

**CENTRO UNIVERSITÁRIO DE SETE LAGOAS – UNIFEMM  
MESTRADO PROFISSIONAL EM BIOTECNOLOGIA E GESTÃO DA INOVAÇÃO**

**SILVANA DE CASTRO FONSECA CARVALHO**

**UTILIZAÇÃO DO QUOCIENTE DE IMPACTO AMBIENTAL COMO INDICADOR  
PARA SELEÇÃO DE INSETICIDAS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS NO CONTROLE  
DE INSETOS PRAGAS**

**SETE LAGOAS  
2017**

**SILVANA DE CASTRO FONSECA CARVALHO**

**UTILIZAÇÃO DO QUOCIENTE DE IMPACTO AMBIENTAL COMO INDICADOR  
PARA SELEÇÃO DE INSETICIDAS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS NO CONTROLE  
DE INSETOS PRAGAS**

**Dissertação apresentada ao Programa de  
Mestrado Profissional em Biotecnologia e Gestão  
da Inovação do Centro Universitário de Sete  
Lagoas – UNIFEMM, como requisito parcial à  
obtenção do grau de Mestre.**

**Área de concentração: Controle  
Biológico/Biofábrica**

**Orientador: Prof. Dr. Ivan Cruz**

**SETE LAGOAS  
2017**

C331u Carvalho, Silvana de Castro Fonseca  
2017

Utilização do quociente de impacto ambiental como indicador para seleção de inseticidas químicos e biológicos no controle de insetos pragas. / Silvana de Castro Fonseca Carvalho. – 2017.

58 f.

Orientador: Prof. Ivan Cruz

Dissertação (Mestrado Profissional em Biotecnologia e Gestão da Inovação). UNIFEMM. COPPEX.

1. Controle biológico. 2. Risco ambiental – Produtos químicos. 3. Praga – Manejo integrado 4. Agrotóxicos - Análise de risco. I. Cruz, Ivan. II. UNIFEMM-Centro Universitário de Sete Lagoas. Coordenação de Pós-Graduação, Pesquisa e Extensão . III. Título.

CDD: 632.96

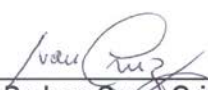
**CENTRO UNIVERSITÁRIO DE SETE LAGOAS – UNIFEMM  
MESTRADO PROFISSIONAL EM BIOTECNOLOGIA E GESTÃO DA  
INOVAÇÃO**

**SILVANA DE CASTRO FONSECA CARVALHO**

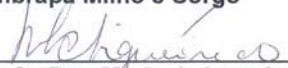
**UTILIZAÇÃO DO QUOCIENTE DE IMPACTO AMBIENTAL COMO  
INDICADOR DE INSETICIDAS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS NO CONTROLE  
DE INSETOS PRAGAS**

Dissertação apresentada ao Programa de  
Mestrado Profissional em Biotecnologia  
e Gestão da Inovação do Centro  
Universitário de Sete Lagoas – UNIFEMM,  
como requisito parcial à obtenção do  
grau de Mestre.

Aprovada em 28 de abril de 2017, pela Banca Examinadora constituída  
pelos seguintes professores:

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Ivan Cruz, Orientador  
UNIFEMM/ Embrapa Milho e Sorgo

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Décio Karam  
Embrapa Milho e Sorgo

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Maria de Lourdes Corrêa Figueiredo  
Instituto Mineiro de Agropecuária

Sete Lagoas, 28 de abril de 2017

**ATA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO**

**Silvana de Castro Fonseca Carvalho**

04/2017  
Entrada  
1º/2014  
CPF-332.937.166-87

Às treze horas do dia **28 de abril de 2017**, reuniu-se, no Centro Universitário de Sete Lagoas - UNIFEMM, a Comissão Examinadora de Dissertação, indicada pelo Colegiado de Programa, para julgar, em exame final, o trabalho intitulado: "**Utilização do quociente de impacto ambiental como indicador de inseticidas químicos e biológicos no controle de insetos pragas**", requisito para obtenção do grau de Mestre em **Biotecnologia e Gestão da Inovação**. Abrindo a sessão, o Presidente da Comissão, **Dr. Ivan Cruz**, após dar a conhecer aos presentes o teor das Normas Regulamentares do Trabalho Final, passou a palavra ao(à) candidato(a), para apresentação de seu trabalho em 45 minutos. Seguiu-se a arguição pelos Examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a), em 45 minutos. Logo após, a Comissão se reuniu, sem a presença do(a) candidato(a) e do público, para julgamento e expedição de resultado final. Foram atribuídas as seguintes indicações:

Professor/Pesquisador	Instituição	CPF	Indicação
Dr. Ivan Cruz	UNIFEMM/Embrapa Milho e Sorgo	136.823.936-68	APROVADO
Dr. Décio Karam	Embrapa Milho e Sorgo	052348818-14	APROVADO
Dra. Maria de Lourdes Corrêa Figueiredo	Instituto Mineiro de Agropecuária	545.539.386-34	APROVADO

Pelas indicações, o(a) candidato(a) foi considerado(a):  
(X) Aprovado; ( ) Aprovado com restrições; ( ) Reprovado

O resultado final foi comunicado publicamente ao(à) candidato(a) pelo Presidente da Comissão. Nada mais havendo a tratar, o Presidente encerrou a reunião e lavrou a presente ATA, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Sete Lagoas, 28 de abril de 2017.

Prof. Dr. Ivan Cruz (Orientador) \_\_\_\_\_

Prof. Dr. Décio Karam \_\_\_\_\_

Profa. Dra. Maria de Lourdes Corrêa Figueiredo \_\_\_\_\_

## **AGRADECIMENTOS**

Início meus agradecimentos a DEUS, por me permitir a realização de mais esta conquista.

Agradeço a meu marido Edilon e minha filha Isabella pelo incentivo, apoio e compreensão.

Agradeço aos professores, em especial ao Doutor Ivan Cruz e a Doutora Carolina Campolina Horta.

Agradeço ao Centro Universitário de Sete Lagoas – UNIFEMM, bem como a todos colaboradores do Mestrado.

Agradeço, também à EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

## RESUMO

O controle biológico de pragas vem se mostrando nas últimas décadas, como uma alternativa eficaz e segura à utilização de agrotóxicos, porém sua popularização depende ainda de muita divulgação, especialmente entre os setores diretamente ligados à cadeia produtiva das diferentes commodities agrícolas. Tal popularização deve ir muito além do que um comparativo entre, custo e eficiência agrônômica da tecnologia do controle biológico e outras medidas de controle. Mesmo nestes dois parâmetros, resultados de pesquisa científica e dados de empresas privadas indicam paridade entre os diferentes métodos de controle, especialmente quando o agente de controle biológico é a vespa *Trichogramma*. Vários outros parâmetros importantes como riscos de contaminações ambientais; efeitos sobre insetos benéficos tais como, agentes de controle natural e polinizadores; sobre a fauna de modo geral e efeitos diretos e indiretos sobre o ser humano, devem ser considerados na escolha de determinado método de controle. O trabalho foi desenvolvido com o objetivo principal de demonstrar os riscos advindos do uso de produtos químicos para o controle de pragas agrícolas, utilizando como método discriminador o modelo QIA (Quociente de Impacto Ambiental). O modelo QIA mede os impactos ambientais advindos do uso de agrotóxicos, levando em conta parâmetros que contribuem para o impacto líquido e ambiental de um determinado ingrediente ativo e é baseado em equações matemáticas, que permitem a categorização final de um determinado agrotóxico em riscos, que podem ocorrer para o ser humano, ao meio ambiente (risco ecológico) e ao consumidor final. Os resultados indicaram grande variabilidade entre os produtos o que permite a escolha correta de uma estratégia de controle de pragas baseada não só na eficiência e preço do produto, mas também nos efeitos colaterais sobre o ambiente, como um todo. Os resultados obtidos também poderão servir para o próprio governo na implementação de políticas públicas.

Palavras chave: Risco ambiental de produtos químicos. Controle biológico. Manejo integrado de praga. Análise de risco. Políticas públicas

## ABSTRACT

Biological control of pests has proven in recent decades as an effective and safe alternative to the use of pesticides, but its popularity still depends on a lot of press especially among sectors directly linked to the productive chain of various agricultural commodities. Such popularization should go much further apart than the comparative cost and agronomic efficacy of the technology of biological control versus other control measures. Even in these two parameters, the result of scientific research and private business data indicates parity between the different control methods, especially when the biocontrol agent is the *Trichogramma* wasp. Several other important parameters such as risk of environmental contamination; effects on beneficial insects such as natural control agents and pollinators; effects on wildlife in general and direct and indirect effects on the human being must be considered when choosing particular control method. The work will be developed based on results available in the literature, and will serve for a critical analysis of the strengths and weaknesses of different pest control methods through the Environmental Impact Quotient. The results will also allow production of interactive worksheets that will facilitate decision-making by the agricultural sector or government in the implementation of public policies.

Key words: Biological control. Integrated pest management. Risk analysis. Public policy.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição dos ingredientes ativos usados em milho para o controle de insetos pragas, por classificação toxicológica. Adaptado de MAPA/Agrofit 2017. ....	24
Figura 2 - Distribuição dos ingredientes ativos usados em milho para o controle de insetos pragas, por classificação ambiental. Adaptado de MAPA/Agrofit 2017. ....	25
Figura 3 - Impacto ambiental potencial de diferentes ingredientes ativo de inseticidas registrados para uso em milho, sobre o trabalhador rural, o consumidor dos produtos e sobre os organismos não alvo. ....	32
Figura 4 - Impacto ambiental potencial de diferentes ingredientes ativos de inseticidas registrados para uso em milho, sobre peixes. ....	35
Figura 5 - Impacto ambiental potencial de diferentes ingredientes ativos de inseticidas registrados para uso em milho, sobre pássaros. ....	36
Figura 6 - Impacto ambiental potencial de diferentes ingredientes ativos de inseticidas registrados para uso em milho, sobre abelha. ....	37
Figura 7 - Impacto ambiental potencial de diferentes ingredientes ativos de inseticidas registrados para uso em milho, sobre organismos benéficos. ....	38
Figura 8 - Comparação relativa entre ingredientes ativos com os menores índices de Impacto ambiental sobre peixes e pássaro. ....	39
Figura 9 - Comparação relativa entre ingredientes ativos com os menores índices de Impacto ambiental sobre abelhas e organismos benéficos ....	40
Figura 10 - Valores de Quociente de Impacto Ambiental inerente (QIAi) dos diferentes ingredientes ativos para uso em milho para o controle de insetos pragas. ....	42
Figura 11 - Valor inerente (i) e de campo (c) para o Quociente de Impacto Ambiental (QIA) para diferentes ingrediente ativos registrados para uso em milho no Brasil ....	44
Figura 12 - Valores do Quociente de Impacto Ambiental (QIA) para diferentes ingrediente ativos registrados para uso em milho no Brasil com uma, duas ou três aplicações ....	45
Figura 13 - Classificação de risco dos ingredientes ativos avaliados, após uma aplicação de campo, baseada no QIA e código de cores para rótulo (Adaptado de Ibrahim, 2016). ....	49
Figura 14 - Classificação de risco dos ingredientes ativos avaliados, após uma, duas ou três aplicações de campo, baseada no QIA e código de cores para rótulo (Adaptado de Ibrahim, 2016). ....	50

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Pesos atribuídos a cada categoria de toxicidade do pesticida na Equação 1.....	21
Tabela 2 - Marcas comerciais, concentrações e dose dos ingredientes ativos utilizados para uso em milho. ....	23
Tabela 3 - Aspectos relativos à saúde humana para os ingredientes ativos utilizados para determinação do Quociente de Impacto Ambiental <sup>1</sup> .....	27
Tabela 4 - Peso atribuído à meia vida na superfície da planta (P) e no solo (S), à Lixiviação (L), Sistemicidade (SY) e ao Potencial Escoamento Superficial (R) dos ingredientes ativos utilizados na determinação do Quociente de Impacto Ambiental. ....	28
Tabela 5 - Impacto potencial dos diferentes ingredientes ativos utilizados na determinação do Quociente de Impacto Ambiental, sobre organismos não alvo <sup>1</sup> . ....	29
Tabela 6 - Consequência que podem ser advindas da exposição humana aos ingredientes ativos utilizados para determinação do QIA .....	31
Tabela 7 - Variáveis utilizadas para o cálculo do Quociente de Impacto Ambiental Inerente (QIAi) de ingredientes ativos registrados em milho <sup>1</sup> . ....	34
Tabela 8 - Quociente de Impacto Ambiental, inerente (QIAi) <sup>1</sup> e de campo (QIAc) para diferentes ingredientes ativos usado em milho, em uma única pulverização.....	43

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	Erro! Indicador não definido.
2	OBJETIVOS .....	Erro! Indicador não definido.
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	Erro! Indicador não definido.
3.1	Consulta em Base de Dados.....	Erro! Indicador não definido.
3.2	Determinação do QIA .....	Erro! Indicador não definido.
3.3	Inseticidas Analisados.....	Erro! Indicador não definido.
4	RESULTADO E DISCUSSÃO .....	Erro! Indicador não definido.
4.1	Resultado.....	Erro! Indicador não definido.
4.2	Discussão .....	Erro! Indicador não definido.
5	A INSERÇÃO DO CONTROLE BIOLÓGICO COM A VESPA <i>TRICHOGRAMMA PRETIOSUM</i> NO CONTROLE DE PRAGAS DO MILHO... Erro! Indicador não definido.	
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	Erro! Indicador não definido.
7	CONCLUSÕES .....	Erro! Indicador não definido.
	REFERÊNCIAS	55

## 1 INTRODUÇÃO

A agricultura mundial e especialmente a brasileira vem desde a Segunda Guerra Mundial investindo em tecnologia que propiciam o aumento da produção agrícola. Neste período aconteceram várias transformações no sistema produtivo, conhecidas como “Revolução Verde”. Ao mesmo tempo em que aumentava a disponibilidade de alimento, pelo uso de novas tecnologias, fundamental numa época de aumento da população mundial, paulatinamente verificava-se também uma redução na população rural e na área agrícola.

Verifica-se pela literatura afim que durante muito tempo o uso intensificado das tecnologias agrícolas teve como objetivo principal o aumento da disponibilidade de alimentos. No entanto, em anos recentes tal visão tem mudado profundamente em função de efeitos colaterais dos agrotóxicos (ou pesticidas), especialmente no que diz respeito às consequências negativas ao meio ambiente, com destaque para os recursos naturais tanto para quantidade disponível e qualidade ofertada de água, do ar e dos alimentos (NUNES, 2007); Junto a tais problemas, a maioria deles em virtude de mal uso (ou uso em excesso) de agrotóxicos a cada ano tem sido verificado aumento nos problemas fitossanitários resultante do desequilíbrio bioecológicos, notadamente em relação às pragas (insetos, doenças e plantas daninhas), levando o Brasil a ser um dos que mais utilizam produtos químicos no mundo. Do ponto de vista técnico, o uso sem conhecimento de tais agrotóxicos levou ao aparecimento de organismos resistentes aos produtos aplicados. Novas aplicações, aumento de doses de um mesmo produto e até mesmo misturas ilegais de produtos só pioram o cenário agrícola e ambiental.

Apesar dos vários documentos citando os efeitos adversos do uso inadequado de produtos químicos, especialmente para o controle de insetos pragas, este ainda é o método principal de controle. Segundo dados oficiais do MAPA/Agrofit (BRASIL, 2017), de 454 formulações comerciais registradas para uso agrícola no Brasil, 162 (36%) são classificadas como **Extremamente Tóxicos** (Classe toxicológica 1, rótulo de cor vermelha), 81 (18%) como **Altamente Tóxicos** (Classe Toxicológica 2, rótulo de cor amarela), 157 (35%) como **Medianamente Tóxicos** (Classe Toxicológica 3, rótulo de cor azul) e 54 (12%) como **Pouco Tóxicos** (Classe Toxicológica 4, rótulo de cor verde). Esta classificação indica o grau de toxicidade (efeitos agudos) de cada formulação para o ser humano e é relacionado com a Dose Letal 50 (DL50). A **DL50** expressa o grau de toxicidade aguda de um produto indicando a quantidade de ingrediente ativo de uma substância tóxica (como agrotóxico) necessária para matar 50% de animais testados.

Da mesma forma, além da toxicidade para seres humanos os agrotóxicos também são classificados pelo seu efeito sobre o meio ambiente, recebendo denominações de **Altamente Perigoso** (Classe 1), **Muito Perigoso** (Classe 2), **Perigoso** (Classe 3) e **Pouco Perigoso** (Classe 4).

Mais recentemente, especificamente a partir do ano 2007, uma nova tecnologia de controle de insetos pragas foi disponibilizada no Brasil, baseada na transformação molecular de plantas, sendo atualmente autorizados eventos de modificações genéticas para as culturas de soja, milho e algodão. Segundo os detentores da aludida tecnologia, a utilização das plantas modificadas permitiria a redução significativa no uso de agrotóxicos, especialmente para as plantas transformadas com a inserção de genes da bactéria *Bacillus thuringiensis* (milho Bt, soja Bt, algodão Bt). Infelizmente, como toda tecnologia nova, as plantas Bt também têm suas limitações. Tecnicamente, foram desenvolvidas para alvos específicos, tais como as formas jovens de insetos da Ordem Lepidoptera, incluindo por exemplo, as principais pragas de milho como a lagarta-do-cartucho, *Spodoptera frugiperda* e a lagarta-da-espiga, *Helicoverpa* spp. Alguns casos de quebra de resistência já foram documentados no mundo. Em pouco tempo algumas plantas Bt se tornaram susceptíveis à lagarta-do-cartucho. Mesmo para aquelas cultivares que ainda continuam a exibir alto grau de controle da praga alvo há preocupação pelo aumento populacional de outras espécies de pragas, antes consideradas pragas secundárias. É o caso por exemplo, de insetos sugadores em milho. Seja pela ausência de pulverizações com produtos químicos e ausência da lagarta-do-cartucho considerada dominadora, os insetos sugadores passaram a ocupar o nicho deixado por essa lagarta. Com a presença desta nova ameaça muitos produtores voltaram a utilizar produtos químicos no milho, com aumento em custos econômicos (tecnologia Bt mais cara e novas aplicações de inseticidas).

