, a tarefa filosófica de uma fundamentação racional da ética universal jamais foi tão difícil e tão sem perspectiva quanto na era da ciência [...] (APEL, 2000, p. 407).

Portanto, a ruptura de paradigmas e modelos econômicos causadores de iniquidades e injustiças sociais e ambientais é um grande desafio e deve ser precedida de nova ética, que possibilitará ao ser humano expor sua decisão quanto ao que realmente acredita ser importante para sua existência.

Tais considerações colocam o contexto complexo e inédito, na história da humanidade, que se estabelece na atualidade. Nesse sentido Miranda et al (2011, p.19) ressaltam que, no caso da América do Sul, essa mudança de paradigma é ainda mais complexa uma vez que depende do rompimento da lógica de dependência em relação aos países centrais e não se limita ao âmbito da técnica e da economia, mas fundamentalmente ao âmbito das relações sociais e portanto, essa mudança articula-se com a questão mais geral da transição para um novo tipo de sociedade (MIRANDA et al., 2011, p.19).

Além disso, outro grande agravante assola os países da América do Sul. A globalização alcança as sociedades de formas muito diversas. Nos países centrais por possuírem o domínio da economia e das técnicas e o domínio das decisões políticas, as megaempresas e indústrias conservam vínculo forte e comprometido com os Estados nacionais poderosos. Nos demais países, onde se estabelecem, em razão da dispersão

geográfica das cadeias produtivas em escala mundial, o compromisso e o vínculo dessas megaempresas com o Estado e com a sociedade, ficam dispersos e frágeis e limitam-se à instalação de filiais já trazendo modelos tecnológicos próprios, muitas vezes totalmente descontextualizados da região onde estão instaladas. Esse panorama provoca efeitos que incidem decisivamente sobre a capacidade de reação de cada sociedade (MIRANDA, *op.cit.*).

A Figura 21 representa esquematicamente o Painel de Indicadores e Determinantes - FPSEEA, construído com base nos pressupostos teóricos do modelo de Dahlgre e Whitehead, adaptado para o presente estudo, que estabelece determinantes e indicadores sistematizados numa perspectiva de complexidade decrescente e de especificidades progressivas, conforme os preceitos do modelo adotado. A matriz apresenta Forças Motrizes (FM), Pressão (P), Situação (S), Exposição (Ex), Estado (E) e Ações (A).

Para a identificação dos determinantes e indicadores componentes da mesma, estabeleceu-se analogia entre as camadas de abrangência do modelo conceitual e os níveis de determinantes da matriz FPSEEA, o que possibilitou a identificação dos determinantes de F, P, S, Ex, E e A, uma vez que ambos os modelos lançam mão da diferenciação dos determinantes, classificando-os do individual (determinantes proximais ou microdeterminantes) ao coletivo, ao social (macrodeterminantes) (Figura 21).

Portanto, ao apresentar os determinantes presentes no Painel de Determinantes e Indicadores elaborado (Figura 21), será feita discussão breve dos mesmos e suas relações, tendo em vista a amplitude do tema. Dessa forma tais justificações não serão aprofundadas e esgotadas neste estudo, uma vez que não é o propósito do presente trabalho que teve a intenção, de elaborar matriz analítica demonstrativa dos determinantes e indicadores que podem sofrer intervenção científica e político-administrativa, com vistas à contribuição do estabelecimento de painel demonstrativo regional para futuros estudos na região, principalmente na área da vigilância em saúde ambiental, buscando o desenvolvimento territorial sustentável.

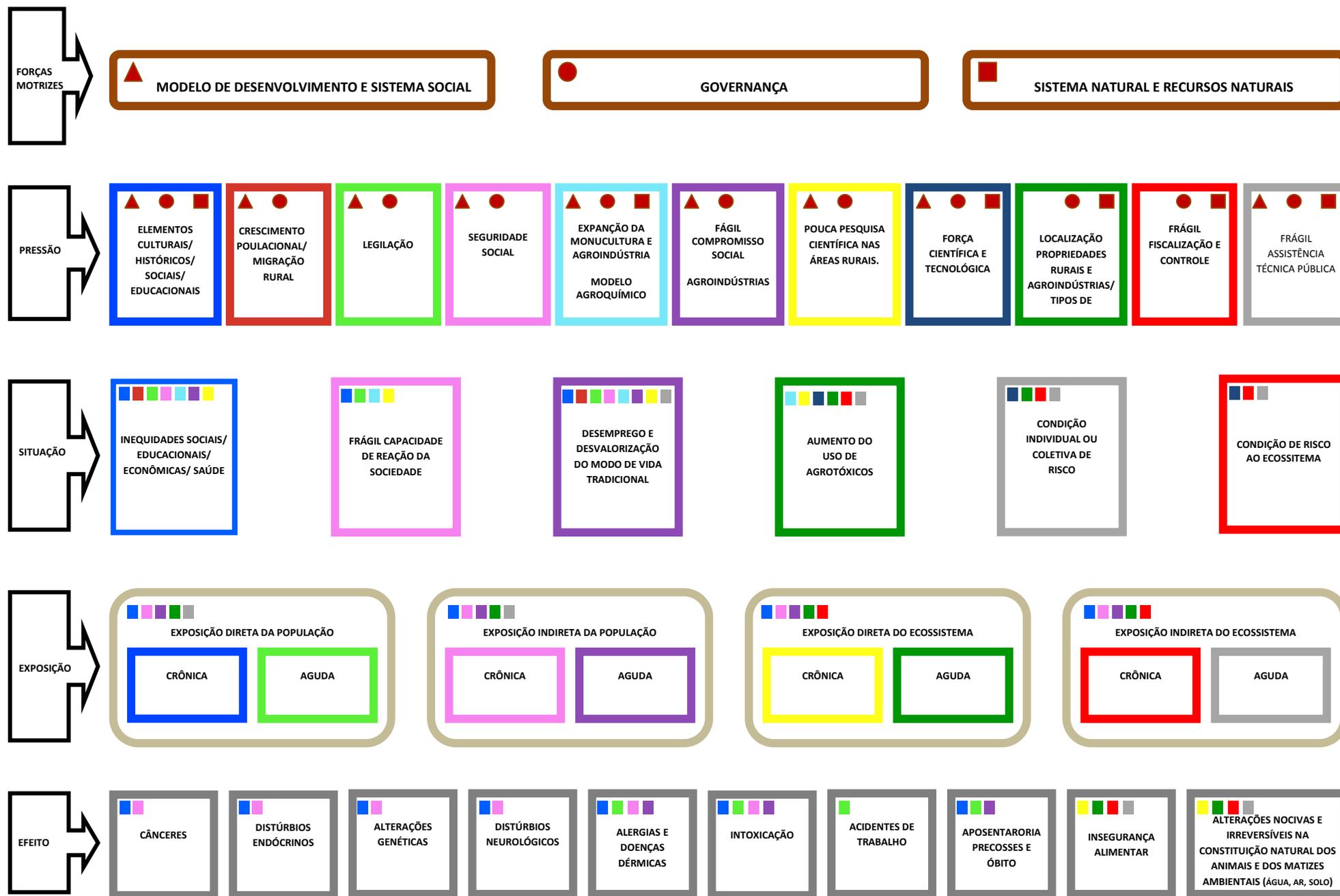


Figura 21: Painel de Indicadores e Determinantes (FPSEEA), para contribuições ao desenvolvimento territorial sustentável de Mato Grosso do Sul.

Três grandes Forças Motrizes (macrodeterminantes) foram identificadas: (a) sistema social e modelo de desenvolvimento; (b) sistema ambiental natural (recursos naturais) e (c) governança (Quadro 1 - anexo). Como a primeira FM presente na matriz construída, temos o sistema social e modelo de desenvolvimento do Estado, que se configura e se estabelece a partir da situação e posição que os países da América Latina assumem: ao modelo econômico baseado no uso e esgotamento dos recursos naturais. Modelo esse estabelecido a partir do tipo de colonização ocorrida na região e da continuação do domínio imperialista das nações mais desenvolvidas que lideram as inovações tecnológicas e atividades produtivas (MIRANDA, op.cit). Nesse contexto de extrema diferença, desenha-se o sistema social brasileiro, carregado de enormes iniquidades originadas e fortalecidas pela debilidade estrutural das nações com menores índices de desenvolvimento, como é o caso do Brasil. Tal conjuntura estabelece a sociedade brasileira e configura seu sistema social dependente das forças econômicas, técnicas e políticas das nações denominadas centrais. Esse contexto fragiliza a participação social em muitas questões que ocorrem em todos os níveis (RIGOTTO et al., 2012).

O sistema ambiental natural e seus recursos naturais colocam o país na rota de grandes cadeias produtivas em âmbito mundial, que dirigem a produção de bens diversificados. Particularmente na América Latina, o sistema agrário se estabelece como o maior causador da deterioração socioambiental e da crise de insumos vitais (MIRANDA, op.cit).

O Painel proposto (Figura 8) constata indicadores e determinantes no contexto do desenvolvimento rural no MS, que acompanha e reforça o contexto geral do país. É forte e gerador de várias pressões (P), em função do modelo agrícola conduzido pelo agronegócio empresarial, apesar da importância da agricultura familiar na produção de alimentos para o mercado interno e na sustentação de algumas das cadeias de produtos de exportação (P). O agronegócio e a expansão da monocultura (P), são produto histórico (P) da articulação entre o capital financeiro, o capital industrial e a grande propriedade territorial, com frágil compromisso social (P), baseando-se em um modelo de grande escala, onde a tecnologia é fortemente incorporada (mecanização) (P), gera diminuição da necessidade de mão de obra (P) em relação às lavouras tradicionais, portanto, impulsiona a migração rural (P) e usa intensivamente irrigação e insumos industriais como agrotóxicos (P) sementes transgênicas e rações, e intensa quantidade de fertilizantes químicos sintéticos (P) (Quadro 1) (CONSEA,

2007; MATO GROSSO DO SUL; SEMAC, 2010; BRASIL, IBGE, 2010; BRASIL; IBGE, 2011; BRASIL; IBGE, 2012).

No assentamento Corona, na região de Ponta Porã, no sudoeste de MS, vivem 3,3 mil pessoas. Os dados baseados no ano agrícola de 2007/08 demonstraram que os sistemas de produção agrícola praticados no assentamento possibilitam às famílias continuar vivendo na e da agricultura. Porém, o crescimento da agricultura especializada em grãos, poderá colocar em risco a continuidade das famílias, pois o grau de endividamento, a dependência de arrendamentos e da compra de insumos e a necessidade de crédito poderão inviabilizar a atividade e levar à perda dos meios de produção e da terra (SANTOS; MIGUEL, 2009).

Com tais contextos, a governança em âmbito geral e em todos os níveis se molda aos limites impostos por esse sistema que é, ainda, reforçado por concepções de governantes e tomadores de decisões conciliadas com o contexto vigente da sociedade contemporânea. As ações que objetivam a superação de tal contexto ainda são incipientes (GALVÃO; FINKELMAN; HENAO, 2011). Os autores ressaltam que as mudanças são possíveis (A), incorporando-se, de maneira progressiva, melhores argumentos e políticas públicas socialmente mais justas e economicamente rentáveis. Enfatizam que isso requer que se coloquem em prática propostas melhoradas, apoiadas nos conhecimentos emergentes sobre a complexa estrutura ambiental e social, que requerem novas estratégias de articulação multissetorial [...] (op cit., 2011, p. xxvii).

Os determinantes caracterizados como componentes do modelo econômico geradores de Pressão foram identificados com base nos dados levantados (BRASI; IBGE, 2010; BRASIL; IBGE, 2011; BRASIL; IBGE, 2012; MATO GROSSO DO SUL; SEMAC, 2010; CONSEA, 2010; GALVÃO; FINKELMAN; HENAO, 2011; MIRANDA et al., 2011).

