

1. INTRODUÇÃO

Em 2005 começou a ser implantado no estado de Goiás o Programa de Produção Integrada de Tomate Industrial (PITI) que visa produzir para processamento tomates de boa qualidade, que tenham rastreabilidade e que não apresentem riscos para a saúde humana. Este projeto é uma parceria da Embrapa Hortaliças com o Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) e indústrias processadoras de tomate.

A forma de aplicação de agrotóxicos é uma das preocupações da cadeia produtiva de tomate industrial já que a legislação atual não deixa clara a possibilidade de emprego de misturas de agrotóxicos no momento da aplicação destes produtos. No entanto, em passado recente, já houve por parte do MAPA uma tentativa de regulamentação desta prática, por meio da Portaria nº 67 de 30 de maio de 1995. Porém, esta Portaria foi revogada pela Instrução Normativa nº 46 de 24 de julho de 2002 e o emprego de mistura de agrotóxicos continua sem regulamentação.

A não existência de uma regulamentação para essa questão faz com que esporadicamente notícias sobre este problema apareçam na mídia, sendo em seguida esquecido. Um exemplo é a notícia publicada no dia 18 de março de 2008 no jornal Folha de São Paulo onde as péssimas condições de trabalho nas lavouras de tomate são relatadas. Em um trecho da reportagem um auditor do trabalho coloca que: “os trabalhadores estão usando um verdadeiro coquetel de inseticidas e fungicidas que podem reagir quimicamente e causar danos sérios à saúde e ao meio ambiente”. A íntegra da reportagem é apresentada no anexo 1.

A fim de contribuir para essa discussão, esta dissertação apresenta uma análise sobre o uso de misturas de agrotóxicos em lavouras de tomate industrial e o impacto desta prática sobre o recurso água, o efeito estufa e a produtividade da cultura. Para isso, serão respondidas as seguintes perguntas:

- a) as misturas de agrotóxicos podem ser empregadas sem qualquer regulamentação nas lavouras de tomate industrial?

- b) caso deva haver algum tipo de regulamentação, como essas deveriam ser feitas?
- c) que medidas podem ser adotadas para reduzir o impacto ambiental e social das misturas de agrotóxicos?

Para se obter respostas às perguntas anteriores empregou-se nesta dissertação o método da análise custo-efetividade. Por meio desta análise relaciona-se a quantificação dos custos de um projeto, programa ou política com um indicador comum, que não é expresso em termos monetários. A divisão dos custos pelo indicador permite determinar a política mais custo-efetiva.

A dissertação está estruturada em seis capítulos. No Capítulo 2 é discutida a moldura conceitual da análise custo-efetividade. São apresentadas a definição da análise custo-efetividade, as formas de seu emprego, as dificuldades para a sua realização, as suas desvantagens e a metodologia que pode ser empregada para a sua realização. Para ilustrar os conceitos deste Capítulo trabalhou-se com os resultados disponíveis na literatura.

No Capítulo 3 é discutida a forma de uso de agrotóxicos em lavouras de tomate industrial, a sua relação com o recurso natural água e os potenciais impactos destes produtos na saúde humana e no meio-ambiente. No Capítulo 4 a análise custo-efetividade é realizada para a determinação da política de aplicação de agrotóxicos mais custo-efetiva. Para isso foram idealizados quatro cenários:

- a) a mistura de agrotóxicos é utilizada e não existe nenhuma regulamentação;
- b) a mistura de agrotóxicos não é permitida nas pulverizações;
- c) a mistura de agrotóxicos é realizada seguindo a determinação da Portaria nº 67 de 30 de maio de 1995 onde os agrotóxicos poderiam ser misturados, desde de que fossem comercializados por uma mesma indústria;
- d) a mistura de agrotóxicos não é permitida se esta apresentar potencial de dano a saúde humana.

Para a realização das análises foi levada em consideração o impacto das diferentes políticas sobre o recurso natural água, sobre a emissão de CO₂, gás causador do efeito estufa e sobre a produtividade das lavouras.

No Capítulo 5 são apresentadas as conclusões deste estudo e ressaltada as incertezas da análise custo-efetividade realizada, as quais devem ser motivos de investigação futura. Finalmente o Capítulo 6 apresenta a bibliografia empregada nesta Dissertação.

2. A ANÁLISE CUSTO-EFETIVIDADE

2.1. Introdução

A atividade econômica de um país, executada por meio de projetos, programas e políticas, pode ser definida por entidades privadas e/ou governamentais. Estas atividades, além dos custos e benefícios sociais e econômicos que geram também uma série de custos e benefícios ambientais, que em muitos casos não são levados em consideração, quando da definição da atividade¹. No entanto, nos últimos anos, a sociedade tem demonstrado preocupações com os impactos ambientais negativos gerados pelas atividades econômicas e tem reivindicado que os gestores das políticas implementem medidas que os reduzam a fim de que sejam maximizados os benefícios das políticas e projetos.

Os dois principais métodos que auxiliam na tomada de decisão pelos gestores de políticas e/ou projetos sociais e ambientais são a Análise Custo-Benefício (ACB) e a Análise Custo-Efetividade (ACE). A ACB é desenhada para avaliar se os benefícios de projetos, programas ou políticas são maiores que os seus custos e estes são comparados em termos monetários. Esta análise pode avaliar as conseqüências sociais e ambientais dos projetos, já que efeitos monetários e não monetários, como as externalidades, são incluídas. A ACB é uma das análises mais empregadas para determinar e comparar a viabilidade de projetos. O seu principal entrave é a dificuldade de conseguir atribuir valor a todos os custos e benefícios levantados para a análise, como por exemplo, atribuição de valor a impactos ambientais. Se a ACB é realizada, e custos ou benefícios relevantes não são computados, há o risco de se obterem resultados inconclusivos ou irrealistas.

Este problema de atribuição de valor a benefícios de difícil mensuração pode ser eliminado com o emprego da ACE. Esta análise é desenhada para

¹ Estes custos e benefícios são denominados externalidades positivas e negativas (Contador, 2000, p.25).

comparar os custos de políticas ou projetos com base no alcance de determinados objetivos (por exemplo, redução de toneladas de nitrogênio na água), ou seja, ela é empregada para determinar a política ou projeto que atinge determinado objetivo com o menor custo ou identificar as políticas ou projetos que maximizam um benefício com um determinado custo. A sua vantagem é que os benefícios das alternativas não são determinados, já que se assume que todos estes são aproximadamente os mesmos, como por exemplo os benefícios provenientes da eliminação de nitrato da água (SCHLEINIGER, 1999; PEARCE *et al.*, 1999, n.p; ZANOU, 2004; VAN DER VEEREN, 2005, p.12; WISE e MUSANGO, 2006, p.13).

A ACE tem a sua fundamentação na teoria neoclássica do bem-estar social. Esta teoria foi desenvolvida com o propósito de interpretar mudanças nos preços e quantidades de bens adquiridos no mercado. As suas premissas básicas são (FREEMAN III, 1993, p. 7; VARIAN, 1994, p.52; PINDYCK & RUBENFELD, 2002, p.64, 66, 68):

i) os indivíduos têm preferências bem definidas ao se depararem com uma cesta de bens e esta cesta é composta de quantidades de bens de mercado e bens de não mercado;

ii) cada indivíduo conhece as suas preferências e é capaz de escolher uma cesta que sempre o deixará melhor do que na situação anterior, sendo sempre sujeito a sua restrição orçamentária,

iii) as preferências dos indivíduos possuem o caráter de substitutibilidade, ou seja, se um elemento da cesta é reduzido, é possível aumentar a quantidade de outro elemento da cesta, de modo que o indivíduo não fique em uma situação pior devido a mudança. Esse critério de substitutibilidade entre os bens é fundamental, pois estabelece o “trade-off” entre pares de bens.

Para a viabilização das análises que assumem as premissas da Teoria do Bem-Estar Social, é assumido que o mercado é livre e competitivo e que os indivíduos têm informações completas de modo a maximizar as suas preferências (FREEMAN III, 1993, p. 7; VARIAN, 1994, p.52; PINDYCK e RUBENFELD, 2002, p.64, 66, 68). Contudo, BOBROW e DREZEK (1987, p.32) citado por PEREIRA (1999, p.8) apontaram que os princípios da Teoria do Bem-Estar geram

questionamentos, já que muitos indivíduos agem motivados por comportamentos não econômicos e que muitas vezes há aspectos políticos que envolvem a ação dos gestores. No entanto, PEREIRA (1999, p.8) aponta que tais dúvidas, embora relevantes, não chegam a comprometer as análises feitas com base na Teoria do Bem-Estar. Assim sendo, os princípios básicos dessa Teoria são aplicados quando se realiza a ACE, a qual será discutida a seguir.

2.2. A análise custo-efetividade

2.2.1. Definição e aplicações

A ACE é comumente utilizada na área de saúde e na área de gestão ambiental. Esta análise é uma combinação da quantificação de custos de projetos, programas ou políticas, relacionados a um indicador comum, que pode ser um bem, serviço ou outro indicador qualquer, que não pode ser expresso em termos de renda. A ACE implica em uma escolha entre diversas alternativas e, para que uma alternativa seja escolhida, há a necessidade de que todas as alternativas (incluindo a alternativa utilizada no momento, quando for o caso) sejam corretamente identificadas a fim de que possam ser corretamente avaliadas (LEVIN e McEWAN, 2001, p.6; ; SILVA, 2003; WISE e MUSANGO, 2006, p.13).

Na área de saúde, a ACE normalmente avalia o custo de um procedimento ou programa e usa como indicador o efeito desejado na saúde. Pode-se por exemplo relacionar o custo de diferentes políticas de prevenção de uma doença e o número de mortes evitadas por cada uma dessas políticas (SECOLI *et al.*, 2005). Na área de gestão ambiental, pode ser comparada por exemplo, o custo de diferentes tecnologias para a redução de um determinado dano ambiental (BOOTH *et al.*; 1997, p.154).

A divisão do resultado dos custos pelo indicador escolhido produz índices de custo-efetividade que podem ser ordenados. Os resultados da ordenação podem ser empregados para ajudar em decisões econômicas. Então, a primeira vantagem do emprego da ACE é que esta, ao auxiliar na definição das políticas que podem ser implementadas, permite um uso mais eficiente dos recursos públicos ou privados, muitas vezes escassos. Esta maior eficiência que se

observa na ACE não ocorre quando se empregam análises de custos ou efeitos separadamente, ou em alguns casos mais graves, quando nem os custos nem a efetividade são consideradas, como no caso da Noruega onde foram sugeridas regulações para a melhoria das regiões costeiras, mas nem os custos, nem a efetividade destas medidas foram avaliadas. Essas decisões implicam que o projeto ou política escolhida pode não ser aquela que resultará em um uso mais eficiente dos recursos (MAGNUSSEN, 2005). A segunda e importante vantagem da ACE é que ela permite aos gestores assegurar aos financiadores do projeto e/ou política um “valor para o dinheiro” ou seja, é possível mostrar o que deverá ser alcançado com o recurso empregado (PEARCE et al., 1999, n.p; ROBBERSTAD *et al.*, 2004),

VANLERBERGHE *et al.* (2007) demonstraram essas duas vantagens da ACE quando avaliaram diferentes drogas para o tratamento da leishmaniose visceral, doença transmitida por mosquito. Neste caso, que é apresentado na TABELA 2.1, se um gestor tivesse que decidir sobre qual droga empregar para o tratamento da doença, e levasse em consideração para a sua decisão apenas os custos, escolheria a droga miltefosina. Por outro lado, se ele levasse em consideração o número de mortes evitadas com o uso de uma droga, ele escolheria a Amfoterinica B deoxicholate. A combinação custos da droga/mortes evitadas indica que, neste caso, o tratamento mais apropriado seria a droga miltefosina, já que esta apresenta o menor índice custo-efetividade. A escolha da alternativa mais custo-efetiva pelo gestor da política poderia levar a liberação de recursos que poderiam ser investidos em outras alternativas que auxiliariam o controle da doença. Entre as alternativas estariam políticas de eliminação de cães doentes, principal reservatório doméstico da doença e o uso de inseticidas em residências para controle do vetor (LEVIN e McEWAN, 2001, p.11; OLIVEIRA e ARAÚJO, 2003).

TABELA 2.1. Análise custo-efetividade de diferentes drogas para o tratamento da leishmaniose visceral.

Tratamento	Custo (U\$)	Efetividade (mortes evitadas por 1.000 casos suspeitos)	Custo-efetividade (U\$/mortes evitadas)
Antimônios	120,1	332	362,2
Miltefosina	111,1	339	327,9
Amfoterinica B deoxicholate	159,7	349	457,0
AmBisome®	537,5	331	1621,8

Fonte: VANLERBERGHE *et al.* (2007)

Ao realizar-se uma ACE para uma decisão de política a ser implantada, ou avaliação de uma política já implantada, é importante ter em mente que os resultados da análise são influenciados pelos custos específicos de cada região ou país e também pelas condições ambientais e sociais que prevalecem em cada local. Isto significa que os resultados de um país ou região não podem ser automaticamente transferidos de um local para o outro (LAHIRI *et al.*, 2005; VAN DER VEEREN, 2005, p.22). Essa diferença de custos entre regiões, e seu provável impacto na decisão dos gestores foi demonstrada por SCHÖNBÄCK *et al.* (2006). Os autores avaliaram diferentes políticas para a redução da quantidade de nitrogênio depositada no Rio Danúbio na Áustria, Hungria e Romênia (TABELA 2.2). Eles observaram que na Áustria, os custos mais elevados para a implementação de cada uma das políticas, levaram geralmente a índices custo-efetividade maiores. Observaram ainda que a política mais efetiva para a Áustria e a Hungria era aquela que aplicava técnicas capital-intensivas, já que os custos da mão-de-obra eram elevados nestes dois países. O reverso se observava na Romênia, ou seja, os custos da mão-de-obra eram menores. Isso levava a que políticas que utilizassem mais intensivamente o fator mão-de-obra eram mais custo-efetivas na Romênia.

ROBBERSTAD *et al.* (2004) e GREGORIO *et al.* (2007) também apontaram a importância de não se poder extrapolar os resultados da ACE ao apontarem diferenças nos custos do tratamento de um episódio de diarreia infantil entre países em desenvolvimento e entre países desenvolvidos e países em

desenvolvimento respectivamente. GREGORIO *et al.* (2007) apontou que na Índia, Indonésia e EUA, o custo do tratamento, tomando por base os valores de 2003, era de respectivamente U\$16,41; U\$2,27 e U\$391,00. O autor apontou que, neste caso, as diferenças na renda *per capita* estavam entre as responsáveis pela diferença de custos entre os diferentes locais.

2.2.2. Tipos de análise custo-efetividade

A ACE pode ser realizada *ex ante* ou *ex post*. No primeiro caso, as estimativas de efetividade e custos são comparados, a fim de que seja apontado o melhor projeto ou política. No segundo caso, os custos passados e os resultados alcançados são comparados para avaliar o custo-efetividade da política. A ACE é considerada uma das melhores análises para a determinação da efetividade em custo de políticas programas ou projetos (PEARCE *et al.*, 1999, n.p).

Um aspecto que merece ser chamado a atenção na ACE é que ela é particularmente útil quando apenas um índice é considerado e este pode ser descrito de maneira inequívoca, como o caso em que se quer determinar quanto da emissão de fosfato será reduzida em uma lagoa pela implementação de uma política ou qual será o número de mortes evitadas por tecnologias que visam reduzir a incidência de silicose em trabalhadores (LAHIRI, *et al.*, 2005; van der VEEREN, 2005, p.21). Este tipo de análise foi denominado por SCHLEINIGER (1999) de “análise custo-efetividade tradicional”.

Ocorre porém que, em alguns casos, outros fatores ambientais e sociais importantes, que podem ter impacto significativo na eficiência da política, são ignorados. O resultado disso é que a interação entre os diferentes problemas ambientais, que não foram considerados, podem vir a afetar o custo-efetividade dessas políticas. Desse modo, deve-se estar atento para essas interações (SCHLEINIGER 1999; BRINK *et al.*, 2005). Quando essas interações são levadas em consideração, a análise foi denominada por SCHLEINIGER (1999) de “análise custo-efetividade compreensiva”.

Alguns exemplos de interações que podem afetar os resultados de uma ACE e, conseqüentemente, os resultados de uma política, são encontrados na

literatura. BRINK *et al.* (2005) mostraram que a redução de emissão de amônia na agricultura européia, quando a emissão de gases que causam o efeito estufa não era considerada, tinha um custo menor do que quando a emissão desses últimos gases era considerada e os seus índices deveriam permanecer nos patamares em que se encontravam antes da implementação das políticas. Perante essas duas opções e considerando o problema do aquecimento global, os autores recomendaram que seria necessário a escolha da tecnologia de menor custo e que praticamente não contribuísse para o aumento dos problemas relacionados ao efeito estufa.

Um outro exemplo de ACE compreensiva é o trabalho de van der VEEREN (2005, p. 21). O autor apontou que para a redução da eutroficação nos rios, os elementos nitrogênio e fósforo não poderiam ser considerados separadamente, já que ambos contribuíam para o fenômeno. Para atingir o objetivo proposto na ACE (a redução da eutroficação nos rios) deveriam ser considerados os custos das políticas que reduzissem a emissão dos dois elementos simultaneamente.