O controle biológico tem sido considerado como uma alternativa ou um complemento aos métodos de controle de insetos pragas mencionados anteriormente (CRUZ *et al.*, 2016; CRUZ, 2008ab, 2009, 2015). Entre os diferentes agentes de controle biológico de pragas a espécie *Trichogramma pretiosum* é o destaque. O inseto é uma pequena vespa encontrada livre na natureza apenas na forma adulta, medindo cerca de 0,5 mm. A fêmea desta vespa procura nas plantas, o ovo da praga, onde insere seu próprio ovo, permanecendo neste local até a transformação de um novo inseto adulto. Ou seja, o *Trichogramma* por ser um agente de controle biológico exclusivo de ovos, impede o desenvolvimento embrionário da praga alvo, e, conseqüentemente impede a eclosão de lagartas, evitando assim qualquer possibilidade de danos na planta. Sua eficiência tem sido comprovada em nível de campo

(FIGUEIREDO *et al.*, 2015) e o inseto tem disponibilidade comercial, sendo factível sua produção em diferentes escalas seja no Brasil ou em outros países (CRUZ, 2009, CRUZ *et al.*, 2013). Em áreas agrícolas, onde a utilização de produtos químicos é inexistente, como na produção orgânica ou mínima como na agroecologia ou em áreas de agricultura familiar, a presença de insetos benéficos com função principal de atuarem como agentes de controle biológico das espécies de pragas; ou até mesmo a presença de insetos úteis como os polinizadores, como as abelhas, é significativa (CRUZ, 2008c, CRUZ & OLIVEIRA, 1997; CRUZ *et al.*, 2009; FIGUEIREDO *et al.*, 2006, 2015).

Apesar das vantagens do uso do controle biológico de pragas, incluindo eficiência e ao quase inexistente risco ambiental e à saúde humana, ainda é baixa a utilização desta tecnologia no âmbito da agricultura brasileira, muito provavelmente pela falta de conhecimento e confiança.

A sociedade como um todo em tempos atuais tem questionado o uso abusivo de agrotóxicos no ambiente, tanto na área alvo como também em áreas adjacentes. Em função desta pressão tem-se aumentado os esforços da pesquisa científica visando determinar ou prever o comportamento ambiental dos agrotóxicos e os riscos advindos de sua presença no ambiente (GIBSON & KOIFMAN, 2008; LIRA *et al.*, 2009; RODRIGUES & ALMEIDA, 2009; METALLO *et al.*, 2008; VIVIAN *et al.*, 2007; CABRERA *et al.*, 2008, KARAM *et al.*, 2009).

A necessidade de Avaliação de Risco de Pesticidas tem sido uma demanda de longa data. Os riscos dos pesticidas para a saúde humana e o ambiente é amplamente reconhecido pelos utilizadores de pesticidas, pelos consumidores e legisladores. Para reduzir esses riscos muitas medidas têm sido introduzidas, tanto no manejo de pragas, como no manejo dos pesticidas. Com o intuito de avaliar os resultados desses esforços, é necessário contar com indicadores capazes de quantificar os riscos humanos e ambientais dos pesticidas. Tal risco está relacionado com o ingrediente ativo, isto é, ao seu potencial inerente de causar dano e à sua probabilidade de exposição ao ponto de o ingrediente ativo causar realmente dano. Por conseguinte, as avaliações de risco combinam informações de toxicidade com dados sobre a utilização de um produto e a sua propagação através do ambiente.

O modelo QIA (Quociente de Impacto Ambiental), descrito por Kovach *et al.* (1992) e atualizado por Eshenaur *et al.* (2015), que é amplamente utilizado para medir os impactos ambientais advindos do uso de agrotóxicos, levando-se em conta vários parâmetros que contribuem para o impacto ambiental líquido de um determinado ingrediente ativo (JAMES, 2003). Os fatores utilizados na determinação do QIA permitem, baseado em

equações matemáticas, a categorização final de um determinado agrotóxico, tais como: grau de risco de contaminação do ser humano, grau de risco ecológico, grau de risco ao consumidor final, dentre outros.

Sande *et al.* (2011) salientaram que os pesticidas (ou também conhecidos no Brasil, como agrotóxicos), pela sua própria natureza, são disponibilizados para matar ou impedir o desenvolvimento de organismos vivos, interferindo na sua capacidade de reproduzir. Embora a sua utilização seja geralmente realizada para atingir organismos específicos, as aplicações de pesticidas causam frequentemente danos às espécies não-alvo e, em função das diferenças na composição química, modo de ação e técnicas de aplicação, a substituição de um produto por outro pode resultar em efeitos diferentes sobre populações não-alvo.

Ressalta-se que a natureza e a extensão dos impactos dos pesticidas no ambiente, nas espécies não-alvo e nos seres humanos, variam em grande medida dependendo das suas propriedades químicas inerentes e da forma como estes produtos químicos são incorporados no ambiente. O comportamento ambiental (mobilidade e persistência) e os perfis de toxicidade para a maioria dos pesticidas diferem uns dos outros. Simplesmente, a redução da quantidade aplicada sobre as plantas não oferece uma visão suficiente de seus impactos ambientais (KLETTER *et al.*, 2008). Assim, embora o risco para o ambiente esteja relacionado com a quantidade de ingrediente ativo aplicado, tal quantidade aplicada por ano não é o melhor indicador de risco (MULLEN *et al.*, 1997).

Importante observar que pode ocorrer a interação entre diferentes fatores, modificando o grau de exposição dos organismos ao produto aplicado. Tais fatores incluem as condições climáticas, propriedades do solo, topografia e muitos outros fatores específicos do local, que ao influenciar o comportamento dos pesticidas, afetam, conseqüentemente, os níveis de risco (CUYNO *et al.*, 2001).

O risco de determinado pesticida é muitas vezes definido, como o potencial inerente para causar danos juntamente com a probabilidade de exposição. Existem inúmeros modelos de indicadores de risco de um pesticida para o cálculo do seu risco ambiental. Esses modelos diferem em quatro aspectos principais: (1) os componentes da análise; (2) a estrutura matemática do modelo (por exemplo, ponderação relativa de variáveis e pontuação dos resultados); (3) o método para preencher lacunas de dados; e 4) se os dados de uso foram considerados na análise (WALTER-ECHOLS & van der WULP, 2008).

Sande *et al.* (2011) relataram que o programa de análise de riscos ambientais da Universidade de Cornell (EUA) identificou oito dos indicadores amplamente utilizados em

todo o mundo: Indicador de Risco Potencial Ambiental para Pesticidas (EPRIP), Indicador Ambiental para Pesticidas (EYP), Inquérito aos Indicadores Nacionais de Risco de Pesticidas (SYNOPS), Sistema de Previsão do Impacto Ambiental de Pesticidas (SyPEP), Indicador de Risco Ambiental de Pesticidas (PERI), Quociente de Impacto Ambiental (QIA), Avaliação de Perigos Químicos para Estratégias de Gestão (CHEMS1) e Fator de Toxicidade de Multi-Atributo (MATF). Segundo os autores, os primeiros quatro indicadores são referidos como indicadores de concentração ambiental prevista (PEC), e os últimos quatro constituem indicadores de classificação.

Kovach *et al.* (1992) relataram a tendência para busca de métodos de controle de pragas que favorecessem a redução no uso de agrotóxicos em áreas agrícolas por questões de segurança alimentar, contaminação de águas subterrâneas e maior consciência ambiental. Ou seja, busca por métodos que se enquadrem dentro do conceituado Manejo Integrado de Pragas (MIP), que por definição, é uma estratégia que utiliza uma combinação de métodos, incluindo amostragem, limiares de danos, previsibilidade de ocorrência das pragas, métodos biológicos e culturais, etc., para reduzir a população da praga alvo sem a dependência exclusivamente do uso dos químicos, com objetivo de se obter uma produção segura e econômica.

Kovach *et al.* (1992) salientaram ainda, que em períodos anteriores, os produtos químicos eram geralmente escolhidos com base na sua eficácia ou custo, sem considerar seu potencial impacto negativo ao ambiente; quando muito era levado em conta apenas o efeito dos pesticidas sobre o aplicador ou sobre algumas espécies de inimigos naturais benéficos.

Segundo Kovach *et al.* (1992), nenhum método formal estava disponível para ajudar na escolha de determinado produto baseado no meio ambiente; apontaram ainda que o Quociente de Impacto Ambiental tem sido usado para organizar os extensos dados toxicológicos disponíveis para os pesticidas em uma forma utilizável no campo.

O QIA aborda a maioria das preocupações ambientais, que são encontradas em sistemas agrícolas, incluindo o trabalhador rural, consumidor e vida selvagem, além da saúde e segurança do alimento produzido. Usando a Classificação de Uso de Campo do QIA, os agricultores podem incorporar no MIP, os efeitos ambientais, além dos dados de eficácia e custo no processo de tomada de decisão, especificamente sobre qual a melhor estratégia a ser utilizada para o controle de determinada praga. Este modelo pode também ser utilizado como método para medir o impacto ambiental de diferentes programas de manejo de pragas e pesticidas. Portanto, espera-se que, com a adoção do modelo, haja interesse das empresas em desenvolver mais pesticidas com valores mais baixos de QIA resultando assim em um sistema sustentável de produção agrícola.



Alguns autores como Urban & Cook (1986), Norton *et al.* (1992) e Klein *et al.* (1993), relatam que agricultores, consultores agrícolas e extensionistas estão sempre na busca de métodos sistemáticos para avaliar os impactos ambientais relativos aos métodos de controle de pragas. Segundo os autores, as agências reguladoras na maioria dos países registram os pesticidas e determinam como eles podem ser usados; infelizmente, na rotulagem de cada um, não há indicação dos riscos de diferentes opções e estratégias de manejo de pragas, e que possibilitasse a escolha de práticas eficazes, com o menor impacto prejudicial. Alguns dos principais problemas no desenvolvimento de sistemas de avaliação de impacto ambiental de pesticidas com sugestões de critérios essenciais para a sua utilização eficaz foi relatado por Levitan *et al.* (1995). Particularmente, para modelo QIA (Kovach *et al.*, 1992) os autores salientam que ele avalia todos os tipos de pesticidas. Inicialmente concebido por especialistas em MIP para ajudar produtores de frutas e de legumes do Estado de Nova York, EUA, a escolherem opções de baixo impacto no controle de pragas, o QIA tem sido adaptado para outros cultivos em todo o mundo.

## **2 OBJETIVOS**

A presente proposta teve como o objetivo principal demonstrar os riscos advindos do uso de produtos químicos para o controle de pragas agrícolas, utilizando como método discriminador o modelo QIA (Quociente de Impacto Ambiental).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Consulta em Base de Dados

Inicialmente, foi realizada coleta de informações sobre os parâmetros constituintes do QIA- Quociente de Impacto Ambiental, por meio de pesquisa em diferentes bases de dados e trabalhos científicos. Particularmente, para as informações relativas aos principais produtos associados ao cultivo do milho, para o controle de insetos pragas foi utilizado o banco de dados do Ministério da Agricultura, para se obter dados oficiais dos inseticidas registrados, com relação a princípio ativo, formulações comerciais, doses recomendadas e classificação (toxicológica e ambiental). (BRASIL, 2017)

#### 3.2 Determinação do QIA

Neste trabalho foi utilizado o Quociente de Impacto Ambiental (QIA), conforme já salientado, sendo este um indicador que expressa o impacto relativo dos pesticidas no ambiente através da pontuação dos seus efeitos num conjunto de categorias ambientais (KOVACH *et al.*, 1992).

O módulo primário do modelo QIA é uma equação algébrica simples que gera um índice composto de impactos ambientais, para cada ingrediente ativo de pesticidas.

O primeiro módulo foca o ingrediente ativo de determinado pesticida. O QIA resultante, denominado QIA<sub>i</sub> (Quociente de Impacto Ambiental Inerente) representa o potencial do ingrediente ativo em afetar o ambiente, quando aplicado no campo para o controle de determinada praga.

Um segundo módulo incorpora variáveis específicas relacionadas ao controle da praga alvo; ou seja, leva em consideração a concentração do ingrediente ativo em um produto formulado e a dose registrada para uso. Ao incluir as variáveis, ou seja, os aspectos de campo, o modelo propicia um novo valor do QIA, denominado de Classificação de Uso de Campo (QIA<sub>c</sub>).

Portanto, o QIA<sub>c</sub> é calculado multiplicando o valor de QIA<sub>i</sub> de tabela de um produto químico específico pela percentagem de ingrediente ativo na formulação e a sua dose a ser aplicada por unidade de área; por exemplo, por hectare (normalmente em litro ou quilograma ou litro do produto formulado).

$$\text{QIAc} = \text{QIAi} \times \% \text{ ingrediente ativo} \times \text{Dose do Produto}$$

O QIAc é portanto, um valor que permite fazer comparações entre diferentes produtos comerciais, ou mesmo, comparar estratégias de manejo de pragas; sendo que, quando mais de uma aplicação é realizada ao longo do ciclo de cultivo, sendo que os valores de QIAc são adicionados novamente para cada aplicação. O valor agregado total do QIAc reflete o impacto ambiental potencial para a estratégia de manejo de pragas seguida naquela safra. Às vezes, é também referido como um indicador de "carga ambiental". É importante observar que o QIAi se refere a ingredientes ativos e, portanto, não pode ser usado para comparar risco de produtos formulados. Para comparar o QIA de diferentes produtos, é preciso sempre comparar o QIAc. Com este valor pode-se simular os efeitos de estratégias alternativas de manejo, adicionando valores a cada produto com intensão de uso em condições de campo. Isso permite comparações de impactos ambientais de diferentes estratégias, como cultivo convencional, cultivo orgânico ou programas de MIP.

O índice QIAi considera o risco ocupacional para os trabalhadores agrícolas, neste caso incluindo quem participa diretamente das tarefas de aplicação dos produtos químicos, bem como quem faz a colheita da cultura para qual se fez a aplicação; este modelo portanto, transforma as informações de impacto ambiental relacionadas aos ingredientes ativos de um pesticida a um único valor, sendo que, quanto mais baixo o valor do QIA menor risco de impactos ambientais negativos.

As categorias ambientais consideradas foram aquelas mencionadas por Mullen *et al.* (1997) e de Sande *et al.* (2011), dividindo os impactos ambientais dos inseticidas em oito categorias: saúde humana aguda, saúde humana crônica, espécies aquáticas, aves, outros mamíferos, artrópodes, águas subterrâneas e águas superficiais. O índice QIAi é calculado através da equação 1, com as definições das variáveis e os critérios para atribuir valores a cada varável, mostrados na Tabela 1.

A fórmula utilizada para o cálculo do QIA foi a descrita por Kovach *et al.* (1992):

$$\text{QIAi} = \frac{1}{3} \left\{ C[(DT*5) + (DT*P)] + [(C*((S+P)/2)*SY) + (L)] + [(F*R) + (D*((S+P)/2)*3) + (Z*P*3) + (B*P*5)] \right\}, \quad (\text{Eq. 1})$$

Levando em conta:

### **Risco à saúde do trabalhador/aplicador do produto (RT)**

$$\mathbf{RT = C[(DT*5) + (DT*P)]} \quad \mathbf{(Eq. 2)}$$

Onde C é toxicidade crônica, DT é toxicidade dérmica aguda, e P é persistência de resíduos na superfície das plantas. A primeira metade da equação refere-se aos aplicadores de pesticidas e a segunda metade, refere-se à pessoa que trabalham na lavoura, porém não aplicam os produtos (são os chamados “colhedores”). Em função da supostamente mais provável exposição durante a aplicação dos pesticidas, a toxicidade para os aplicadores é fortemente ponderada (multiplicada por um fator de cinco).

### **Risco aos consumidores (RC)**

$$\mathbf{RC = C*((S+P) / 2) *SY) + (L)} \quad \mathbf{(Eq. 3)}$$

Onde S é a meia-vida do pesticida no solo, SY significa a sistemicidade ou o modo de ação do produto químico, e L é potencial de lixiviação; novamente, C é toxicidade crônica ou efeitos a longo prazo na saúde, e P é a persistência de resíduos na superfície das plantas.

### **Riscos ecológicos (RE)**

A biota não-alvo é representada pelos organismos indicadores como peixes, pássaros e abelhas. Os parasitas e predadores benéficos das espécies fitófagas também são incluídos devido à sua importância econômica em programas de MIP. Os impactos na biota não-humana são representados como:

$$\mathbf{RE = (F*R) + (D*((S+P) / 2) *3) + (Z*P*3) + (B*P*5)} \quad \mathbf{(Eq. 4)}$$

Onde:

F = toxicidade letal para os peixes (em 96 horas)

R= potencial de perda de superfície do pesticida, ou a probabilidade de o escoamento chegar ao peixe

D = toxicidade letal para as aves

S e P = respectivamente, meias-vidas ingrediente ativo no solo e na planta, usadas para estimar a exposição às aves

Z = toxicidade para as abelhas, que é multiplicado pela meia-vida do produto químico na planta

B = toxicidade para artrópodes benéficos.

Tabela 1 - Pesos atribuídos a cada categoria de toxicidade do pesticida na Equação 1.

Categoria ambiental	Símbolo	Peso		
		1	3	5
Saúde: efeitos de longo prazo (toxicidade crônica)	C	Pouco/nenhum	Possível	Definitivo
Toxicidade dérmica para rato (LD50, mg/kg)	DT	>2000	200 a 2000	0 a 200
Toxicidade para				
Aves (LC50 de 8 dias, ppm)	D	>1000	100 a 1000	1 a 100
Abelha	Z	Não tóxico	Moderada	Alta
Artrópodes benéficos	B	Baixo	Moderado	Alto
Peixes (96 h LC50, ppm)	F	>10	1 a 10	<1
Meia-vida da superfície da planta (semanas)	P	1 a 2	2 a 4	>4
Meia-vida do resíduo do solo (dias)	S	<30	30 a 100	>100
Modo de ação	Sy	Não sistêmico	Sistêmico	
Potencial de lixiviação	L	Pequeno	Médio	Grande
Potencial de escoamento superficial	R	Pequeno	Médio	Grande

Fonte: Kovach *et al.* (1992).

Os impactos sobre abelhas e sobre artrópodes benéficos são ponderados para ter em conta dois terços do impacto total sobre a biota não humana. Isso influencia grandemente a classificação geral do QIAi. A equação final gera uma pontuação mínima do QIA de 6,67 para uma substância hipoteticamente não danosa, como por exemplo, o parasitoide de ovos *Trichogramma pretiosum*.

O índice QIA recentemente utilizado no Brasil para herbicidas (KARAM *et al.* 2009), foi neste trabalho determinado para inseticidas registrados para o controle das principais pragas mastigadoras de milho com ênfase a *Spodoptera frugiperda*.