Os determinantes e indicadores de **Situação** foram identificados a partir dos dados levantados na pesquisa documental e por meio da determinação do indicador de **Situação** obtido no estudo que demonstra presença de resíduos de contaminantes da classe dos

agrotóxicos OC, no leite pesquisado. Os dados obtidos estão descritos no artigo anexado (AVANCINI et al.,2013). Tais resultados possibilitam a proposição de inúmeras hipóteses ao serem confrontados com os dados obtidos nas fontes pesquisadas, abrindo campo para muitas pesquisas na área da vigilância em saúde ambiental, além das demais áreas do conhecimento uma vez que as relações entre o ambiente natural, o ambiente social e cultural, a saúde e o desenvolvimento estabelecem complexa e ampla rede de interdependência exigindo mediações multidisciplinares. Tal indicador reforça a possibilidade do uso intensivo de agrotóxicos nas lavouras do estado (BRASIL; IBGE ; 2011; CARNEIRO et al., 2012), da existência de casos registrados oficialmente da entrada ilegal de agrotóxicos no estado por meio da fronteira com o Paraguai (REPÓRTER BRASIL, 2008; G1.MS, 2011a; G1.MS, 2011b; LONDRES, 2011), uma vez que são agrotóxicos proibidos ou de uso restrito no Brasil, casos de intoxicações, cânceres (SANTOS et al., 2011; BRASIL; INCA, 2011).

No estado há incidência significativa de intoxicações humanas por agrotóxicos (OLIVEIRA; FERREIRA, 2012). Os autores ressaltam a falta de estudos epidemiológicos na região sobre as intoxicações agudas e crônicas por agrotóxicos. Enfatizam a necessidade de estudos mais aprofundados e constantes para avaliar a realidade das intoxicações agudas e das doenças crônicas relacionadas aos agrotóxicos. Apesar da provável subnotificação, a gravidade dos casos registrados reforça o expressivo impacto dos agrotóxicos sobre a saúde humana no estado. O estudo detectou falhas no sistema de notificação, indicando a necessidade de reestruturação das ações da Vigilância em Saúde junto às populações expostas aos agrotóxicos.

Estudos também indicam dados referentes ao aumento relativo de casos de cânceres em alguns municípios da região. Os municípios com maior ocorrência de óbitos são Campo Grande (479) e Dourados (80) sendo que, para o estado como um todo, a neoplasia maligna de mama feminina representa a primeira causa de morte entre as mulheres. Os resultados deixam claro que as mulheres acima de 40 anos são as mais acometidas pelo câncer de mama (SANTOS et al., 2011). A região Centro-Oeste registrou, em 2008 e 2009, aproximadamente 28.000 novos casos de câncer para cada ano, o que deve corresponder a 6,1% do total de casos no país (BRASIL; INCA, 2007).

As taxas estimadas de incidência do câncer do colo do útero no estado de MS sofreram aumento de 139% nos últimos 12 anos, enquanto na série de dados de mortalidade observou-se um incremento de 33,8% em 30 anos (FREITAS; SILVA; THULER, 2012). A região Centro-Oeste figura entre as regiões que apresentam maiores índices de casos de câncer no país (BRASIL; INCA, 2012). No Brasil, a mortalidade por neoplasias vem crescendo consideravelmente ao longo das últimas décadas. As neoplasias (tumores) representaram a segunda causa de óbito na população (BRASIL; INCA, 2011).

Além do indicador de situação determinado, foram identificados outros indicadores de situação, cujas inter-relações de dependência e causalidades estão demonstradas no Painel de Determinantes e Indicadores (Figura 8). Observa-se que os indicadores de situação que demonstram sofrer maiores pressões (P) são as Iniquidades e o desemprego e migração da área rural para as cidades, o que reforça as iniquidades já extremamente pressionadas. Tais indicadores se inter-relacionam, na medida em que um reforça o outro.

Aparecem também, intensivamente os indicadores (i) aumento do uso de agrotóxicos na região; (ii) frágil capacidade de reação da sociedade; (iii) situações ambientais de risco para a saúde humana e do ecossistema. Tais indicadores são confirmados pela literatura, conforme já apresentado (RIGOTTO et al., 2012; CARNEIRO et al., 2012).

Todos os indicadores de **Situação** apresentam elevada incidência de relações causais com os indicadores de **Exposição** determinados, que por sua vez, levam os seres humanos, em particular, e todo o ecossistema a vulnerabilidade com relação aos graves riscos que os contaminantes estudados apresentam.

Os indicadores de **Exposição**, (a) Insegurança alimentar e (b) Alterações nocivas e irreversíveis na constituição natural do ecossistema, foram estudados na 2ª fase do trabalho e estão apresentados e discutidos em artigo já apresentado (capítulo 5). Os dados obtidos revelam, em algumas MRGs estudadas, riscos crônicos elevados para a população consumidora de leite. Um indicador importante de exposição crônica, uma vez que a grande

maioria dos indicadores de contaminação humana, por agrotóxicos OC, tem sido estudada no contexto dos riscos obtidos comparando-se as concentrações de contaminantes com os valores de referência estabelecidos, conforme revisão da literatura realizada (NAG; RAIKWAR, 2008; SALEM et al, 2009; DIRTU; COVACI, 2010; SCHECTER et al, 2010; GASULL et al, 2011; LUZARDO et al, 2012 ; SEURIN et al, 2012; GUTIÉRREZ et al, 2012; HASSINE et al, 2012). Os riscos crônicos não são frequentemente pesquisados, mas sim, as doenças ocasionadas por essa exposição crônica, como o caso de cânceres, distúrbios endócrinos, alterações genéticas, citadas na revisão de literatura.

A partir da identificação dos determinantes e indicadores propostos pelo painel construído, fez-se o exercício da reflexão e pesquisa em busca do estabelecimento de algumas ações necessárias para diminuir ou, até mesmo, excluir os riscos da exposição humana e do ambiente aos contaminantes químicos sintéticos. Tais ações estão relacionadas no Quadro 1 (Anexo).

As ações propostas são de âmbito geral e apontam possibilidade de intervenções, presentes e futuras, de forma a mitigar as FM e P que geram ou potencializam riscos e severos danos à saúde humana e a todo o ambiente. Dado a quantidade de Determinantes e Indicadores que o tema apresenta, tais itens foram relacionados com configuração ampla e, portanto, necessitam de desdobramentos. Da mesma forma propõem-se algumas possibilidades de ações, uma vez que como já enfatizado, devido à complexidade e quantidade de inter-relações entre determinantes e indicadores, a construção do painel analítico, teve a intenção de reforçar e ampliar as ações de vigilância em saúde ambiental no estado e configura-se como instrumento que poderá ser utilizado por futuros estudos que darão continuidade e ampliarão os resultados obtidos, bem como o aprofundamento dos fatores causais de contaminação na região estudada.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados analisados apontam para uma situação que, para alguns contaminantes pesquisados e muitas regiões estudadas, gera preocupação em termos dos riscos à saúde da população, uma vez que demonstram valores de concentração acima do preconizado pelo valor de referência. Além disso, no contexto da análise dos riscos crônicos, mesmo que os valores não estejam acima do estabelecido como referência segura, poderão causar severos danos à saúde, uma vez que podem contribuir, diariamente, com a exposição da população aos perigos dos contaminantes OCs, gerando efeitos em longo prazo. Portanto há necessidade de se acompanhar regularmente esses contaminantes, com abordagens integradas capazes de apoiar medidas de Vigilância em Saúde Ambiental.

A situação da contaminação regional não está diferente e fora do contexto nacional. Diversas regiões do país demonstram a presença dos contaminantes OCs em matrizes ambientais e biológicas em níveis semelhantes aos encontrados e, em algumas regiões onde o uso dos organoclorados é realizado para o combate a vetores de doenças como a malária, os níveis de concentração são maiores do que os da região estudada. No entanto, não se pode esperar que a contaminação alcance os níveis encontrados em algumas regiões do país e do planeta, onde os efeitos à saúde e ao ambiente são mais graves e exigem ações mais complexas.

O Painel de Indicadores proposto constata indicadores e determinantes geradores de fortes pressões, em função do modelo agrícola conduzido pelo agronegócio empresarial, apesar da importância da agricultura familiar na produção de alimentos para o mercado interno. Portanto, a ruptura de paradigmas referentes aos modelos econômicos causadores de iniquidades e injustiças sociais e ambientais é um grande desafio, porém deve fazer parte das agendas no âmbito da governança estadual e municipal fortalecendo as políticas sociais para que se garantam os direitos da sociedade com a participação efetiva na tomada de decisão no

âmbito de processos que poderão provocar ou reforçar iniquidades e, portanto, injustiças social e ambiental.

Fundamental também, que a atividade da comunidade científica intensifique a realização de estudos comprometidos ética e politicamente com os mais vulneráveis promovendo e estimulando a realização de estudos que contribuam diretamente para a divulgação e interpretação dos conhecimentos necessários para a sociedade aumentar a capacidade de decisão sobre procedimentos e comportamentos que venham diminuir os graves riscos que agrotóxicos, e demais substâncias nocivas presentes no cotidiano das cidades e das comunidades rurais, impõem à saúde humana e ao ambiente.

Os resultados obtidos no estudo possibilitam a proposição de inúmeras hipóteses relativas à situação de contaminação ambiental verificada, abrindo campo para pesquisas futuras, na área da Vigilância em Saúde Ambiental e demais áreas do conhecimento, uma vez que as relações entre o ambiente natural, o ambiente social e cultural, a saúde e o desenvolvimento estabelecem complexa e ampla rede de interdependência exigindo mediações multidisciplinares.

Assim sendo, propõe-se ampliação da Vigilância em Saúde Ambiental no estado, bem como das discussões acerca da problemática levantada, no âmbito político-administrativo, da comunidade científica e da sociedade em geral, estimulando a ruptura de paradigmas e proposição de ações imediatas na esfera das políticas públicas voltadas para o desenvolvimento territorial sustentável de Mato Grosso do Sul.

REFERÊNCIAS¹

Agatonovic-Kustrin S, Alexander M, Morton DW, Turner JV. Pesticides as estrogen disruptors: QSAR for selective ER α and ER β binding of pesticides. *Comb Chem High Throughput Screen*. 2011 Feb;14(2):85-92.

AG Rural. Fiscalização apreende 2 toneladas de agrotóxicos ilegais. 2010 [acesso em 2011 May 05]. Disponível em:

http://www.agrural.com.br/index.php?option=com_content&task=view&id=41185&Itemid=233.

Alencastro MS. Hans Jonas e a proposta de uma ética para a civilização tecnológica. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. 2009 Jan-Jun;19:13-27.

Almeida FV, Centeno AJ, Bisinoti MC, Wilson FJ. Substâncias tóxicas persistentes (STP) no Brasil. *Quim. Nova*. 2007;30(8):1976-85.

Alvarez-Pedrerol M, Guxens M, Ibarluzea J, Rebagliato M, Rodriguez A, Espada M, et al. Organochlorine compounds, iodine intake, and thyroid hormone levels during pregnancy. *Environ Sci Technol*. 2009;43:7909-15.

Anvisa, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria num. 329, 02 de setembro de 1985: Proíbe a comercialização, uso e distribuição de produtos agrotóxicos organoclorados destinados à agropecuária. Brasília, 1985.

Anvisa. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resíduos de agrotóxicos em alimentos. *Revista Saúde Pública*. 2006;40(2):361-3.

Anvisa. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Agrotóxicos e toxicologia. Brasília, 2007 [acesso em 2010 Feb 23]. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/toxicologia/residuos/anexo_relatorio_2001_2007.pdf.

¹ Conforme as diretrizes do Programa de Pós-graduação - Estilo Vancouver com adaptações.

Anvisa. Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA). 2010 [acesso em 2011 Nov 22]. Disponível em:
<http://portal.anvisa.gov.br/wps/portal/anvisa/anvisa/home/agrotoxicotoxicologia>.

Apel K-O. Ética e Responsabilidade. O problema da passagem para a moral pós convencional. Lisboa: Instituto Piaget; 1988.

Apel K-O. Estudos de Moral Moderna. Petrópolis, RJ: Vozes; 1994.

Apel K-O. Transformação da filosofia: o a priori da comunidade de fala. Vol. II. Trad. Paulo Astor Soethe. São Paulo: Ed. Loyola; 2000.