2.2.3. As dificuldades da análise custo-efetividade

Ainda que a primeira vista a ACE possa parecer uma análise relativamente fácil, existem diversas dificuldades para a sua implementação, sendo as principais: os pressupostos assumidos, a definição e obtenção dos indicadores, a falta de padronização dos custos e índices, a incerteza dos custos e índices. Cada uma dessas dificuldades serão discutidas a seguir.

TABELA 2.2 Análise custo-efetividade de diferentes políticas para a redução da quantidade de nitrogênio depositada no Rio Danúbio.

Política ¹	Áustria			Hungria			Romênia		
	Custo (euro/a)	Efetividade (redução emissão de nitrogênio – t/a)	Custo/efetividade	Custo (euro)	Efetividade (redução emissão de nitrogênio – t/a)	Custo/efetividade	Custo (euro)	Efetividade (redução emissão de nitrogênio – t/a)	Custo/efetividade
1	30.118.000	222	136	5.892.000	69	85	6.616.000	291	23
2	291.569.000	764	382	217.681.000	174	1,253	364.686.000	1.524	239
3	-56.950.000	757	-75	-78.018	1.038	-75	35.522.000	4.411	8
4	99.543.000	1.201	83	35.030.000	606	58	-31.635.000	3635	-9

Fonte: SCHÖNBÄCK *et al.* (2006).

^{1/} Política 1= aplicação precisa de fertilizantes (uso de análise química do solo, estudo do balanço de nutrientes, banimento de aplicações no inverno); Política 2= redução de emissões de nitrogênio de esterco por melhor manejo e armazenamento; Política 3= aumento da capacidade produtiva das plantas por meio da aplicação de tecnologias capital- intensiva (irrigação e adubação de acordo com demanda da planta, proteção de planta); Política 4= redução das emissões diretas de nitrogênio para a hidrosfera: cultivo mínimo, semeio sobre “mulch”; cobertura de plantas e consorciação).

2.2.3.1. Os pressupostos assumidos

A primeira dificuldade da ACE é que os pressupostos assumidos na análise devem se confirmar na prática para que os resultados alcançados com a análise se viabilizem na prática. ROBBERSTAD *et al.* (2004) avaliaram a política de distribuição de zinco para o combate a diarreia infantil na Tanzânia. Os autores assumiram que a distribuição do composto apresentava retornos constantes de escala, ou seja, o envio de pequenas ou grandes quantidades do produto para as comunidades beneficiadas apresentava o mesmo custo, o que poderia não se confirmar na prática.

O impacto do pressuposto da escala do projeto no resultado final da ACE foi explicitado também por STEVENS *et al.* (2005), em Malawi, África. A preços de 1999, em 1999 foram distribuídos 72.196 mosquiteiros para a prevenção da malária e o índice custo-efetividade da política foi de 5,04. Já em 2003, quando foram distribuídos 720.577 mosquiteiros, o índice custo-efetividade foi de 192, o que indicava que a política apresentava retorno crescente à escala. Com isso, os autores recomendaram que para alguns projetos, é fundamental que seja levado em consideração nas análises tipo de retorno a escala do mesmo. Isto porque esta definição poderá influir não só nos resultados da análise, como poderá também influir na escolha da política a ser adotada.

2.2.3.2. A definição e obtenção do indicador de efetividade a ser usado

A segunda dificuldade para a realização da ACE é a definição e a obtenção do indicador de efetividade a ser usado. Em muitos casos, esta dificuldade ocorre porque:

- a) não existem informações sobre os indicadores (SCHÖNBÄCK *et al.*, 2006);
- b) os indicadores não estão facilmente disponíveis (MAGNUSSEN *et al.*, 2005);
- c) os indicadores apresentam dificuldades de serem obtidos devido a problemas técnicos (WISE e MUSANGO, 2006, p.25);
- d) os indicadores empregados são subjetivos (MAGNUSSEN *et al.*, 2005).

No que se refere à dificuldade de obtenção de índices devido a problemas técnicos, CHRISTOFFERS *et al.* (2003) mostraram que projetos que visavam avaliar a melhoria das condições de saúde de populações infantis e que objetivavam usar índices de redução de casos de diarreia apresentavam dificuldades de serem consolidados. Isto porque era difícil coletar informações relacionadas à duração do período das diarreias, número de episódios de diarreia por ano, fatalidade dos casos, já que a população era grande e diversos casos poderiam não ser notificados .

No que se refere à subjetividade dos índices, MAGNUSSEN *et al.* (2005) apontaram que projetos noruegueses de conservação ambiental objetivavam conseguir um “bom status ecológico” das áreas costeiras. No entanto, o autor ressaltou que era difícil construir este índice já que havia uma grande dificuldade para se definir o que era um “bom status ecológico” das áreas costeiras.

2.2.3.3. A falta de padronização dos custos e índices

A terceira dificuldade da ACE está relacionada à falta de padronização dos custos e índices para a avaliação dos seus resultados. Isto dificulta não só a comparação dos resultados, mas também a escolha de uma política para uma região ou país. Por exemplo, MAGNUSSEN (2005) observou que na Noruega, um dos países que mais tem empregado a ACE para a definição de suas políticas de controle da qualidade da água, diferentes índices e/ou custos eram empregados para a realização das análises. Como exemplo cita: a) os estudos sobre a lixiviação de fósforo onde alguns autores utilizavam o índice fósforo total e outros utilizavam o índice fósforo biodisponível; b) o cálculo dos custos onde algumas análises empregavam o custo financeiro e outras empregavam o custo social, sendo que para a determinação destes, diferentes pressupostos eram assumidos. Isto tornava praticamente impossível a comparação dos estudos. Para solucionar o problema o autor apontou a necessidade de uniformização dos índices a serem empregados nas análises.

Um outro exemplo de falta de padronização dos índices foi demonstrado por ROBBERSTAD *et al.* (2004) que avaliaram o custo-efetividade de políticas de

fornecimento do zinco para a redução da mortalidade infantil por diarreia em países em desenvolvimento. Os autores observaram que na literatura os índices que mostravam a taxa de mortalidade infantil eram bastante variáveis e esta variação ocorria porque alguns trabalhos usavam o índice de mortalidade coletado em hospitais, onde provavelmente estavam os casos mais graves e outros estudos usavam índices obtidos em comunidades, onde provavelmente estavam os casos menos graves. Essa falta de padronização na coleta de dados não permitia comparação entre os diferentes estudos.

2.2.3.4. A incerteza dos custos

A quarta dificuldade da ACE está relacionada à incerteza dos custos. Em muitos casos estas dificuldades ocorrem porque alguns custos, difíceis de serem obtidos, não são considerados.

Esta incerteza foi apontada por WISE e MUSANGO (2006, p.23, 25) que avaliaram diferentes políticas de conservação e melhoria de qualidade da água na África do Sul. Neste caso, os autores consideraram os custos de transação² para a implementação das tecnologias como “zero” devido a não existência destes dados para a região africana avaliada. Todavia, ressaltaram que estes custos poderiam ter um impacto significativo quando a política selecionada fosse implementada.

2.2.3.5. A incerteza dos índices

A quinta dificuldade da ACE está relacionada à incerteza dos índices. Em muitos casos estas dificuldades ocorrem porque:

- a) alguns índices combinam vários fatores;
- b) alguns índices são complexos para serem determinados.

No caso da incerteza dos índices que combinam vários fatores, essa dificuldade foi demonstrada por CALLAGHAN e O'HARE (2006, p.17). Os autores

² São os custos referentes por exemplo a procura de um produto no mercado por um consumidor ou fornecedores por uma empresa, custos de um contrato, custos de supervisão de um fornecedor (Duarte *et al.*, s.d.)

mostraram que uma política que objetivasse usar como índice a redução de fósforo no ambiente da agricultura orgânica teria que considerar o tipo de agricultura a ser avaliada (pasto, cultivo hortícola), a quantidade de fertilizante orgânico empregada em cada atividade agrícola e a disponibilidade de fósforo no solo, dados que nem sempre estavam disponíveis para todas as áreas.

No caso da incerteza devido à complexidade dos índices, LARSON *et al.* (1999) avaliaram o impacto da redução de poluentes sobre a saúde humana na Rússia, onde foram apenas considerados os indicadores de emissão e exposição ambiental. Os autores ressaltaram que a análise apresentava diversas incertezas. Estas se deviam à metodologia utilizada para avaliar o risco dos poluentes, às condições meteorológicas da localidade da análise, que poderia afetar a concentração ou dispersão de poluentes, à variabilidade da população, à mobilidade humana no ambiente (tempo de exposição em ambiente fechado e em ambiente aberto), e às condições de trabalho.

Um outro exemplo da incerteza devido à complexidade dos índices foi fornecido por van der VEEREN (2005, p.22) que indicou ser difícil medir o impacto de zinco sobre a biodiversidade da macrofauna e peixes, principalmente devido a diferenças entre os ecossistemas. Neste caso, o índice que se poderia obter seriam estimativas que despreveriam os efeitos em termos apenas gerais.

Quando se tenta trabalhar na determinação de índices complexos, estes podem demandar uma quantidade significativa de recursos e/ou pessoal. MACMILLAN *et al.* (1998) desenvolveram um sistema para aplicar a ACE na análise de programas de restauração de florestas na Escócia. Para a elaboração dos índices, os autores consultaram dez pesquisadores envolvidos no assunto, em um trabalho que envolveu diferentes etapas de avaliação, até que se chegasse a um índice para a análise.

2.2.4. Um método para reduzir algumas das incertezas da análise custo-efetividade: a análise de sensibilidade

Ainda que existam incertezas quanto aos custos e índices utilizados, a realização da análise de sensibilidade pode contribuir para reduzi-las. Por meio desta análise, diversas ACEs são realizadas com variações nos custos e nos índices, onde podem ser empregados, por exemplo, os menores e os maiores limites identificados. ROBBERSTAD *et al.* (2004) estudando o impacto de substâncias para reduzir a mortalidade de crianças por diarreia, usaram na análise de sensibilidade valores de expectativa de vida ao nascer que refletiam a menor e a mais elevada expectativa determinada no mundo e variaram também a taxa de desconto. Nessa análise, a variação do primeiro fator foi irrelevante, mas a variação do segundo não.

Um outro exemplo de análise de sensibilidade foi a realizada por VAN LERBERCHE *et al.* (2007) para avaliar a droga mais custo-efetiva para o tratamento da leishmaniose visceral que foi apresentada na TABELA 2.1. Quando os autores variaram o custo das drogas dentro do valor máximo e mínimo encontrado na literatura, a redução do custo da droga miltifosina de U\$140 para U\$100 e o custo da droga antimônio foi mantido no seu valor mais baixo, que era de U\$28, o tratamento com a primeira droga foi mais custo-efetivo. Isto porque o tratamento hospitalar necessário quando esta era usada era bastante inferior ao custo do tratamento quando se usava o antimônio (os custos eram de respectivamente U\$40 e U\$143).

Nos casos em que a análise de sensibilidade apontar diferenças nas prioridades das opções, essa incerteza deve ser apontada claramente e os fatores que podem fazer com que os objetivos possam não sejam atingidos devem ser realçados. Neste caso, o gestor poderá tomar a decisão com base nas informações disponíveis no momento ou incentivar a realização de pesquisas que possam contribuir para a tomada de decisão no futuro (LAHIRI, *et al.*; 2005; van der VEEREN, 2005, p.35).

2.2.5. As desvantagens da análise custo-efetividade

Ainda que a ACE possa apresentar várias vantagens como já foi descrito anteriormente, algumas desvantagens estão associadas a esta análise, sendo as mais importantes (SILVA, 2003):

- a) os índices de efetividade empregados nas análises somente podem ser comparados entre alternativas com objetivos similares ou seja, podem ser comparadas políticas que objetivem reduzir as emissões de gases de efeito estufa ou reduzir um índice de doenças;
- b) os índices de efetividade indicam que uma alternativa é *relativamente* mais custo-efetiva do que as outras alternativas avaliadas. Porém, não é possível dizer se os benefícios totais da alternativa escolhida excedem os seus custos, o que só pode ser compreendido com uma análise custo benefício.

Como exemplo dessas desvantagens da análise custo-efetividade, em um projeto onde se usa como índice a redução da diarreia infantil, pode-se comparar os custos de diferentes projetos para o fornecimento de água potável e saneamento básico, mas benefícios não diretamente relacionados às condições de saúde como por exemplo, tempo economizado para a coleta de água potável em pontos de distribuição coletivos, privacidade, não podem ser compreendidos por esta análise. Ocorre porém, que esses benefícios podem ter impacto fundamental na escolha dos projetos (CHRISTOFFERS *et al.*, 2006).

2.2.6. As limitações da análise custo-efetividade

A ACE permite indicar onde a alocação de recursos será mais efetiva. No entanto, a aplicação dos seus resultados, isso é, a implementação da política por ela definida como a mais efetiva, é uma decisão política, relacionada a implementação das medidas. Essa decisão é considerada política pois a implementação das medidas pode afetar outros agentes que não são considerados na análise. Estes são os chamados “efeitos indiretos”.

O impacto desses efeitos indiretos está relacionado a dimensão da análise. Análises realizadas em escala reduzida podem ter efeitos indiretos

negligenciáveis. Porém, se a escala da análise ou a escala das medidas aumenta, esses efeitos indiretos podem ser significativos e serão considerados no momento da decisão (van der VEEREN, 2005, p.16, 35). TURPIN *et al.* (2005) em seu trabalho revelaram a importância destes efeitos indiretos quando estudaram a política de projetos voluntários para agricultores franceses reduzirem as emissões de nitrogênio nos rios daquele país. A implementação de uma política que fosse considerada mais custo-efetiva, mas que implicasse em aumento de custos do produtor, como por exemplo, a necessidade de aquisição de máquinas, poderia levar os agricultores a repassarem estes custos para o consumidor, ou poderia levar os agentes reguladores a compensarem os produtores. Este procedimento poderia implicar em aumento dos custos dos produtos agrícolas, em aumento de taxas ou em redução dos recursos disponíveis para outros projetos.

ROBERSTAD *et al.*(2004) também apontaram a importância da decisão política ao constatarem que o uso de zinco era o tratamento mais custo-efetivo para evitar a mortalidade infantil por diarreia na Tanzânia. O custo do tratamento era de U\$0,25 por criança. Se esse custo fosse arcado pela população, o tratamento não teria impacto sobre o orçamento da saúde do governo. Todavia, a pobreza da população local certamente limitaria o acesso ao tratamento. A decisão governamental de arcar com o custo do fornecimento do zinco poderia levar a uma redução nos gastos de outros programas de saúde, como a tuberculose, problema também importante no país, ou limitar o número de pacientes infantis que poderiam ser atendidos pelo programa governamental.

Como resultado dos exemplos anteriores vê-se que em alguns casos, o público e os políticos podem não aceitar apenas os resultados das análises custo-efetividade para a implementação das políticas. Por isso, após a realização da ACE, para a escolha das políticas devem também ser levados em consideração os impactos sócio-econômicos, a disponibilidade financeira, o impacto dos projetos na distribuição da renda, a legislação vigente e a receptividade das medidas, ou seja, a escolha da política deve ser considerada em três dimensões: custo, efetividade e aceitabilidade da política (ZANOU, 2004; MAGNUSSEN, 2005; TURPIN *et al.*; 2005).

2.3. Os passos da análise custo-efetividade

Para a realização da ACE é importante seguir alguns passos, os quais são descritos a seguir, tendo como base os trabalhos de BOOTH *et al.* (1997) e LEVIN e McEWAN (2001). Desta maneira, para a realização de uma ACE é necessário:

- a) identificar o problema a fim de este seja bem compreendido;
- b) definir as alternativas a serem comparadas;
- c) definir o público que vai ter acesso a ACE. Esse público pode ser o público primário, que envolve os tomadores de decisão e a clientela, ou pode ser o público secundário, que envolve as pessoas que se beneficiarão das análises;
- d) identificar os custos que serão empregados na análise e atribuir valores a esses custos, tendo-se o cuidado de evitar a dupla contagem. Para a identificação dos custos podem ser utilizados os preços de mercado³ coletados de estudos realizados sobre o assunto ou de revendedores de produtos. Quando este custo não está disponível pode ser empregado um preço estimado ou o preço sombra⁴;
- e) organizar uma tabela com os diferentes custos a fim de obter o custo total. Os custos envolvem custo de capital direto (materiais, equipamentos⁵, mão-de-obra, disposição de resíduos), custos de capital indireto (conservação de construções, impostos, taxas), custos de operação (eletricidade, combustível, manutenção de equipamentos) e custo das externalidades negativas que, no caso de tecnologias, podem ser estimadas por diversos métodos, entre eles o custo de oportunidade^{6,7}. ZANOU (2004) indicou que os custos devem ser expressos em preços de um mesmo ano;

³ Preço de mercado: para um mercado perfeitamente competitivo, o preço de mercado representa o preço social de bens e serviços. Mas com informações imperfeitas, custo de transporte e outros fatores, o preço de mercado que é geralmente empregado representa a média de um bem ou serviço (CONTADOR, 2000, p.7)

⁴ Preço sombra: o preço de um bem ou serviço que não tem um valor de mercado (Lewin & MacEvan, 2001, p.60).