### 3.3 Inseticidas Analisados

Os inseticidas foram escolhidos mediante à consultas em revendas e cooperativas de diferentes regiões produtores de milho e cujas informações de registro foram obtidas no MAPA/Agrofit, programa de livre acesso ao público, em 21 de janeiro de 2017 (BRASIL, 2017).

## 4 RESULTADO E DISCUSSÃO

### 4.1 Resultado

Foram selecionados 22 ingredientes ativos cujas informações de registro estão mostradas na Tabela 2. Tais produtos apresentam diferenças na classificação toxicológica e ambiental (Figuras 1 e 2). Como já salientado, tanto para a classificação toxicológica, como para a classificação ambiental, quanto menor o seu valor mais danoso é o produto. Considerando que cada inseticida registrado no Brasil apresenta uma eficiência mínima de controle sobre a praga alvo, é possível, então, selecionar o produto para uso no campo, por outras características que não só a eficiência e custo. Estas outras características, na maioria das vezes, não estão facilmente disponibilizadas no Brasil, especialmente para o produtor rural.

Felizmente, em outros países mais desenvolvidos, existem bancos de dados sobre os pesticidas de modo geral, onde é possível obter informações diversas sobre ingredientes ativos, como o PPDB (Pesticide Properties Database, <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>).

O PPDB é uma base de dados abrangente, de identidade química, físico-química, saúde humana e dados eco toxicológicos de diversos ingredientes ativos. Foi desenvolvido pela Unidade de Pesquisa em Agricultura e Meio Ambiente (AERU) da Universidade de Hertfordshire (Reino Unido) para uma variedade de usuários finais com finalidade de apoiar avaliações e gerenciamento de risco dos produtos químicos (LEWIS *et al.*, 2016).

Na Figura 1, 31,8% entre os produtos selecionados para o trabalho sem conhecimento prévio da classificação toxicológica de cada um, são altamente perigosos (classe 1), enquanto 22,7% são da classe mais segura (classe 4), do ponto de vista da legislação brasileira. Dentre os produtos altamente perigosos, pertencem aos grupos, benzoiluréia (novalurom e clorfluazurom), metilcarbamato (methomyl e thiodicarb), piretroide (fenprothrin e esfenvalerate) e organofosforado (chlorpyrifos). No lado oposto, ou seja, os produtos menos perigosos, pertencem aos grupos benzoiluréia (lufenurom, teflubenzurom e triflumurom), diamida (tebufenozide) e biológico (*Bacillus thuringiensis*). Como pode ser observado, no grupo químico das benzoiluréias encontram produtos com classificações toxicológicas de extremo.

Já em relação à classificação ambiental (Figura 2), os produtos, chlorpyrifos, chlofluazurom, esfenvalerate, fenprothrin, methomyl, novalurom, beta-ciflutrina, thiodicarb, indoxacarbe, cypermethrin, flubendiamida, spinosad e diflubenzuron são considerados altamente perigosos (os dois primeiros) ou muito perigosos (os demais).



Portanto, através de uma consulta ao MAPA/Agrofit, é possível ter uma ideia sobre cada produto químico registrado.

Tabela 2 - Marcas comerciais, concentrações e dose dos ingredientes ativos utilizados para uso em milho.

<b>Ingrediente Ativo (Grupo)</b>	<b>Marca Comercial</b>	<b>Concentração</b>	<b>Dose ha<sup>-1</sup></b>
<i>B. thuringiensis</i> (B)	Thuricide	32 g/kg	0,4 – 0,6 Kg
Beta-cyfluthrin (P)	Bulldock 125 SC	125 g/l	0,04 L
Cypermethrin (P)	Arrivo 200 EC	200 g/l	0,05 – 0,08 L
Clorfluazurom (BZ)	Atabron 50 EC	50 g/l	0,15 -0,3 L
Chlorpyrifos (OP)	Lorsban 480 BR	480 g/l	0,4 - 0,6 L
Diflubenzuron (BZ)	Dimilin 80 WG	800 g/kg	0,03 kg
Esfenvalerate (P)	Sumidan 25 EC	25 g/l	0,6 - 0,8 L
Espinosade (E)	Tracer	480 g/l	0,0375 – 0,10 L
Fenpropathrin (P)	Danimen 300 EC	300 g/l	0,07 – 0,10 L
Flubendiamida (D)	Belt	480 g/l	0,10 – 0,15 L
Gamma-cyhalothrin (P)	Nexide	150 g/l	0,025 L
Indoxacarbe (OX)	Avaunt 150	150 g/l	0,25 - 0,40 L
Lambda- cyhalothrin (P)	Karate zeon 250 CS	250 ml/l	0,03 L
Lufeniurom (BZ)	Match EC	50 g/l	0,30 L
Methomyl (MC)	Lannate BR	215 g/l	0,40 - 0,6 L
Methoxyfenozide (DIA)	Intrepid 240 SC	240 g/l	0,15 – 0,18 L
Novalurom (BZ)	Rimon 100 EC	100 g/l	0,15 L
Permethrin (P)	Pounce 384 EC	384 g/l	0,065 L
Tebufenozide (DIA)	Mimic 240 SC	240 g/l	0,30 L
Teflubenzurom (BZ)	Nomolt 150	150 g/l	0,05 – 0,10 L
Thiodicarb (MC)	Larvin	200 g/kg	0,10 – 0,15 Kg
Triflumurom (BZ)	Alsystin SC	0,480 g/l	0,05 L

Fonte: MAPA/Agrofit, janeiro 2017. Grupo: B = biológico; P = piretroide; E = espinosina; D = diamida; OX = oxidiazina; BZ = benzoiluréia; MC = metilcarbamato; DIA = diacilhidrazina; OP = organofosforado; E = espinosina

Figura 1 - Distribuição dos ingredientes ativos usados em milho para o controle de insetos pragas, por classificação toxicológica. Adaptado de MAPA/Agrofit 2017.

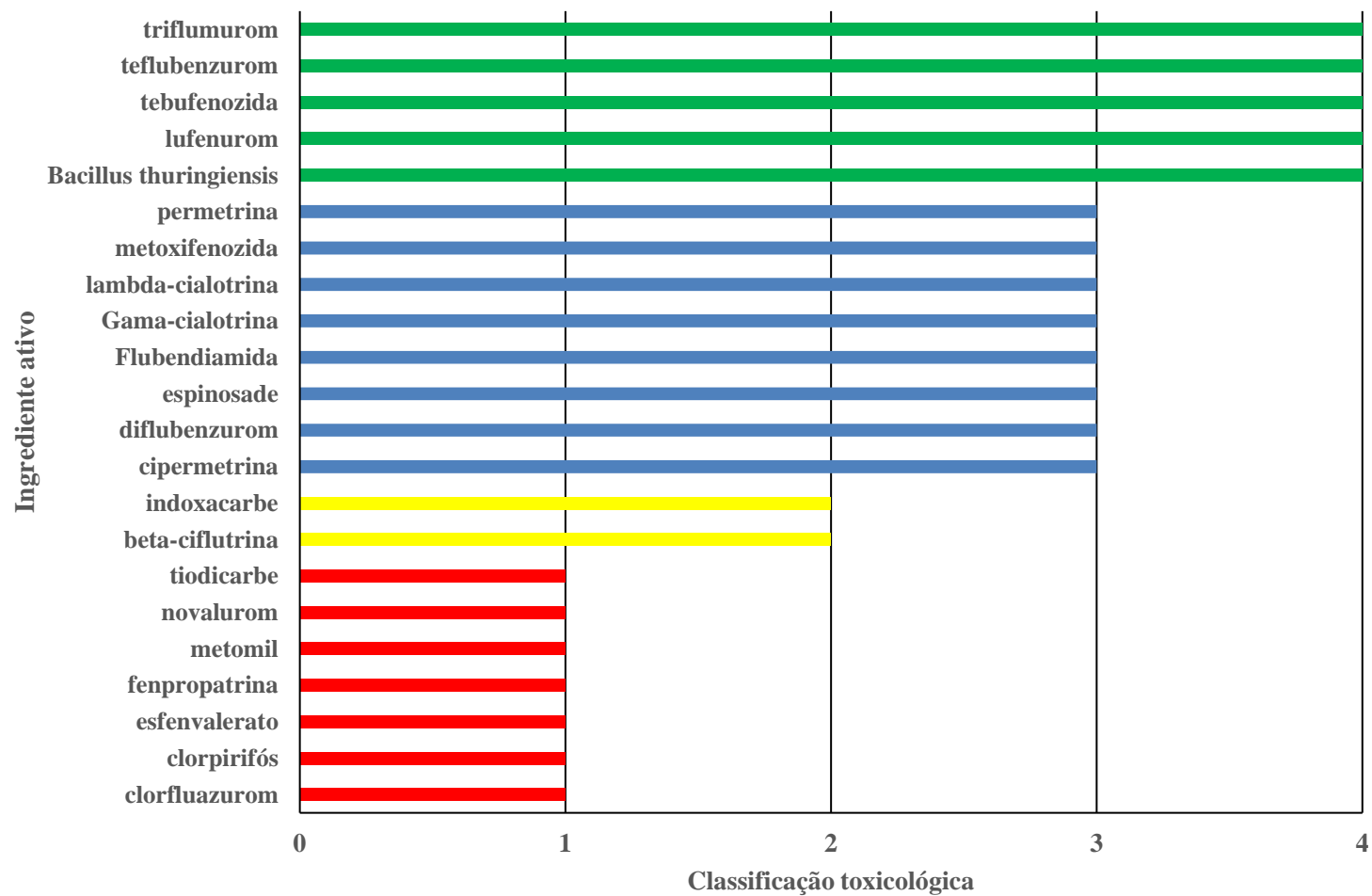
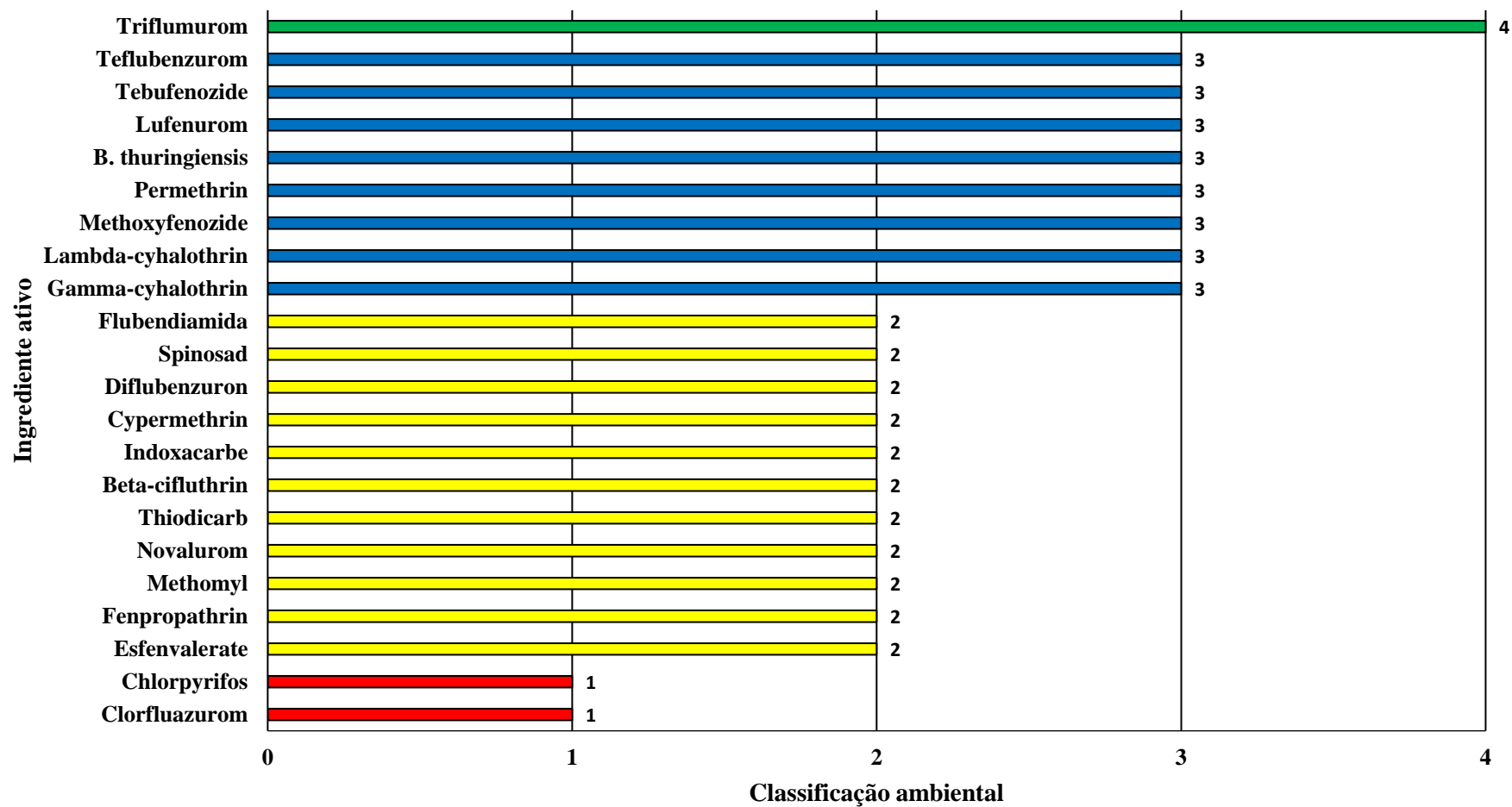


Figura 2 - Distribuição dos ingredientes ativos usados em milho para o controle de insetos pragas, por classificação ambiental. Adaptado de MAPA/Agrofit 2017.



A Tabela 3 mostra o impacto dos ingredientes ativos sobre a saúde. Podem ser observados os valores de dose letal quando a intoxicação é via dérmica ou via oral. A dose letal (DL50) é utilizada no cálculo do QIA. Apenas para comparação foi incluída também a concentração letal (inalação) dos produtos (CL50). Há grande variação nos valores de cada produto nos três parâmetros mostrados. Na Tabela 1 é mostrado os pesos adotados para o cálculo do QIA correspondente a cada produto. De acordo com os critérios mostrados, os pesos assumidos são 1, 3 e 5, para cada categoria ambiental, sendo o menor valor sempre indicando menor impacto. Alguns ajustes fora da faixa pré-estabelecida foram realizados para determinados ingredientes ativos (KOVACH *et al.*, 1992; ESENHOUR *et al.*, 2015).

Na Tabela 4 encontram-se os pesos atribuídos aos ingredientes ativos relacionados à meia-vida de cada um, tanto na superfície da planta (P) ou no solo (S). Inclui também os pesos relativos à lixiviação (L), sistemicidade (S) e potencial de escoamento superficial (R).

De maneira similar, na Tabela 5 podem ser observados os impactos ambientais potenciais dos ingredientes ativos medidos através da dose letal oral para pássaros e abelhas e através da concentração letal para peixes. Tais impactos são muito importantes, especialmente no caso das abelhas e pássaros, frequentadores comuns em áreas agrícolas e sujeitos à ação direta das pulverizações. Igualmente importante são os efeitos dos produtos sobre os insetos benéficos, notadamente aqueles que atuam como agentes de controle biológico natural das pragas. Neste caso em particular, o peso atribuído ao efeito dos produtos é máximo (KOVACH *et al.*, 1992; ESENHOUR *et al.*, 2015)

Tabela 3 - Aspectos relativos à saúde humana para os ingredientes ativos utilizados para determinação do Quociente de Impacto Ambiental<sup>1</sup>

Ingrediente ativo	DL50 dermal		CL50 inalação	DL50 oral agudo	
	Mg kg <sup>-1</sup>	DT	Mg l <sup>-1</sup>	Mg kg <sup>-1</sup>	C
<i>B. thuringiensis</i>	>10000	1		>12000	1
Beta-cyfluthrin	>5000	1	0,081	>77	1
Cypermethrin	>2000	1	3,28	287	1
Clorfluazurom	>1000	1	>2,4	>8500	2
Chlorpyrifos	>1250	1	0,1	64	1,9
Diflubenzuron	>2000	1	>2,5	4640	1
Esfenvalerate	>5000	1	0,48	>2000	1
Fenpropathrin	870	3	0,096	870	1
Flubendiamida	2000	1	0,069	>2000	0,3
Gamma-cyhalothrin	1643	1	0,028	55	1,5
Indoxacarbe	>5000	1	>5,5	268	1,9
Lambda-cyhalothrin	>632	3	0,066	56	1
Lufenurom	>2000	1	>2,35	>2000	1
Methomyl	>2000	1	0,215	30	1
Methoxyfenozide	5000	1	>4,3	>5000	1
Novalurom	>2000	1	5,15	>5000	1
Permethrin	>2000	1	>0685	>430	1
Spinosad	>5000	1	>5,18	>2000	2,5
Tebufenozide	>2000	1	>4,3	>5000	1
Teflubenzurom	>2000	1	>5,04	>5038	1
Thiodicarb	>2000	1	0,66	50	1,9
Triflumurom	>5000	1	>5,03	>5000	3

<sup>1</sup> DL, Dose Letal; CL, Concentração Letal

Tabela 4 - Peso atribuído à meia vida na superfície da planta (P) e no solo (S), à Lixiviação (L), Sistemicidade (SY) e ao Potencial Escoamento Superficial (R) dos ingredientes ativos utilizados na determinação do Quociente de Impacto Ambiental.

Ingrediente ativo	Meia-vida		Lixiviação L	Sistemicidade SY	Potencial Escoamento Superficial R
	Planta	Solo			
	P	S			
<i>B. thuringiensis</i>	1,9	3	1	1	5
Beta-cyfluthrin	1	4,9	1	1	1
Cypermethrin	5	3	1	1	5
Clorfluazurom	5	3	1	1	5
Chlorpyrifos	5	1	1	1	5
Diflubenzuron	5	1	1	1	1,7
Esfenvalerate	3	1	1	1	5
Fenpropathrin	3	1	1	1	5
Flubendiamida	3	5	1	1	5
Gamma-cyhalothrin	1,9	1	1	1	5
Indoxacarbe	3	1	1	1	5
Lambda-cyhalothrin	5	1	1	1	5
Lufenurom	5	5	1	1	5
Methomyl	3	3	5	1	1
Methoxyfenozone	5	3	3	1	3
Novalurom	1	3	3	1	5
Permethrin	5	3	1	1	5
Spinosad	1	1	1	1	1
Tebufenozide	5	1	3	1	3
Teflubenzurom	5	1	1	1	3
Thiodicarb	3	1	1	1	3
Triflumurom	5	1	1	1	5

Tabela 5 - Impacto potencial dos diferentes ingredientes ativos utilizados na determinação do Quociente de Impacto Ambiental, sobre organismos não alvo<sup>1</sup>.