Araújo JM; Günter WMR. Risco à saúde em áreas contaminadas: contribuição da teoria social. *Saúde Soc.* 2009;18(2):312-24.

Aubé M, Larochelle C, Ayotte P. Differential effects of a complex organochlorine mixture on the proliferation of breast cancer cell lines. *Environ Res.* 2011 Apr;111(3):337-47.

Augusto LGS, Carneiro FF, Pignati W, Rigotto RM, Friedrich K, Faria NMX, Búriço A C, Freitas VMT, Guiducci Filho E. Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Dossiê ABRASCO - Parte 2 - Agrotóxicos, Saúde, Ambiente e Sustentabilidade. Rio de Janeiro: ABRASCO; 2012.

Avancini RM, Silva IS, Rosa ACSR, Sarcinelli PN, Mesquita AS. Organochlorine compounds in bovine milk from the state of Mato Grosso do Sul – Brazil. *Chemosphere.* 2013, March; 90(9): 2408–13.

Azeredo A, Torres JPM, Fonseca MF, Britto Jr JL, Bastos WR, Silva CA, Cavalcanti G, Meire RO, Sarcinelli PN, Steven MLC, Malm O. DDT and its metabolites in breast milk from the Madeira river basin in the amazon, Brazil. *Chemosphere.* 2008;73(1 Suppl):246-51.

Bachelet D, Truong T, Verner MA, Arveux P, Kerbrat P, Charlier C, Guihenneuc-Jouyaux C, Guénel P. Determinants of serum concentrations of 1,1-dichloro-2,2-bis(p-

chlorophenyl)ethylene and polychlorinated biphenyls among French women in the CECILE study. *Environ Res.* 2011 Aug;111(6):861-70.

Baird, C. *Química Ambiental*. 2.ed. Porto Alegre: Bookman; 2002. 622 p.

Beck U, Giddens A, Lash S. *Modernização reflexiva: política, tradição e estética na ordem social moderna*. São Paulo: UNESP; 1997.

Beck U. *O que é globalização? Equívocos do Globalismo, Respostas à Globalização*. Rio de Janeiro: Paz e Terra; 1999.

Belpomme D, Irigaray P. Environment as a potential key determinant of the continued increase of prostatecancer incidence in martinique. *Prostate Cancer*. 2011;819010.

Bentabol A, Jodral M. Occurrence of organochlorine agrochemical residues in Spanish cheeses. *Pesticides Science*. 1995;44:177-182.

Bol. Notícias. PM apreende 395 kg de agrotóxico na rodovia MS-141. 2012 [acesso em 2012 Nov 29]. Disponível em: <http://noticias.bol.uol.com.br/brasil/2012/11/11/pm-apreende-395-kg-de-agrotoxico-na-rodovia-ms-141.jhtm>

Bonneterre V, Mathern G, Pelen O, Balthazard AL, Delafosse P, Mitton N, Colonna M. Cancer incidence in a chlorochemical plant in Isère, France: An occupational cohort study, 1979-2002. *Am J Ind Med*. 2012 Sep;55(9):756-67.

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). *Divisão regional do Brasil em mesorregiões e microrregiões geográficas*. 1990 [acesso em 2010 Aug 04]. Disponível em: http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20RJ/DRB/Divisao%20regional_v01.pdf

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). *Mapa de Biomas e de Vegetação*. 2004 [acesso em 2007 Oct 05]. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169.

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Levantamento sistemático da produção agrícola. 2012 [acesso em 2012 Aug 14]. Disponível em:

http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/lspa_201202.pdf

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Estatística da produção agrícola. 2013 [acesso em 2013 Feb 06]. Disponível em:

http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/estProdAgr_201302.pdf.

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). DPE. Coordenação de População e Indicadores Sociais - Copis. Nota: Estimativas da população residente com data de referência 1º de julho de 2011. 2011 [acesso em 2012 Feb 20]. Disponível em:

<http://www.ibge.gov.br/espanhol/estatistica/populacao/estimativa2011/metodologia.pdf>

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Censo Agropecuário. 2010 [acesso em 2012 Aug 05]. Disponível em:

<http://www.ibge.gov.br/estadosat/temas.php?sigla=ms&tema=pecuaria2010>.

Brasil. Instituto Nacional do Câncer (INCA). Centro-Oeste ocupa terceiro lugar nas estimativas para os tipos de câncer mais incidentes. 2007 [acesso em 2012 Aug 25].

http://www.inca.gov.br/conteudo_view.asp?id=1796.

Brasil. Instituto Nacional de Câncer (INCA). ABC do câncer: abordagens básicas para o controle do câncer / Instituto Nacional de Câncer. Rio de Janeiro: Inca; 2011 [acesso em 2011 Jun 29]. Disponível em: http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/abc_do_cancer.pdf

Brasil. Instituto Nacional do Câncer (INCA). Estimativa de incidência de câncer no Brasil. 2012 [acesso em 2012 Aug 30]. Disponível em:

<http://www.inca.gov.br/estimativa/2012/index.asp?ID=5>.

Brasil. Ministério da Agricultura (MA). Portaria nº. 329, de 02 de setembro de 1985 [acesso em 2011 Feb 05]. Disponível em: www.anvisa.gov.br/legis/portarias/329_85.htm.

Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Coordenação-Geral da Política de Alimentação e Nutrição. Guia alimentar para a população brasileira: promovendo a alimentação saudável / Ministério da Saúde, Secretaria de Atenção à Saúde, Coordenação-

Geral da Política de Alimentação e Nutrição. Brasília: Ministério da Saúde, 2005 [acesso em 2011 Mar 05]. 236 p. (Série A. Normas e Manuais Técnicos). Disponível em: http://dtr2001.saude.gov.br/editora/produtos/livros/pdf/05_1109_M.pdf.

Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Saúde ambiental: guia básico para construção de indicadores. Brasília: Ministério da Saúde. 2011 [acesso em 2012 Mar 06]. Disponível em: http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/saude_ambiental_guia_basico_construcao_indicadores.pdf.

Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Departamento de Atenção Básica. Política Nacional de Alimentação e Nutrição. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Departamento de Atenção Básica. Brasília: Ministério da Saúde, 2012. 84 p. : il. – (Série B. Textos Básicos de Saúde).

Brasil. Plano Plurianual 2012/2015. 2012 [acesso em 2012 Sep 15]. Dimensão Estratégica. Disponível em: http://www.planejamento.gov.br/secretarias/upload/Arquivos/spi/PPA/2012/mp_002_Dimensao_Estrategica.pdf.

Brasil. Portal Brasil. Agrotóxico endossulfan será totalmente banido do Brasil até 2013. 2011 [acesso em 2012 May 20]. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/noticias/arquivos/2011/05/10/agrotoxico-endossulfan-sera-totalmente-banido-do-brasil-ate-2013>.

Bratton MR, Frigo DE, Segar HC, Nephew KP, Mclachlan JA, Wiese TE, Burow ME. The Organochlorine o,p'-DDT Plays a Role in Coactivator-Mediated Mapk Crosstalk in MCF-7 Breast Cancer Cells. *Environ Health Perspect*. 2012 Sep;120(9):1291-6.

Bräuner EV, Raaschou-Nielsen O, Gaudreau E, Leblanc A, Tjonneland A, Overvad K, Sorensen M. A Prospective Study of Organochlorines in Adipose Tissue and Risk of Non Hodgkin Lymphoma. *Environmental Health Perspectives*. 2012 Jan; 20(1):105-11.

Briz V, Molina-Molina, J-M, Sanchez-Redondo S, Fernandez MF, Grimalt JO, Olea N, Rodriguez-Farre E, Sunol C. Differential Estrogenic Effects of the Persistent Organochlorine Pesticides Dieldrin, Endosulfan, and Lindane in Primary Neuronal Cultures. *Toxicological sciences*. 2011;120(2):413-27.

Brucker FD, Wagner-Mahler K, Delattre I, Ducot B, Ferrari P, Bongain A, Kurzenne JY, Mas JC, Fénichel P. Cryptorchidism Study Group from Nice Area. Cryptorchidism at birth in Nice area (France) is associated with higher prenatal exposure to PCBs and DDE, as assessed by colostrum concentrations. *Hum Reprod*. 2008 Aug;23(8):1708-18.

Brucker-Davis F, Ducot B, Wagner-Mahler K, Tommasi C, Ferrari P, Pacini P, Boda-Buccino M, Bongain A, Azuar P, Fénichel P. Environmental pollutants in maternal milk and cryptorchidism. *Gynecol Obstet Fertil*. 2008 Sep;36(9):840-7.

Burns JS, Williams PL, Sergeev O, Korrick SA, Lee MM, Revich B, Altshul L, Del Prato JT, Humblet O, Patterson DG Jr, Turner, WE, Starovoytov M, Hauser. Serum Concentrations of Organochlorine Pesticides and Growth among Russian Boys. *Environmental Health Perspectives*. 2012 Feb;120(2).

Caldas ED, Souza LCKR. Avaliação de risco crônico da ingestão de resíduos de pesticidas na dieta brasileira. *Ver. Saúde Pública*. 2000;34(5):529-37.

Cao LL, Yan CH, Yu XD, Tian Y, Zhao L, Liu JX, et al. Relationship between serum concentrations of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides and dietary habits of pregnant women in Shanghai. *Sci Total Environ*. 2011 Jul 15;409(16):2997-3002.

Carneiro FF, Pignati W, Rigotto RM, Augusto LGS, Rizzolo A, Faria NMX, Alexandre VP, Friedrich K, Mello MSC. Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Dossiê ABRASCO Parte 1 - Agrotóxicos, Segurança Alimentar e Nutricional e Saúde. Rio de Janeiro: ABRASCO, 2012 [acesso em 2012 Sep 10]. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/consea/noticias/imagens-1/ Mesa-de-controversias-sobre-agrotoxicos/dossie-abrasco-parte-1>.

Casals-Casas C, Desvergne B. Endocrine disruptors: from endocrine to metabolic disruption. *Annu Rev Physiol.* 2011;73:135-62.

Castilla-Pinedo Y, Alvis-Estrada L, Alvis-Guzmán N. Exposición a organoclorados por ingesta de leche pasteurizada comercializada em Cartagena, Colombia. *Rev. Salud Pública.* 2010;12:14-26.

Chang YL, Li J, Yao SQ, Hu WN, Jiang SF, Guo Z, et al. A case-control study on serum organochlorines residues, genetic polymorphisms of glutathione S-transferase T1 and the risks of breast cancer. *Zhonghua Liu Xing Bing Xue Za Zhi.* 2008 Aug;29(8):763-6.

Chevrier J, Eskenazi B, Holland N, Bradman A, Barr DB. Effects of exposure to polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides on thyroid function during pregnancy. *Am J Epidemiol.* 2008;168:298-310.

Cho MR, Shin JY, Hwang JH, Jacobs DR Jr, Kim SY, Lee DH. Associations of fat mass and lean mass with bone mineral density differ by levels of persistent organic pollutants: National Health and Nutrition Examination Survey 1999-2004. *Chemosphere.* 2011 Feb;82(9):1268-76.

Ciscato PCC, Gebara BA, Spinosa SH. Pesticides Residues in cow milk consumed in São Paulo city (Brazil). *Journal of Environmental Science and Health. Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes.* 2000;B37(4):323-9.

Ciscato CHP, Gebara AB, Monteiro SH. Pesticide residue monitoring of Brazilian fruit for export 2006-2007. *Food Additives and Contaminants: Part B.* 2009;2(2)140-5.

Comissão Nacional sobre Determinantes Sociais da Saúde (CNDSS). As causas sociais das iniquidades em saúde no Brasil. 2008 [acesso em 2011 Aug 28]. Disponível em: <http://www.cndss.fiocruz.br/pdf/home/relatorio.pdf>.

Commission on the Social Determinants of Health (CSDH). Closing the gap in a generation: health equity through action on the social determinants of health — Final report of the

Commission on Social Determinants of Health. Genebra: Organização Mundial de Saúde; 2008.

Consea. Conselho Nacional de Segurança Alimentar. A Segurança Alimentar e Nutricional e o Direito Humano à Alimentação Adequada no Brasil. 2010. [acesso em 2011 Jun 08] Disponível em: http://aplicacoes.mds.gov.br/sagi/simulacao/layout/teste/miv_novo.php.