⁵ No caso de equipamentos, no cálculo do custo deve ser incluído também a depreciação deste. Para esse cálculo deve ser determinada a vida útil do equipamento, dividida pelo total de anos deste. Neste caso, como existe o custo de oportunidade do dinheiro aplicado deve ser aplicada uma taxa de juro (Lewin & MacEvan, 2001, p.64-69).

⁶ Custo de oportunidade: significa a oportunidade perdida, ou algo que se deixou de fazer. Por exemplo: para substituir o clorofluorcarbono, empresas que produziam o produto podem ter investido o capital que seria empregado para o desenvolvimento de um novo produto, na pesquisa do substituto. Isto leva a uma perda para a sociedade, que é o novo produto que seria desenvolvido, que foi sacrificado para o desenvolvimento do substituto (World Bank Institute, 2002, p.12).

⁷ Outros métodos que podem ser empregados são: valoração contingente, custo de restauração

- f) definição da taxa de desconto que envolve trazer o valor dos custos que acontecem em diferentes momentos do tempo para obter o valor presente destes. A taxa de desconto deve refletir o custo de oportunidade do dinheiro. No caso americano existem regulações que indicam a taxa de desconto a ser usada em projetos governamentais, como por exemplo a Agência de Proteção Ambiental (EPA) que recomenda uma taxa de desconto de 5% para projetos por ela gerenciado. Como não existe um consenso sobre a taxa de desconto a ser aplicada, os valores utilizados podem variar entre 5% e 10% (BOOTH *et al.* 1997, p.171);
- g) definir as medidas de efetividade que devem refletir o máximo possível o objetivo das alternativas. Como exemplo destas, ZANOU (2005) citou: número de pessoas beneficiadas pela redução da poluição, número de pessoas que podem ser abastecidas por água quando há uma redução no volume de seu uso. Na definição dos índices de efetividade é importante que o objetivo a ser alcançado seja bem definido, pois variações nos índices podem afetar a efetividade da política. No caso da redução da poluição de elementos químicos em rios, quanto maior o índice de redução de poluição que se deseja alcançar, maiores podem ser os requisitos para a aplicação das medidas em termos de quantidades e de escala;
- h) determinar do índice custo-efetividade;
- i) avaliar os índices e determinar o mais custo-efetivo;
- j) realizar a análise de sensibilidade que visa estimar a estabilidade da conclusão do trabalho através da variação de algumas premissas. Pode-se por exemplo variar os resultados os custos em diferentes situações, o que permitirá identificar as variáveis que tem o maior impacto no custo da solução ótima, quando eles são modificados ou quando informações mais específicas acerca destas variáveis são conhecidas. Pode-se ainda variar a taxa de desconto ou os parâmetros empregados na análise quando não se tem certeza do valor;

A ACE, nos moldes aqui descritos, será aplicada na análise das diferentes formas de aplicação de agrotóxicos em lavouras de tomate industrial, usando-se como indicadora produção da cultura. Antes da realização da análise será feita a identificação do problema a ser avaliado no Capítulo seguinte.

3. O USO DE ÁGUA E AGROTÓXICOS EM LAVOURAS DE TOMATE INDUSTRIAL

3.1. Introdução

O tomate (*Solanum lycopersicum*) é a segunda hortaliça mais produzida no mundo⁸. Em 2006 foram produzidos 125 milhões de toneladas do fruto. A China é o maior produtor mundial e o Brasil ocupa a nona posição. O estado de Goiás é o maior produtor de tomate industrial do Brasil e São Paulo, o maior produtor de tomate de mesa (TABELA 3.1). Segundo informações da Secretaria de Agricultura do Estado de Goiás, em 2007 foram cultivados no estado 14.000 ha em 1.315 propriedades, com um aumento significativo em relação aos dois anos anteriores (TABELA 3.1).

Observações de campo indicaram que a produtividade da cultura é variável entre os produtores, pois ela depende da tecnologia empregada, da ocorrência de praga e doenças, das condições de solo e do clima. O plantio de tomate indústria em Goiás se inicia em fevereiro e termina em junho. Culturas plantadas entre fevereiro e março podem apresentar menor produtividade e podem demandar um maior número de aplicações de agrotóxicos, pois as chuvas que ocorrem neste período tornam o ambiente favorável à ocorrência de doenças.

O tomate produzido para a indústria se destina à fabricação de polpa, extratos, molhos, “catchup”. Para processar a produção goiana, existem no estado nove indústrias, sendo que a maior delas é a Unilever (SOUZA, 2006; ASCOM/SEAGRO, 2007; IBGE,s.d.).

Em 2005, com o objetivo de organizar a cadeia produtiva de tomate a fim de se obter uma produção final com maior qualidade, maior valor agregado e rastreabilidade, começou a ser implementado o sistema de produção integrada de produção de tomate industrial (PITI) que é um projeto em parceria da EMBRAPA, com o Ministério da Agricultura, Secretaria de Agricultura de Goiás e indústrias processadoras de tomate. Quando o projeto estiver finalizado, espera-se obter

⁸ A hortaliça mais produzida no mundo é a batata.

uma produção que use racionalmente os diversos insumos e cause pouco impacto no ambiente (VILLAS BÔAS *et al.*, 2007, p.351)

TABELA 3.1. Produção de tomate no Brasil. Safras 2005 e 2006.

Estados	Área (ha)		Produção (t)		Rendimento (kg/ha)	
	2005	2006	2005	2006	2005	2006
GO	10.792	9.910	776.430	761.160	71.945	76.807
SP	11.830	11.340	717.530	672.330	60.653	59.288
MG	9.082	8.003	617.544	534.153	67.996	66.744
RJ	2.850	2.829	209.131	212.591	73.379	75.147
BA	5.170	4.783	199.036	193.806	42.584	40.480
PR	3.532	3.438	185.299	184.611	52.463	53.697
PE	4.224	4.164	179.874	168.559	42.584	40.480
ES	1.959	1.982	123.961	132.127	63.278	66.663
SC	2.308	2.289	123.239	108.858	53.396	47.557
RS	2.528	2.369	91.001	99.693	35.997	42.082
TOTAL	59.286	56.505	3.396.767	3.254.885	57.295	57.603

Fonte: IBGE, s.d.

As lavouras de tomate industrial são bastante tecnificadas e usam intensivamente água e insumos agrícolas como adubos químicos e agrotóxicos. Nos últimos anos a colheita mecânica vem se intensificando e em 2007, 95% da produção foram colhidas com máquinas que pertenciam à cooperativa de produtores ou eram alugadas de empresas do estado. Segundo cálculos preliminares dos produtores, o custo de produção de 1 ha da lavoura ficou em torno de R\$9.000,00, se produzido sob pivô central, e R\$11.000,00, se produzido com o sistema de irrigação por gotejamento.

Observações de campo durante as discussões para a implementação do projeto de Produção Integrada de Tomate Industrial (PITI) indicaram que os

maiores componentes de custos das lavouras de tomate industrial em 2007 foram agrotóxicos e fertilizantes. Para adquirir esses insumos com um menor custo, normalmente as indústrias processadoras fazem um levantamento dos preços junto aos fornecedores antes do início da safra e adquirem grandes quantidades dos agrotóxicos que apresentam menor custo e estes custos menores de aquisição são os pagos pelos produtores. Os dados sobre os custos desses agrotóxicos e fertilizantes não são disponibilizados nem pelas indústrias nem pelos produtores, devido às estratégias de negociação utilizadas por esses agentes. No entanto, informalmente os produtores indicaram que as reduções nos custos dos agrotóxicos podem chegar a 30% em relação ao preço de mercado.

3.2. O uso da água em lavouras de tomate

A agricultura é a atividade econômica que mais demanda água; no Brasil, 61% da água captada nos rios é empregada na irrigação e desta captação, 50% é efetivamente usada pelas plantas. O restante retorna à bacia como água superficial ou de escoamento. Com a irrigação, que garante a produção na entressafra e propicia a garantia da produção, há um aumento de até 2,4 vezes na produtividade de uma área. Para viabilizar os sistemas de irrigação são necessários elevados investimentos iniciais e é exigido uma tecnologia avançada para a produção. Porém, se esta tecnologia não for bem empregada pode causar sérios impactos ambientais, entre os quais afetar a disponibilidade de recursos hídricos de uma região. No caso específico do tomate, 94% do peso do fruto é água, o que indica que as lavouras de tomate são altamente exigentes em água (FILGUEIRA, 1982; ITABORAHY *et al.*, 2004, p. 8, 10, 12, 15; FAGNELLO, 2007).

Esta exigência de água das lavouras de tomate foi demonstrada por DIRJA *et al.*(2003). Os autores constataram que para produzir 1 kg de tomate com irrigação por gotejamento em um ambiente protegido foi necessário um volume que variou de 54 a 61 litros de água. Por outro lado, o consumo de água na lavoura de tomate industrial varia de acordo com o estágio da cultura e a época do ano. Períodos mais quentes e secos exigem maiores aplicações devido a maior

demanda atmosférica. A falta de água reduz o crescimento da planta e a produção (DALSASSO *et al.*, 1997).

Para suprir a demanda de água das lavouras de tomate industrial, o sistema de pivô central é o mais comumente empregado. Este sistema apresenta uma elevada demanda de energia e água. As irrigações podem variar de 10 a 30 mm, ou seja um volume de 10.000 a 30.000 litros de água/ha. O sistema de pivô central favorece a ocorrência de doenças e o aumento de frutos podres, o que pode reduzir significativamente a produtividade (SILVA *et al.*, 2001).

Devido à escassez cada vez maior da água, a sociedade tem se preocupado com a necessidade de preservação deste recurso natural⁹. Como forma de racionalizar o seu uso, a Lei 9.433 de 08 de janeiro de 1997 definiu a necessidade da outorga para o uso da água, sendo que a outorga é considerada o processo fundamental da política de gestão de recursos hídricos. A outorga é fornecida pela União, ou pelos estados e Distrito Federal, dependendo de quem detém o domínio da região, e, por meio dela, o poder público permite o uso dos recursos hídricos por um prazo determinado (SANTOS, 2000, p.31; ITABORAHY *et al.*, 2004, p. 18, 19). Por sua vez, a Lei 9.433 também definiu a cobrança da água como um dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos; a Lei 9.984 de 17 de junho de 2000, criou a Agência Nacional de Água (ANA) e deu a esta Agência, a competência para, conjuntamente com os Comitês de Bacia Hidrográfica, cobrarem pelo uso dos recursos hídricos da União (CAMPOS, 2004, p.21). No estado de Goiás, os produtores pagam anualmente uma taxa para terem o direito de retirarem a água dos rios para irrigação. No entanto, não existe ainda cobrança de taxas pelo volume consumido, que deverá ser realizada em breve. Esta cobrança já existe para o uso da água da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Para o ano de 2007, foi fixado para captação o valor de R\$0,01/m³ (CEIVAP, s.d.).

A cobrança da água emprega, no caso dos que a utilizam para irrigação, o princípio do usuário-pagador, pois este usuário afeta a disponibilidade de água de outros usuários da bacia hidrográfica, gerando com isso um custo social. Com

⁹ Reportagem publicada no Estado de São Paulo em 21.10.2007, página B6 sob o título "expansão agrícola no país será espetacular" onde são comentadas as projeções da OCDE para a agricultura brasileira aponta que " o impacto dos pesticidas e do uso agrícola da água sobre os recursos são outras preocupações geradas pelo sistema produtivo no Brasil"

essa cobrança visa-se internalizar uma externalidade negativa. Deve-se ressaltar, no entanto, que a cobrança pelo uso da água não é vista pelos gestores como uma penalidade para os produtores, mas sim como uma forma de educar os consumidores e racionalizar o seu uso (GOMES e TESTESLAF, 2003; FAGANELLO, 2007, p.60).

Contudo, esta não é a visão dos produtores, como demonstrado no trabalho de FAGANELLO (2007, p. 55), onde a maioria dos pequenos produtores de hortaliças da região de Piracicaba conhecia a lei de cobrança da água, mas não concordava com ela. A autora aponta que há uma maior necessidade de discussão com os produtores da região sobre a importância da lei. Este parece ser também o caso dos produtores de tomate indústria de Goiás, já que esta discordância também é observada.

Em Goiás, alguns produtores levando em consideração as necessidades de redução da demanda de água e energia do sistema de pivô central e também os problemas de ocorrência de doenças e frutos podres que reduzem a produtividade e conseqüentemente, os lucros auferidos na produção, passaram a usar o sistema de irrigação por gotejamento. No entanto, o custo inicial elevado e a exigência de mão-de-obra qualificada são fatores que impedem ainda a ampla difusão desse sistema (MAROUELLI e SILVA; 2002; GOMES e TESTESLAF, 2003; MAROUELLI *et al.*, 2003).

3.3. O uso de agrotóxicos em lavouras de tomate

Além da água, outro insumo utilizado intensivamente nas lavouras de tomate são os agrotóxicos. Estes produtos são empregados para o controle de pragas (insetos), doenças (fungos e bactérias) e plantas daninhas. As pulverizações de agrotóxicos geralmente são realizadas uma vez por semana, com mistura de diferentes produtos. Em alguns casos, dependendo da época do ano e da intensidade da praga ou doença, as pulverizações podem ser realizadas até três vezes por semana, e mesmo assim os produtores não conseguem controlar o problema (LEITE *et al.*, 1999; CASTELO BRANCO *et al.*, 2001).

Os agrotóxicos empregados nas lavouras de tomate industrial variam em grau de toxicidade humana e ambiental (TABELA 3.2.). Ocorre porém que para a escolha do agrotóxico a ser empregado na lavouras, normalmente estes critérios não são levados em consideração. O principal determinante para a escolha de um inseticida, fungicida ou herbicida é o preço do produto no mercado. Tal fato pode ser constatado na medida em que os produtores variam os produtos empregados nas lavouras de ano para ano.

TABELA 3.2. Grau de toxicidade e grau de impacto ambiental para alguns agrotóxicos registrados para tomate.

Classe	Ingrediente ativo	Toxicidade humana ¹	Toxicidade ambiental ²
Fungicida	Bravonil	I	II
	Cercobin 700 WP	IV	II
Herbicida	Fusilade 125	II	II
Inseticida	Abamectin	I	III
	Atabron	I	II
	Cartap	III	II

Fonte: Agrofitec – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

Toxicidade Humana: I= Extremamente tóxico; II=Altamente tóxico ; III= Medianamente tóxico;

IV= Pouco tóxico

Toxicidade Ambiental: I= Altamente perigoso; II= Muito perigoso; III= Perigoso; IV= Pouco perigoso

Os problemas de mais difícil controle em tomate industrial, e que mais preocupações causam aos produtores, são a mosca-branca (*Bemisia argentifolii*) e a murcha bacteriana causada por *Ralstonia solanacearum* (Villas Bôas *et al.*, 2007, p. 359). A mosca-branca é um inseto sugador polífono que se alimenta e se multiplica em várias espécies de plantas, incluindo as daninhas. O tomate está entre as suas culturas preferidas. O inseto, ao sugar a planta, injeta uma toxina na planta que torna os frutos isoporizados e imprestáveis para processamento. Se a mosca-branca estiver contaminada, ele pode ainda transmitir uma virose. Quanto mais cedo ocorrer a contaminação das plantas pelo vírus, maior é a redução na

produtividade, já que o nível de dano econômico¹⁰ desta praga é extremamente baixo (VILLAS BÔAS *et al.*, 2007, p.351). Por seu impacto na produção, os produtores monitoram constantemente as suas lavouras, e ao verificarem a presença da mosca-branca, entram imediatamente com aplicações para reduzir a disseminação de viroses. CUBILLO *et al.* (1999) indicaram que 0,3 adulto de mosca-branca por planta é capaz de disseminar rapidamente a virose; ASIÁTICO e ZOEBISCH (1992), citado por HAJI *et al.* (2005) avaliaram que as infestações do inseto podem causar perdas que variam de 40 a 100% no rendimento.

A murcha bacteriana, outra preocupação dos produtores, é uma doença que é favorecida pelo excesso de água na irrigação e pela acumulação de água no solo. No início da doença, as plantas se apresentam amareladas e em seguida passam a ser observadas necroses nas folhas, que levam a morte das plantas. A movimentação de tratores e trabalhadores na área de cultivo serve como fonte de disseminação da doença. O controle químico desta doença não é efetivo e medidas de controle que visem tornar o ambiente menos favorável para a doença são as mais recomendadas (TANS-KERSTEN, 2001; MAROUELLI, 2004).

A requeima, doença causada por *Phytophthora infestans*, é considerada também importante pelos produtores (VILLAS BÔAS *et al.*, 2007, p. 359), mas causa a eles uma menor preocupação. Isto porque a avaliação corrente é que existem produtos eficientes para o seu controle. A doença ataca toda a parte aérea da planta e, em condições de umidade elevada e temperaturas de cerca de 20°C, a falta de controle pode comprometer todo o campo de produção em poucos dias. Devido ao potencial de dano da doença, os fungicidas são usados de maneira preventiva ou curativa e tem um grande impacto no custo de produção (TÖFOLI *et al.*; 2003; LOPES *et al.*, 2005, p.25; REIS *et al.*, 2006). Atualmente está disponível no mercado um aparelho denominado Colpam® que monitora as condições ambientais e sugere o momento em que a aplicação de fungicida deve ser realizada (INCUBADORA EMPRESARIAL CECI LEITE COSTA, s.d.).