Ingrediente ativo	DL50 oral agudo (pássaro)		DL50 oral agudo 96h (peixe)		DL50 oral agudo 48h (abelha)	
	mg kg <sup>-1</sup>	D	mg l <sup>-1</sup>	F	µg bee <sup>-1</sup>	Z
<i>B. thuringiensis</i>	>10000	1	>400	1	>11000	1
Beta-cyfluthrin	>2000	1	0,000068	5	0,05	5
Cypermethrin	>10000	1	0,0028	5	0,035	5
Clorfluazurom	>2510	1	>300	1	>1000	1
Chlorpyrifos	13,3	5	0,0013	5	0,25	5
Diflubenzuron	>5000	1	0,13	3	>25	3
Esfenvalerate	1312	3	0,0001	5	0,21	5
Fenpropathrin	1089	3	0,0023	5	<0,05	5
Flubendiamida	>2000	1	0,06	5	>200	1
Gamma-cyhalothrin	>2000	1	0,000035	5	42	3
Indoxacarbe	98	5	0,65	3	0,26	5
Lambda-cyhalothrin	>3950	1	0,00021	5	0,91	5
Lufenurom	2000	1	>29	3	>197	1
Methomyl	24,2	5	0,63	3	0,28	5
Methoxyfenozide	>2250	1	>4,2	3	>100	1
Novalurom	>2000	1	>1,0	3	>100	1
Permethrin	>9800	1	0,0125	5	<2	5
Spinosad	>2000	1	30	3	0,05	5
Tebufenozide	>2150	1	3,0	3	>100	1
Teflubenzurom	>2250	1	>0,0065	5	72	3
Thiodicarb	2023	1	1,4	3	0,153	5
Triflumurom	561	1	>0,021	5	>226	1

<sup>1</sup> DL, Dose Letal

Embora ainda com carência de resultados, especialmente devido à complexidade do assunto, na Tabela 6 observa-se as consequências que podem ser advindas da exposição humana aos produtos químicos (PPDB). Por exemplo, permethrin, inclusive utilizado em residências e detetização, está entre os produtos que podem certamente ser carcinogênicos; os produtos cypermethrin, teflubenzurom e thiodicarb possivelmente podem também estar associados à mesma consequência. Os demais produtos, com exceção de chlorfluazurom, para o qual não foi encontrado nenhum dado sobre o assunto, não são carcinogênicos. Para as demais consequências, considerando valores observados entre 38,1 e 66,7% dos ingredientes ativos, estão os efeitos de sensibilidade da pele, neurotóxico, disruptor endócrino, irritante para as vias respiratórias, efeitos na reprodução e no desenvolvimento e irritação dos olhos.

A Figura 3, mostra nitidamente o maior impacto dos produtos sobre os organismos não alvo, como pássaros, peixes e abelhas, em relação ao impacto ambiental (IA)

sobre o trabalhador rural e sobre o consumidor. Por exemplo, mesmo para o menor impacto ambiental sobre os organismos não alvo, observado para *B. thuringiensis* (IA = 30,7), tal valor foi 4,4 vezes superior ao IA sobre o trabalhador rural e 15,5 vezes superior ao IA sobre o consumidor.

A Tabela 7 mostra o impacto ambiental potencial dos inseticidas estudados, sobre o ser humano, incluindo trabalhador rural e o consumidor e sobre os organismos não alvo, como peixes, pássaros, abelhas e organismos benéficos, neste caso, especialmente aqueles responsáveis pelo controle biológico de insetos pragas. Mostra também o QIA inerente. Tais resultados foram obtidos do trabalho originalmente publicado por Kovach *et al.*, 1992 e atualizado por Esenhour *et al.* (2015). Como já salientado o modelo QIAi (inerente) agrega as informações de impacto ambiental de um determinado ingrediente ativo de um pesticida a um único valor, sendo os valores mais baixos do QIA indicando menor risco de impactos ambientais negativos.

A Figura 4 mostra o impacto ambiental potencial dos diferentes ingredientes ativos sobre peixes. Didaticamente podem ser diferenciados quatro grupos distintos; os produtos de menor impacto ambiental sobre os peixes, em número de seis ingredientes ativos (27,3% do total), apresentaram índice cinco. Entre tais produtos, encontra-se o *B. thuringiensis*, um inseticida biológico. No lado extremo, os produtos com maior potencial para causar problemas aos peixes, representam 45,5% do total analisado. Ou seja, 10 dos 22 ingredientes ativos estão no extremo negativo. Estes resultados indicam o potencial de cada ingrediente ativo de causar danos aos peixes. Portanto, a proximidade de fontes de água e, obviamente com peixes, em áreas agrícolas onde se realiza pulverizações para o controle de pragas, magnifica o risco de contaminação, tanto da água, quanto dos peixes.

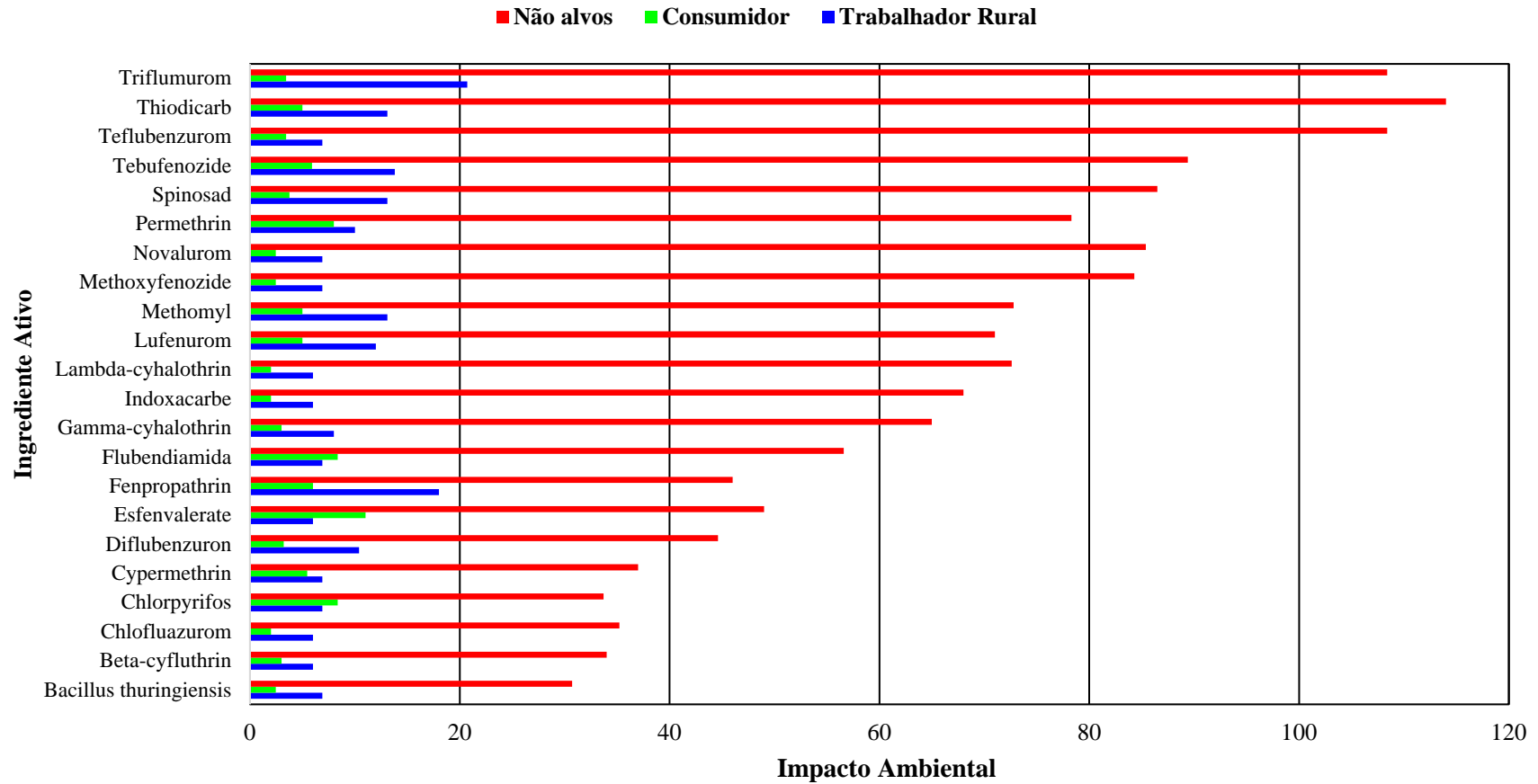


Tabela 6 - Consequência que podem ser advindas da exposição humana aos ingredientes ativos utilizados para determinação do QIA

Ingrediente ativo	C	M	Disruptor endócrino	Efeitos na Reprodução/ Desenvolvimento	Inibidor da colinesterase	Neurotóxico	Irritante para as vias respiratórias	Irritante para a pele	Sensibilizador para a pele	Irritante para os olhos	Fototóxico
Beta-cyfluthrin	X	-	?	?	X	S	-	-	-	-	-
Cypermethrin	?	X	?	?	X	X	S	S	-	S	-
Clorfluazurom	-	-	-	-	X	-	-	-	-	S	-
Chlorpyrifos	X	X	?	S	S	S	X	?	S	?	-
Diflubenzuron	X	X	X	X	X	X	S	X	-	?	-
Esfenvalerate	X	X	?	S	X	?	-	?	S	X	-
Fenpropathrin	X	-	-	-	X	X	S	-	-	-	-
Flubendiamida	X	X	S	?	X	X	X	X	-	?	-
Gamma-cyhalothrin	X	-	?	S	X	S	-	S	S	S	-
Indoxacarbe	X	-	?	?	X	S	X	S	S	S	-
Lambda-cyhalothrin	X	X	X	?	X	?	S	?	S	S	-
Lufenurom	X	-	X	?	X	X	S	?	S	X	-
Methomyl	X	X	?	-	S	?	S	X	-	S	-
Methoxyfenozide	X	X	?	X	X	X	-	?	X	?	-
Novalurom	X	-	-	X	X	X	?	?	-	X	-
Permethrin	S	X	S	S	?	S	-	S	-	S	-
Spinosad	X	-	X	-	X	X	-	-	?	?	-
Tebufenozide	X	-	-	X	X	-	-	X	-	X	-
Teflubenzurom	?	X	-	X	X	-	S	?	-	?	-
Thiodicarb	?	-	-	-	S	S	S	X	?	?	-
Triflumurom	X	-	X	?	X	X	S	X	-	X	-

C = carcinogênico; M = mutagênico; S = sim, conhecido por causar um problema; X = conhecido por não causar um problema; ? = possivelmente pode causar danos, status não identificado; - = nenhum dado encontrado. Fonte:

Figura 3 - Impacto ambiental potencial de diferentes ingredientes ativo de inseticidas registrados para uso em milho, sobre o trabalhador rural, o consumidor dos produtos e sobre os organismos não alvo.



O efeito potencial dos ingredientes ativos sobre os pássaros foi variável (Figura 5), com destaque para o methomyl, com o maior impacto ambiental entre todos os produtos (30). Sobre os peixes seu índice foi 15 (Figura 4), figurando numa posição intermediária. Novamente, como no caso dos peixes, também seis ingredientes ativos figuraram entre os menos impactantes para os pássaros, porém, com coincidência apenas os produtos beta-cyfluthrin, *B. thuringiensis* e spinosad. Além destes produtos, foram incluídos flubendiamida, thiodicarb e fenpropathrin. O produto triflumurom, com baixo impacto sobre os peixes, figurou entre os mais tóxicos para os pássaros.

O impacto ambiental potencial dos ingredientes ativos para abelhas (Figura 6) variou de três (novalurom) a 45 (permethrin); com índices iguais ou superiores a 15 enquadraram 59% dos produtos. Atualmente, há uma preocupação mundial sobre a redução da população de abelhas e de outros polinizadores. Os resultados mostrados na Figura 6 sugerem que os produtos químicos podem de fato, contribuir com tal redução. Conforme relatado por Vannette *et al.* (2015), algumas espécies de abelhas têm períodos longos de forrageamento, o que poderiam aumentar em muito a exposição ou a sensibilidade às aplicações de agrotóxicos.

Os impactos sobre abelhas e sobre artrópodes benéficos são ponderados para ter em conta dois terços do impacto total sobre a biota não humana. Isso influencia grandemente a classificação geral do QIA. E esta ponderação é importante, especialmente em relação aos benéficos, notadamente aqueles com capacidade de atuar a ponto de reduzir a população de determinada praga a nível insuficiente para causar danos econômicos (Cruz, 2015).

Os resultados mostrados na Figura 7, claramente indicam a grande variação no potencial dos diferentes ingredientes ativos para causar danos aos insetos benéficos. A amplitude do índice de impacto ambiental foi de um mínimo de 9,5 (flubendiamida) a um máximo de 61,8 (permethrin). Vale ressaltar que o índice máximo verificado para abelha também foi do produto permethrin (45). Nas Figuras 8 e 9 estão demonstrados os índices ambientais dos seis ingredientes ativos com menores valores, respectivamente, para peixe e pássaros, e abelhas e organismos benéficos. Por exemplo, o produto biológico *B. thuringiensis* apresentou valores entre 4,4 e 5,7 em relação a abelha, pássaro e peixe. No entanto, o índice subiu para 15,6 em relação aos organismos benéficos. Na realidade, como já mencionado, o modelo QIA é bem rígido em relação aos benéficos. Este fato é relevante pois, a redução na biodiversidade de agentes de controle biológico pode levar ao aumento no número de aplicações de inseticidas e desequilibrar ainda mais o sistema produtivo

Tabela 7 - Variáveis utilizadas para o cálculo do Quociente de Impacto Ambiental Inerente (QIAi) de ingredientes ativos registrados em milho<sup>1</sup>.

Ingrediente ativo	Impacto ao ser humano <sup>2</sup>					Impacto aos organismos não alvo <sup>2</sup>					Total (k)	QIAi (c+f+k) /3
	Aplicador C*(DT*5) (a)	Coletor C*(DT*P) (b)	Trabalhador Rural (c=a+b)	Consumidor C*((S+P) /2) *SY (d)	Lixiviação água subterrânea (e)	Consumidor + Lixiviação (f=d+e)	Peixe (F*R) (g)	Pássaros (D*((S+P) /2*3) (h)	Abelha (Z*P*3) (i)	Benéficos (B*P*5) + (P) (j)		
<i>B. thuringiensis</i>	5,0	1,9	6,9	1,5	1,00	2,45	5,00	4,4	5,7	15,6	30,7	13,35
Beta-cyfluthrin	5,0	1,9	6,9	1,5	1,00	2,45	5,00	4,4	28,5	47,5	34	14,33
Chlofluaзуrom	9,5	3,6	13,1	4,0	1,00	4,99	25,00	6,3	5,7	35,8	35,2	14,40
Chlorpyrifos	5,0	1,0	6,0	1,0	1,00	2,00	25,00	9,0	15,0	23,6	33,7	16,32
Cypermethrin	10,0	3,8	13,8	4,9	1,00	5,90	25,00	7,4	28,5	28,5	37	16,45
Diflubenzuron	5,0	3,0	8,0	2,0	1,00	3,00	5,00	6,0	9,0	45,0	44,6	19,40
Esfenvalerate	5,0	1,9	6,9	2,5	1,00	3,45	25,00	7,4	28,5	47,5	49	22,00
Fenpropathrin	5,0	1,0	6,0	1,0	1,00	2,00	25,00	3,0	15,0	25,0	46	23,33
Flubendiamida	7,5	2,9	10,4	2,2	1,00	3,20	25,00	4,4	5,7	9,5	56,6	23,95
Gamma-cyhalothrin	9,5	3,6	13,1	4,0	1,00	4,99	25,00	13,0	28,5	47,5	65	25,33
Indoxacarbe	5,0	1,9	6,9	1,5	1,00	2,45	25,00	13,1	28,5	17,7	68	25,33
Lambda-cyhalothrin	15,0	5,7	20,7	2,5	1,00	3,45	25,00	7,4	28,5	47,5	72,6	26,87
Lufenuron	5,0	1,9	6,9	7,4	1,00	8,35	5,00	7,4	5,7	15,6	71	29,33
Methomyl	5,0	1,0	6,0	6,0	5,00	11,00	3,00	6,0	15,0	25,0	72,8	30,30
Methoxyfenozide	5,0	5,0	10,0	5,0	3,00	8,00	9,00	15,0	15,0	39,3	84,3	31,22
Novaluron	5,0	1,0	6,0	2,0	1,00	3,00	15,00	6,0	3,0	10,0	85,4	31,58
Permethrin	10,0	2,0	12,0	4,0	1,00	5,00	25,00	6,0	15,0	25,0	78,3	32,10
Spinosad	5,0	1,0	6,0	1,0	1,00	2,00	5,00	3,0	15,0	12,2	86,5	34,45
Tebufenozide	5,0	1,9	6,9	2,5	3,00	5,45	9,00	7,4	5,7	14,9	89,4	36,37
Teflubenzuron	5,0	1,90	6,9	7,4	1,00	8,35	15,00	7,4	5,7	28,5	108,4	39,58
Thiodicarb	15,0	3,0	18,0	3,0	3,00	6,00	9,00	3,0	9,0	25,0	114	44,03
Triflumurom	9,5	3,6	13,1	2,8	1,00	3,76	5,00	15,2	18,8	47,5	108,4	44,18

<sup>1</sup>Fonte: Kovach *et al.* (1992) e Esenhour *et al.* (2015); <sup>2</sup>DT = Toxicidade dérmica aguda; F = Toxicidade para os peixes; Z = Toxicidade para as abelhas; C = Efeitos crônicos sobre a saúde; L = Potencial de lixiviação; B = Toxicidade para Artrópodes benéficos P = Meia vida do resíduo na superfície das plantas; S = Meia-vida do resíduo do solo; R = Potencial de escoamento (“Runoff”).