Corvalán CF, Kjellström T, Smith KR. Health, Environment and Sustainable Development. Identifying Links and Indicators to Promote Action. *Epidemiology*, September. 1999 [acesso em 2009 May 03];10(5). Disponível em: http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/methods/en/corvalan.pdf.

Corvalán CF, Briggs D, Kjellström T. The need for information: environmental health indicators. In: Corvalán C, Briggs D, Zielhuis G, editors. *Decision-making in environmental health: from evidence to action*. London: E & FN Spon; WHO; 2000.

Costabeber I. Tratamiento de muestras humanas para el análisis de residuos organoclorados. In: X Encontro Nacional de Química Analítica. Resumos. Santa Maria-RS: Universidade Federal de Santa Maria, 1999. p. TA16.

Cox S, Niskar AS, Narayan KMV, Marcus M. Prevalence of self-reported diabetes and exposure to organochlorine pesticides among Mexican Americans: Hispanic Health and Nutrition Examination Survey, 1982-1984. *Environ Health Perspect*. 2007;115:1747-52.

Crinnion WJ. The Role of Persistent Organic Pollutants in the Worldwide Epidemic of Type 2 Diabetes Mellitus and the Possible Connection to Farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *Alternative Medicine Review*. 2011;16(4):301-13.

Croes K, Colles A, Koppen G, Govarts E, Bruckers L, Van De Mieroop E, et al. Persistent organic pollutants (POPs) in human milk: A biomonitoring study in rural areas of Flanders (Belgium). *Chemosphere*. 2012 Nov;89(8):988-94.

Cruz S, Lino C, Silveira MI. Evaluation of organochlorine pesticide residues in human serum from an urban and two rural populations in Portugal. *Science of The Total Environment*. 2003 Dec 30;317(1-3):23-35.

Dahlgren G, Whitehead M. *Policies and Strategies to Promote Social Equity in Health*. Stockholm: Institute for Futures Studies. 1991 [acesso em 2011 Feb 25]. Disponível em: <http://www.framtidsstudier.se/wp-content/uploads/2011/01/20080109110739filmZ8UVQv2wQFShMRF6cuT.pdf>.

Damaskini V, Mendez MA, Martinez D, Grimalt JO, Torrent M, Sunyer J, Vrijheid M. Prenatal Concentrations of Polychlorinated Biphenyls, DDE, and DDT and Overweight in Children: A Prospective Birth Cohort Study. *Environmental Health Perspectives*. 2012;120(3):451-7.

Del Grande M, Rezende MOO, Rocha O. Distribuição de compostos organoclorados nas águas e sedimentos da bacia do rio Piracicaba/SP - Brasil. *Química Nova*. 2003; 26(5), 678-686.

Dirinck E, Philippe G, Jorens PG, Covaci A, Geens T, Roosens L, Neels H, Mertens I, van Gaal L. Obesity and Persistent Organic Pollutants: Possible Obesogenic Effect of Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls. *Obesity*. 2011;19(4):709-14.

Dirtu AC, Covaci A. Estimation of daily intake of organohalogenated contaminants from food consumption and indoor dust ingestion in Romania. *Environ Sci Technol*. 2010;44:6297-304.

Dorgan JF, Brock JW, Rothman N, Needham LL, Miller R, Stephenson HE, et al. Serum organochlorine pesticides and PCBs and breast cancer risk: results from a pro-spective analysis (USA). *Cancer Causes Control*. 1999;10:1-11.

Ecodebate. Ibama flagra uso de agrotóxico ilegal em Mato Grosso do Sul. 2009 [acesso em 2011 May 05]. Disponível em: <http://www.ecodebate.com.br/2009/09/12/ibama-flagra-uso-de-agrotoxico-ilegal-em-mato-grosso-do-sul/>

European Commission (EC). Agriculture and Rural Development. Pesticide Residues (MRL) Regulation (EC) No 396. 2005 [acesso em 2012 Jan 04]. Disponível em :
http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/

Federação da Agricultura e Pecuária de Mato Grosso do Sul (FAMASUL). Em MS, produção agrícola deve ter valor recorde de R\$ 9,9 bilhões. 2012 [acesso em 2012 Nov 28]. Disponível em:
http://www.famasul.com.br/index.php?ir=noticias/visualizar.php&p_codigo=14545#sthash.ZEZLzR3.dpuf.

Federação da Agricultura e Pecuária de Mato Grosso do Sul (FAMASUL). Produção de leite gera R\$ 130 milhões por ano e 6,6 mil empregos em MS. 2011 [acesso em 2012 Nov 28]. Disponível em:
http://www.famasul.com.br/index.php?ir=noticias/visualizar.php&p_codigo=11123.

Fenoglio C, Grosso A, Boncompagni E, Gandini C, Milanesi G, Barni S. Exposure to heptachlor: evaluation of the effects on the larval and adult epidermis of *Rana kl. esculenta*. *Aquat Toxicol*. 2009 Jan 31;91(2):151-60.

Fernícola, N. Contaminación de la leche y sus implicaciones en la nutrición humana. *Alimentaria*. 1997;97:69-72.

Fiocruz/Fase. Mapa de conflitos envolvendo injustiça ambiental e Saúde no Brasil 2010 [acesso em 2011 Aug 10]. Disponível em: <http://www.conflitoambiental.icict.fiocruz.br/>
Flores AV, Ribeiro JN, Neves AA, Queiroz ELR. Organoclorados: um problema de saúde pública. *Campinas: Ambient. soc.* 2004 Jul-Dec;7(2).

Fredslund SO, Bonfeld-Jørgensen EC. Breast cancer in the Arctic - changes over the past decades. *Int J Circumpolar Health*. 2012 Aug 16;71:1-14.

Freitas HG, Silva MA, Thuler LCS. Câncer do Colo do Útero no Estado de Mato Grosso do Sul: Detecção Precoce, Incidência e Mortalidade. 2012 [acesso em 2013 Jan 20]. Disponível em:

http://www.inca.gov.br/rbc/n_58/v03/pdf/09_artigo_cancer_colo_uterio_estado_mato_grosso_sul_deteccao_precoce_incidencia_mortalidade.pdf.

Flores AV, Ribeiro JN, Neves AA, Queiroz ELR. Organoclorados: um problema de saúde pública. Campinas: Ambient. soc. 2004 Jul-Dec;7(2): 111-24

Fromberg A, Granby K, Højgård A, Fagt S, Larsen JC. Estimation of dietary intake of PCB and organochlorine pesticides for children and adults. Food Chemistry. 2011;125: 1179-87.

Galvão LAC; Finkelman J; Henao, S, organizadores. Determinantes ambientais e sociais da saúde. Washington, DC: Organização Pan-Americana da Saúde. Rio de Janeiro, RJ: Coedição Editora Fiocruz, 2011

G1.Mato Grosso. Fiscalização apreende 32 toneladas de agrotóxicos irregulares em MT. 2011 [acesso em 2011 Sep 30]. Disponível em: <http://g1.globo.com/mato-grosso/noticia/2011/09/fiscalizacao-apreende-32-toneladas-de-agrotoxicos-irregulares-em-mt.html>.

G1.Mato Grosso. Polícia Federal desmonta fábrica clandestina de agrotóxico em MT 2011 [acesso em 2011 May 05]. Disponível em: <http://g1.globo.com/mato-grosso/noticia/2011/05/policia-federal-desmonta-fabrica-clandestina-de-agrotoxico-em-mt.html>.

Gaspari L, Paris F, Jandel C, Kalfa N, Orsini M, Daurès JP, Sultan C. Prenatal environmental risk factors for genital malformations in a population of 1442 French male newborns: a nested case-control study. Hum Reprod. 2011 Nov;26(11):3155-62.

Gaspari L, Sampaio DR, Paris F, Audran F, Orsini M, Neto JB, Sultan C. High prevalence of micropenis in 2710 male newborns from an intensive-use pesticide area of Northeastern Brazil. Int J Androl. 2012 Jun;35(3):253-64.

Gasull M, Bosch BM, Puigdomènech E, Pumarega J, Porta M. Empirical analyses of the influence of diet on human concentrations of persistent organic pollutants: a systematic review of all studies conducted in Spain. Environ Int. 2011 Oct;37(7):1226-35.

Giannandrea F, Gandini L, Paoli D, Turci R, Figà-Talamanca I. Pesticide exposure and serum organochlorine residuals among testicular cancerpatients and healthy controls. *J Environ Sci Health B*. 2011;46(8):780-7.

Gibson G, Costa LS, Koifman S. Time Trend of the Male Proportion at Birth in Brazil, 1979-2004, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2009, 6, 2193-294.

Giordano F, Abballe A, De Felip E, di Domenico A, Ferro F, Grammatico P, Ingelido AM, Marra V, Marrocco G, Vallasciani S, Figà-Talamanca I. Maternal exposures to endocrine disrupting chemicals and hypospadias in offspring. *Birth Defects Res A Clin Mol Teratol*. 2010 Apr;88(4):241-50.

Goni F, Lopez R, Etxeandia A, Millan E, Amiano P. High throughput method for the determination of organochlorine pesticides and polychlorinated. *J Chromatogr B Analyt Technol Biomed Life Sci*. 2007 Jun 1;852(1-2):15-21. Epub 2007 Jan 12.

Guerra MR, Gallo CVM, Azevedo GSM. Risco de câncer no Brasil: tendências e estudos epidemiológicos mais recentes. *Revista Brasileira de Cancerologia*. 2005;51(3):227-34.

Guivant JS. A teoria da sociedade de risco de Ulrich Beck: entre o diagnóstico e a profecia. *Estudos Sociedade e Agricultura*. 2001 Apr;16:95-112.

Gupta M, Shanker A. Persistence of acetamiprid in tea and its transfer from made tea to infusion. *Food Chem*. 2008;111:805.

Gutiérrez R, Ruíz JL, Ortiz R, Vega S, Schettino B, Yamazaki A, de Lourdes Ramírez M. Organochlorine pesticide residues in bovine milk from organic farms in chiapas, Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol*. 2012 Oct;89(4):882-7.

Hassine SB, Ameer WB, Gandoura N, Driss MR. Determination of chlorinated pesticides, polychlorinated biphenyls, and polybrominated diphenyl ethers in human milk from Bizerte (Tunisia) in 2010. *Chemosphere*. 2012 Oct;89(4):369-77.

Heck MC, Santos JS, Bogusz Jr S, Costabeber I, Emanuelli T. Estimation of children exposure to organochlorine compounds through milk in Rio Grande do Sul, Brazil. *Food Chemistry*. 2007;102:288-94.

Hu WY, Shi GB, Hu DP, Nelles JL, Prins GS. Actions of estrogens and endocrine disrupting chemicals on human prostate stem/progenitor cells and prostate cancer risk. *Mol Cell Endocrinol*. 2012 May 6;354(1-2):63-73.

Ibarluzea J, Alvarez-Pedrerol M, Guxens M, Marina LS, Basterrechea M, Lertxundi A, Etxeandia A, Goñi F, Vioque J, Ballester F, Sunyer J; INMA Project. Sociodemographic, reproductive and dietary predictors of organochlorine compounds levels in pregnant women in Spain. *Chemosphere*. 2011 Jan;82(1):114-20.

Itamarati News. Uso abusivo de agrotóxicos ataca população do Assentamento Itamarati. 2012. [acesso em 2012 dez 12]. Disponível em:
<http://itamaratinews.com.br/v2/assentamentos/450-uso-abusivo-de-agrotoxicos-ataca-populacao-do-assentamento-itamarati.html>

Itamarati News. Agrotóxico provoca desastre ambiental no Assentamento Itamarati. 2012. [acesso em 2012 dez 12]. Disponível em:
<file:///C:/Users/rafael/Desktop/Neografia/MRG%20MS/Assentamentos/Agrot%C3%B3xico%20provoca%20desastre%20ambiental%20no%20Assentamento%20Itamarati.htm>.