¹⁰ Nível de dano econômico: nível em que medidas de controle devem ser adotadas a fim de evitar perdas econômicas na lavoura.

Produtores que utilizam este sistema normalmente aplicam o produto no dia em que é feita a recomendação de aplicação, a fim de evitarem as perdas na lavoura.

A pulverização dos agrotóxicos nas lavouras demanda o emprego de quantidades consideráveis de água. No geral, as pulverizações são feitas com trator e cada uma delas utiliza volumes que variam de 300 a 600 litros de água/ha, sendo que as variações observadas são determinadas pelo estágio da cultura. Em função do volume de água empregado nas pulverizações, pode-se estimar que cada pulverização nos 14.000 ha de tomate produzidos em 2007 no estado de Goiás empregaram de 4.200 a 8.400 m³ de água. Considerando um consumo médio de água de 282 litros/pessoa/dia (SERPRO, 2004), isto significa que cada pulverização de tomate na área produtiva de Goiás retirou a possibilidade de consumo deste recurso por 14.893 a 29.287 pessoas.

As inferências anteriores sobre o uso de água para a pulverização de agrotóxicos em lavouras de tomate industrial sugere que esta prática gera significativos impactos sobre este recurso natural e medidas que visem reduzir o seu consumo são importantes sob qualquer perspectiva social, econômica ou ambiental. Deve-se ressaltar também que, se parte da água escorrer da área de pulverização para os rios e águas subterrâneas ou for levada para estes pela água das chuvas, existe a possibilidade de contaminação destes recursos, como já foi observado em Paty de Alferes, em áreas de produção de tomate de mesa (VEIGA *et al.*, 2006). Esta contaminação da água por agrotóxicos representa um custo social, o qual ainda é considerado irrelevante pela sociedade brasileira.

Considerando a estimativa da quantidade de água empregada para a aplicação de agrotóxicos em lavouras de tomate industrial e a necessidade de racionalização de uso deste recurso, uma legislação eficiente de regulamentação das aplicações destes produtos pode contribuir para que ocorra uma redução da demanda de água.

3.4. A legislação brasileira do uso de agrotóxicos

Os agrotóxicos empregados nas lavouras de tomate industrial devem estar registrados no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Hoje existem

321 produtos disponíveis para uso nestas lavouras (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, s.d.). Ao longo do tempo, diversas legislações visando regulamentar o uso de agrotóxicos foram editadas no país. Aqui comentaremos as mais relevantes para este estudo.

Em 1995, o Ministério da Agricultura, seguindo o observado em outros países e levando em consideração a prática de mistura de agrotóxicos pelos produtores, editou a Portaria nº 67 que permitia a mistura de agrotóxicos comercializados por uma mesma empresa ou por empresas diferentes, desde que houvesse anuência expressa das empresas detentoras dos respectivos registros. Por esta legislação deveria ainda constar no rótulo dos produtos comercializados, no item limitações de uso, os casos de antagonismo, ou seja, os casos onde a mistura não era permitida (TABELA 3.3). Para a edição dessa Portaria foram considerados aspectos econômicos e ambientais.

TABELA 3.3. Portaria do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento que permitiu a mistura de agrotóxicos em tanque.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, DO ABASTECIMENTO E DA REFORMA
AGRÁRIA.

SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA
PORTARIA Nº 67, DE 30 DE MAIO DE 1995.

O Secretário de Defesa Agropecuária, no uso das atribuições que lhe confere o art. 78, item VII do Regimento Interno desta Secretaria, aprovado pela Portaria Ministerial nº 212, de 21 de agosto de 1992, e:

Considerando que a prática de mistura de agrotóxicos ou afins em tanque constitui técnica agronômica utilizada mundialmente com êxito.

Considerando que a utilização dessa mistura propicia redução nos custos da produção, aumenta o espectro de controle de pragas, reduz a contaminação ambiental e o tempo de exposição do trabalhador rural ao agrotóxico;

Considerando que a matéria foi amplamente recomendada no âmbito da Câmara Setorial de Produtos Fitossanitários, a qual é constituída por representantes de setores governamental e não governamental, e;

Considerando ainda que a prática de mistura em tanque previne o uso indiscriminado de agrotóxicos, propiciando a prescrição em receituário agronômico, resolve:

Art.1º A mistura em tanque de agrotóxicos ou afins registrados no Ministério da Agricultura, do Abastecimento e da Reforma Agrária, será permitida desde que observadas as disposições desta Portaria.

Parágrafo Único. Entende-se por mistura em tanque a prática de associar,

imediatamente antes da aplicação, agrotóxicos ou afins necessários ao controle de alvos biológicos que ocorrem simultaneamente, para os quais não se obtenha eficácia desejada com um único produto.

Art. 2º As culturas, materiais ou locais, cuja mistura em tanque seja indicada, deverão estar incluídos nos registros dos produtos agrotóxicos ou afins a serem misturados.

Parágrafo Único. Quando a mistura de agrotóxicos ou afins em tanque, controlar outros alvos biológicos não alcançados pelos produtos individualmente, poderão ser incluídas recomendações técnicas referentes ao controle desses alvos biológicos nos respectivos registros, desde que comprovadas através de resultados de ensaios de eficácia agrônômica.

Art.3º Os agrotóxicos ou afins recomendados para mistura em tanque, deverão ser indicados por suas marcas comerciais, incluindo os tipos de formulações e suas concentrações.

Parágrafo Único. A mistura em tanque envolvendo produtos de empresa diversos, somente será autorizada mediante anuência expressa das empresas detentoras dos respectivos registros.

Art 4º Os agrotóxicos ou afins recomendados para a mistura em tanque, não deverão apresentar características de incompatibilidade físico-química nessa modalidade de aplicação.

Parágrafo 1º Para os produtos a serem utilizados em mistura em tanque e indicados por marcas comerciais, a empresa registrante deverá apresentar ao órgão registrante laudos técnicos de laboratórios oficiais ou credenciados, que comprovem a ausência desta incompatibilidade.

Parágrafo 2º A empresa registrante da mistura deverá informar, nas limitações de uso, os casos de antagonismo.

Art. 5º As recomendações técnicas de misturas de agrotóxicos ou afins em tanque deverão obedecer às instruções de uso aprovadas nos registros dos respectivos produtos, quanto às doses registradas, aspectos de saúde pública e de meio ambiente.

Parágrafo Único. Para misturas em tanque, a empresa registrante poderá recomendar doses inferiores às registradas, desde que comprovadas através de resultados de ensaios de eficácia agrônômica.

Art. 6º Não será permitida a mistura em tanque de agrotóxicos ou afins que possuam contra-indicação específica para esta modalidade de aplicação, contida no rótulo ou bula.

Art 7º Deverá constar no rótulo e bula de agrotóxicos e afins a recomendação técnica específica para a mistura em tanque pretendida, indicando as marcas comerciais, incluindo os tipos de formulações e suas concentrações, dos produtos a serem misturados, instruções de uso, observando que as precauções de uso a serem adotadas devem referir-se ao produto de maior risco toxicológico e ambiental.

Parágrafo Único. Para efeito de orientação médica nos casos de acidentes, deverá constar no rótulo e na bula que em casos de suspeita de intoxicação, deve ser procurada assistência médica, levando os rótulos ou as bulas dos respectivos produtos.

Art. 8º Para efeito de Prescrição de mistura em tanque na receita agrônômica, deverão ser observadas sempre as indicações técnicas relacionadas ao produto com maior intervalo de segurança, precauções de uso e equipamentos de proteção individual, referentes ao produto de maior risco toxicológico.

Art. 9º Para agrotóxicos ou afins utilizados em mistura em tanque é permitida

a apresentação comercial dos produtos em embalagens conjugadas, inclusive embalagens retomáveis, nas formas adequadas a cada caso.

Art. 10 A empresa registrante interessada em recomendar a mistura em tanque deverá requer inclusão das recomendações técnicas de acordo com a Portaria nº 45/SNAD de 10/12/90 e Portaria nº 84/SDA de 09/05/94.

Art. 11 Esta Portaria entra em vigor 90 dias a partir da data de sua publicação.

ÊNIO ANTONIO MARQUES PEREIRA

No entanto, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento não é o único responsável pelo registro de agrotóxicos. Para que um produto e a sua forma de uso, por exemplo em mistura, seja liberada no mercado, a ANVISA e o IBAMA tem que se manifestar também sobre aspectos de impacto dos produtos na saúde humana e no ambiente.

3.4.1. Potenciais impactos dos agrotóxicos na saúde humana

Os estudos para o registro de agrotóxicos que avaliam o potencial de riscos a saúde humana normalmente avaliam os riscos de intoxicação aguda e crônica individual dos produtos, os quais levam a determinação da toxicidade expressa na TABELA 3.2.

Ocorre porém que a mistura de tanque¹¹ de alguns agrotóxicos é comum no “mundo real”. Esta pode gerar impactos na saúde humana que não são avaliados quando os produtos são registrados individualmente. Por isso, se fazem necessárias informações sobre o impacto destas combinações a fim de se poderem realizar avaliações de risco e recomendações efetivas. As misturas de agrotóxicos podem apresentar aditividade de efeitos, onde cada produto mantém o seu efeito anterior, ou potenciação da atividade de algum produto quando a mistura é realizada. Alguns poucos exemplos do impacto de misturas na saúde humana são encontrados na literatura.

A mistura de formulações comerciais do inseticida piretróide permetrina com um inseticida fosforado aumentou a toxicidade do primeiro quando testes foram realizados com ratos. Este é também o caso da mistura do inseticida fosforado malation com outros fosforados, onde o efeito do malation foi

¹¹ Mistura de tanque: mistura de agrotóxicos no pulverizador no momento da aplicação (Decreto 4074, artigo 1º. Inciso XXV).

aumentado. Essas misturas representariam, então, potencialmente, um risco maior para a saúde humana, principalmente nos países em desenvolvimento, onde esses produtos são amplamente utilizados.

Porém, além de uma avaliação dos riscos das misturas dos pesticidas, há a necessidade de avaliar também a interação destas misturas com a desnutrição, alcoolismo, tabagismo e doenças parasitárias, tipo e qualidade dos equipamentos de proteção usados pelos trabalhadores, problemas esses freqüentes nos países em desenvolvimento (YANES *et al.*, 1992; ORTIZ *et al.* 1995; MOSER *et al.*, 2006; HUANG, s.d).

No México foi observado que trabalhadores que executavam serviços relacionados a produção de flores e que trabalhavam com misturas de agrotóxicos apresentavam alterações no DNA. Foi constatado que trabalhadores com essas alterações usavam equipamentos de proteção individual inadequados (CASTILLO-CADENA *et al.*, 2006). Alterações de DNA em trabalhadores produtores de flores também foi observada na Itália em trabalhadores que realizavam misturas de tanque de agrotóxicos e não usavam equipamentos de proteção apropriados, ainda que não tenha havido diferença estatística devido a pequena amostra empregada. No entanto, as alterações pareciam estar mais relacionadas ao uso de fungicidas do grupo dos benzimidazóis (benomil e carbedazim), o que parecia confirmar o potencial de alteração do DNA destes produtos. Nesta avaliação não foram encontradas relações entre os danos no DNA e o hábito de fumar, idade ou sexo. No entanto, foi indicada a necessidade de realização de pesquisas com amostras maiores, para que fossem confirmadas as observações (BOLOGNESE, 2004).

Os estudos sobre a toxicidade das misturas e as condições em que os problemas de uso destas pode ocorrer, poderão fornecer um quadro mais realista da toxicidade destas misturas para os aplicadores e para a população em geral. Vale ressaltar que os trabalhos onde se busca avaliar o problema, referem-se principalmente a mistura de inseticidas piretróides e fosforados, produtos lançados principalmente entre as décadas de 50 e 80 do século passado, que como já referido são os principais produtos usados nos países em desenvolvimento. Não

foram encontrados trabalhos sobre o impacto de misturas de agrotóxicos mais novos lançados no mercado a partir da década de 90. Existem também poucas informações sobre os riscos de intoxicação quando é feita a mistura de inseticidas com fungicidas, prática usual dos produtores.

Além dos riscos de intoxicação, as misturas de agrotóxicos tem também o potencial de induzir o aparecimento de doenças (TABELA 3.4). Os poucos resultados aqui relatados demonstram que o assunto ainda é cercado de incertezas; incertezas sobre o impacto das misturas na saúde humana e incertezas também sobre se o controle de fatores que favorecem os riscos, como por exemplo, uso de equipamento individual de proteção adequado, seriam suficientes para reduzir os riscos das misturas de tanque de agrotóxicos. (COLBORN, 2006).

TABELA 3.4. Resultados de estudos que avaliaram o potencial de toxicidade de misturas de agrotóxicos para a saúde humana.

Produtos em mistura	Classe	Efeito	Organismo estudado	Fonte
Paraquat + Triazole	herbicida + fungicida	Misturas tem impacto sobre sistema nervoso central	ratos	REEVES <i>et al.</i> (2003)
Paraquat + Maneb	herbicida + fungicida	Mistura induziu o surgimento de Mal de Parkinson	ratos	THIRUCHELVAN <i>et al.</i> (2000)
Clorpirifós + carbaril	Inseticida + inseticida	Impacto da mistura sobre a temperatura do corpo ou inibição da enzima colinesterase foi dependente da dose da mistura empregada. Foi observado efeito antagônico entre os dois produtos. No entanto, os resultados foram considerados inconclusivos	ratos	GORDON <i>et al.</i> (2006).
Vários	herbicidas + fungicidas + inseticidas	Revisão de trabalhos sobre agrotóxicos e Mal de Parkinson indicou que parece haver uma associação entre exposição a agrotóxicos e a doença, mas existem incertezas, já que os dados não permitiram indicar se havia relação de causa-efeito e quais os pesticidas que causariam os problemas	Humanos	BROWN <i>et al.</i> (2006)

3.4.2. Potenciais impactos dos agrotóxicos no ambiente

As misturas de agrotóxicos quando lançadas no ambiente podem causar impacto sobre este. HAYES *et al.* (2006) demonstraram que os herbicidas atrazina e nicosulfuron, o inseticida piretróide ciflutrina e os fungicidas metalaxil e propiconizol individualmente, a exceção do metalaxyl, não causavam mortalidade de girinos. Porém, quando estes foram tratados com misturas dos agrotóxicos, todos morreram após o primeiro dia de exposição. Os autores demonstraram ainda que os produtos, individualmente, à exceção do propiconizol e atrazina, não afetavam a metamorfose. Contudo, a mistura de todos esses produtos em baixas dosagens (1 ppb), similar ao que ocorre no ambiente, fazia com que o início da metamorfose fosse retardado. Após essas observações os autores apresentaram incertezas quanto ao real impacto das misturas sobre o desenvolvimento dos sapos. Isto porque nas misturas, os produtos que não apresentavam efeito isolado, poderiam não contribuir para o efeito observado na mistura ou, alternativamente, poderiam contribuir para aumentar o efeito dos produtos que afetavam os girinos. Como resultado, os autores não puderam indicar que tipo de mistura de agrotóxicos poderia ou não ser realizado. Outros exemplos de estudos desses potencial dano ambiental das misturas de agrotóxicos são demonstrados na TABELA 3.5.

Por fim, vale aqui ressaltar que muitas das misturas tóxicas que ocorrem no ambiente podem não ser causadas por resíduos de produtos provenientes de uma só propriedade, mas de várias propriedades, a chamada poluição difusa onde é difícil localizar a sua origem. Isso torna mais difícil controlar realisticamente quais, quando e como as interações de agrotóxicos tem potencial de causar impacto ambiental irão ocorrer.

TABELA 3.5. Resultados de estudos que avaliaram o potencial das misturas de agrotóxicos de causar danos ao meio ambiente.

Produtos em mistura	Classe	Efeito	Organismo estudado	Fonte
Fonte	herbicida + inseticida	+ Aditividade da toxicidade dos produtos em mistura afetando desenvolvimento de organismo	<i>Dunaliella tertiolecta</i> (fitoplanctôn)	DE LORENZO e SERRANO (2003)
Atrazina + clorotalonil	herbicida + fungicida	+ Potenciação da toxicidade dos produtos em mistura afetando desenvolvimento de organismo	<i>Dunaliella tertiolecta</i> (fitoplanctôn)	DE LORENZO e SERRANO (2003)
Irgarol + clorotalonil	herbicida + fungicida	+ Potenciação da toxicidade dos produtos em mistura afetando desenvolvimento de organismo	<i>Dunaliella tertiolecta</i> (fitoplanctôn)	DE LORENZO e SERRANO (2006)
Azinfós-metil+ endosulfan+ clorotalonil	Inseticida + inseticida + fungicida	+ Não foi observado sinais de aditividade ou potenciação de agrotóxicos quando a mistura foi testada	<i>Oryzias latipes</i> (peixe)	THEATHER <i>et al.</i> (2005)

Mesmo diante das incertezas apresentadas anteriormente, mas em função do potencial de dano à saúde humana e ao meio-ambiente da mistura de tanque de agrotóxicos, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento editou em 24 de julho de 2002, a Instrução Normativa nº 46. Esta Instrução determinou as empresas titulares do registro de agrotóxicos que estas retirassem da bula dos produtos às indicações de mistura de agrotóxicos (TABELA 3.6). Este procedimento significou, ainda que não explicitamente, que as misturas de agrotóxicos não poderiam ser realizadas, já que informações sobre estas recomendações não existiam oficialmente.