<sup>2</sup>Fórmulas: Aplicador C\*(DT\*5); Coletor C\*(DT\*P); Consumidor C\*((S+P) /2) \*SY; Peixe (F\*R); Pássaros (D\*((S+P) /2\*3); Abelha (Z\*P\*3); Benéficos, (B\*P\*5) + (P)

Figura 4 - Impacto ambiental potencial de diferentes ingredientes ativos de inseticidas registrados para uso em milho, sobre peixes.

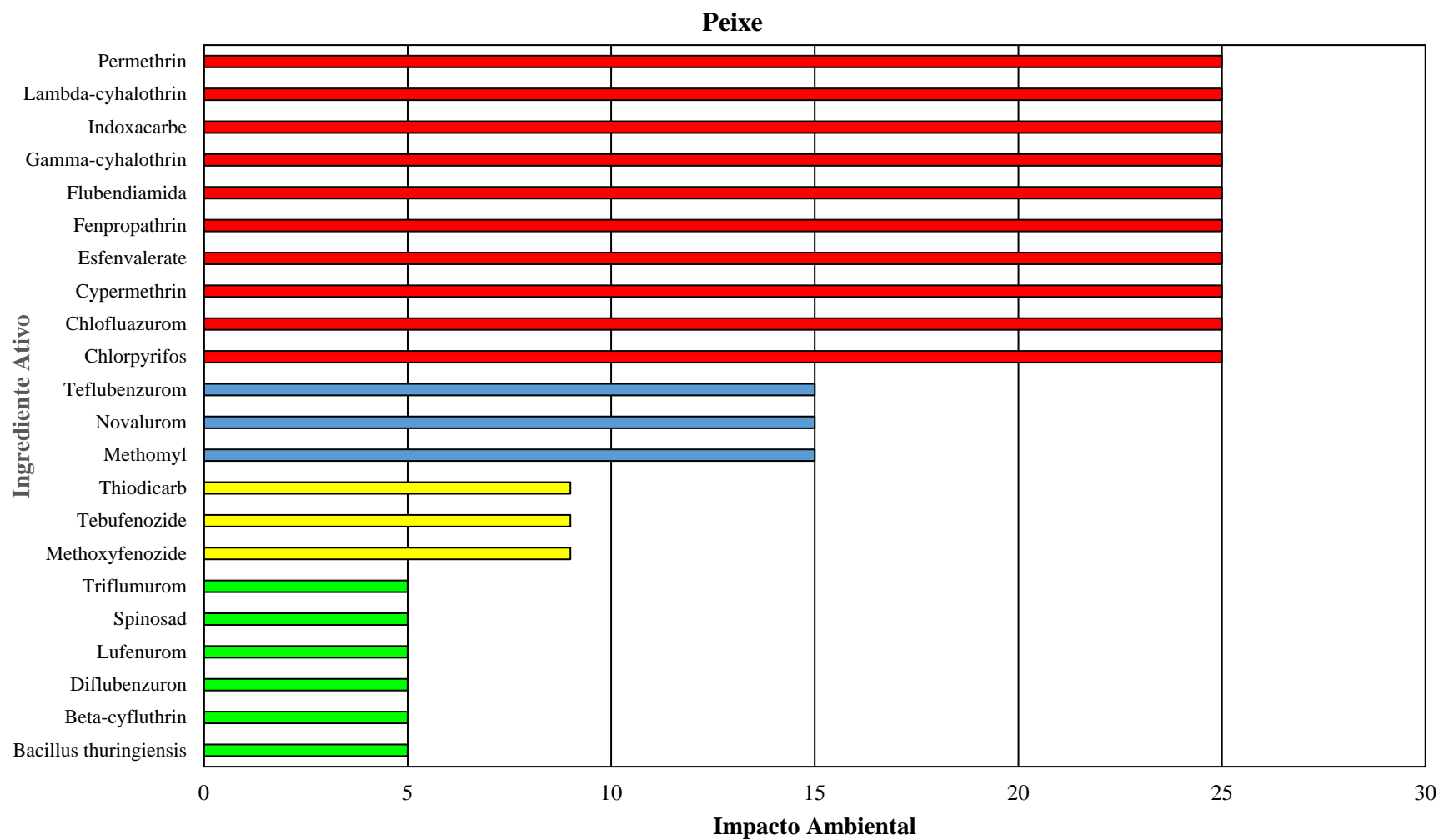


Figura 5 - Impacto ambiental potencial de diferentes ingredientes ativos de inseticidas registrados para uso em milho, sobre pássaros.

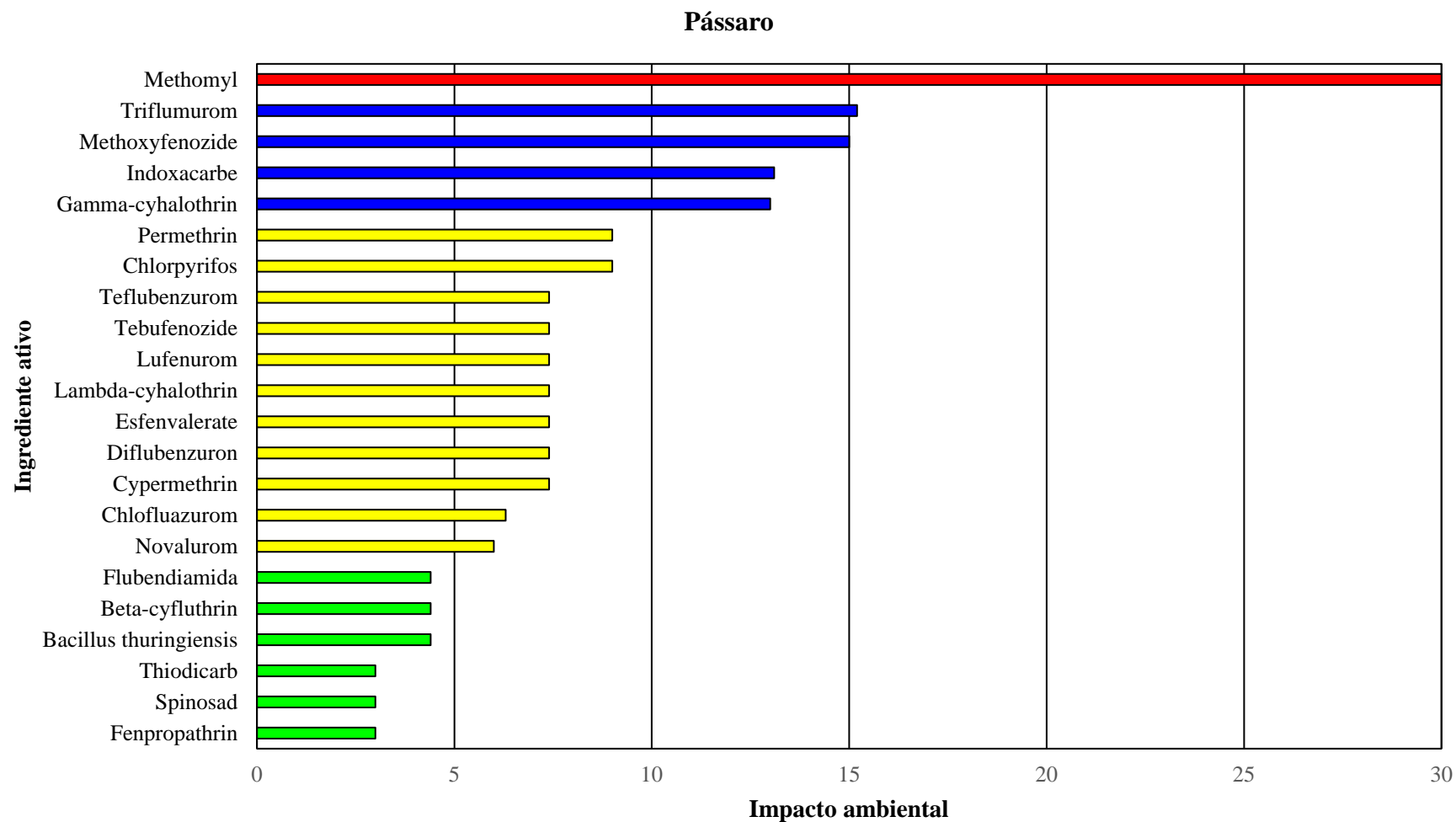


Figura 6 - Impacto ambiental potencial de diferentes ingredientes ativos de inseticidas registrados para uso em milho, sobre abelha.

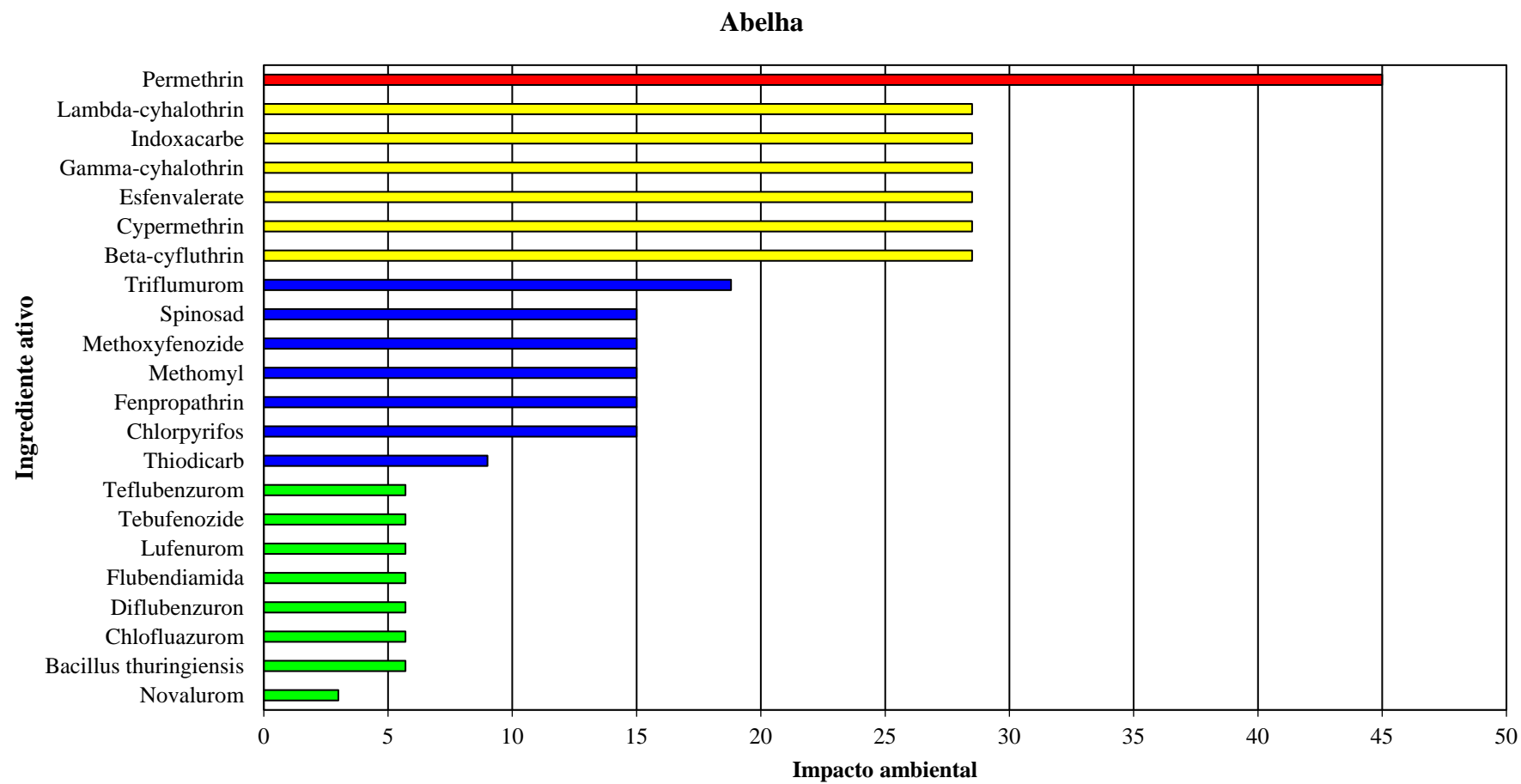


Figura 7 - Impacto ambiental potencial de diferentes ingredientes ativos de inseticidas registrados para uso em milho, sobre organismos benéficos.

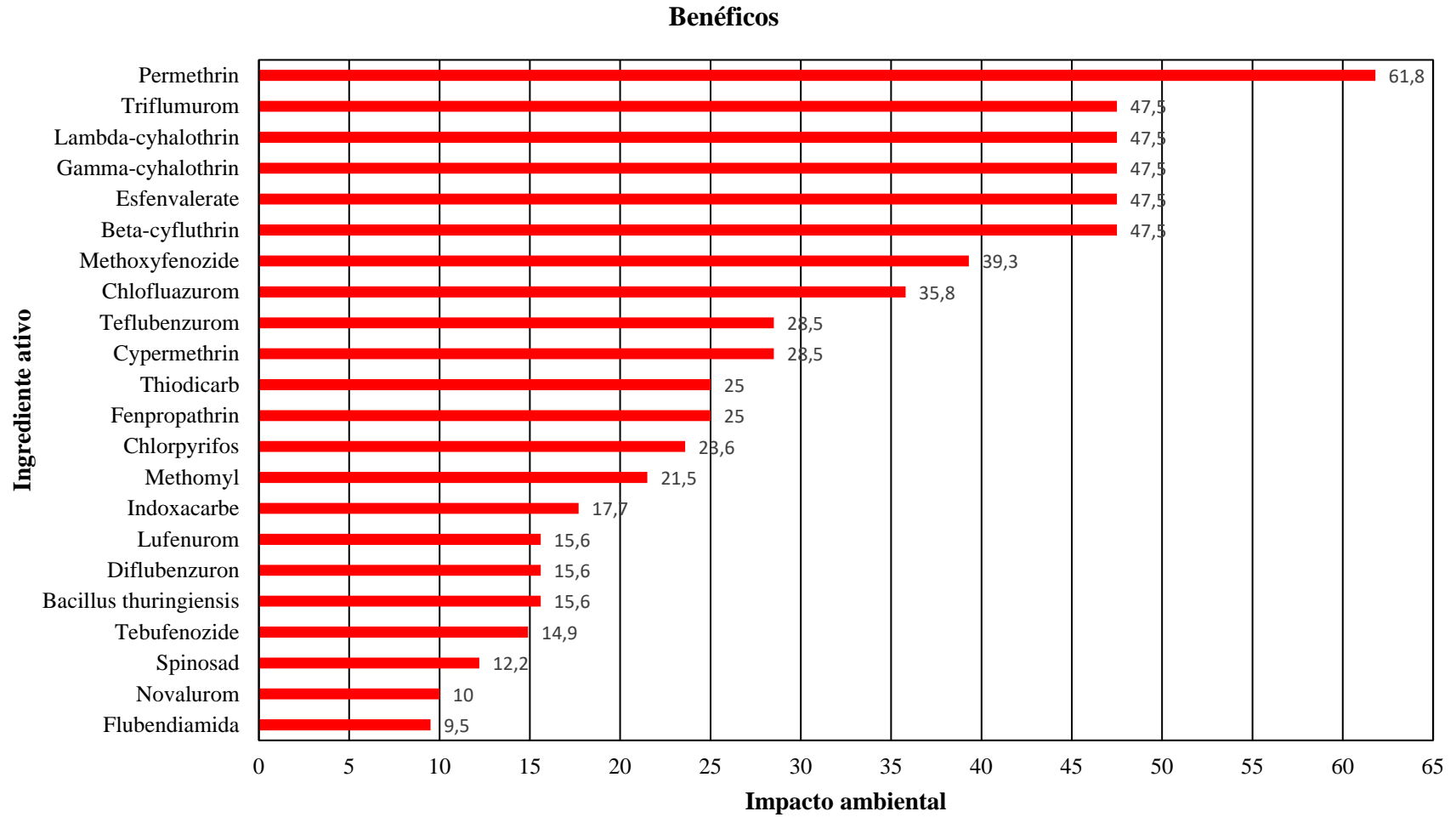




Figura 8 - Comparação relativa entre ingredientes ativos com os menores índices de impacto ambiental sobre peixes e pássaro.