Jardim ICS, Andrade JA. Resíduos de agrotóxicos em alimentos: uma preocupação ambiental global – um enfoque às maçãs. *Quim. Nova*. 2009;32(4):996-1012.

Jonas H. O princípio da responsabilidade: ensaio de uma ética para a civilização tecnológica. Rio de Janeiro: Contraponto, Ed. PUC-Rio; 2006.

Julvez J, Debes F, Weihe P, Choi AL, Grandjean P. Thyroid Dysfunction as a Mediator of Organochlorine Neurotoxicity in Preschool Children. *Environmental Health Perspectives*. 2011;119(10):1429-35.

Jurewicz J, Hanke W. Prenatal and childhood exposure to pesticides and neurobehavioral development: review of epidemiological studies. *Int J Occup Med Environ Health*. 2008;21:121-32.

Kampire E, Kiremire BT, Nyanzi SA, Kishimba M. Organochlorine pesticide in fresh and pasteurized cow's milk from Kampala markets. *Chemosphere*. 2011;84(7):923-7.

Kanazawa A, Miyasita C, Okada E, Kobayashi S, Washino N, Yuasa M, et al. Concentrations of Persistent Organochlorine Pesticides in Whole Blood of Pregnant Women in Hokkaido Study on Environment and Children's Health. *Nihon Eiseigaku Zasshi*. 2011 Jan;66(1):95-107.

Kannan K, Yun SH, Rudd RJ, Behr M. High concentrations of persistent organic pollutants including PCBs, DDT, PBDEs and PFOS in little brown bats with white-nose syndrome in New York, USA. *Chemosphere*. 2010 Jul;80(6):613-8.

Karmaus W, Osuch JR, Eneli I, Mudd LM, Zhang J, Mikucki D, Haan P, Davis S. Maternal levels of dichlorodiphenyl-dichloroethylene (DDE) may increase weight and body mass index in adult female offspring. *Occup Environ Med*. 2009, 66(3):143-60.

Khanjani N, Hoving JL, Forbes AB, Sim MR. Systematic review and meta-analysis of cyclodiene insecticides and breast cancer. *J Environ Sci Health C Environ Carcinog Ecotoxicol Rev*. 2007 Jan-Mar;25(1):23-52.

Kim K-S, Hong N-S, Jacobs Jr DR, Lee D-H. Interaction Between Persistent Organic Pollutants and C-reactive Protein in Estimating Insulin Resistance Among Non-diabetic Adults. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*. 2012 Mar;45(2):62-9.

Koifman S, Hatagima A. Exposição aos agrotóxicos e câncer ambiental. In: Peres F, Moreira JC, organizadores. *É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente*. Rio de Janeiro (RJ): Fiocruz; 2003. p. 75-99.

Krysiak-Baltyn K, Toppari J, Skakkebaek NE, Jensen TS, Virtanen HE, Schramm KW, et al. Association between chemical pattern in breast milk and congenital cryptorchidism: modelling of complex human exposures. *Int J Androl*. 2012 Jun;35(3):294-302.

Kumar V, Yadav CS, Singh S, Goel S, Ahmed RS, Gupta S, Grover RK, Banerjee BD. CYP 1A1 polymorphism and organochlorine pesticides levels in the etiology of prostate cancer. *Chemosphere*. 2010 Sep;81(4):464-8.

Latif YS, Sherazi MB, Nizamani S. Evaluation of Pesticide Residues in Human Blood Samples of Agro Professionals and Non-Agro Professionals. *American Journal of Analytical Chemistry*. 2012;3(8):587-95. doi: 10.4236/ajac.2012.38077.

Lazar B, Maslov L, Romanić SH, Gračan R, Krauthacker B, Holcer D, Tvrtković N. Accumulation of organochlorine contaminants in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the eastern Adriatic Sea. *Chemosphere*. 2011 Jan;82(1):121-9.

Lee DH, Jacobs DR Jr, Kocher T. Associations of Serum Concentrations of Persistent Organic Pollutants with the Prevalence of Periodontal Disease and Subpopulations of White Blood Cells. *Environmental Health Perspectives*. 2008;116(11):1558-62.

Lee DH, Steffes MW, Sjödin A, Jones RS, Needham LL, Jacobs Jr DR. Low Dose Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls Predict Obesity, Dyslipidemia, and Insulin Resistance among People Free of Diabetes. *PLoS ONE*. 2011;6(1):1-9.

Lee SA, Dai Q, Zheng W, Gao YT, Blair A, Tessari JD, Tian Ji B, Shu XO. Association of serum concentration of organochlorine pesticides with dietary intake and other lifestyle factors among urban Chinese women. *Environ Int*. 2007 Feb;33(2):157-63.

Lind PM, van Bavel BV, Salihovic S, Lind L. Circulating Levels of Persistent Organic Pollutants (POPs) and Carotid Atherosclerosis in the Elderly. *Environmental Health Perspectives*. 2012;120(1):38-43.

Londres F. Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da vida. Rio de Janeiro: AS-PTA – Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa, 2011 [acesso em 2012

Mar 25]. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/consea/noticias/imagens-1/mesa-de-controversias-sobre-agrotoxicos>.

Luiz Marques VIEIRA; Sérgio GALDINO; Carlos Roberto PADOVANI. Potencial de contaminação do pantanal por pesticidas utilizados na bacia do alto taquari, MS. Embrapa Pantanal. 1998. PA/16. Jun/98, p.5-5

Luzardo OP, Almeida-González M, Henríquez-Hernández LA, Zumbado M, Alvarez-León EE, Boada LD. Polychlorobiphenyls and organochlorine pesticides in conventional and organic brands of milk: occurrence and dietary intake in the population of the Canary Islands (Spain). *Chemosphere*. 2012 Jul;88(3):307-15.

Mantovaneli Jr O, Sampaio CAC. Governança para o desenvolvimento territorial sustentável. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*. 2010 [acesso em 2011 Oct 29];18:77-88. Disponível em: http://www.rbciamb.com.br/images/online/RBCIAMB-N18-Dez-2010-Materia08_artigos263.pdf.

Mariscal-Arcas M, Lopez-Martinez C, Granada A, Olea N, Lorenzo-Tovar ML, Olea-Serrano F. Organochlorine pesticides in umbilical cord blood serum of women from Southern Spain and adherence to the Mediterranean diet. *Food Chem Toxicol*. 2010 May;48(5):1311-5.

Martyniuk CJ, Feswick A, Spade D, Kroll KJ, Barber DS, Denslow ND. Effects of acute dieldrin exposure on neurotransmitters and global gene transcription in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) hypothalamus. *Neurotoxicology*. 2010 Aug; 31(4):356-66.

Martyniuk, C. J., Kroll, K. J., Doperalski, N. J., Barber, D. S., Denslow, N. D. Genomic and proteomic responses to environmentally relevant exposures to dieldrin: Indicators of neurodegeneration. *Toxicological Sciences*. 2010, 117 (1), 190-99

Mato Grosso do Sul. Semac. Produto interno bruto. PIB municipal 2005-2010. 2010 [acesso em 2011 Mar 27]. Disponível em: www.semac.ms.gov.br/control/ShowFile.php?id=122857

McKinlay R, Plant JA, Bell JN, Voulvoulis N. Endocrine disrupting pesticides: implications for risk assessment. *Environ Int*. 2008 Feb;34(2):168-83.

McKinlay R, Plant JA, Bell JN, Voulvoulis N. Calculating human exposure to endocrine disrupting pesticides via agricultural and non-agricultural exposure routes. *Sci Total Environ.* 2008 Jul 15;398(1-3):1-12.

Medehouenou TC, Ayotte P, Carmichael PH, Kröger E, Verreault R, Lindsay J, Dewailly É, Tyas SL, Bureau A, Laurin D. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plasma of older Canadians. *Environ Res.* 2011 Nov;111(8):1313-20.

Merino R, Abad E, Rivera J, Olie K. Evaluation of Organochlorine Compounds (PCDDs, PCDFs, PCBs and DDTs) in Two Raptor Species Inhabiting a Mediterranean Island in Spain (8 pp). *Environ Sci Pollut Res Int.* 2007 Jan;14 Suppl 1:61-8.

Miranda AC; Tambelline AT; Benjamin C; Moreira JC. A transição para um desenvolvimento sustentável e a soberania humana: realidades e perspectivas na região das Américas. In: Galvão LAC; Finkelman J; Henao, S, organizadores. *Determinantes ambientais e sociais da saúde.* Washington, DC: Organização Pan-Americana da Saúde. Rio de Janeiro, RJ: Coedição da Editora Fiocruz, 2011

Mnif W, et al. Effect of Endocrine Disruptor Pesticides: A Review. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2011;8:2265-303.

Moon HB, Kim HS, Choi M, Yu J, Choi HG. Human health risk of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides resulting from seafood consumption in South Korea, 2005-2007. *Food Chem Toxicol.* 2009 Aug;47(8):1819-25.

Mukherjee I, Gopal M. Organochlorine pesticide residues in dairy milk in and around Dehli. *Journal of AOAC International.* 1993;76(2):283-6.

Murray B, Wahlström B, Pronczuk J. *Childhood Pesticide Poisoning – information for advocacy and action.* Food and Agriculture Organization (FAO), United Nations Environment Programme (UNEP), World Health Organization (WHO); 2004.

Nag SK, Raikwar MK. Persistent organochlorine pesticide residues in animal feed. *Environ Monit Assess.* 2011 Mar;174(1-4):327-35.

Naso B, Zaccaroni A, Perrone D, Ferrante MC, Severino L, Stracciari GL, Lucisano A. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in European roe deer *Capreolus capreolus* resident in a protected area in Northern Italy. *Science of the Total Environment.* 2004;328(1-3):83-93.

Nassar N, Abeywardana P, Barker A, Bower C. Parental occupational exposure to potential endocrine disrupting chemicals and risk of hypospadias in infants. *Occup Environ Med.* 2010 Sep;67(9):585-9. Epub 2009 Nov 25.

Newbold RR. Developmental exposure to endocrine-disrupting chemicals programs for reproductive tract alterations and obesity later in life. *Am J Clin Nutr.* 2011 Dec;94(6 Suppl):1939S-1942S.

Nougadère A, Sirot V, Kadar A, Fastier A, Truchot E, Vergnet C, et al. Total diet study on pesticide residues in France: levels in food as consumed and chronic dietary risk to consumers. *Environ Int.* 2012 Sep 15;45:135-50.

Npic. National Pesticide Information Center.Chlordane.2001. [acesso em 2012 Oct 10].Disponível em: <http://npic.orst.edu/factsheets/chlordanegen.pdf>

Ntow WJ, Tagoe LM, Drechsel P, Kelderman P, Gijzen H J, Nyarko E. Accumulation of persistent organochlorine contaminants in milk and serum of farmers from Ghana. *Environ. Res.* 2008;106:17.

Nunes MV, Tajara EH. Efeitos tardios dos praguicidas organoclorados no homem. *Rev. Saúde Pública.* 1998;32(4):372-82.

Oliveira CS, Ferreira AP. Perfil epidemiológico das ações de vigilância em saúde das populações expostas aos agrotóxicos. *INTERFACEHS - Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade.* 2012 [acesso em 2012 Dec 05]; 7(1). Disponível em: <http://www.revistas.sp.senac.br/index.php/ITF/article/view/209>.

Organización Mundial de la Salud (OMS). Ecosistemas y bienestar humano: síntesis sobre la salud. Geneva, 2005 [acesso em 2011 Nov 28]. Disponível em: <http://www.unep.org/maweb/documents/ma-health-spanish.pdf>.

Ottaway HJ. Bioquímica da poluição. São Paulo: EDUSP; 1982.

Ottinger MA, Dean KM. Neuroendocrine impacts of endocrine-disrupting chemicals in birds: life stage and species sensitivities. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev.* 2011;14(5-7):413-22.

Palma DCA. Agrotóxicos em leite humano de mães residentes em Lucas do Rio Verde (MT), Cuiabá – MT: Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, 2011 [acesso em 2012 Aug 10]. [Dissertação de Mestrado]. Disponível em: <http://pt.scribd.com/doc/94723797/41-Agrotoxicos-Em-Leite-Humano-de-Maes-Residentes-Em-Lucas-Do-Rio-Verde-Mt>.