TABELA 3.6. Instrução Normativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento que determina a retirada das indicações de mistura de agrotóxicos em tanque dos rótulos e bulas dos produtos.

INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 46, DE 24 DE JULHO DE 2002

O SECRETÁRIO DE DEFESA AGROPECUÁRIA, DO MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, no uso pela Portaria Ministerial nº 574, de 8 de dezembro de 1998, tendo em vista o disposto na Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, e o art. 22, do Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, considerando que as recomendações técnicas de misturas em tanque de agrotóxicos deverão ser avaliadas nos aspectos de agricultura, de saúde pública e de meio ambiente, e o que consta do Processo nº 21000.004372/2002-55, resolve:

Art. 1º Determinar às empresas titulares de registros de agrotóxicos a retirada das indicações de misturas em tanque dos rótulos e bulas de seus agrotóxicos, no prazo de 30 (trinta) dias, a contar da publicação desta Instrução Normativa.

Art. 2º Esta Instrução Normativa entra em vigor na data de sua publicação.

Art. 3º Fica revogada a Portaria SDA nº 67, de 30 de maio de 1995.

Ainda que existam os riscos potenciais das misturas à saúde humana e ao meio-ambiente, a legislação adotada no Brasil é diferente, por exemplo, da legislação dos EUA. Neste país, o uso de equipamentos de proteção individual é adequado e bem difundido, é permitido o uso de misturas de agrotóxicos e as misturas que podem ser realizadas vêm explicitadas nos rótulos. Em alguns casos, há uma recomendação dos produtos comerciais que podem ser misturados (caso do inseticida Ambush –anexo 2), e em outros, há uma recomendação geral, sem especificar o nome do produto comercial (caso do Dimilin – anexo 3).

LYDY *et al.* (2004) apontaram que, ainda que a legislação americana não se oponha a mistura de agrotóxicos, existe uma grande incerteza sobre o impacto destas no ambiente. Porém, seria inviável e anti-econômico avaliar todas os cenários ambientais em que essas misturas de agrotóxicos poderiam ocorrer. O autor sugere então que sejam realizados testes com as misturas prioritárias e seja

verificada a possibilidade de extrapolação dos dados. Por outro lado, quando problemas com as misturas no meio-ambiente forem detectados, os autores sugerem que, no momento do re-registro dos produtos sejam feitas alterações nas formulações, doses ou recomendações, a fim de que os problemas das misturas possam ser minimizados.

3.5. A legislação brasileira do uso de agrotóxicos na prática

Ainda que a legislação não permita, nem proíba, a mistura de agrotóxicos, observações de campo indicam que os produtores as realizam, chegando a misturar até quatro produtos diferentes, como será demonstrado no próximo Capítulo. Esta prática, usada por todos os produtores agrícolas, tem como objetivo principal a redução dos custos privados. A falta de informações sobre a compatibilidade dos produtos, disponível até o início desta década, pode representar um risco de aumento de custo privado, já que em algum momento os produtores podem misturar produtos incompatíveis (Anônimo, 2000).

No entanto, a não regulamentação das misturas de agrotóxicos pode também representar custos sociais que não foram até aqui apontados como por exemplo o aumento na demanda de água e o aumento da emissão de CO₂, gás causador do efeito estufa, que já é tido como um dos problemas importantes da atividade agrícola devido ao intenso uso de máquinas que empregam óleo diesel (JOHNSON *et al.*, 2007). A fim de ressaltar estes aspectos ainda não mensurados quando da discussão da legislação que regulamenta a aplicação de agrotóxicos no Brasil, será realizada uma análise custo-efetividade onde os fatores custo de agrotóxicos e custo da sua aplicação, uso de água, emissão de CO₂ e produtividade serão levados em consideração.

4. APLICAÇÃO DA ANÁLISE CUSTO-EFETIVIDADE: O CASO DO USO DE AGROTÓXICOS EM LAVOURAS DE TOMATE

4.1. Introdução

Como descrito anteriormente, existe uma legislação que regulamenta a aplicação de agrotóxicos nas lavouras. Esta legislação exclui a possibilidade de constarem dos rótulos dos produtos as indicações de possíveis misturas de agrotóxicos, significando que teoricamente os produtores não podem realizá-las sem que existam indicações para isto. Mas, na prática, essas misturas são realizadas.

O objetivo deste Capítulo é avaliar o custo-efetividade de quatro políticas de recomendação de aplicação de agrotóxicos: o atual sistema de pulverização adotado pelos produtores, onde misturas são realizadas, a não realização de misturas, o sistema recomendado pela Portaria nº 67 de 30 de maio de 1995 e que foi apresentada no Capítulo anterior e a permissão de misturas apenas onde estas não causassem riscos para a saúde humana. Nesta análise serão considerados os custos privados da pulverização e alguns custos ambientais (uso da água e emissão de CO₂).

4.2. Metodologia

Para a realização da análise custo-efetividade foi empregado o esquema de pulverização de agrotóxicos adotado por um produtor de tomate industrial em 2006 que cultivou uma área de 50 ha sob pivô central (TABELA 4.1). As informações aqui apresentadas foram anotadas em um caderno de campo do Projeto de Produção Integrada de Tomate Industrial (PITI). Na TABELA 4.1 são apresentados os dias em que cada agrotóxico foi aplicado, o tipo de produto empregado (inseticida, fungicida ou herbicida), a empresa que comercializava o agrotóxico, o volume de água empregado em cada pulverização e o alvo que foi controlado. Vale observar que nesta TABELA, os alvos controlados foram os mais diversos, assim como as misturas de agrotóxicos empregadas também o foram.

TABELA 4.1. Agrotóxicos empregados por um produtor de tomate industrial anotados em caderno de campo. 2006.

Dias após transplante	<i>Alvo a ser controlado</i>	<i>Tipo de produto</i>	Produtos comerciais aplicados	Empresa Registrante
18	Mosca branca	Inseticida	Tamaron	Bayer
		Inseticida	Actara	Syngenta
21	Ervas daninhas	Herbicida	Sencor	Bayer S.A
		Herbicida	Fusilade	Syngenta
28	Tripes	Inseticida	Tamaron	Bayer S.A
	Requeima	Fungicida	Recop	Atar do Brasil
30	Ervas daninhas	Herbicida,	Sencor	Bayer S.A
		Herbicida	Fusilade	Syngenta
35	Mosca branca	Inseticida	Karate	Syngenta
	Requeima	Fungicida	Forum	Basf
		Fungicida	Polyram	Basf
46	Lagartas	Fungicida	Pirinex	Basf
		Fungicida	Funginil	Milênia
56	Vaquinha	Inseticida	Cefanol	Sipcam Isagro Brasil S.A.
	Ácaro	Fungicida	Frowncide	Ishihara Brasil Defensivos Agrícolas
	Requeima	Fungicida	Funginil	Milênia
63	Vaquinha	Inseticida	Karate	Bayer
	Requeima	Fungicida	Frowncide	Ishihara Brasil Defensivos Agrícolas
70	Minadora	Inseticida	Tamaron	Bayer
	Mofo branco	Inseticida	Orthene	Arysta LifeScience do Brasil
		Fungicida	Sialex	Sumitomo Chemical do Brasil
		Fungicida	Frowncide	Ishihara Brasil
79	Minadora	Inseticida	Karate	Bayer
	Alternaria	Inseticida	Funginil	Milênia
	Mofo branco	Fungicida	Frowncide	Ishihara Brasil Defensivos Agrícolas
84	Não especificado	Inseticida	Thiobel	Arysta LifeScience do Brasil
		Fungicida	Kocide	Du Pont do Brasil
		Fungicida	Sialex	Sumitomo Chemical do Brasil
91	Mosca branca	Inseticida	Tamaron	Bayer
	Doença não especificada	Fungicida	Manzate	Du Pont do Brasil
		Fungicida	Frowncide	Ishihara Brasil Defensivos Agrícolas
99	Não especificado	Fungicida/bactericida	Kocide	Du Pont do Brasil
		Inseticida	Thiobel	Arysta LifeScience do Brasil
		Fungicida	Funginil	Milênia
		Fungicida/ bactericida	Kocide	Du Pont do Brasil
106	Broca	Inseticida	Karate	Syngenta
	Mofo branco	Fungicida	Captan	Milênia
		Fungicida	Sialex	Sumitomo Chemical do Brasil
114	Broca	Inseticida	Orthene	Arysta LifeScience do Brasil
	Alternaria	Fungicida	Kocide	Du Pont do Brasil
		Fungicida	Polyran	Basf
121	Traça do tomateiro/Broca	Inseticida	Tamaron	Bayer S.A
	Doença não especificada	Inseticida	Karate	Syngenta
		Fungicida	Captan	Milênia
135	Não especificado	Inseticida	Orthene	Arysta LifeScience do Brasil
		Fungicida	Poliran	Basf
		Fungicida	Amistar	Du Pont do Brasil
		Fungicida/ bactericida	Kocide	Syngenta
141	Mosca branca	Inseticida	Actara	Syngenta
	Traça do tomateiro	Fungicida	Amistar	Syngenta
	Podridão frutos	Fungicida/ bactericida	Kocide	Du Pont do Brasil
		Fungicida	Captan	Milênia

Houve misturas de inseticidas com fungicidas mas os herbicidas somente foram misturados entre eles.

Para a determinação dos custos dos agrotóxicos empregados nos diferentes dias de pulverização foram utilizados os preços de comercialização dos produtos no Distrito Federal em outubro de 2007 (TABELA 4.2). Foi determinado o custo total dos agrotóxicos empregados por hectare e o custo total representado pelos agrotóxicos pulverizados em 50 ha, área do produtor avaliada. Deve-se levar em consideração que a análise aqui apresentada não reflete os custos reais do produtor, já que os custos dos agrotóxicos, por razões comerciais não são disponibilizados. A situação analisada aqui é ponto específica no tempo, já que os agrotóxicos utilizados e os seus preços são variáveis entre produtores, épocas do ano e entre os anos.

Para o cálculo dos custos referentes ao custo de pulverização, onde foi assumido estar incluído os custos da mão-de-obra, depreciação do equipamento e óleo diesel, foi utilizada a TABELA de custos de produção de tomate industrial do INSTITUTO FNP (2007). Nesta TABELA, foi determinado o custo de R\$52,84/pulverização em agosto de 2006. O custo de pulverização foi corrigido para outubro de 2007, usando-se uma taxa de desconto de 5% (BOOTH *et al.* 1997, p.171)¹² de acordo com a fórmula (BRIGHAM e HOUSTON, 1999, p.203):

$$VF_n = VP (1+i)^n$$

onde: VF= valor futuro
VP= valor presente
i= taxa de desconto
n= tempo

Após os cálculos foi encontrado um custo de R\$55,93 para o custo de uma pulverização em outubro de 2007. Foi assumido que os demais custos (aração e

¹² Os autores indicaram que não há um consenso sobre as taxas de desconto a serem empregadas. Por isso os valores utilizados variam entre 5 e 10%. No presente trabalho optou-se pela menor taxa, a qual se aproxima dos índices inflacionários do país.

TABELA 4.2. Custo dos agrotóxicos empregados em 50 ha de tomate industrial. 2007.

Agrotóxico	Mês aplicação	Custo do produto (R\$)	Quant. embalagem	Dose/ha	Custo aplicação/ha
Tamaron	Julho	17,90	litro	300 ml	5,37
Actara		298,60	100 g	100 g	29,60
Sencor		45,00	litro	400 ml	18,00
Fusilade		61,26	litro	300 ml	18,38
Tamaron		17,90	litro	300 ml	5,37
Recop		22,00	kg	500 g	11,00
Sencor		45,00	litro	400 ml	18,00
Fusilade		61,26	litro	300 ml	18,38
Karate		60,00	litro	100 ml	6,00
Fórum		54,00	kg	225 g	12,15
Polvran		13,40	kg	1 kg	13,40
Pirinex		30,00	litro	450 ml	13,50
Funginil		16,30	litro	500 ml	8,15
Cefanol	Agosto	25,00	kg	500 g	12,50
Frownicide		122,00	litro	200 ml	24,40
Funginil		16,30	litro	200 ml	24,40
Karate		60,00	litro	180 ml	10,80
Frownicide		122,00	litro	200 ml	24,40
Tamaron		17,90	litro	400 ml	7,16
Orthene		80,00	3 kg	500 g	13,33
Sialex		40,00	kg	600 g	24,00
Frownicide		122,00	litro	200 ml	24,40
Karate		60,00	litro	120 ml	7,20
Funginil		16,30	litro	1 l	16,30
Frownicide		122,00	litro	200 ml	24,40
Thiobel	Setembro	35,58	kg	700 g	24,91
Kocide		25,68	kg	1 kg	25,68
Sialex		40,00	kg	800 g	32,00
Tamaron		17,90	litro	800 ml	14,32
Manzate		15,00	kg	2,5 kg	37,50
Frownicide		122,00	litro	140 ml	17,08
Kocide		25,68	kg	1 kg	25,68
Thiobel		35,58	kg	1 kg	35,58
Funginil		16,30	litro	500 ml	8,15
Kocide		25,68	kg	1 kg	25,68
Karate		60,00	litro	100 ml	6,00
Captan		100,00	5 litros	1,5 l	30,00
Sialex		40,00	kg	600 g	24,00
Orthene	Outubro	80,00	3 kg	700 g	18,67
Kocide		25,68	kg	1 kg	25,68
Poliran		13,40	Kg	1 kg	13,40
Tamaron		17,90	litro	500 ml	8,95
Karate		60,00	litro	700 ml	4,20
Captan		100,00	5 litros	2,5 l	50,00
Orthene		80,00	3 kg	500 g	13,33
Poliran		13,40	Kg	500 g	6,70
Kocide		25,68	kg	1 kg	25,68
Amistar		50,90	100 g	100 g	50,90
Actara		29,60	100 g	150 g	44,40
Amistar		50,90	100 g	100 g	50,90
Kocide		25,68	kg	1 kg	25,68
Captan		100,00	5 litros	1 l	20,00
Custo total aplicação de agrotóxicos/ha					1.055,66
Custo total aplicação de agrotóxicos/ 50 há					52.783,00

gradagem, fertilizantes, irrigação, colheita, taxas,) foram iguais para qualquer um dos cenários empregados nesta análise.

Para o cálculo dos custos referentes à água foi utilizado o valor de R\$0,01/m³ definido para a captação da água na Bacia do Rio Paraíba do Sul, no ano de 2007 (CEIVAP,s.d.).

Para os cálculos da emissão de CO₂ durante a pulverização, não foram encontradas referências para a emissão de um trator. Usou-se então os dados referentes a emissão de uma Pick-Up diesel que rodasse 3600 km/ano, sendo que neste caso o veículo emitiria 14,16 ton/CO₂/ano (SERPRO, 2004). Para a aplicação de agrotóxicos em 50 ha e usando uma barra de pulverização de 18 m, estimou-se que o trator andaria 30 km em cada pulverização, o que levaria a uma emissão de 0,12 ton de CO₂ por pulverização.

Para o cálculo dos custos referentes as emissões de CO₂ foi utilizado o valor de US\$5/ton CO₂ (SOHNGEN e SEDJO, R., 2006). A cotação do dólar em 31/10/2007, de acordo com o Banco Central foi de R\$1,73, o que significa um valor de R\$8,65/ton CO₂.

Para a realização da análise custo-efetividade foram empregados quatro cenários:

- a) Cenário 1= Aplicação de agrotóxicos com mistura de produtos;
- b) Cenário 2= Aplicação de agrotóxicos sem mistura de produtos;
- c) Cenário 3 = Aplicação de agrotóxicos com mistura de produtos onde os produtos comercializados por uma mesma indústria são misturados, de acordo com o preconizado na Portaria nº 67 de 30 de maio de 2005 [fungicidas Fórum + Polyram aos 35 dias e inseticida Actara + fungicida Amistar aos 141 dias (TABELA 4.1)] ;
- d) Cenário 4= aplicação de agrotóxicos em mistura. A exceção são as misturas que apresentam um maior grau de toxicidade para os humanos em relação a aplicação dos produtos individualmente já que resultados de pesquisa indicaram a ocorrência dessa maior toxicidade para as misturas de inseticidas piretróides com fosforados ou inseticidas fosforados com outros fosforados, conforme discutido no Capítulo

anterior (Yanes *et al.*, 1992; ORTIZ *et al.*, 1995; MOSER, *et al.*, 2006). Então, neste cenário, de acordo com a TABELA 4.1., não foram realizadas as misturas do fosforado Tamaron e Orthene aos 70 dias após o transplante e a mistura do fosforado Tamaron e do piretróide Karate aos 121 dias após o transplante.

Nos cenários descritos anteriormente assumiu-se que:

- a) os produtos empregados nas lavouras e a ocorrência de pragas, doenças e ervas daninhas foram as descritos na TABELA 4.1;
- b) onde a mistura fosse utilizada, ela seria aplicada nos dias indicados na TABELA 4.1 e pragas e doenças ocorreriam no dia da aplicação. Onde a mistura não fosse possível, os produtos seriam aplicados com intervalos de 24 h e pragas e doenças ocorreriam no dia exato da aplicação. Tal procedimento é aqui utilizado para adotar uma “situação ideal” de ocorrência de pragas e doenças que permita aplicar os produtos apenas quando o problema estiver presente;
- c) os produtores utilizavam o sistema Colpam® para monitorar as condições ambientais favoráveis a requeima e aplicariam os fungicidas no mesmo dia em que o sistema indicasse a aplicação;
- d) os produtores monitoravam diariamente a lavoura de tomate industrial para verificar a presença de mosca-branca e aplicavam o produto assim que o inseto ocorresse na lavoura;
- e) a produção da lavoura foi estimada no início do plantio pelo produtor em 90 ton/ha.