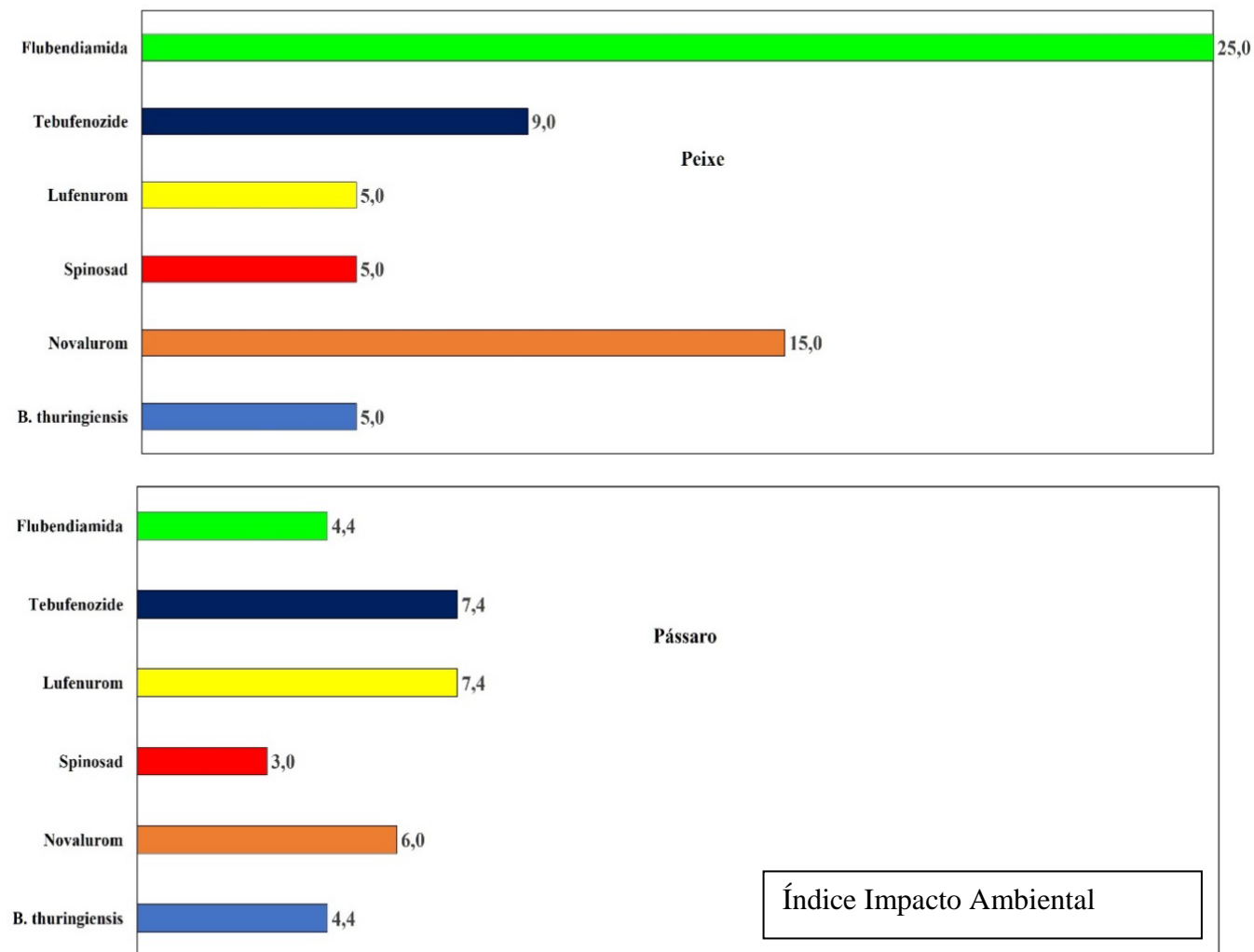
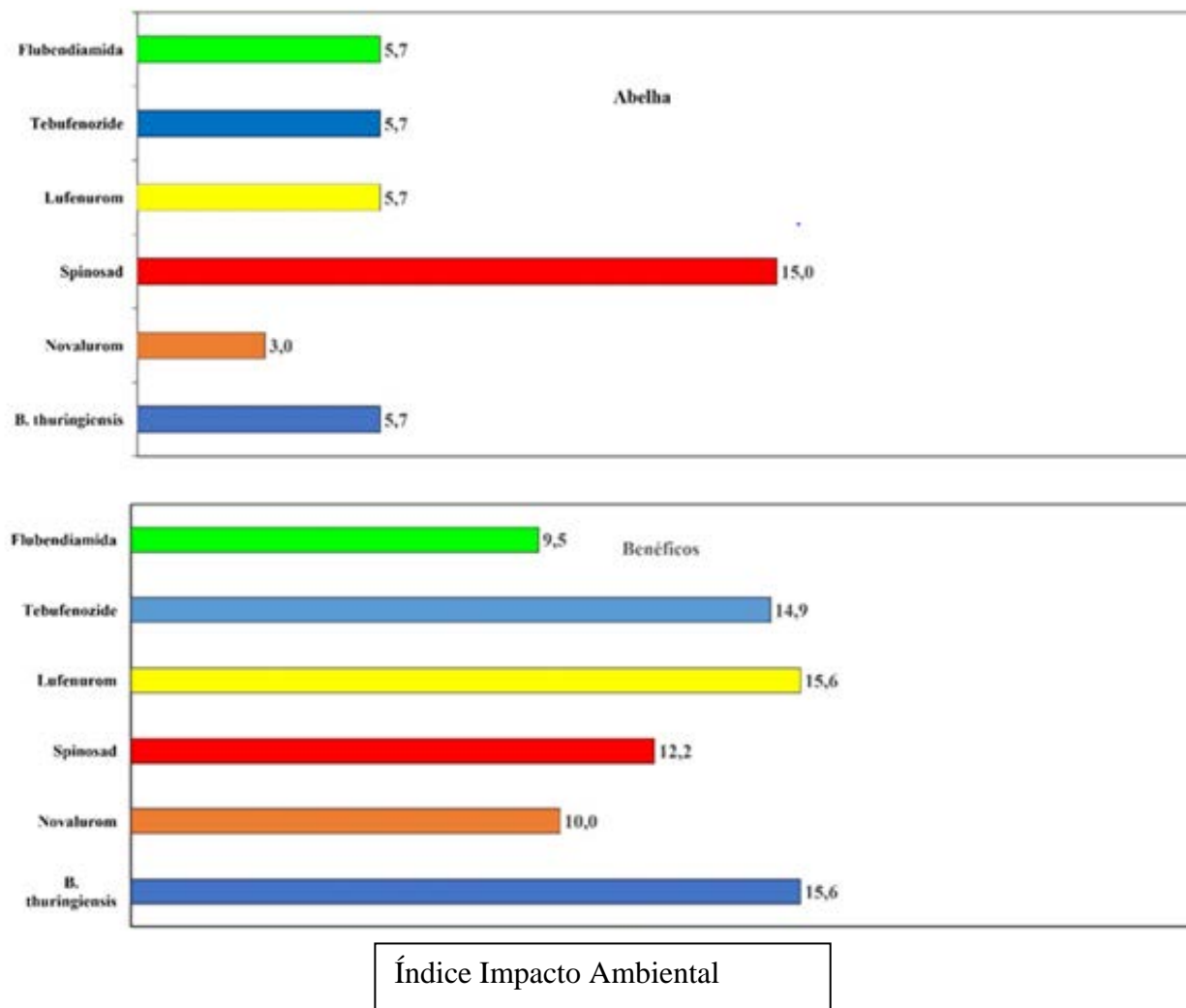


Figura 9 - Comparação relativa entre ingredientes ativos com os menores índices de impacto ambiental sobre abelhas e organismos benéficos



A última coluna da Tabela 7 e a Figura 10 mostram o Quociente de Impacto Ambiental (QIAi) inerente a cada ingrediente ativo. Os valores extremos foram 13,13 (*B. thuringiensis*) a 44,05 (lambda-cyhalothrin). O cálculo é baseado no valor médio dos impactos ambientais sobre o ser humano (trabalhador rural e consumidor) e sobre os organismos não alvo. Embora com valores diferentes, não se pode fazer uma comparação simplista dos ingredientes ativos. Há de considerar o uso de campo de cada um, onde se leva em consideração a concentração do ingrediente ativo no produto comercial e a dose utilizada e até mesmo o número de aplicações.

A inclusão dos parâmetros de uso no campo permite calcular um novo valor de QIA, que pode ser maior ou menor do que o valor do QIA inerente, porém, permite a comparação prática entre os produtos comerciais que efetivamente são utilizados no controle de pragas (Tabela 8). Como pode ser observado, alguns produtos têm registros para duas doses diferentes para uso em milho (Tabela 2).

O produto biológico *B. thuringiensis* com QIAi de 13,33 passou para um valor de 25,59 quando aplicado no campo (QIAc); ou seja, o valor de campo foi quase o dobro do valor inerente. Por outro lado, o produto beta-cyfluthrin inverteu a situação passando de uma QIAi de 31,6 para um QIAc de 15,79, em função, principalmente da baixa dose de registro para uso no campo. Outro fato importante pode ser visto com o produto chlorpyrifos que de um QIAi de 26,9 passou para 515,52 na dose inferior e 773,28 na maior dose.

A Figura 11, mostra, graficamente, a diferença entre o valor QIA inerente e o QIA de campo quando se considera a concentração do ingrediente ativo no produto comercial e a dose registrada para uma aplicação em áreas agrícolas. Tal informação é fundamental para orientar os profissionais envolvidos na agricultura a escolher aqueles produtos que sejam menos agressivos ao sistema produtivo incluindo toda a cadeia alimentar.

Figura 10 - Valores de Quociente de Impacto Ambiental inerente (QIAi) dos diferentes ingredientes ativos para uso em milho para o controle de insetos pragas.

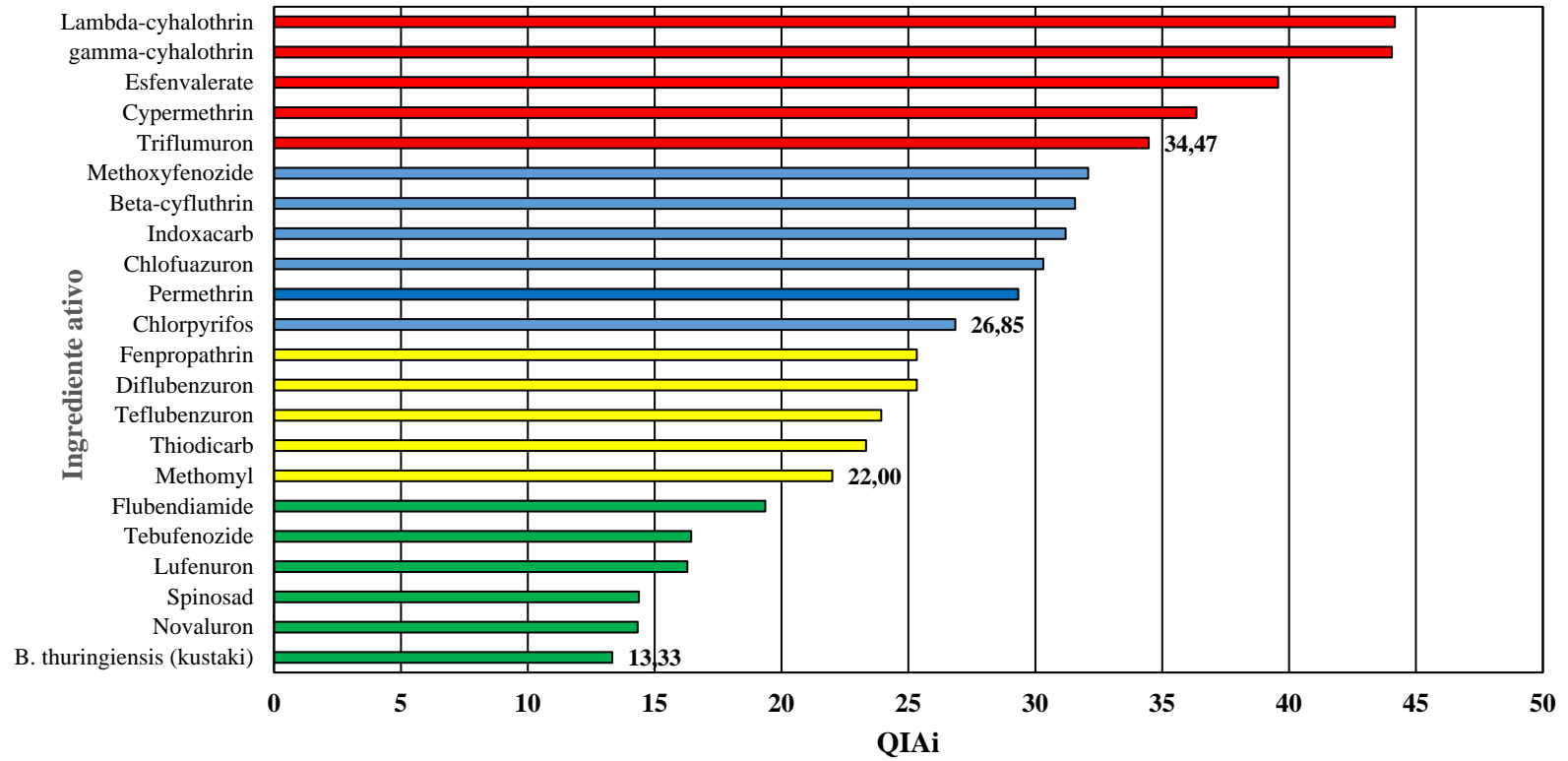


Tabela 8 - Quociente de Impacto Ambiental, inerente (QIAi)<sup>1</sup> e de campo (QIAc) para diferentes ingredientes ativos usado em milho, em uma única pulverização.

Ingrediente ativo	QIAi	Concentração	ia (%)	Dose (K ou L/hectare)		QIAc <sup>2</sup>	
				Menor	Maior	Dose menor	Dose maior
<i>B. thuringiensis</i>	13,3	32 g/kg	3,20	0,40	0,60	17,06	25,59
Beta-cyfluthrin	31,6	125 g/l	12,50	0,04		15,79	
Chlorpyrifos	26,9	480 g/l	48,00	0,40	0,60	515,52	773,28
Clorfluazurom	30,3	50 g/l	5,00	0,15	0,30	22,73	45,47
Cypermethrin	36,4	200 g/l	20,00	0,05	0,08	36,35	58,16
Diflubenzuron	25,3	800 g/kg	80,00	0,03		60,79	
Esfenvalerate	39,6	25 g/l	2,50	0,60	0,80	59,36	79,14
Fenpropathrin	25,3	300 g/l	30,00	0,07	0,10	53,19	75,99
Flubendiamida	19,4	480 g/l	48,00	0,10	0,15	92,93	139,39
Gamma-cyhalothrin	44,1	150 g/l	15,00	0,03		16,52	
Indoxacarbe	31,2	150g/l	15,00	0,25	0,40	116,96	187,14
Lambda-cyhalothrin	44,2	250 ml/l	25,00	0,03		33,13	
Lufenurom	16,3	50 g/l	5,00	0,30		24,44	
Methomyl	22	215 g/l	21,50	0,40	0,60	189,20	283,80
Methoxyfenozide	32,1	240 g/l	24,00	0,15	0,18	115,49	138,59
Novalurom	14,3	100 g/l	10,00	0,15		21,50	
Permethrin	29,3	384 g/l	38,40	0,07		73,21	73,21
Spinosad	14,4	480 g/l	48,00	0,04	0,10	25,88	69,02
Tebufenozide	16,4	240 g/l	24,00	0,30		118,37	
Teflubenzurom	23,9	150 g/l	15,00	0,05	0,10	17,95	35,90
Thiodicarb	23,3	800 g/kg	80,00	0,10	0,15	186,64	279,96
Triflumurom	34,5	480 g/l	48,00	0,05		82,73	

<sup>1</sup>Eshenaur, *et al.* (2015); <sup>2</sup>QIAc = QIAi X ia X dose

Figura 11 - Valor inerente (i) e de campo (c) para o Quociente de Impacto Ambiental (QIA) para diferentes ingrediente ativos registrados para uso em milho no Brasil

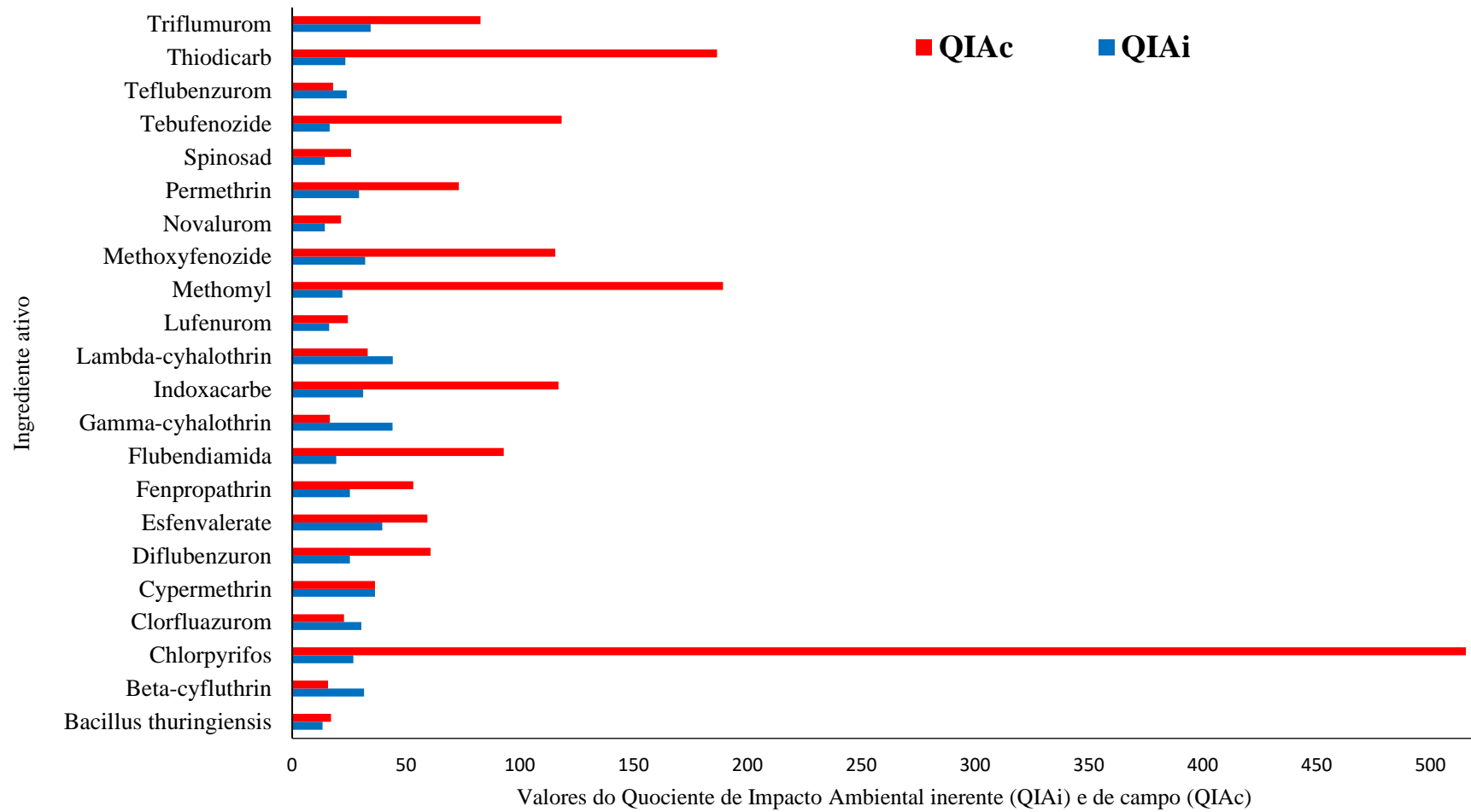
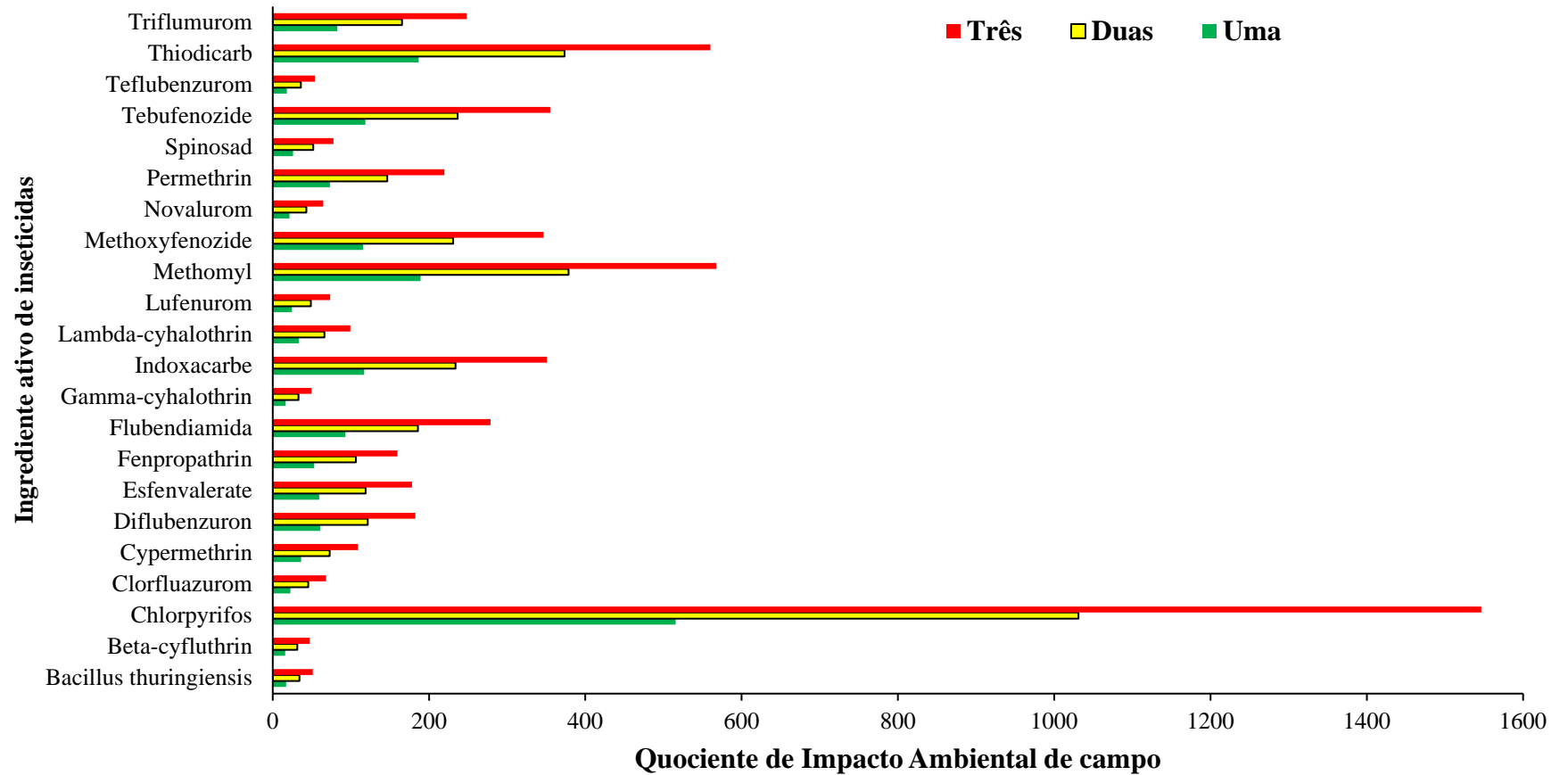