Pardío V, Martínez D, Flores A, Romero D, Suárez V, López K, Uscanga R. Human health risk of dietary intake of organochlorine pesticide residues in bovine meat and tissues from Veracruz, México. *Food Chem.* 2012 Dec 1;135(3):1873-93. Epub 2012 Jun 29.

Park BK, Park GJ, An YR, Choi HG, Kim GB, Moon HB. Organohalogen contaminants in finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) from Korean coastal waters: contamination status, maternal transfer and ecotoxicological implications. *Mar Pollut Bull.* 2010 May;60(5):768-74.

Pearce EN, Braverman LE. Environmental pollutants and the thyroid. *Best Pract Res Clin Endocrinol Metab.* 2009;23:801-13.

Peña D, Pontillo C, García MA, Cocca C, Alvarez L, Chiappini F, Bourguignon N, Frahm I, Bergoc R, Kleiman de Pisarev D, Randi A. Alterations in c-Src/HER1 and estrogen receptor α signaling pathways in mammary gland and tumors of hexachlorobenzene-treated rats. *Toxicology.* 2012 Mar 11;293(1-3):68-77.

Persson EC, Graubard BI, Evans AA, London WT, Weber JP, Leblanc A, et al. Dichlorodiphenyltrichloroethane and risk of hepatocellular carcinoma. *Int J Cancer*. 2012 Nov 1;131(9):2078-84.

Petersen MS, Halling J, Bech S, Wermuth L, Weihe P, Nielsen F, et al. Impact of dietary exposure to food contaminants on the risk of Parkinson's disease. *Neurotoxicology*. 2008;29:584-90.

Pires D X; Caldas E D; Recena M C P. Uso de agrotóxicos e suicídios no Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 21(2):598-605, mar-abr, 2005

Polder A, Savinova TN, Tkachev A, Løken KB, Odland JO, Skaare JU. Levels and patterns of Persistent Organic Pollutants (POPS) in selected food items from Northwest Russia (1998-2002) and implications for dietary exposure. *Sci Total Environ*. 2010 Oct 15;408(22):5352-61.

Polischuk SC, Letcher RJ, Norstrom RJ, Ramsay MA. Preliminary results of fasting on the kinetics of organochlorines in polar bears (*Ursus maritimus*). *Sci Total Environ*. 1995 Jan 15;160-161:465-72.

Portal do MS. PRF de Naviraí aprende agrotóxico contrabandeado do Paraguai. 2013 [acesso em 2013 Feb 05]. Disponível em: <http://www.portaldoms.com.br/artigo/artigos/23859-prf-de-navirai-aprende-agrotoxico-contrabandeado-do-paraguai>.

Porto MFS. Entre a Prevenção e a Precaução – riscos complexos e incertos e as bases de uma nova ciência da sustentabilidade. In: Miranda AC e col. *Território, Ambiente e Saúde*. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz; 2008, p. 143-57.

Prates CB, Gebara SS, Ré-Poppi N. Análise de pesticidas organoclorados em água usando a microextração em fase sólida por *headspace* com cromatografia gasosa e espectrometria de massas. *Quim. Nova* XY, 1–5. 2011 May;60(5):768-74.

Purdue MP, Engel LS, Langseth H, Needham LL, Andersen A, Barr DB, Blair A, Rothman N, McGlynn KA. Prediagnostic serum concentrations of organochlorine compounds and risk of testicular germ cell tumors. *Environ Health Perspect*. 2009 Oct;117(10):1514-9.

Qin YY, Leung CK, Leung AO, Zheng JS, Wong MH. Persistent organic pollutants in food items collected in Hong Kong. *Chemosphere*. 2011. Feb;82(9):1329-36.

Qin XY, Zaha H, Nagano R, Yoshinaga J, Yonemoto J, Sone H. Xenoestrogens down-regulate aryl-hydrocarbon receptor nuclear translocator 2 mRNA expression in human breast cancer cells via an estrogen receptor alpha-dependent mechanism. *Toxicol Lett*. 2011 Oct 10;206(2):152-7.

Rena A. Association of selected persistent organic pollutants in the placenta with the risk of neural tube defects. *PNAS*. 2011;108(31):12770-5.

Repórter Brasil. Ação no Mato Grosso flagra uso de agrotóxicos proibidos. 2008 [acesso em 2008 May 06]. Disponível em: <http://reporterbrasil.org.br/2008/05/acao-no-mato-grosso-flagra-uso-de-agrotoxicos-proibidos/>

Richardson JR, Roy A, Shalat SL, Buckley B, Winnik B, Gearing M, Levey AI, Factor SA, O'Suilleabhain P, German DC. β -Hexachlorocyclohexane Levels in Serum and Risk of Parkinson's Disease. *Neurotoxicology*. 2011 Oct;32(5):640-5.

Rignell-Hydbom A, Lindh CH, Dillner J, Jönsson BAG, Nested LR. A Case-Control Study of Intrauterine Exposure to Persistent Organochlorine Pollutants and the Risk of Hypospadias. *PLoS ONE*. 2012 Sep;7(9):1-5.

Rigotto RM, Carneiro FF, Marinho AMCP, Rocha MM, Ferreira MJM. O verde da economia no campo: desafios à pesquisa e às políticas públicas para a promoção da saúde no avanço da modernização agrícola. *Ciência & Saúde Coletiva*. 2012;17(6):1533-1542.

Rosa ACS, Sarcinelli, P. Monitoramento da exposição a organoclorados: uma revisão sobre análises. *Cadernos Saúde Coletiva (UFRJ)*. 2008;16:659-76.

Rusiecki JA, Baccarelli A, Bollati V, Tarantini L, Moore LE, Bonefeld-Jorgensen EC. Global DNA hypomethylation is associated with high serum-persistent organic pollutants in Greenlandic Inuit. *Environ Health Perspect.* 2008;116:1547-52.

Sagiv SK, Nugent JK, Brazelton TB, Choi AL, Tolbert PE, Altshul LM, Korrick SA. Prenatal Organochlorine Exposure and Measures of Behavior in Infancy Using the Neonatal Behavioral Assessment Scale (NBAS). *Environmental Health Perspectives.* 2008;116(5):666-73.

Sagiv SK, Thurston SW, Bellinger DC, Tolbert PE, Altshul LM, Korrick SA. Prenatal Organochlorine Exposure and Behaviors Associated With Attention Deficit Hyperactivity Disorder in School-Aged Children. *Am J Epidemiol.* 2010;171:593-601.

Sagiv SK, Thurston SW, Bellinger DC, Altshul LM, Korrick SA. Neuropsychological Measures of Attention and Impulse Control among 8-Year-Old Children Exposed Prenatally to Organochlorines. *Environmental Health Perspective. Environ Health Perspect.* 2012 Jun;120(6):904-9.

Salem NM, Ahmad R, Estaitieh H. Organochlorine pesticide residues in dairy products in Jordan. *Chemosphere.* 2009 Oct;77(5):673-8.

Santos AN; Miguel LA. Assentamento rural e agricultura: os acertos, impasses e perspectivas no P. A. Corona, Ponta Porã (MS). 2009 [acesso em 2011 Apr 28]. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/22657>.

Santos E, Rodrigues R, Vilela MAP. Parâmetros ambientais de importância na presença de pesticidas clorados no leite. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia.* 1988;40(4):287-93.

Santos ET, Silva IS, Souza CC, Paranhos Filho AC, Ribeiro AA. Evolução da mortalidade por câncer de mama no estado de mato grosso do sul no período de 1998 a 2007. *Hygeia.* 2011;7(13).

Santos JS, Xavier AAO, Ries EF, Costabeber IH, Emanuelli T. Níveis de organoclorados em queijos produzidos no estado do Rio Grande do Sul. *Revista Ciência Rural*, Santa Maria - RS. 2006;36(2):630-5.

Schechter A, Colacino J, Haffner D, Patel K, Opel M, Pöpke O, Birnbaum L. Perfluorinated Compounds, Polychlorinated Biphenyls, and Organochlorine Pesticide Contamination in Composite Food Samples from Dallas, Texas, USA. *Environmental Health Perspectives*. 2010 Jun;118(6).

Schramm JMA, et al. Transição epidemiológica e o estudo de carga de doença no Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro. 2004;9(4):897-908.

Seurin S, Rouget F, Reninger JC, Gillot N, Loynet C, Cordier S, Multigner L, Leblanc JC, Volatier JL, Héraud F. Dietary exposure of 18-month-old Guadeloupian toddlers to chlordecone. *Regul Toxicol Pharmacol*. 2012 Aug;63(3):471-9.

Shim YK, Mlynarek SP, van Wijngaarden E. Parental exposure to pesticides and childhood brain cancer: U.S. Atlantic coast childhood brain cancer study. *Environ Health Perspect*. 2009 Jun;117(6):1002-6.

Shin JY, Choi YY, Jeon HS, Hwang JH, Kim SA, Kang JH, et al. Low-dose persistent organic pollutants increased telomere length in peripheral leukocytes of healthy Koreans. *Mutagenesis*. 2010 Sep;25(5):511-6.

Slotkin TA, Seidler FJ. Diverse neurotoxicants converge on gene expression for neuropeptides and their receptors in an in vitro model of neurodifferentiation: effects of chlorpyrifos, diazinon, dieldrin and divalent nickel in PC12 cells. *Brain Res*. 2010 Sep 24;1353:36-52.

Soares WL. Expansão da agricultura orgânica é economicamente viável. 2010 [acesso em 2011 Feb 03]. Disponível em:
<http://www.ensp.fiocruz.br/portalenp/informe/site/materia/detalhe/20720>

Sobral A, Freitas CM. Modelo de Organização de Indicadores para Operacionalização dos Determinantes Socioambientais da Saúde. *Saúde Soc*. São Paulo. 2010;19(1):35-47.

Souza MV. Resíduos de agrotóxicos ditiocarbamatos e organofosforados em alimentos consumidos no restaurante universitário - UNB: Avaliação da exposição humana [Dissertação]. Brasília: UNB; 2006.

Stefanidou M, Maravelias C, Spiliopoulou C. Human exposure to endocrine disruptors and breast milk. *Endocr Metab Immune Disord Drug Targets*. 2009 Sep;9(3):269-76.

Tang-Péronard JL, Andersen HR, Jensen TK, Heitmann BL. Endocrine-disrupting chemicals and obesity development in humans: a review. *Obes Rev*. 2011 Aug;12(8):622-36.

Turner MC, Wigle DT, Krewski D. Residential pesticides and childhood leukemia: a systematic review and meta-analysis. *Environ Health Perspect*. 2010;118:33-41.

Uemura H. Associations of exposure to dioxins and polychlorinated biphenyls with diabetes: based on epidemiological findings. *Nihon Eiseigaku Zasshi*. 2012 May;67(3):363-74.

Van Audenhaege M, Heraud F, Menard C, Bouyrie J, Morois S, Calamassi-Tran G, Lesterle S, Volatier JL, Leblanc JC. Impact of food consumption habits on the pesticide dietary intake: comparison between a French vegetarian and the general population. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*. 2009 Oct;26(10):1372-88.

Van Maele-Fabry G, Lantin AC, Hoet P, Lison D. Childhood leukaemia and parental occupational exposure to pesticides: a systematic review and meta-analysis. *Cancer Causes Control*. 2010 Jun;21(6):787-809.

Vieira EDR, Torres PM, Malm O. Persistência ambiental e biológica do DDT: estudo de caso em uma área de leishmaniose / Soil and biological persistence of DDT: a case-study in an endemic leishmaniasis área. *Cad. saúde colet*. 2000;8:55-70.

Waliszewski SM, Villalobos-Pietrini R, Gómez-Arroyo S, Infanzón RM. Persistent organochlorine pesticide levels in cow's milk samples from tropical regions of Mexico. *Food Addit Contam*. 2003 Mar;20(3):270-5.

Waliszewski SM, Gomez-Arroyo S, Infanzon RM, Carvajal O, Villalobos-Pietrini R, Trujillo P, Maxwell M. Persistent organochlorine pesticide levels in bovine fat from Mexico. *Food Addit Contam.* 2004 Aug;21(8):774-80.