O índice de efetividade empregado foi a produção da cultura depois de deduzida as perdas. Para os quatro cenários anteriormente descritos, a perda na produção foi devida apenas a movimentação de tratores na lavoura. Este índice de perda não se encontra disponível na literatura, mas agrônomos ligados às diversas indústrias estimaram que estas são de cerca de 1% da produção.

A análise de sensibilidade foi realizada alterando o valor do índice de efetividade, que foi a produção da cultura depois de deduzida as perdas para cada um dos cenários descritos anteriormente.

Nos cenários empregados nesta análise assumiu-se que:

- a) os produtos empregados nas lavouras e a ocorrência de pragas, doenças e ervas daninhas foram as descritos na TABELA 4.1;
- b) pragas e doenças ocorreram ao mesmo tempo, sendo esta situação denominada “situação real”;
- c) os produtores utilizavam o sistema Colpam® para monitorar as condições ambientais favoráveis a requeima e aplicariam os fungicidas no mesmo dia em que o sistema determinasse;
- d) os produtores monitoravam diariamente a lavoura de tomate industrial para verificar a presença de mosca-branca. Quando este inseto ocorresse simultaneamente com requeima, e não fosse possível a mistura de agrotóxicos, os produtores optariam por controlar inicialmente a requeima.
- e) a produção da lavoura foi estimada no início do plantio em 90 ton/ha.

Com as condições anteriores, no cenário 1, onde todas as pulverizações foram misturadas, e no cenário 4, onde mistura de agrotóxicos que causassem problemas a saúde humana não poderia ser realizada, as condições de ocorrência de pragas e doenças no caso analisado permitiram que a mistura de agrotóxicos fossem realizada no momento de aparição simultânea de mosca-branca e requeima (TABELA 4.1). Com isso as perdas na cultura nesses dois cenários foram causadas apenas pela movimentação de tratores na lavoura, o que correspondeu a 1% da produção/ha.

No cenário 2, onde não era possível a mistura de agrotóxicos em hipótese alguma e no cenário 3, onde só era possível a mistura de agrotóxicos comercializados pela mesma empresa, foi assumido que 35 dias após o transplante, mosca-branca e requeima ocorreram ao mesmo tempo (TABELA 4.1), mas não puderam ser controladas no mesmo dia. Neste caso, o produtor optou por controlar primeiro a requeima e depois a mosca-branca. Como resultado, o inseto disseminou virose na lavoura e as perdas nesses dois cenários se deveram a ocorrência da doença adicionada a perda produzida pela movimentação das

máquinas. Neste caso foi assumido que esta perda foi de 40% da produção/ha (ASIÁTICO e ZOEBISCH, 1992, citado por HAJI *et al.*,2005).

4.3. Resultados e Discussão

Os resultados das análises de aplicações de agrotóxicos onde foi considerada a “situação ideal”, isto é, onde pragas e doenças ocorreram ao mesmo tempo para os cenários 1 e 4 e ocorreram com intervalo de 24 h nos cenários 2 e 3 são mostrados nas TABELAS 4.3 a 4.7. Nesta “situação ideal”, a aplicação de agrotóxicos separadamente (cenário 2) ou em mistura por indústrias atendendo a Portaria nº 67, de 30 de maio de 1995 (cenário 3), aumentaria a demanda por água para pulverização quando estes cenários foram comparados ao cenário atual (cenário 1) (TABELA 4.3). O resultado disto é que, considerando-se que uma pessoa consuma em média 282 litros de água/dia (SERPRO, 2004), a quantidade de água a mais demandada pelas políticas dos cenários 2 e 3, para pulverizar apenas os 50 ha do produtor, representariam o desabastecimento de 2.960 e 2.703 pessoas respectivamente. A extrapolação destes valores para os 14.000 ha de tomate plantados em 2007 significaria que o volume de água empregado causaria o desabastecimento de 829.078 e 757.092 pessoas respectivamente. O cenário 4, por outro lado, significaria o desabastecimento de apenas 106, caso fosse empregado nos 50 ha. Para os 14.000 ha significaria o desabastecimento de 29.787 pessoas.

As análises relacionadas ao aumento das emissões de CO₂ demonstraram que no caso dos cenários 2 e 3 haveria um aumento em mais de 170% , o que certamente contribuiria para aumentar os problemas relacionados ao efeito estufa quando estes cenários são comparados ao cenário atual (cenário 1) (TABELA 4.4). Os maiores aumentos de emissões, ou seja, os maiores impactos ambientais seriam causados pelo cenário 2, onde não ocorre nenhuma mistura de agrotóxicos. Já o cenário 4, onde seriam proibidas misturas que apresentassem risco para a saúde humana apresentaria um aumento nas emissões de CO₂ muito menor, o que significa que este cenário apresenta um menor impacto ambiental (TABELA 4.4).

TABELA 4.3. Consumo de água estimado para a pulverização de 50 ha de tomate indústria com base em quatro cenários distintos.

Dias após o transplante	Quantidade de água gasta (L/ha)	Quantidade de água (L/50 ha)			
		Cenário 1 ¹	Cenário 2 ¹	Cenário 3 ¹	Cenário 4 ¹
18	250	12.500	25.000	25.000	12.500
21	250	12.500	25.000	25.000	12.500
28	250	12.500	25.000	25.000	12.500
30	250	12.500	25.000	25.000	12.500
35	250	12.500	37.500	25.000	12.500
46	300	15.000	30.000	30.000	15.000
56	400	20.000	60.000	60.000	20.000
63	400	20.000	20.000	20.000	50.000
70	500	25.000	100.000	100.000	25.000
79	600	30.000	90.000	90.000	30.000
84	600	30.000	90.000	90.000	30.000
91	600	30.000	120.000	90.000	30.000
99	600	30.000	90.000	90.000	30.000
106	600	30.000	90.000	90.000	30.000
114	600	30.000	90.000	90.000	60.000
121	600	30.000	90.000	90.000	30.000
135	600	30.000	120.000	120.000	30.000
Total litros		412.500	1.247.500	1.175.000	442.500
Total m³		412,5	1.247,5	1.175,0	442,5
% de aumento de consumo de água em relação ao cenário 1		-----	202	185	7,4

^{1/} Cenário 1= mistura de agrotóxicos; cenário 2= agrotóxicos aplicados sem mistura; cenário 3= agrotóxicos aplicados em mistura quando são comercializados por uma mesma empresa; cenário 4= agrotóxicos não são misturados quando mistura representa maior risco para a saúde humana. Misturas não ocorreram aos 70 e 121 dias após o transplante.

TABELA 4.4. Estimativa de emissão de CO₂ por um trator em quatro cenários distintos quando lavouras de tomate de 50 ha são pulverizadas com agrotóxicos.

Cenário ¹	Número de pulverizações	Emissão total de CO ₂ (toneladas)	% de aumento em relação cenário 1
1	18	2,16	-----
2	52	6,24	188
3	49	5,88	172
4	20	2,40	11

^{1/} Cenário 1= mistura de agrotóxicos; cenário 2= agrotóxicos aplicados sem mistura; cenário 3= agrotóxicos aplicados em mistura quando são comercializados por uma mesma empresa; cenário 4= agrotóxicos não são misturados quando mistura representa maior risco para a saúde humana. Misturas não ocorreram aos 70 e 121 dias após o transplante.

De posse dos resultados anteriores, foram calculados os custos privados e sociais de cada um dos cenários (TABELA 4.5). Os custos privados representaram mais de 99% do custo total. O menor custo foi representado pelo cenário 1, que é o cenário atual, e o maior pelo cenário 2, que é o cenário que mais se aproxima da legislação vigente. Do total do custo privado, os agrotóxicos adquiridos para pulverização nas lavouras de tomate industrial representaram mais de 94% do custo total.

O custo social, representado pelo custo da água e custo das emissões de CO₂, representaram menos de 0,12% do custo total da pulverização (TABELA 4.5). Os custos pelo uso da água representaram cerca de 0,02% do custo total. Estes resultados sugerem que os custos sociais da água são praticamente insignificantes, mas podem ter um impacto social bastante significativo em regiões de escassez de água.

O cenário 2, que é o cenário que mais se aproxima do preconizado pela legislação vigente, parece ir contra o objetivo dos gestores dos recursos hídricos que idealizaram a cobrança pelo uso da água. Isto é, este cenário aumenta a demanda de água (GOMES e TESTESLAF, 2003; FAGANELLO, 2007, p.60). Outro aspecto que chama a atenção é que o valor que poderia ser cobrado pelo uso da água (R\$0,01/m³), e que representou cerca de 0,02% do custo da pulverização, não parece contribuir para o uso mais racional deste recurso. Esta fato também foi observado por CAMPOS (2004, p.69). O autor, que avaliou o uso da água para irrigação por produtores de tomate de mesa em Piracicaba constatou que o custo da água representava 0,4% do custo total da produção de tomate de mesa, o que não era um custo que levasse ao uso mais racional deste recurso.

TABELA 4.5. Custos da aplicação de agrotóxicos durante o ciclo de tomate industrial para quatro cenários distintos onde pragas e doenças ocorrem ao mesmo tempo quando há mistura de agrotóxicos e pragas e doenças ocorrem em intervalos de 24 h quando não há mistura de agrotóxicos.

Descrição dos custos	Cenário 1		Cenário 2		Cenário 3		Cenário 4	
	Custo (R\$)	%	Custo (R\$)	%	Custo (R\$)	%	Custo (R\$)	%
<u>Custo privado</u>								
Pulverização	1.006,74	1,870	2.908,36	5,216	2.740,57	4,930	1.118,60	2,074
Agrotóxicos	52.783,00	98,087	52.783,00	94,666	52.783,00	94,958	52.783,00	97,880
<i>SUB-TOTAL</i>	<i>53.789,74</i>	<i>99,957</i>	<i>55.691,36</i>	<i>99,882</i>	<i>55.523,57</i>	<i>99,888</i>	<i>53.901,60</i>	<i>99,954</i>
<u>Custo social</u>								
Água	4,12	0,008	12,47	0,022	11,75	0,021	4,42	0,008
Emissão de CO ₂	18,68	0,035	53,97	0,096	50,86	0,091	20,76	0,038
<i>SUB-TOTAL</i>	<i>22,80</i>	<i>0,043</i>	<i>66,44</i>	<i>0,118</i>	<i>62,61</i>	<i>0,112</i>	<i>25,18</i>	<i>0,046</i>
TOTAL	53.812,54	100	55.757,80	100	55.586,18	100	53.926,78	100

¹ Cenário 1= mistura de agrotóxicos; cenário 2= agrotóxicos aplicados sem mistura; cenário 3= agrotóxicos aplicados em mistura quando são comercializados por uma mesma empresa; cenário 4= agrotóxicos não são misturados quando mistura representa maior risco para a saúde humana. Misturas não ocorreram aos 70 e 121 dias após o transplante.

Após os cálculos dos custos da pulverização foi calculada a produtividade da cultura de tomate para cada cenário. Neste caso, a produtividade para todos os cenários foi igual e atingiu 89.100 kg/ha. Isto porque em todos os cenários os produtores conseguiriam controlar satisfatoriamente os problemas fitossanitários que ocorreram na lavoura ao longo do ciclo.

A análise custo-efetividade das quatro políticas está apresentada na TABELA 4.6. Esta TABELA indica que a política mais custo-efetiva foi a que é atualmente realizada pelos produtores, ou seja, a realização de misturas de agrotóxicos (cenário 1). A política onde as misturas que apresentam riscos a saúde humana são banidas (cenário 4) apresentou um índice custo-efetividade muito próximo ao da política representada pelo cenário 1, o que sugere que esta política poderia ser adotada, à medida que informações sobre os riscos das misturas estivessem disponíveis. A política menos custo-efetiva foi a preconizada pelo cenário 2, que é a que mais se aproxima da legislação vigente, indicando que esta política não é a mais apropriada. Deve ser ressaltado que as diferenças nos índices custo-efetividade entre os cenários 2 e 3 podem vir a ser maiores ou menores do que as aqui apresentadas em função dos produtos que poderiam ser misturados no cenário 3, e que podem variar de produtor para produtor.

TABELA 4.6. Análise custo-efetividade de quatro diferentes cenários de aplicação de inseticidas. Pragas e doenças ocorrem ao mesmo tempo, quando há mistura de agrotóxicos e pragas e doenças ocorrem em intervalos de 24 h quando não há mistura de agrotóxicos.

Cenário	Custo (R\$)	Posição	Efetividade (kg de tomate/ha)	Posição	Custo- efetividade	Posição
1	53.888,61	1	89.100	1	0,604	1
2	55.757,80	4	89.100	1	0,625	4
3	55.586,18	3	89.100	1	0,623	3
4	53.926,78	2	89.100	1	0,605	2

¹⁷ Cenário 1= mistura de agrotóxicos; cenário 2= agrotóxicos aplicados sem mistura; cenário 3= agrotóxicos aplicados em mistura quando são comercializados por uma mesma empresa; cenário 4= agrotóxicos não são misturados quando mistura representa maior risco para a saúde humana. Misturas não ocorreram aos 70 e 121 dias após o transplante.

A análise de sensibilidade da ACE foi realizada considerando-se uma “situação real”, ou seja, a situação onde pragas e doenças ocorriam ao mesmo tempo, o que é o comum no campo. Os quatro cenários avaliados empregaram o mesmo volume de água e emitiram a mesma quantidade de CO₂ da “situação ideal” descrita anteriormente (TABELAS 4.3 e 4.4). Como conseqüência, para os resultados desta “situação real” se aplicam as mesmas considerações anteriores.

Ocorre porém, que a “situação real” causou impacto na produtividade da cultura (TABELA 4.7). Quando a mistura não foi realizada, aos 35 dias após o transplante ocorreram ao mesmo tempo mosca-branca e requeima, dois problemas que reduzem significativamente a produtividade da lavoura quando não são controlados adequadamente. Esta queda na produtividade ocorreu nos cenários 2 e 3, já que o produtor optou por controlar inicialmente a requeima. A mosca-branca, controlada apenas 24 h após a primeira aplicação, ocasionou a disseminação de virose que, em conseqüência, reduziu a produtividade (TABELA 4.7).

TABELA 4.7. Produtividade de tomate/ha para quatro cenários distintos onde mosca branca e requeima ocorreram ao mesmo tempo, 35 dias após o transplante.

Cenário	Produtividade (kg/há)
1	89.100
2	54.000
3	54.000
4	89.100

¹⁰ Cenário 1= mistura de agrotóxicos; cenário 2= agrotóxicos aplicados sem mistura; cenário 3= agrotóxicos aplicados em mistura quando são comercializados pela mesma empresa; cenário 4= agrotóxicos não são misturados quando mistura representa maior risco para a saúde humana. Misturas não ocorreram aos 70 e 121 dias após o transplante.

A análise custo-efetividade das quatro políticas onde foi assumido que pragas e doenças ocorreriam ao mesmo tempo está apresentada na TABELA 4.8. Esta TABELA indica que a política mais custo-efetiva continuou sendo a que é

atualmente empregada pelos produtores, ou seja, aquela onde a mistura de agrotóxicos é realizada.

Para as políticas menos custo-efetivas (cenários 2 e 3), o fato de não ser realizada a mistura e pragas e doenças ocorrerem ao mesmo tempo, aumentou a distância entre os índices da política mais custo-efetiva e as menos custo efetiva. Isto indica que, neste caso, a implementação da política do cenário 2, além de aumentar os impactos ambientais, como discutido anteriormente, aumenta também os riscos para o produtor pela possibilidade de quebras na produção (TABELA 4.8). A obrigatoriedade de assumir estes riscos pode vir a ter um impacto significativo na produção de tomate industrial no estado de Goiás.

O cenário 4, onde as misturas que apresentam potencial de causar riscos a saúde humana foram eliminadas, apresentou índice de custo-efetividade próximo ao encontrado no cenário 1, tanto para a “situação ideal”, quanto para a “situação real” (TABELA 4.8). Todavia, a diferença entre os indicadores dos cenários 1 e 4 pode vir a ser maior. Esta pode ser influenciada, por exemplo, se, a fim de evitar a mistura de agrotóxicos que podem causar riscos para a saúde humana o produtor tiver que optar por empregar agrotóxicos de maior custo.

TABELA 4.8. Análise custo-efetividade de quatro diferentes cenários de aplicação de inseticidas em 50 ha de tomate industrial. pragas e doenças ocorreram ao mesmo tempo, 35 dias após o transplante.