Figura 12 - Valores do Quociente de Impacto Ambiental (QIA) para diferentes ingrediente ativos registrados para uso em milho no Brasil com uma, duas ou três aplicações



## 4.2 Discussão

Segundo Macharia *et al.* (2009) embora o QIA possa produzir informações importantes, não se pode negligenciar suas limitações, conforme apontadas por Dushoff *et al.* (1994) e Levitan *et al.* (1995). Uma delas é o sistema de pontuação; a toxicidade dos pesticidas e a exposição potencial são pontuadas numa escala 1, 3 e 5, o que reduz a sensibilidade do QIA às diferenças entre os pesticidas. Outra limitação diz respeito à dificuldade de definir a exposição ao produto aplicado. O QIA mede a exposição potencial como meia-vida e potencial de escoamento. Para Macharia *et al.* (2009), o momento da aplicação pode ser tão importante como a meia-vida na determinação da exposição aos trabalhadores agrícolas ou outras espécies. Por exemplo, a influência do tipo e temperatura do solo em relação à adsorção, solubilidade e meia-vida dos pesticidas, bem documentada por Dushoff *et al.* (1994), são componentes principais no cálculo do potencial de lixiviação e escoamento, conforme apontado por Kovach *et al.* (1992). Além disso, a toxicidade de um pesticida para uma espécie em particular, pode variar amplamente dependendo de fatores tais como tamanho e fase de desenvolvimento. No entanto, vários trabalhos sobre a utilização do QIA continuam sendo publicados em nível mundial após a publicação de Kovach *et al.* (1992), especialmente por profissionais mais preocupados em determinar os efeitos ou impactos ambientais e ecológicos dos produtos químicos (BEACH & CARLSON, 1993; MULLEN *et al.*, 1997; FOSTER & MOURATO, 2000; BRETHOUR e WEERSINK, 2001; CUYNO *et al.*, 2001; SCHOU *et al.* 2002). Por exemplo, Kromann *et al.* (2011), no Equador, encontraram diferenças substanciais nos riscos ambientais, ao se comparar diferentes sistemas de produção de batata, onde os valores dos impactos ambientais por hectare, foram de 40, para um sistema integrado de manejo de pragas (uso de cultivar resistente e pesticidas de menor risco) e de 1235 para um sistema convencional de alto insumo (cultivar suscetível e uso frequente de pesticidas perigosos).

Segundo Kniss & Coburn (2015) embora tenham sido propostos vários indicadores de risco ambiental de pesticidas, o QIA, embora criticado por outros autores no passado, continua sendo um dos mais conhecidos e utilizados regularmente na literatura, incluindo herbicidas. Segundo estes autores e vários outros existe o desejo dos cientistas e do público em geral, de reduzir o impacto ambiental negativo dos pesticidas. Quantificar o risco ambiental dos pesticidas é um passo necessário neste processo, de modo a oferecer condições para o agricultor fazer escolhas adequadas, além da eficácia dos mesmos contra as pragas alvo. Obviamente, não se deve desconsiderar que a quantificação de risco é difícil e



complexa; haja vista que um produto que é altamente tóxico para os mamíferos pode ser relativamente não tóxico para peixes ou aves.

Portanto, os pesticidas representam um problema de difícil solução para os formuladores de políticas públicas; por um lado, a sociedade procura reduzir os impactos adversos de seu uso, enquanto a indústria afirma que eles são importantes para o sucesso econômico. As tentativas de basear as políticas públicas de acordo com os avanços científicos são dificultadas pela multidimensionalidade dos impactos potenciais dos pesticidas que podem afetar os consumidores, os operadores, a vida selvagem e o meio ambiente.

Os índices de risco dos pesticidas como o QIA buscam reduzir esses impactos multidimensionais em uma única dimensão e têm sido cada vez mais usados para entender a variação no perigo representado pelos pesticidas, tanto a nível local como regional. No Brasil, poucos trabalhos têm sido publicados sobre este assunto, com destaque para aquele de Karam *et al.* (2009) com herbicidas. O trabalho aqui apresentado aborda o impacto ambiental de alguns inseticidas; com certeza, haverá necessidade de tratar simultaneamente o conjunto de agrotóxicos, seja dentro de uma, propriedade agrícola, numa região, no Estado e em todo o país.

Não se pode desconsiderar que um produto químico pode afetar determinado organismo que não tenha necessariamente, a área alvo da aplicação como seu habitat costumeiro. Por exemplo, Vannette *et al.* (2015) citam algumas espécies de abelhas que têm períodos longos de forrageamento, o que poderia aumentar em muito a exposição ou a sensibilidade às aplicações de agrotóxicos, podendo, portanto, ser vulneráveis no agroecossistema. Park *et al.* (2015), salientaram a grande importância das comunidades de abelhas selvagens nos seus serviços de polinização agrícola e sua preservação é crítica. Na realidade, é cada vez maior o consenso sobre a escassez global de serviços de polinização. O manejo adequado dos agroecossistemas para favorecer a presença das abelhas é, portanto, central para garantir a produção sustentável de alimentos e seus efeitos positivos para a abundância e diversidade de abelhas selvagens em explorações agrícolas estão bem documentados. Por outro lado, há carência de resultados sobre a toxicidade de pesticidas sobre tais insetos. Park *et al.* (2015) demonstraram que tanto a abundância da comunidade de abelhas selvagens como a riqueza de espécies diminuíram linearmente com o uso crescente de pesticidas em pomares de maçã, um ano após a aplicação;

Segundo Ibrahim (2016), apesar de todos os benefícios e contribuição que os agrotóxicos têm oferecido para disponibilizar produtos alimentícios a preços acessíveis, eles são também conhecidos por prejudicar a saúde humana e do meio ambiente. Seus efeitos

colaterais adversos afetam a sociedade em geral e aqueles que estão diretamente e injustificadamente expostos aos seus resíduos, em particular. Os toxicologistas consideram que os pesticidas se tornaram um mal necessário e, como muitas descobertas e desenvolvimentos, as pessoas rapidamente colhem os seus benefícios; no entanto, as mesmas pessoas demoram muito para compreender e lidar com os seus efeitos negativos, por vezes, irreversíveis na saúde humana e no ambiente. Segundo Ibrahim (2016) uma vez utilizados, os impactos adversos dos pesticidas são inevitáveis pois, mais de 90% atingem um destino ambiental diferente daquele que é o alvo; e todos são, tanto do ponto de vista toxicológico como estrutural, concebidos para afetar e/ou matar alguma forma de vida. Consequentemente, irão afetar tanto a saúde humana como a não-humana e de diferentes maneiras.

Os impactos negativos aparentemente inevitáveis dos pesticidas significam que seus fabricantes e usuários estão impondo custos externos a outros (consumidores, por exemplo), para os quais os que causaram o problema não são devidamente cobrados. Portanto, conforme salienta Ibrahim (2016) é “ético e socioeconomicamente legítimo estabelecer uma política que desloca a responsabilidade das externalidades negativas dos pesticidas do público em geral, ou do governo local para os produtores e usuários”.

Uma das soluções para mitigar o problema pode ser a substituição de produtos químicos de alto poder de destruição por outros mais seguros, ou mudar as estratégias de controle, utilizando por exemplo o controle biológico (Cruz, 2002).

Ibrahim (2016) sugeriu também a utilização de um sistema de classificação de perigo e de codificação baseada em código de cores nos rótulos fundamentado no QIA para a rotulagem ecológica de pesticidas como uma medida dos impactos toxicológicos dos pesticidas na saúde humana e no ambiente. De acordo com este sistema, os produtos aqui abordados teriam a classificação mostrada na Figura 13 para uma aplicação de campo. Acima de uma aplicação os valores de QIA aumentam muito, mesmo para os produtos de menor valor inicial (Figura 14). Este fato foi bem demonstrado por Kovach *et al.* (1992).

Figura 13 - Classificação de risco dos ingredientes ativos avaliados, após uma aplicação de campo, baseada no QIA e código de cores para rótulo (Adaptado de Ibrahim, 2016)

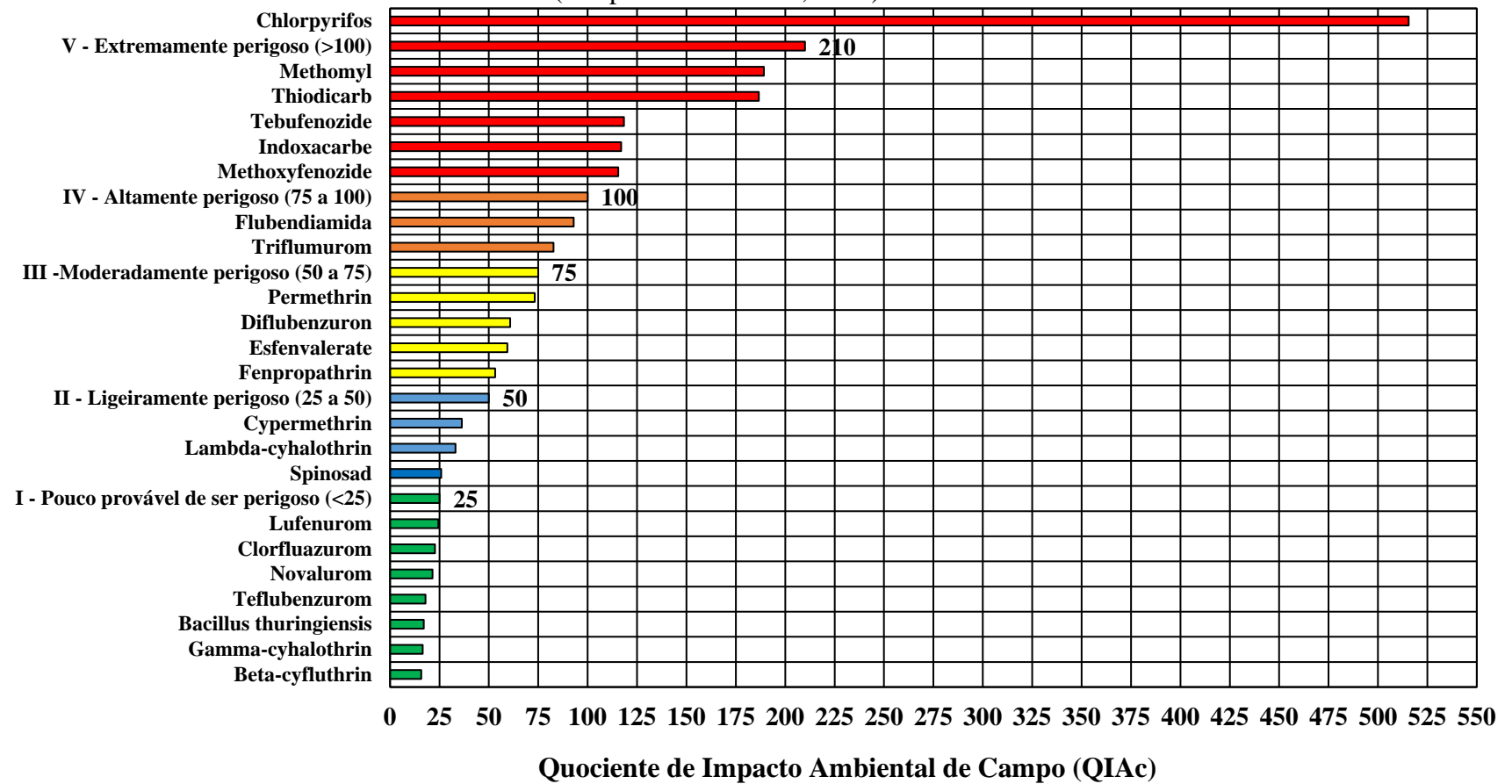
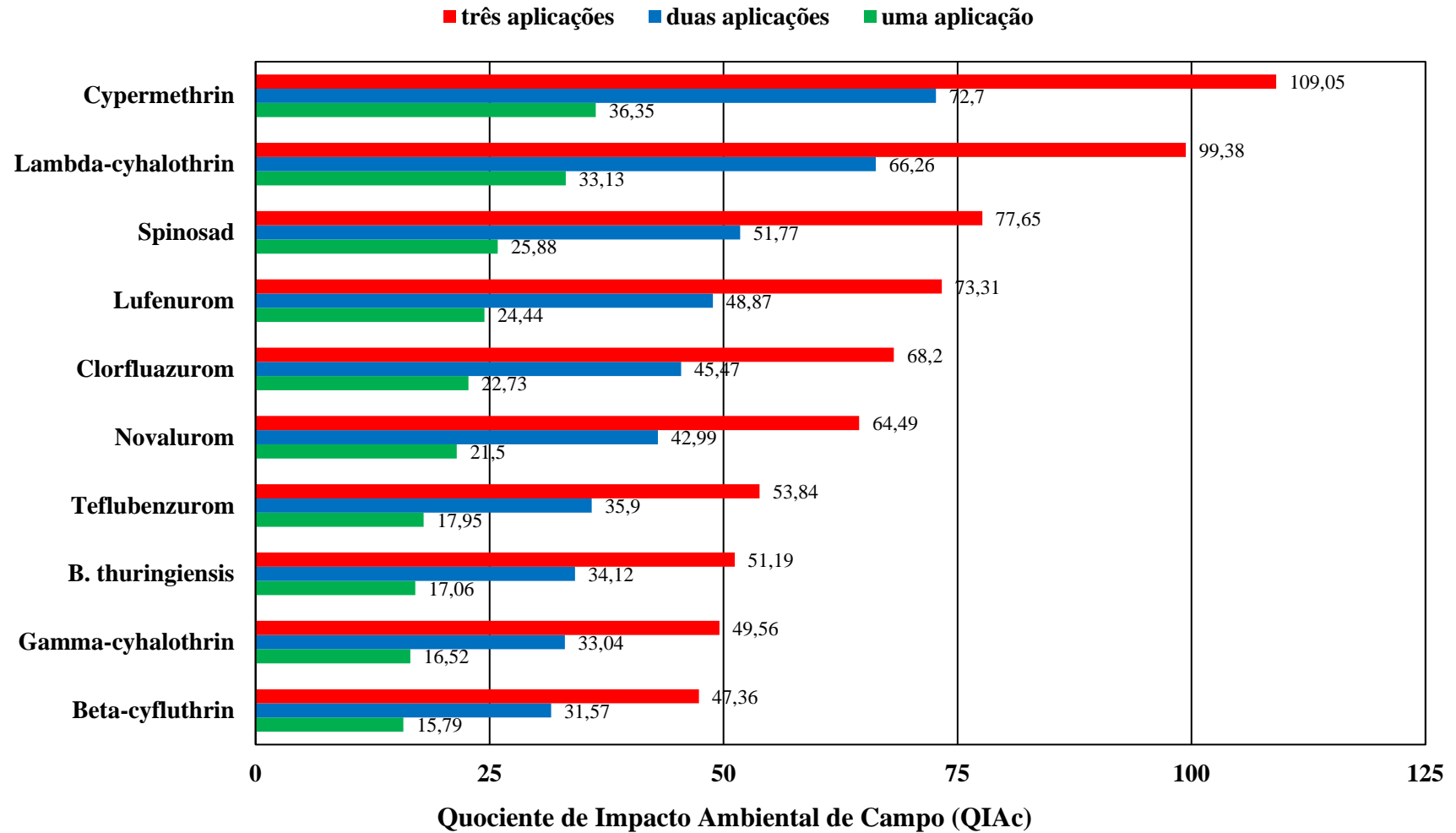


Figura 14 - Classificação de risco dos ingredientes ativos avaliados, após uma, duas ou três aplicações de campo, baseada no QIA e código de cores para rótulo (Adaptado de Ibrahim, 2016)



## 5 A INSERÇÃO DO CONTROLE BIOLÓGICO COM A VESPA *TRICHOGRAMMA PRETIOSUM* NO CONTROLE DE PRAGAS DO MILHO

Basicamente a premissa do modelo QIA é a proteção do ser humano e do ambiente no que diz respeito ao uso de agrotóxicos para o controle de pragas, no sentido amplo. No presente trabalho foi apresentado os resultados do QIA para 22 produtos para uso em milho para o controle de lagartas. Uma vez no ambiente, a ação dos produtos agrotóxicos será indiscriminadamente sobre a praga alvo, bem como organismos não alvo; sendo que do ponto de vista agrônomo, os aludidos produtos podem afetar inclusive, agentes de controle biológico natural, tanto da praga alvo como de outras pragas.