Waye A, Trudeau VL. Neuroendocrine disruption: more than hormones are upset. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B.* 2011;14:270-91.

Weisskopf MG, Knekt P, O'Reilly EJ, Lyytinen J, Reunanen A, Laden F, et al. Persistent organochlorine pesticides in serum and risk of Parkinson disease. *Neurology.* 2010;74:1055-61.

Whitehead M, Dahlgren G, Gilson L. Developing the policy response to inequities in Health: a global perspective. In: *Challenging inequities in health care: from ethics to action.* New York: Oxford University Press. 2001 [acesso em 2011 Feb 23]:309-22. Disponível em: <http://www.ais.up.ac.za/med/scm870/developingpolicychallenginginequitieshealthcare.pdf>.

WHO. World Health Organization. Programme of Food Safety and Food Aid - Guidelines for predicting dietary intake of pesticide residues (revised). Prepared by the Global Environment Monitoring System – Food Contamination Monitoring and Assessment Programme (GEMS/Food) in collaboration with the Codex Committee on Pesticide Residues. Geneva - Switzerland: WHO Press; 1997.

WHO. World Health Organization. Diet, nutrition and the prevention of chronic diseases. WHO Technical Report Series No 916: Geneva; 2003.

WHO. World Health Organization. Relatório mundial da saúde. 2010. [acesso em 2011 Feb 23] Disponível em: http://www.who.int/whr/2010/whr10_pt.pdf

WHO. World Health Organization. DDT in indoor residual spraying: human health aspects. 2011. [acesso em 2011 Nov 23] Disponível em: <http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc241.pdf>

WHO. World Health Organization. The future we want: a healthier planet. 2012a. [acesso em 2012 Oct 10].Disponível em:

http://www.who.int/mediacentre/news/statements/2012/rio20_20120619/en/

WHO. World Health Organization. Food Safety. Chemical risks in food. 2012b [acesso em 2012 Oct 10]. Disponível em: <http://www.who.int/foodsafety/chem/en/WHO>.

WHO. World Health Organization. Salud Pública y Medio Ambiente. 2012c. [acesso em 2012 Oct 25]. Disponível em: <http://www.who.int/phe/es/>

Wynne B. Uncertainty and environmental learning - Reconceiving science and policy in the preventive paradigm. *Global Environmental Change*. 1992;2:111-27.

Zhao B, Shen H, Liu F, Liu S, Niu J, Guo F, Sun X. Exposure to organochlorine pesticides is an independent risk factor of hepatocellular carcinoma: A case-control study. *Expo Sci Environ Epidemiol*. 2011 Sep 14.

Zubero MB, Aurrekoetxea JJ, Ibarluzea JM, Goñi F, López R, Etxeandia A, et al. Organochlorine pesticides in the general adult population of Biscay (Spain). 2010 Jul-Aug;24(4):274-81.

ANEXO

Quadro 1 – Ações e Indicadores para subsídio da vigilância em saúde ambiental do estado de Mato Grosso do Sul

Nível da Matriz FPSEEA	DETERMINANTES	INDICADORES	AÇÕES
FORÇAS MOTRIZES	Modelo de desenvolvimento e sistema social.	Indicadores de: Políticas Econômicas. Políticas Sociais, Educacionais e Sociais. Políticas de Desenvolvimento Produtivo e Ambiental. Políticas de Infraestrutura. Políticas de Desenvolvimento Científico/Tecnológico/Inovação. Política Externa. Políticas de Direitos Humanos e Cidadania. Política de Segurança Pública.	Transição para um novo sistema social (novo tipo de sociedade). Transição para um novo modelo de desenvolvimento.
	Governança	Indicadores sociais e culturais Indicadores educacionais Indicadores históricos Indicadores sociodemográficos (censo demográfico) Indicadores de desigualdades regionais, nacionais e no mundo. Indicadores de saúde Indicadores de infraestrutura Indicadores de desenvolvimento científico/tecnológico Indicadores de programas científicos para as comunidades rural e urbana Indicadores de participação social Indicadores de assistência social Indicadores de previdência social Indicadores de participação comunitária nas ações político-administrativas Indicadores de IDH Indicadores das Metas do milênio Indicadores de recursos naturais explorados/em exploração Indicadores ambientais (degradação, poluição, contaminação, sustentabilidade) Indicadores de política externa Indicadores de comércio exterior Indicadores econômicos Indicadores (quali e quantitativos) de importação/exportação de produtos (por tipos)	Desenvolvimento de mecanismos rápidos, críticos e reais para criação de estruturas transformadoras ou criadoras de sociedades mais justas e solidárias.
	Sistema ambiental	Indicadores geográficos	

	natural , recursos naturais.	Indicadores geológicos Indicadores das características e quantidades de recursos naturais Indicadores econômicos nacionais e internacionais Indicadores de degradação e remediação Indicadores do sistema de extração de matéria-prima Indicadores do sistema de produção.	Mudança do modelo de desenvolvimento econômico.
Nível da Matriz FPSEEA	DETERMINANTES	INDICADORES	AÇÕES
PRESSÃO	Elementos culturais, históricos, sociais e educacionais.	Indicadores educacionais Indicadores históricos e culturais Indicadores sociais.	Aumento da participação da sociedade nas decisões de governança estadual; Fortalecimento da democracia Aumento da participação de pesquisadores nas áreas rurais Participação das comunidades nos projetos de pesquisas voltados para os interesses sociais e comunitários Ações de valorização do manejo tradicional da terra e da agro ecologia. Diminuição das desigualdades sociais e culturais.
	Crescimento populacional e migração rural.	Censo populacional Indicadores de migração rural	Participação de pesquisadores nas demandas dos grupos sociais mais vulneráveis Participação das comunidades nos projetos de pesquisas voltados para os interesses sociais e comunitários Ações de valorização do manejo tradicional da terra e da agroecologia. Diminuição das desigualdades.
	Legislação	Indicadores de equidade social, política, econômica , ambiental. Indicadores de concepções filosóficas e culturais subjacentes. Indicadores de proteção da população e patrimônios públicos e privados. Indicadores de sustentabilidade.	Aumento da participação social na governança municipal, estadual e nacional. Garantia de autonomia da

		<p>Indicadores de suficiência de abrangência na vigilância em saúde</p> <p>Indicadores de segurança</p> <p>Indicadores de força de fiscalização e controle</p> <p>Indicadores de agilidade de processos</p> <p>Indicadores</p>	<p>atividade acadêmica.</p> <p>Novas leis que promovam sociedades sustentáveis.</p>
	Seguridade social	<p>Indicadores de saúde, previdência social e assistência social.</p>	<p>Aumento da participação social na governança municipal, estadual e nacional.</p> <p>Participação de pesquisadores nas demandas dos grupos sociais mais vulneráveis</p> <p>Participação das comunidades nos projetos de pesquisas voltados para os interesses sociais e comunitários</p> <p>Ações de valorização do manejo tradicional da terra e da agroecologia.</p> <p>Diminuição das desigualdades</p>
Nível da Matriz FPSEEA	DETERMINANTES	INDICADORES	AÇÕES

PRESSÃO	Expansão da monocultura e agroindústria	<p>Nº de agroindústrias Índice de migração urbana Taxa de desemprego rural Indicadores de Incentivos fiscais Indicadores do uso de modelo agroquímico de produção Indicadores do uso de biotecnologia Área total produtiva – lavoura (numero de hectares produtivos). Extensão da área sujeita à aplicação de agrotóxicos. Tipos de Agrotóxicos utilizados na lavoura (ou produção agropecuária) Tipos de Agrotóxicos utilizados na produção de hortifruti. Utilização de agrotóxicos – quantidade de agrotóxicos utilizados em áreas cultivadas (Kg/ha/ano de ingrediente ativo). Quantidade de agrotóxicos utilizados em pulverizações aéreas e terrestres. Quantidade rios sujeitos à contaminação por agrotóxicos Quantidade lençóis freáticos sujeitos à contaminação por agrotóxicos. Quantidade produtores rurais (agropecuária) Quantidade laticínios Quantidade total de litros de leite bovino produzido no estado Tipos de lavouras Tipos de hortifruti Tipos de agrotóxicos utilizados. Quantidade de agrotóxico aplicado em cada insumo. Tipo de aplicação utilizada. Tipo de coleta e armazenamento. Período (em dias) estocado. Tipo de transporte utilizado para a chegada aos pontos de beneficiamento, manufatura ou comercialização. Tipo de processamento Indicadores de recursos naturais explorados/em exploração Indicadores ambientais (degradação, poluição, contaminação, sustentabilidade)</p>	<p>Implantação de Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à exposição da população às áreas de risco relativas à contaminação por agrotóxicos, relacionada aos acidentes ocasionados por agrotóxicos e relacionada aos riscos decorrentes do uso doméstico de agrotóxicos e ao uso agrícola de agrotóxicos. Implantação de Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à ocorrência de câncer na população rural e urbana, de distúrbios endócrinos na população rural e urbana, de intoxicações na população rural e urbana. Cadastramento das propriedades rurais e dos trabalhadores rurais. Diagnóstico da percepção de risco quanto à aplicação de agrotóxico de trabalhadores rurais. Diagnóstico da percepção de risco quanto à possível contaminação de alimentos por agrotóxicos da população rural e urbana. Estruturação de centro de referência em saúde do trabalhador rural. Realização de campanhas educativas relativas aos riscos do uso de agrotóxicos; e relativas ao consumo de alimentos possivelmente contaminados. Cumprimento da legislação referente à comercialização de agrotóxicos. Intensificação da fiscalização relativa à comercialização de agrotóxicos. Intensificação da fiscalização relativa à possível entrada de agrotóxicos em regiões de fronteiras.</p>
---------	---	--	--

Nível da Matriz FPSEEA	DETERMINANTES	INDICADORES	AÇÕES
PRESSÃO	Frágil compromisso social das agroindústrias	Quantidade de projetos na área social da comunidade rural próxima Investimentos na área de segurança dos trabalhadores Uso de tecnologias para mitigação da poluição/contaminação gerada pelos processos de produção Indicadores de recursos naturais explorados/em exploração Indicadores ambientais (degradação, poluição, contaminação, sustentabilidade)	Mudança do modelo de desenvolvimento econômico Aumento da participação social na governança municipal, estadual e nacional. Garantia de autonomia da atividade acadêmica em relação aos interesses econômicos. Participação das comunidades nos projetos e ações das empresas Ações voltadas para os interesses sociais e comunitários
	Pouca pesquisa científica voltadas para áreas rurais	Indicadores de publicações científicas Indicadores de programas e projetos integrados ciência-sociedade	Garantia de autonomia da atividade acadêmica Participação de pesquisadores nas demandas dos grupos sociais mais vulneráveis Participação das comunidades nos projetos de pesquisas voltados para os interesses sociais e comunitários Aumento do número de estudos na área da vigilância em saúde ambiental
	Força científica e tecnológica	Indicadores de desenvolvimento tecnológico Indicadores de formação científica Indicadores quali e quantitativos dos programas e projetos técnico/científicos Indicadores de participação nacional em programas transnacionais	Garantia de autonomia da atividade acadêmica
	Localização propriedades rurais/ agroindústrias e tipos de culturas	Indicadores relativos ao censo agropecuário Indicadores relativos ao censo industrial	Mudança do modelo de desenvolvimento econômico Aumento da participação social na governança municipal, estadual e nacional. Ações voltadas para os interesses sociais e comunitários Alterações no modelo

			educacional Novas leis que promovam sociedades sustentáveis.
	Frágil fiscalização e controle	Indicadores quali e quantitativos dos órgãos e ações de fiscalização e controle Indicadores relativos à legislação específica.	Ações de governança municipal, estadual e nacional Proposição de legislação mais rígida para a fiscalização Aumento do número de fiscais e recursos materiais Formação especializada e contínua para os agentes de fiscalização e controle.
	Frágil assistência técnica pública	Indicadores quali e quantitativos do quadro de pessoal e de recursos destinados à assistência técnica agrícola.	Ações de incentivos aos técnicos especializados Aumento da Assistência técnica
Nível da Matriz FPSEEA	DETERMINANTES	INDICADORES	AÇÕES
SITUAÇÃO/ ESTADO	Iniquidades sociais/ educacionais/ econômicas/saúde	Indicadores sociodemográficos Indicadores sociais Indicadores educacionais Indicadores econômicos Indicadores de saúde Indicadores científicos	Aumento da participação social na governança municipal, estadual e nacional Participação das comunidades nos projetos e ações das empresas Ações voltadas para os interesses sociais e comunitários Alterações no modelo educacional Aumento das ações de seguridade social Aumento da participação de pesquisadores em demandas voltadas para os mais vulneráveis Aumento da assistência técnica especializada
	Frágil capacidade de reação da sociedade	Indicadores da participação as sociedade nas decisões político-administrativas Indicadores de conflitos ambientais Indicadores de injustiças sociais Indicadores de saúde	Aumento da participação social na governança municipal, estadual e nacional Garantia de autonomia da atividade acadêmica em relação aos interesses econômicos. Participação das comunidades nos projetos e ações das empresas Ações voltadas para os