Cenário	Custo (R\$)	Posição	Efetividade (ton de tomate/ha)	Posição	Custo- efetividade	Posição
1	53.888,61	1	89.100	1	0,604	1
2	55.757,80	4	54.000	2	1,032	4
3	55.586,18	3	54.000	2	1,029	3
4	53.926,78	2	89.100	1	0,605	2

^VCenário 1= mistura de agrotóxicos; cenário 2= agrotóxicos aplicados sem mistura; cenário 3= agrotóxicos aplicados em mistura quando são comercializados por uma mesma empresa; cenário 4= agrotóxicos não são misturados quando mistura representa maior risco para a saúde humana. Misturas não ocorreram aos 70 e 121 dias após o transplante.

5. CONCLUSÕES

A realização da ACE para a comparação de diferentes cenários de aplicação de agrotóxicos em lavouras de tomate indicou que a forma atual de uso destes produtos pelos agricultores, ou seja, a mistura indiscriminada de agrotóxicos (cenário 1), foi a mais custo-efetiva. O cenário que mais se aproxima da legislação vigente, e que não prevê o uso de misturas de agrotóxicos (cenário 2), foi o menos custo-efetivo. Isso demonstra que a forma atual de aplicação de agrotóxicos adotada pelos produtores é a que os deixa na melhor situação, estando de acordo com uma das premissas básicas da Teoria do Bem-Estar (VARIAN, 1994, p.52).

A política adotada pelos produtores, e aqui representada pelo cenário 1 também foi mais custo-efetiva quando comparada à política que era recomendada pela Portaria Nº 67, de 30 de maio de 1995, onde as misturas de agrotóxicos só poderiam ser realizadas entre produtos comercializados pela mesma indústria ou onde indústrias diferentes explicitassem essa possibilidade em seus rótulos, (cenário 3). Isto sugere que essa Portaria, ao não levar em consideração os potenciais riscos destes produtos para a saúde humana e o meio-ambiente, não optava pelo melhor cenário.

O cenário 1 também foi mais custo-efetivo que o cenário 4, que previa a proibição de misturas que pudessem causar prejuízos à saúde humana. Ainda que este aspecto não seja levado atualmente em consideração no momento da decisão sobre o uso de misturas, pela relevância que apresenta, deverá ser levado em consideração quando da regulamentação do uso de misturas de agrotóxicos no futuro.

As razões para a não efetividade da política atual de regulação de uso de agrotóxicos podem ser diversas. Baumol & Oates (1979, p.232) apontaram oito critérios para a não efetividade de uma política regulatória e estes critérios são aqui empregados para se indicar porque os agricultores realizam misturas de agrotóxicos. Os oito critérios apontados pelos autores são:

- a) dependência: este critério se refere a se a política está atingindo os seus objetivos ou se ela depende de um grande número de elementos imprevisíveis. No caso das pulverizações de agrotóxicos, a não mistura de agrotóxicos só poderia ser implementada se ocorresse na prática uma “situação ideal”, ou seja, se pragas e doenças não ocorressem ao mesmo;
- b) permanência: este critério se refere a se a política se mantém somente enquanto o problema atrai o interesse público ou se ele se mantém quando esse interesse é diminuído. Atualmente não existe uma discussão no país sobre a questão das misturas de agrotóxicos. Mas, em algumas ocasiões, esse assunto atrai o interesse público momentaneamente, como ocorrido na notícia publicada na Folha de São Paulo no dia 18 de março de 2008 (anexo 1);
- c) adaptabilidade ao crescimento econômico: este critério se refere a se a política é capaz de se adaptar ao crescimento das atividades econômicas e da população. A legislação atual, e que foi representada pelo cenário 2, parece não atender a estes critérios. Isto porque neste cenário foi observado um aumento da demanda de água e um aumento da emissão de gases causadores do efeito estufa. Atualmente, as políticas objetivam reduzir a demanda de água e a emissão de gases causadores do efeito estufa a fim de que se possa garantir a sustentabilidade das atividades econômicas e o atendimento das necessidades de uma população crescente;
- d) equidade: este critério se refere a se a política divide os custos financeiros entre as empresas e os indivíduos equitativamente. A política representada pelo cenário 2 parece não atender a este critério. Isto porque se ela fosse efetivamente implementada, o aumento dos custos financeiros dos produtores em decorrência do aumento dos custos de pulverização provavelmente seriam

repassados aos consumidores e estes ainda teriam que arcar com os riscos do aumento da demanda de água pelas áreas rurais, a qual poderia se refletir em escassez nas cidades. De acordo com TURPIN *et al.* (2005) esses seriam os chamados “efeitos indiretos”;

- e) incentivo ao máximo esforço: este critério se refere a se a política induz os indivíduos e empresas a minimizarem os danos ambientais. Como já observado, a política de regulamentação de uso de agrotóxicos aqui representada pelo cenário 2, não minimiza os danos ambientais, muito pelo contrário, contribui para aumentá-los já que implica em um aumento na demanda de água e aumento das emissões de CO₂;
- f) economia: este critério se refere a se a política permite que os resultados sejam alcançados com um baixo custo social. Este não se refere apenas à quantidade de dinheiro envolvida na transação, mas se refere também a outros elementos tangíveis ou intangíveis que são de interesse da sociedade. Como já observado, a política de regulamentação de uso de agrotóxicos, representada pelo cenário 2, não contribui para a redução do custo social, pelos mesmos motivos referidos no item anterior;
- g) atratividade política: este critério se refere a se a política é recomendada para legisladores e população. Como já observado, a política de regulamentação de uso de agrotóxicos, da forma como foi proposta, não apresenta atratividade;
- h) interferência mínima nas decisões privadas: este critério se refere a se a política expressa exatamente o que fazer ou se oferece um gama de alternativas compatíveis com a proteção ambiental. Este critério não é atendido também, pois os produtores não dispõem de informações sobre o problema de misturas de agrotóxicos e tampouco tem informações para que possam escolher as misturas mais adequadas.

Vale ainda ressaltar que na análise aqui realizada, as políticas de menor custo foram as mais efetivas. No entanto, isto pode ser apenas uma coincidência momentânea. Isto porque, ainda que os resultados da ACE aqui realizada tenham mostrado que a política adotada pelos produtores tenha sido a mais custo-efetiva, esta análise, como visto, apresenta custos privados e ambientais que não foram contabilizados, como por exemplo o maior uso de pneus pelos tratores para realizarem as pulverizações, e algumas incertezas.

A primeira incerteza diz respeito ao impacto das misturas de agrotóxicos sobre a saúde humana. Praticamente não existem na literatura informações sobre o impacto de misturas de agrotóxicos sobre a saúde humana que envolva agrotóxicos que não sejam do grupo dos fosforados e piretróides. Porém, além dessas misturas, os produtores empregam misturas de inseticidas de outros grupos e misturas de inseticidas com fungicidas. O conhecimento do impacto dessas diferentes misturas sobre a saúde humana pode vir a alterar os resultados da ACE quando as diferentes opções de uso de agrotóxicos forem avaliadas, e tornar o cenário 1 o menos recomendado.

A segunda incerteza diz respeito ao real impacto das misturas de agrotóxicos sobre o meio-ambiente nas condições tropicais. Informações sobre os impactos das misturas mais comuns empregadas nas lavouras poderiam reduzir este grau de incerteza e apontar as misturas viáveis ou as não viáveis.

Em qualquer dos casos em que as misturas de agrotóxicos não pudessem ser realizadas, os produtores poderiam optar por empregar outros produtos. Porém, produtos diferentes poderiam aumentar os custos privados, e é possível que estes sejam repassados aos consumidores.

Em resumo, a ACE aqui realizada indicou que algumas medidas, como a proibição do uso de misturas de agrotóxicos que tem impacto negativo sobre a saúde humana, deveriam ser implementadas. Para suprir a lacuna deixada, informações sobre o uso de produtos alternativos a essas misturas deveriam ser disponibilizadas para os produtores.

Os resultados indicaram ainda que a ACE aqui realizada necessita ser aprimorada. Outros custos necessitam ser contabilizados e diversas incertezas necessitam ser estudadas. À medida que esses dados forem surgindo, novas análises deverão ser realizadas e os resultados aqui obtidos possivelmente serão afetados. As novas informações obtidas deverão ser disponibilizadas para os agentes envolvidos na produção de tomate industrial e para os agentes envolvidos na regulamentação do uso de agrotóxicos, a fim de que possa ser adotada a melhor política do ponto de vista social e ambiental.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANÔNIMO, 2000. Compatibilidade entre defensivos. **Citricultura Atual**, 16:11-12.
- ASCOM/SEAGRO. 2007. **Goiás aposta no crescimento da cultura de tomate**. Rio Verde: Prefeitura Municipal de Rio Verde. n.p. Disponível em: <http://www.rioverdegoias.com.br/i.do?si=not&ler=2&id=3374> Acessado em 23 de novembro de 2007.
- BAUMOL, W.; OATES, W.E. 1979. **Economics, Environmental Policy, and the Quality of Life**. New Jersey: Prentice-Hall.
- BOLOGNESE, C.; LANDINI, E.; PERRONE, E.; ROGGIERI, P. 2004. Cytogenetic biomonitoring of a floriculturist population in Italy: micronucleous analysis by fluorescence in situ hybridization (FISH) with an all chromosome centromeric probe. **Mutation Research**, 554:109-117.
- BOOTH, S.R.; TROCKI, L.R.; BOWLING, L. 1997. **A standard methodology for cost-effectiveness analysis of new environmental technologies**. Los Alamos: Los Alamos National Report LA-UR-91-3251. URL: <http://www.p2pays.org/ref/23/22494.pdf> Consultado em 19 de outubro de 2007.
- BRIGHAM, E.F.; HOUSTON, J.F. 1999. **Fundamentos da moderna administração financeira**. 9ª ed. São Paulo: Elsevier Editora Ltda. 713 p.
- BRINK, C.; van IERLAND, E.; HORDIJK, L.; KROEZE, C. 2005. Cost-effective emission abatement in agriculture in the presence of interrelations: cases for the Netherlands and Europe. **Ecological Economics**, 53:59-74.
- BROWN, T.P.; RUMSBY, P.C.; CAPLETON, A.C.; RUSHTON, L.; LEVY, L.S. 2006. Pesticide and Parkinson's Disease: is there a link? **Environmental Health Perspectives**, 114:156-164.
- CALLAGHAN, K.; O'HARE, S. 2006. **Testing of the cost effectiveness methodology for WFD in Northern Ireland. Determination of cost and effectiveness of measures and combinations of measures based on a pilot study in the Upeer Ban catchment**. United Kingdom: Environment and Heritage Service. Disponível em: <http://www.eh.sni.gov.uk/crccosteffect.pdf> Acessado em 14 de novembro de 2007.
- CAMPOS, M.A. 2004. **Custo da cobrança de água na produção do tomate de mesa sob irrigação por sulcos**. Campinas: UNICAMP. Dissertação de Mestrado. 83 p.
- CASTELO BRANCO, M.; FRANÇA, F.H. MEDEIROS, M.A.; LEAL, J.G.T. 2001. Uso de inseticidas para o controle de traça-do-tomateiro e traça-das-crucíferas: um estudo de caso. **Horticultura Brasileira**, 19:60-63.
- CASTILLO-CADENA, J.; TENORIO-VIEYRA, L.E.; QUINTANA-CARABIA, A.I.; GARCÍA-FABILA, M.M.; RAMÍREZ-SAN JUAN, E.; MADRIGAL-BUJADAR, E. 2006. Determination of DNA damage in floriculturists exposed to mixtures of pesticides. **Journal of Biomedicine and Biotechnology**, Article ID978096, p.1-12. Disponível em www.hindawi.com/GetPDF.aspx?doi=10.1155/JBB/2006/97896 Acessado em 26 de novembro de 2007.
- CEIVAP. s.d. **Cobrança pelo uso da água**. Disponível em http://ceivap.org.br/gestao_1_4.php. Acessado em 23 de novembro de 2007.
- CHRISTOFFERS, T.; van WIJK, C.; NJUGUNA, V. **The value of hygiene promotion. Cost-effectiveness analysis of hygiene promotion interventions**. Loughborough Univ.: WELL. Disponível em www.iboro.ac.uk/well/resources/Publications/briefing%20Notes/BN14%20van%20wijk.pdf Acessado em 23 de outubro de 2007.
- COLBORN, T. 2006. A case for revisiting the safety of pesticides: a closer look at neurodevelopment. **Environmental Health Perspectives**, 114:10-17.
- CONTADOR, C.R. 2000. **Projetos sociais. Avaliação e Prática**. São Paulo: Editora Atlas. 4ª ed. 375 p.
- CUBILLO, D.; SANABRIA, G.; HILJE, L. 1999. Eficácia de coberturas vivas para el manejo de *Bemisia tabaci* como vector de geminivirus. **Manejo Integrado de Plagas**, 51:10-20.
- DALSASSO, L.C.M.; HELDWIN, A.B.; BURIOL, G.A.; SCHENEIDER, F.M.; STRECK, N.A.; DALMAGO, G.A. 1997. Consumo d'água do tomateiro tipo salada em estufa plástica. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, 5:61-67.

- DE LORENZO, M.E.; SERRANO, L.E. 2003. Individual and mixture toxicity of three pesticides; atrazine, chlorpyrifos, and chlorothalonil to the marine phytoplankton species *Dunaliella tertiolecta*. **Journal of Environmental Science and Health B.**, 38:529-538.
- DE LORENZO, M.E.; SERRANO, L.E. 2006. Mixture toxicity of the antifouling compound irgarol to the marine phytoplankton species *Dunaliella tertiolecta*. **Journal of Environmental Science and Health B.**, 41:1349-1360.
- DIRJA, M.; BUDI, V.; PACURAR, I.; JURINA, M. 2003. Research regarding the water consumption of tomatoes, green pepper and cucumber cultivated in solariums. **Journal of Central European Agriculture**, 4: 265-272. Disponível em <http://www.agr.hr/jcea/issues/jcea4-3/pdf/jcea43-10.pdf> Acessado em 23 de outubro de 2007.
- DUARTE, A.L. de C.M.; Di SERIO, L.C.; VASCONCELLOS, L.H.R.; SAMPAIO, M. **Supply chain design: to make or not to make, that is the question?** Disponível em http://www.fgvsp.br/academico/professores/Di_Serio/SupplyChainDesign.doc Consultado em 28 de março de 2008
- FAGANELLO, C.R.F. 2007. **Fundamentação da cobrança pelo uso da água na agricultura irrigada, na microbacia do Ribeirão dos Marins, Piracicaba, SP.** Piracicaba: USP. Tese de Doutorado. 134 p. Disponível em <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-18072007-101710/> Acessado em 25 de novembro de 2007.
- FILGUEIRA, F.A.R. **Manual de Olericultura**. 2 ed. São Paulo. 1982. 358 p.
- FREEMAN III, A.M. **The measurement of environmental and resource values: theory and methods**. Resource for the Future. Washington, D.C. 1993.
- GOMES, E.P.; TESTESLAF, R. 2003. **Produtividade e eficiência do uso da água na cultura do tomate de mesa sob sistema de irrigação por sulco e gotejamento**. Campinas: UNICAMP. Workshop Tomate na UNICAMP: Perspectivas e Pesquisas. 4 p. Disponível em <http://www.feagri.unicamp.br/tomates/pdfs/wrktom019.pdf> Acessado em 23 de novembro de 2007.
- GORDON, C.J.; HERR, D.W.; GENNINGS, C.; GRAFF, J.E.; McMURRAY, M.; STORK, L.; COFFEY, T.; HAMM, A.; MACK, C.M. 2006. Thermoregulatory response to an organophosphate and carbamate insecticide mixture: testing the assumption of dose-additivity. **Toxicology**, 217:1-13.
- GREGORIO, G.V.; DANS, L.F.; CORDERO, C.P.; PANELO, C.A. 2007. Zinc supplementation reduced cost and duration of acute diarrhea in children. **Journal of Clinical Epidemiology**, 60: 560-566.
- HAJI, F.N.P.; MATTOS, M.A.A.; ALENCAR, J.A.; BARBOSA, F.R.; PARANHOS, B.J. **Manejo da mosca-branca na cultura do tomate**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido. Circular Técnica 81. 14 p.
- HAYES, T.B.; CASE, C.; CHUI, S.; CHUNG, D.; HAEFFELE, C.; HASTON, K.; LEE, M.; MAI, V.P.; MARJUAO, Y.; PARKER, J.; TSUI, M. 2006. Pesticide mixture, endocrine disruption, and amphibian declines: are we underestimating the impact? **Environmental Health Perspectives**, 114 (supplement 1):40-50.
- HUANG, J. **Acute pesticide poisoning in China**. Disponível em <http://www.nihs.go.jp/GINC/meeting/7th/7profile/china.pdf> Acessado em 25 de novembro de 2007.
- IBGE. s.d. **Culturas temporárias e permanente**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br> Acessado em 23 de novembro de 2007.
- INCUBADORA EMPRESARIAL CECI LEITE COSTA, s.d. **COLPAM@40**. Passo Fundo: Elomed. 9 p. Disponível em http://www.elomed.com.br/download/m_colpam40.pdf Acessado em 25 de novembro de 2007.
- ITABORAHY, C.R.; COUTO, L.; SANTOS, D.G.; PRETO, L.A.; REZENDE, L.S. 2004. **Agricultura irrigada e uso racional da água**. Brasília: ANA. 32 p. Disponível em <http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/arquivos/agricultura%20irrigada.pdf> Acessado em 25 de novembro de 2007.
- JOHNSON, J.M.F.; FRANZLUEBBERS, A.J.; WEYERS, S.L.; REICOSKY, D.C. 2007. Agricultural opportunities to mitigate greenhouses emissions. **Environmental Pollution**, 150:107-124.