Entre os 22 produtos analisados, apenas um não é químico. O *Bacillus thuringiensis* é um produto biológico tendo como alvo a lagarta-do-cartucho, *Spodoptera frugiperda*, figurando entre os produtos com menor valor de QIA, e, portanto, apropriado para uso no campo. Na realidade este produto, por suas características, dentro do sistema QIA é reconhecido como o de menor valor. Seu registro (Tabela 2), apresenta a classificação toxicológica e ambiental IV e, portanto, pouco tóxico e pouco perigoso para uso agrícola. No entanto, de acordo com a Figura 3, o seu menor impacto ambiental sobre os organismos não alvo (IA = 30,7), foi 4,4 vezes superior ao IA sobre o trabalhador rural e 15,5 vezes superior ao IA sobre o consumidor.

Em função de vários aspectos positivos em anos recentes o controle biológico aplicado vem ocupando espaço mundial como alternativa eficaz ao uso de medidas químicas de controle de pragas, com destaque para a espécie de inseto *Trichogramma pretiosum* Riley, 1879 (Hymenoptera: Trichogrammatidae), com classificação toxicológica, em termos legais, no Brasil, “não determinada devido à natureza do produto – inimigo natural” e classificação ambiental IV, Produto Pouco Perigoso ao Meio Ambiente. Portanto, em função das características do inseto, não há como calcular o valor do QIA.

A eficiência do *Trichogramma* no Brasil em áreas de produção de milho recentemente foi demonstrada por Figueiredo *et al.* (2015). Eficiência e disponibilidade comercial foram fatores preponderantes para que o inseto fosse considerado alternativa viável para uso na agricultura mundial. O inseto é um agente de controle biológico específico de ovos. A exceção da fase adulta, todas as demais se passam dentro do ovo da praga alvo. O inseto é cosmopolita e faz parte da biodiversidade entomológica. Sua utilização dentro do conceito de controle biológico aplicado faz a diferença em relação ao controle natural. O inseto é adquirido de biofábricas e liberado em grande número para reduzir a população da

praga alvo. Por não afetar a população de organismos não alvo, notadamente outros agentes de controle biológico, em áreas de liberação ocorre um aumento significativo da população de outras espécies de agentes de controle biológico. A soma dos efeitos individuais destes insetos benéficos faz com que haja equilíbrio na área alvo. Portanto, o controle de insetos pragas através da liberação de insetos benéficos provenientes de biofábricas, pode ser uma estratégia interessante para uso na redução da população de pragas, considerando tanto o controle aplicado como o controle natural.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora haja críticas sobre o uso do Quociente de Impacto Ambiental (QIA) é inegável a sua aplicação prática no campo. Por exemplo, produtos utilizados há muitos anos como chlorpyrifos, permethrin e methomyl (Cruz *et al.*, 1982), continuam ainda com registro no país, mesmo como valores de QIA entre os mais altos. Como os produtos registrados legalmente podem ser utilizados, uma maneira de modificar o panorama, deveria ser através de uma nova legislação dos agrotóxicos, que limitasse o uso dos produtos químicos a um determinado patamar baseado no QIA de campo.

Além do aspecto legal, haveria necessidade de capacitação continuada dos profissionais envolvidos nos sistemas produtivos para internalização dos riscos inerentes ao uso dos agrotóxicos.

É imperioso lembrar que o QIA de campo muitas vezes é baseado em apenas uma aplicação; porém, conforme já mencionado e demonstrado no presente trabalho o aumento do número de aplicações pode elevar significativamente, o impacto ambiental do produto aplicado.

Fato que deve ser levado em consideração ao optar por um determinado produto. Vale lembrar que o impacto ambiental da aplicação de produtos químicos em uma área agrícola, na realidade é muito maior do que o demonstrado neste trabalho pois, também, são realizadas aplicações com outros produtos e para diferentes espécies de pragas ao longo da estação agrícola e estes valores somados para determinar o impacto ambiental sazonal total da estratégia específica utilizada, podendo incluir, além das aplicações para o controle de insetos pragas, as demais aplicações para o controle de plantas daninhas e doenças das plantas.

## 7 CONCLUSÕES

A partir dos diagnósticos alcançados ficou demonstrado que a utilização de índices para apuração do QIA para caracterização dos riscos associados a agrotóxicos é de grande relevância, pois representam uma aproximação admissível do desempenho dos agrotóxicos no meio ambiente. De tal modo, as demonstrações apuradas podem elucidar os riscos intrínsecos envolvidos nas práticas agrícolas e proporcionar arrimo e apoio teórico para auxiliar na tomada de decisões associada à escolha dos produtos químicos. Por outro lado, ficou demonstrado também que alternativas biológicas para controle da praga do milho *S. frugiperda* através da vespa *Trichogramma pretiosum* seu “inimigo natural”, é um importante aspecto positivo, principalmente pela ausência de impacto negativo na natureza. Por fim, ficou evidenciado a necessidade de se providenciar políticas públicas que assegurem o compartilhamento sustentável entre a agricultura e o meio ambiente, com a reestruturação da legislação pertinente aos agrotóxicos no Brasil, que já conta com 28 anos, tendo sido regulamentada somente 13 anos depois, e isto já há cerca de 15 anos atrás, portanto já estando obsoleta e inadequada em virtude de grandes avanços tecnológicos na área.



## REFERÊNCIAS

- BEACH, E.; CARLSON, G.A **Hedonic Analysis of Herbicides: Do User Safety and Water Quality Matter?** American Journal of Agricultural Economics v.75, p. 612-623. 1993.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA. **AGROFIT: Sistema de Agrotóxicos Fitossanitário.** 2017. Disponível em: < [http://agrofit.agricultura.gov.br/primeira\\_pagina/extranet/AGROFIT.html](http://agrofit.agricultura.gov.br/primeira_pagina/extranet/AGROFIT.html)>. Acesso em: 15 mar. 2017.
- BRETHOUR, C.; WEERSINK, **An economic evaluation of the environmental benefits from pesticide reduction.** Agricultural Economics v.25, p.219–226. 2001.
- CABRERA, L. C.; COSTA, F. P.; PRIMEL, E. G. **Estimativa de risco de contaminação das águas por pesticidas na região sul do estado do RS.** Química Nova, São Paulo SP, v.31, p.1982-1986. 2008.
- CRUZ, I. **Avanços e desafios no controle biológico com predadores e parasitoides na cultura do milho.** In: SEMINÁRIO NACIONAL [DE] MILHO SAFRINHA, 13., 2015, Maringá. Anais... Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2015.
- CRUZ, I. **Controle biológico de pragas de milho.** In: CRUZ, J. C.; KARAM, D.; MONTEIRO, M. A. R.; MAGALHAES, P. C. (Ed.). A cultura do milho. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2008a. cap. 13, p. 363-417.
- CRUZ, I. **Controle biológico em manejo integrado de pragas.** In: In: PARRA, J.R.P.; BOTELHO, P.S.M.; CORREA-FERREIRA, B.S.; BENTO, J.M.S. (Ed.). Controle biológico no Brasil: parasitoides e predadores. São Paulo: MANOLE, 2002. cap.32, p. 543 – 579.
- CRUZ, I. **Dinâmica de insetos na produção orgânica de grãos de milho.** In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE PRODUÇÃO ORGÂNICA. 11. 2008, Sete Lagoas. [Palestras]. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2008c. 1 CD-ROM.
- CRUZ, I. **Insetos benéficos.** In: CRUZ, I. (Ed.). Manual de identificação de pragas do milho e de seus principais agentes de controle biológico. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2008b. cap. 2, p. 121-192.
- CRUZ, I. **Métodos de criação de agentes entomófagos de *Spodoptera frugiperda*.** 2ª ed. rev. ampl. In: BUENO, V. H. P. (Ed.). Controle biológico de pragas: produção massal e controle de qualidade. Lavras: UFLA, 2009. p. 237-275.
- CRUZ, I.; FIGUEIREDO, M. de L. c.; MATOSO, M. J. **Production de *Trichogramma* avec la pyrale de la farine (*Anagasta kuehniella*).** In: ALMEIDA, R. P. de; CRUZ, I. (Ed.). Technologie de production de *Trichogramma* spp. pour la lutte biologique contre les lépidoptères-ravageurs. Brasília, DF: Embrapa, 2013. p. 23-49. (Échange d'expériences sur le cotonnier).
- CRUZ, I.; FIGUEIREDO, M.L.C.; SILVA, R.B.; DEL SARTO, M.L.; PENTEADO-DIAS, A.M. **Monitoramento de parasitoides de lagartas de *Spodoptera frugiperda* (J. E. Smith)**

**(Lepidoptera: Noctuidae) em municípios de Minas Gerais, Brasil.** Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2009. 29 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Documentos, 92).

CRUZ, I.; LOPES, S. R.; FIGUEIREDO, M. de L.; VIANA, P. A.; MENDES, S. M. **Controle biológico de pragas do milho-doce.** In: PEREIRA FILHO, I. A.; TEIXEIRA, F. F. (Ed.). O cultivo do milho-doce. Brasília, DF: Embrapa, 2016. cap. 11, p. 205-224.

CRUZ, I.; OLIVEIRA, A.C. **Flutuação populacional do predador *Doru luteipes* Scudder em plantas de milho.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.32, n.4, p.363-368, abr. 1997.

CRUZ, I.; SANTOS, J.P.; WAQUIL, J.M. **Controle químico da lagarta-do-cartucho em milho.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.17, n.5, p.677-681, maio 1982.

CUYNO, L.C.M.; NORTON, G.W.; ROLA, A. **Economic analysis of environmental benefits of integrated pest management: A Philippine case study.** Agricultural Economics v.25, p.227-233. 2001.

DUSHOFF, J.; CALDWELL, B.; MOHLER, C.L. **Evaluating the Environmental Effect of Pesticides: A Critique of the Environmental Impact Quotient.** American Entomologist v.40, n.3, p.180-184. 1994

ESHENAUER, B., GRANT, J., KOVACH, J., PETZOLDT, C., DEGNI, J., TETTE, J. [www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ](http://www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ). **Environmental Impact Quotient: “A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides.”** New York State Integrated Pest Management Program, Cornell Cooperative Extension, Cornell University. 1992 – 2015.

FIGUEIREDO, M.L.C.; CRUZ, I.; SILVA, R.B.; FOSTER, J.E. **Biological control with *Trichogramma pretiosum* increases organic maize productivity by 19.4%.** Agronomy for Sustainable Development v.35, p. 1175–1183. 2015.

FIGUEIREDO, M.L.C.; MARTINS-DIAS, A.M.P.; CRUZ, I. **Associação entre inimigos naturais e *Spodoptera frugiperda* (J. E. Smith, 1797) (Lepidoptera: Noctuidae) na cultura do milho.** Revista Brasileira de Milho e Sorgo, Sete Lagoas, v. 5, n. 3, p. 340-350, 2006.

FOSTER, V.; MOURATO, S. **Valuing the Multiple Impacts of Pesticides Use in the UK: A Contingent Ranking Approach.** Journal of Agricultural Economics v.51, p. 1-21. 2000.

GIBSON, G.; KOIFMAN, S. **Consumo de agrotóxicos e distribuição temporal da proporção de nascimentos masculinos no Estado do Paraná, Brasil.** Revista Panamericana de Salud Publica, Washington, v. 24, n. 4, p. 240- 247, 2008.

IBRAHIM, Y.A. **Health and environmental impacts of pesticides: A responsibility principle and two novel systems for hazard classification and external cost determination.** Journal of Toxicology and Health 3:1. 2016. <http://dx.doi.org/10.7243/2056-3779-3-1> (<http://www.hoajonline.com/journals/pdf/2056-3779-3-1.pdf>)

JAMES, C. **Global review of commercialized transgenic crops.** Current Science 84, 303-309, (2003)

- KARAM, D.; SILVA, J.A.A.; FOLONI, L.L. **Potencial de contaminação ambiental de herbicidas utilizados na cultura do milho**. Revista Brasileira de Milho e Sorgo, v.8, n.3, p. 247-262, 2009.
- KLEIN, A.W.; GOEDICKE, J.; KLEIN, W.; HERRCHEN, M.; KOERDEL, W. **Environmental assessment of pesticides under directive 91-414-EEC**. Chemosphere, v.26, p.979-1001. 1993.
- KLETER, G.A.; BHULA, R.; BODNARUK, K.; CARAZO, E.; FELSOT, A.S.; HARRIS, C.A.; KATAYAMA, A.; KUIPER, H.A.; RACKE, K.D.; RUBIN, B.; *et al.* **Trends in Pesticide Use on Transgenic Versus Conventional Crops**; ISB (Information Systems for Biotechnology) News Report: Blacksburg, VA, USA, August 2008. Available online: <http://www.isb.vt.edu/news/2008/news08.Aug.htm> (accessed on 15 February 2011).
- KNISS, A.R.; COBURN, C.W. **Quantitative Evaluation of the Environmental Impact Quotient (EIQ) for Comparing Herbicides**. PLoS ONE 10(6): e0131200. doi:10.1371/journal.pone.0131200. 2015.
- KOVACH, J.; PETZOLDT, C.; DEGNI, J.; TETTE, J. **A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides**; New York's Food and Life Sciences Bulletin # 139; New York State Agriculture Experiment Station, Cornell University: Ithaca, NY, USA, 1992.
- KROMANN1, P.; PRADEL, W.; COLE, D.; TAIPE, A.; FORBES, G.A. **Use of the Environmental Impact Quotient to Estimate Health and Environmental Impacts of Pesticide Usage in Peruvian and Ecuadorian Potato Production**. Journal of Environmental Protection, v.2, p.581-591, 2011. doi:10.4236/jep.2011.25067 Published Online July 2011 Disponível em: <<http://www.scirp.org/journal/jep>>. Acesso em: 20 mar. 2017.
- LEVITAN, L.; MERVIN, I.; KOVACH, J. Review - **Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method**. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.55, p.153-168. 1995.
- LEWIS, K.A., TZILIVAKIS, J., WARNER, D. AND GREEN, A. **An international database for pesticide risk assessments and management**. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, v.22, n.4, p.1050-1064. 2016. DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242
- LIRA, S. V. *et al.* **Intoxicações por pesticidas em crianças, adolescentes e jovens no município de Fortaleza (CE)**. Ciência, Cuidado e Saúde, Maringá, v. 8, n. 1, p. 48-75, 2009.
- MACHARIA, I.; MITHÖFER, D.; WAIBEL, H. **Potential environmental impacts of pesticides use in the vegetable sub-sector in Kenya**. African Journal of Horticulture Science, v.2, p.138-151. 2009.
- METALLO, M. B. *et al.* **Sorption of s-triazines in Brazilian rainforest soils**. Ecotoxicologia e Meio Ambiente, Curitiba, v. 18, p. 17-26, 2008.
- MULLEN, J.D.; NORTON, G.W.; REAVES, D.W. **Economic analysis of environmental benefits of integrated pest management**. J. Agric. Appl. Econ, v.29, p.243-253. 1997.

NORTON, S.B.; RODIER, D.J.; GENTILE, J.H.; VAN DER SCHALIE, W.H.; WOOD, W.P.; SLIMAK, M.W. **A framework for ecological risk assessment at the EPA**. Environ. Toxicol. Chem, v.11, p.1663-1672. 1992.

NUNES, S.P. **O desenvolvimento da agricultura brasileira e mundial e a ideia de Desenvolvimento Rural**. Deser Boletim Eletrônico 157.marco 2007.

PARK, M.G.; BLITZER, E.J.; GIBBS, J.; LOSEY, J.E.; DANFORTH, B.N. **Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context**. Proc. R. Soc. B 282: 20150299. 2015. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.0299>

RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. Guia de herbicidas. 5. ed. Londrina: IAPAR, 2005. 592 p. RODRIGUES, H. G. *et al.* **Efeitos de pesticidas sobre a fragilidade osmótica de eritrócitos – uma breve revisão**. Biotemas, Florianópolis, v. 22, n. 1, p. 7-16, 2009.

SANDE, D.; MULLEN, J.; WETZSTEIN, M.; HOUSTON, J. **Environmental Impacts from Pesticide Use: A Case Study of Soil Fumigation in Florida Tomato Production**. International Journal of Environmental Research and Public Health, v.8, p.4649-4661. 2011. ISSN 1660-4601. DOI:10.3390/ijerph8124649

SCHOU, J. S.; HASLER, B.; KALTOFT, P. **Valuing Biodiversity Effects of Pesticide Use: What Does Perception of Uncertainty Mean for Survey Design?** Conference Proceedings, Risk and Uncertainty in Environmental and Resource Economics. Wageningen: Wageningen University. 2002.

URBAN, D.J.; COOK, N.J. **Hazard Evaluation Division Standard Evaluation Procedure: Ecological Risk Assessment**. US EPA, Office of Pesticide Programs. Report 540/9-85-001, 96 PP. 1986.

VANNETTE, R. L. *et al.* **Forager bees (*Apis mellifera*) highly express immune and detoxification genes in tissues associated with nectar processing**. *Sci. Rep.* **5**, 16224; doi: 10.1038/srep16224 (2015).

VIVIAN, R., GUIMARÃES, A.A., QUEIROZ, M.E.L.R. , SILVA, A.A., REIS, M.R. e SANTOS, J.B.. **Adsorção e dessorção de trifloxysulfuron-sodium e ametryn em solos brasileiros**. Planta Daninha, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p. 97-109, 2007.

WALTER-ECHOLS, G.; van der WULP, H. **Use of Environmental Impact Quotient in IPM Programmes in Asia**; FAO IPM Impact Assessment Series; FAO: Rome, Italy, 2008.