			<p>interesses sociais e comunitários</p> <p>Aumento da participação de pesquisadores em demandas voltadas para os mais vulneráveis</p> <p>Aumento da assistência técnica especializada</p>
	<p>Desemprego e desvalorização do modo de vida tradicional</p>	<p>Indicadores sócio-demográficos</p> <p>Indicadores de migração rural</p> <p>Indicadores quantitativos e qualitativos de produção agroecológica</p> <p>Indicadores educacionais</p>	<p>Aumento da assistência técnica especializada</p> <p>Participação das comunidades nos projetos e ações das empresas</p> <p>Ações voltadas para os interesses sociais e comunitários</p> <p>Aumento da participação de pesquisadores em demandas voltadas para os mais vulneráveis</p>
	<p>Aumento do uso de agrotóxicos</p>	<p>Indicadores do modelo de produção agrícola</p> <p>Indicadores quali e quantitativos da área plantada e tipos de culturas</p> <p>Indicadores do uso de biotecnologia</p> <p>Indicadores de mecanização das técnicas agrícolas</p> <p>Indicadores de Saúde da população</p>	<p>Mudança do modelo de produção agroquímico</p> <p>Incentivo e apoio técnico, econômico para a prática da agroecologia</p> <p>Ações educacionais.</p>
<p>Nível da Matriz FPSEE</p>	<p>DETERMINANTES</p>	<p>INDICADORES</p>	<p>AÇÕES</p>

<p>SITUAÇÃO/ ESTADO</p>	<p>Condições de ameaça à saúde humana</p>	<p>Localização das áreas sujeitas à contaminação ou potencialmente contaminadas. Localização dos mananciais sujeitos à contaminação ou potencialmente contaminadas Número e extensão. Avaliação da situação (quali e quantitativa) das matrizes ambientais (água, solo, ar) com relação contaminação por agrotóxicos. Avaliação da situação (quali e quantitativa) de alimentos de origem vegetal e animal com relação a contaminação química em geral e contaminação por agrotóxicos. Identificação, quantificação e localização da população expostas (direta e indiretamente) ao solo e águas contaminados ou suspeita de contaminação. (direta e indiretamente) a alimentos contaminados ou suspeita de contaminação. Identificação e quantificação de contaminantes, decorrentes do uso de agrotóxicos sintéticos, presentes em alimentos de origem animal. Identificação de possível contaminação atm por resíduos de agrotóxicos. Percentual de trabalhadores rurais com conhecimento de prevenção dos riscos. Percentual de trabalhadores que usam adequadamente os EPIs Número de propriedades rurais que utilizam algum método biológico de controle. Numero de proprietários e trabalhadores que conhecem os métodos biológicos de controle. Número de empresas destinadas à comercialização de métodos de controle biológico ou similar. Registro de notícias sobre o uso de agrotóxicos proibidos. Quantidade de ocorrências registradas. Identificação dos tipos de agrotóxicos com possível entrada ilegal no estado, das áreas de risco para a possível entrada ilegal de agrotóxicos proibidos. Número de propriedades que usam agrotóxicos proibidos.</p>	<p>Mudança do modelo de produção agroquímico. Incentivo e apoio técnico, econômico para a prática da agroecologia Ações educacionais Participação das comunidades nos projetos e ações das empresas Ações voltadas para os interesses sociais e comunitários Aumento da participação de pesquisadores em demandas voltadas para os mais vulneráveis Ampla divulgação dos resultados de pesquisas científicas para a sociedade Participação da sociedade nas ações de governança municipal, estadual e nacional.</p>
-----------------------------	---	--	---

Nível da Matriz FPSEEA	DETERMINANTES	INDICADORES	AÇÕES
EXPOSIÇÃO	Exposição direta da população	<p>Identificação, quantificação e localização da população exposta.</p> <p>Percentual de trabalhadores rurais com conhecimento suficiente para a prevenção dos riscos.</p> <p>Percentual de trabalhadores que usam adequadamente os EPIs e os EPCs.</p> <p>Número de propriedades rurais que utilizam algum método biológico de controle.</p> <p>Numero de proprietários e trabalhadores que conhecem os métodos biológicos de controle.</p> <p>Número de empresas destinadas à comercialização de métodos de controle biológico ou similar.</p> <p>Registro de notícias sobre o uso de agrotóxicos proibidos.</p> <p>Registro de ocorrências registradas.</p> <p>Identificação dos tipos de agrotóxicos com possível entrada ilegal no estado.</p> <p>Identificação das áreas de risco para a possível entrada ilegal de agrotóxicos proibidos.</p> <p>Número de propriedades que usam agrotóxicos proibidos.</p>	<p>Ações de vigilância da saúde ambiental</p> <p>Ações educacionais</p> <p>Aumento da participação social/comunitária nas decisões sobre processos que envolvam riscos</p> <p>Ações educacionais</p> <p>Aumento da assistência técnica.</p> <p>Cadastramento das propriedades rurais e dos trabalhadores rurais.</p> <p>Diagnóstico da percepção de risco quanto à aplicação de agrotóxico de trabalhadores rurais.</p> <p>Diagnóstico da percepção de risco quanto à possível contaminação de alimentos por agrotóxicos da população rural e urbana.</p> <p>Estruturação de centro de referência em saúde do trabalhador rural.</p> <p>Realização de campanhas educativas relativas aos riscos do uso de agrotóxicos; e relativas ao consumo de alimentos possivelmente contaminados.</p> <p>Cumprimento da legislação referente à comercialização de agrotóxicos.</p> <p>Intensificação da fiscalização relativa à comercialização de agrotóxicos.</p> <p>Intensificação da fiscalização relativa à possível entrada de agrotóxicos em regiões de fronteiras.</p>
EXPOSIÇÃO	Exposição indireta da população	<p>Risco crônico ao qual a população está exposta considerando-se a dieta com produtos vegetais.</p> <p>Risco crônico ao qual a população está exposta considerando-se a dieta com produtos animais.</p> <p>População potencialmente</p>	<p>Ações de vigilância da saúde ambiental</p> <p>Ações educacionais</p> <p>Aumento da participação social/comunitária nas decisões sobre processos que envolvam riscos</p> <p>Ações educacionais</p> <p>Aumento da assistência</p>

		<p>exposta (número de pessoas total e por faixa etária) a contaminantes químicos (agrotóxicos) – estimativa de pessoas potencialmente expostas às áreas suspeitas ou contaminadas por agrotóxicos. Risco crônico ao qual a população está exposta considerando-se a dieta da população regional. População de bovinos, potencialmente exposta, aos agrotóxicos, por região. População potencialmente exposta via alimentação e à contaminação por agrotóxicos. Consumo per capita de leite bovino por faixa etária e sexo. Consumo per capita de carne bovina por faixa etária e sexo. Consumo per capita de verduras e legumes por faixa etária e sexo. Consumo per capita de frutas por faixa etária e sexo.</p>	<p>técnica. Cadastramento das propriedades rurais e dos trabalhadores rurais. Diagnóstico da percepção de risco quanto à aplicação de agrotóxico de trabalhadores rurais. Diagnóstico da percepção de risco quanto à possível contaminação de alimentos por agrotóxicos da população rural e urbana. Estruturação de centro de referência em saúde do trabalhador rural. Realização de campanhas educativas relativas aos riscos do uso de agrotóxicos; e relativas ao consumo de alimentos possivelmente contaminados. Cumprimento da legislação referente à comercialização de agrotóxicos. Intensificação da fiscalização relativa à comercialização de agrotóxicos. Intensificação da fiscalização relativa à possível entrada de agrotóxicos em regiões de fronteiras.</p>
--	--	--	---

Nível da Matriz FPSEEA	DETERMINANTES	INDICADORES	AÇÕES
EXPOSIÇÃO	Exposição direta e indireta do ecossistema	Indicadores do modelo de produção agro/industrial Indicadores do tipo e uso de tecnologias Indicadores do tipo de processos e produtos gerados Indicadores da situação das matrizes ambientais Indicadores da situação da fauna e flora	Ações de vigilância da saúde ambiental Ações educacionais Aumento da participação social/comunitária nas decisões sobre processos que envolvam riscos Ações educacionais Aumento da assistência técnica. Cadastramento das propriedades rurais e dos trabalhadores rurais. Diagnóstico da percepção de risco quanto à aplicação de agrotóxico de trabalhadores rurais.
EFEITOS	<p>Cânceres</p> <p>Distúrbios Endócrinos</p> <p>Alterações genéticas</p> <p>Distúrbios neurológicos</p> <p>Alergias e doenças dérmicas</p> <p>Intoxicação</p> <p>Acidentes de trabalho</p>	<p>Incidência de acidentes de trabalho por mês e ano. Tipos de acidentes de trabalho. Prevalência de doença profissional ou relacionada com o trabalho no ano. Incidência de sintomáticos de intoxicação por mês e ano (por sexo e faixa etária) Número de casos de intoxicação Internações por intoxicações por agrotóxicos Casos de Intoxicação por agrotóxicos (domésticos e agrícolas) Mortalidade por agrotóxicos (domésticos e agrícolas) Casos de infertilidade masculina Casos de infertilidade feminina Casos de alterações hormonais Casos de Câncer de próstata Casos de Câncer de testículos Casos de Câncer de mama Casos de Câncer de ovário Casos de Câncer de tireóide Casos de Câncer de pulmão Casos de Câncer de fígado Casos de Câncer de esôfago Casos de Câncer de boca Casos de linfoma Casos de Leucemia Casos de má formação genética Casos de má formação congênita Casos de aborto Casos de depressão</p>	<p>Implantação de Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à exposição da população às áreas de risco relativas à contaminação por agrotóxicos. Implantação de Vigilância em Saúde Ambiental relacionada aos acidentes ocasionados por agrotóxicos. Implantação de Vigilância em Saúde Ambiental relacionada aos riscos decorrentes do uso doméstico de agrotóxicos e ao uso agrícola de agrotóxicos. Implantação de Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à ocorrência de câncer na população rural e urbana. Implantação de Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à ocorrência de distúrbios endócrinos na população rural e urbana. Implantação de Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à ocorrência de intoxicações na população rural e urbana. Cadastramento das propriedades rurais e dos</p>

	Aposentadoria precoce e óbito	Casos de demências ou alterações mentais Casos de Suicídios em trabalhadores e moradores rurais.	trabalhadores rurais. Diagnóstico da percepção de risco quanto à aplicação de agrotóxico de trabalhadores rurais. Diagnóstico da percepção de risco quanto à possível contaminação de alimentos por agrotóxicos da população rural e urbana. Estruturação de centro de referência em saúde do trabalhador rural. Realização de campanhas educativas relativas aos riscos do uso de agrotóxicos; e relativas ao consumo de alimentos possivelmente contaminados. Cumprimento da legislação referente à comercialização de agrotóxicos. Intensificação da fiscalização relativa à comercialização de agrotóxicos. Intensificação da fiscalização relativa à possível entrada de agrotóxicos em regiões de fronteiras.
	Insegurança alimentar		