- LAHIRI, S.; LEVENSTEIN, C.; NELSON, D.I.; ROSENBERG, B.J. 2005. The cost effectiveness of occupational health interventions: Prevention of silicosis. **American Journal of Industrial Medicine**, 48:503-514.
- LARSON, B.A.; AVALIANI, S.; GOLUB, A.; ROSEN, S.; SHAPOSHNIKOV, S.; STRUKOVA, E.; VINCENT, J.R. 1999. The economics of air pollution health risks in Russia: a case study of Volgograd. **World Development**, 27: 1803-1819.
- LEITE, G.L.D.; PICANÇO, M.; AZEVEDO, A.A.; GONRING, A.H.R. 1999. Efeito de tricomas, aleloquímicos, e nutrientes na resistência de *Lycopersicon hirsutum* à traça do tomateiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 34:2059-2064
- LEWIN, H.M.; McEWAN, P.J. 2001. **Cost-effectiveness analysis**. California: Sage Publications, Inc. 308 p.
- LOPES, C.A.; REIS, A.; BOITEUX, L.S. 2005. Doenças fúngicas. In: LOPES, C.A.; ÁVILA, A.C. (ed.). **Doenças do tomateiro**. Brasília: Embrapa. p.19-51.
- LYDY, M.; BELDEN, J.; WHELOCK, C.; HAMMOCK, B.; DENTON, D. 2004. Challenges in regulating pesticide mixture. **Ecology and Society**, 9(6):1 [on line]. Disponível em www.ecologyandsociety.org/vol9/iss6/art1 Acessado em 29 de novembro de 2007.
- MACMILLAN, D.C.; HARLEY, D.; MORRISON, R. 1998. Cost-effectiveness analysis of woodland ecosystem restoration. **Ecological Economics**, 27:313-324.
- MAGNUSSEN, K. 2005. **Cost-effectiveness analysis in water management – examples and experiences from Norway**. In: Second International Workshop on Implementing Economic Analysis in the Water Framework Directive. Paris. 8 p. Disponível em http://www.ile-de-france.ecologie.gouv.fr/directivecadre/seminaire/Doc_site_colloque_eco/documents/Vendredi%2018%20-%20Session%204B/magnussen_costeffectiveness.pdf Acessado em 15 de novembro de 2007.
- MARQUELLI, W.A. 2004. Controle da irrigação como estratégia de controle de doenças em hortaliças. **A Lavoura**, Dezembro, 42-44.
- MARQUELLI, W.A.; SILVA, W.L.C. 2002. Profundidade da instalação da linha de gotejadores em tomateiro para processamento industrial. **Horticultura Brasileira**, 20:206-210.
- MARQUELLI, W.A.; SANT'ANA, R.R.; SILVA, W.L.C.; MORETTI, C.L.; VILELA, N.J. 2003. Avaliação técnica e econômica do espaçamento de gotejadores em tomateiro para processamento cultivado em fileiras simples e duplas. **Horticultura Brasileira**, 21:202-206.
- MINAMI, K.; HAAG, P.H. 1989. **O tomateiro**. 2 ed. Campinas: Fundação Cargill. 397 p.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. s.d. **AGROFIT: sistema de agrotóxicos fitossanitários**. Disponível em http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons Acessado em 30 de novembro de 2007.
- MOSER, V.C.; SIMMONS, J.E.; GENNINGS, C. 2006. Neurotoxicological interactions of a five pesticide mixture in preweanling rats. **Toxicological Sciences**, 92:235-245.
- OLIVEIRA, S.S.; ARAÚJO, T.M. 2003. Avaliação das ações de controle da leishmaniose visceral (calazar) em uma área endêmica do Estado da Bahia, Brasil (1995-2000). **Cadernos de Saúde Pública**, 15:1681-1690.
- ORTIZ, D.; YAÑEZ, L.; GÓMEZ, H.; MARTÍNEZ-SALAZAR, J.A.; DIAZ-BARRIGA, F. 1995. Acute toxicological effects in rats treated with a mixture of commercially formulated products containing methyl parathion and permethrin. **Ecotoxicological Environmental Safety**, 32:154-158.
- PEARCE, D.; HETT, T.; OZDEMIROGSLU, E.; HOWARTH, A. 1999. **Review of Technical Guidance on environmental appraisal**. Defra (UK): Department of the environment, transport and the regions. n.p. URL: <http://www.defra.gov.uk/environment/economics/rtgea/9.htm>. Consultado em 19 de outubro de 2007.
- PEREIRA, R.R. **A Análise Custo-Efetividade na Gestão Econômica do Meio Ambiente**. Brasília: UnB. Dissertação de Mestrado. 119 p. Disponível em <http://www.unb.br/face/eco/ceema/mestradodissertacoes.html> Acessado em 30 de novembro de 2007.
- PINDYCK, R.S.; RUBINFELD, D.L. 2002. **Microeconomia**. São Paulo: Prentice Hall. 5° ed.

- REEVES, E.; THYRUCHELVAM, M.; BAQQS, R.B.; CORY-SLECHTA, D.A. 2003. Interactions of paraquat and triadimefon: behavioral and neurochemical effects. **Neurotoxicology**, 24:839-850.
- REIS, A.; RIBEIRO, F.H.S.; MIZUBUTI, E.S.G. 2006. Caracterização de isolados de *Phytophthora infestans* do Distrito Federal e de Goiás. **Fitopatologia Brasileira**, 31: 270-276.
- ROBBERSTAD, B.; STRAND, T.; BLACK, R.E.; SOMMERFELT, H. 2004. Cost-effectiveness analysis of zinc as adjunct therapy for acute childhood diarrhoea in developing countries. **Bulletin of the World Health Organization**, 82: 523-531.
- SANTOS, D.G. 2000. **A cobrança pelo uso da água**. Brasília: UnB. Dissertação de Mestrado. 105 p. Disponível em <http://www.unb.br/face/eco/ceema/mestradodissertacoes.html> Acessado em 26 de novembro de 2007.
- SCHELEINIGER, R. 1999. Comprehensive cost-effectiveness analysis of measures to reduce nitrogen emissions in Switzerland. **Ecological Economics**, 30:147-159.
- SCHÖNBÄCK, W.; BEHRENDT, H.; FRÖSCHL, L.; MANEA, D.; PIERRARD, R.; QUENDLER, E. 2006. Cost-effectiveness of measures in agriculture to reduce the nitrogen load flowing via the Danube River into the Black Sea – A comparison of Austria, Hungary and Romania. **Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie**, 15: 65-75. Disponível em http://oega.boku.ac.at/fileadmin/user_upload/Tagung/2005/05_Schoenbaeck.pdf Acessado em 13 de novembro de 2007.
- SECOLI, S. R.; PADILHA, K. G.; LITVOC, J.; MAEDA, S.T. 2005. Farmacoeconomia: perspectiva emergente no processo de tomada de decisão. **Ciência e Saúde Coletiva**, vol.10 suppl, p.287-296.
- SERPRO. 2004. Água: Acompanhe consumo de água de uma família durante um dia e saiba como ajudar o planeta. Disponível em http://www.serpro.gov.br/noticiasSERPRO/20040624_04 Consultado em 24 de outubro de 2007.
- SILVA, L. K. 2003. Avaliação tecnológica e análise custo-efetividade em saúde: a incorporação de tecnologias e a produção de diretrizes clínicas para o SUS. **Ciência & Saúde Coletiva**, 2:501-520.
- SILVA, W.L.C.; GIORDANO, L.B.; SILVA, J.B.C.; MAROUELLI, W.A. 2001. Weeds and plant diseases in crop rotation systems for processing tomatoes under center pivot in Central Brazil. **Acta Horticulturae**, 542:297-302.
- SOHNGEN, B.; SEDJO, R. 2006. Carbon sequestration in global forest under different carbon price regimes. **The Energy Journal**, Special Issue #3: 109-126.
- SOUZA, A.T. 2006. **Tomate - Produção de tomate será menor na safra 2006/07**. Disponível em <http://cepa.epagri.sc.gov.br/Infconj/textos06/ITomate/ITomate1812.htm> Acessado em 23 de novembro de 2007.
- STEVENS, W.; WISEMAN, V.; ORTIZ, J.; CHAVASSE, D. 2005. The costs and effects of a nationwide insecticide-treated net programme: the case of Malawi. **Malaria Journal**, 4:22 [on line]. Disponível em <http://creativecommons.org/licenses/by/2.0> Acessado em 20 de novembro de 2007.
- TANS-KERSTEN, J.; HUANG, H.; ALLEN, C. 2001. *Ralstonia solanacearum* needs motility for invasive virulence on tomato. **Journal of Bacteriology**, 183:3597-3605.
- THEATHER, K.; JARDINE, C.; GORMLEY, K. 2005. Behavioral and sex ratio modification of Japanese medaka (*Oryzias latipes*) in response to environmentally relevant mixtures of three pesticides. **Environmental Toxicology**, 20:110-117.
- TIRUCHELVAN, M.; BROCKEL, B.J.; RICHFIELD, R.B. 2000. Potentiated and preferential effects of combined paraquat and maneb on nigrostriatal dopamine system: environmental risk factors for Parkinson's Disease? **Brains Research**, 873:225-234.
- TÖFOLI, J.F.; DOMINGUEZ, R.J.; GARCIA Jr, O. 2003. Controle da requeima do tomateiro com fungicidas e seus reflexos na produção. **Arquivo do Instituto Biológico**, 70:473-482.
- TURPIN, N.; LAPLANA, R.; STRAUSS, P.; KALJONEN, N.; ZAHM, F.; BÉGUÉ, V. 2005. **Assessing the cost, effectiveness and acceptability of best management farming practices: a pluridisciplinary approach**. Rennes: INRA. 26 p. Disponível em <http://w3.rennes.inra.fr/economie/pdf/WP05-02.pdf> Acessado 15 de novembro de 2007.

- VANLERBERGHE, V.; DIAP, G.; GUERIN, P.J.; MAHEUS, F.; GERSTL, S.; van der STUYFT, P.; BOELAERT, M. 2007. Drug policy for visceral leishmaniasis: a cost-effectiveness analysis. **Tropical Medicine and International Health**, 12:274-283.
- VAN DER VEEREN, R. van der. 2005. **In pursuit of optimal measures packages. Dutch handbook on cost-effectiveness analysis for the EU Water Framework Directive.** Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 97 p. Disponível em <http://www.mra.org.mt/Downloads/Twinning%20Light%20Water/Dutch%20handbook%20on%20cost%20effectiveness%20analysis.pdf> Acessado em 15 de novembro de 2007.
- VARIAN, H.R. 1994. **Microeconomia. Princípios básicos.** São Paulo: Editora Campus. 710 p.
- VEIGA, M.M.; SIVLA, D.M.; VEIGA, L.B.E.; FARIA, M.V.C. 2006. Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do sudeste do Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, 22:2391-2399.
- VILLAS BÔAS, G. L.; FRANÇA, F.H.; MACETO, N.; MOITA, A.W. 2001. Avaliação da preferência de *Bemisia argentifolii* por diferentes espécies de plantas. **Horticultura Brasileira**, 19:130-134.
- VILLAS BÔAS, G. L.; MELO, P. E. ; CASTELO BRANCO, M. ; GIORDANO, L. B. ; MELO, W. F. 2007. Desenvolvimento de um modelo de produção integrada de tomate indústria - PITI. In: Zambolim, L.; Lopes, C.A.; Picanço, M.C.; Costa, H. (eds). **Manejo Integrado de Doenças e Pragas.** Viçosa: Universidade Federal de Viçosa/Embrapa Hortaliças, p. 349-362.
- WISE, R.M.; MUSANGO, J.K. 2006. **A framework for decision making using a cost-effectiveness approach: a case study of the Ga-Selati River.** London: International Institute for Environment and Development, Department for International Development, CSIR. 28 p. Disponível em <http://www.iied.org/NR/forestry/documents/Ga-Selatirivercasestudy.pdf> Acessado em 15 de novembro de 2007.
- WORLD BANK INSTITUTE. 2002. **Overview of use of benefit-cost and cost-effectiveness analysis for environmental management.** Washington: World Bank. 18 p. URL: <http://info.worldbank.org/etools/docs/library/36508/OverviewUseBenefit-CostAnalysisandValuationTechniques.pdf> Consultado em 19 de outubro de 2007.
- YANES, L.; ORTIZ, D. CALDERÓN, J.; BATRS, L.; CARRIZALES, L.; MEJÍA, J.; MARTÍNEZ, L.; GARCÍA-NIETO, E.; DÍAZ-BARRIGA, F. 2002. Overview of Human Health and chemical mixtures: problems facing developing countries. **Environmental Health Perspectives**, 110:901-909.

ANEXO 1

FOLHA DE S. PAULO
Data: 18.03.2008 – Pág. B10

Produtores de tomate são autuados em SP

CLAUDIA ROLLI
FÁTIMA FERNANDES
DA REPORTAGEM LOCAL

Fiscalização da Delegacia Regional do Trabalho (DRT) e do Ministério Público do Trabalho (MPT) de São Paulo em quatro cidades da região de Itapeva, uma das maiores produtoras de tomate do Estado de São Paulo, resultou em 87 autos de infração para 13 produtores que empregam trabalhadores rurais de forma precária e irregular. Esses produtores vendem para centrais de abastecimento de São Paulo e de Campinas.

A blitz, acompanhada pela Polícia Federal, ocorreu entre terça e quinta-feiras da semana passada nos municípios de Ribeirão Branco, Guapiara, Capão Bonito e Itapeva. Foi motivada por denúncias de trabalhadores rurais dessa região. Durante a operação, fiscais encontraram até adolescentes trabalhando nas lavouras.

Após a ação fiscal, os produtores assinaram 11 TACs (Termos de Ajustamento de Conduta) com o Ministério Público do Trabalho. Eles se comprometendo a regularizar a situação de todos os trabalhadores. Os empregadores terão prazo de 60 dias para treinar e orientar os rurais quanto à manipulação, preparo e aplicação de produtos químicos nas lavouras.

“Encontramos adolescentes aplicando agrotóxico na plantação, o que é proibido por lei. O menor pode ser aprendiz, em alguns ambientes de trabalho, mas nunca estar exposto a ambientes insalubres”, diz João Batista Martins César, procurador do Trabalho. “Ao menos seis trabalhadores foram internados por intoxicação de agrotóxicos nos últimos meses.”

Fiscais também constataram que os produtores não fornecem equipamentos de segurança adequados para o uso de agrotóxicos —como máscara com filtro, luvas, botas, chapéu e macacão impermeável.

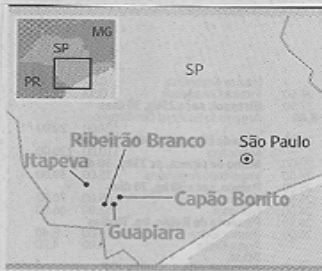
Falta ainda, segundo os fiscais, orientação para que os trabalhadores utilizem esses equipamentos da forma correta.

“Não adianta dar o macacão, sem explicar que ele tem uma

vida útil, não deve ser lavado com sabão e tem de ser descartado diante normas de segurança”, afirma Mario Tanaka, fiscal do Trabalho.

José Celso de Vieira Soares, auditor do Trabalho que integra a equipe de fiscalização, afirma que os trabalhadores estão misturando agrotóxicos, reutilizando e descartando as embalagens de maneira incorreta e até mesmo lavando roupas contaminadas em córregos e riachos da região.

“Os trabalhadores estão usando um verdadeiro coquetel de inseticidas e fungicidas que podem reagir quimicamente e causar danos sérios à saúde e ao ambiente.”



Um dos agrotóxicos que estão sendo usados antes do plantio, segundo relataram agricultores aos fiscais, é o Furadan —inseticida de grau tóxico elevado usado para combater pragas—, além de Astro, Meotrim,

Tecto, Akito, Sportak, Lorsban e Pirate. “Esses produtos estão sendo usados sem equipamentos de proteção individual.”

Em uma das fazendas, um produtor contratou um motoqueiro para avisar antecipadamente sobre a chegada de fiscais para que os empregados que trabalham de forma irregular possam ser “escondidos”, segundo relatam os fiscais.

Mesmo assim, foi encontrado um adolescente trabalhando porque a moto atolou no caminho. Na contratação, auditores do Trabalho encontraram trabalhadores rurais sem registro em carteira e casos de falsas parcerias agrícolas. “Os trabalhadores são parceiros apenas

para a fiscalização. Não dividem os lucros nem têm contratos com os donos das propriedades. Têm jornadas longas e péssimas condições de trabalho”, afirma Tanaka.

“São falsos meeiros.” Foram constatados ainda problemas com fornecimento de notas fiscais irregulares —são emitidas com talões de uma fazenda, mas em nome de outras.

Na região de Itapeva trabalham cerca de 20 mil pessoas nas lavouras de tomate, segundo estimativa da Secretaria de Agricultura da cidade. “A maior parte da mão-de-obra é formada pela agricultura familiar”, diz o secretário Cassiano Toffoli. Cada produtor cultiva, em

média, 30 mil pés de tomate, emprega cerca de 20 pessoas e paga salário de R\$ 420, segundo os produtores consultados pela **Folha**.

Os trabalhadores colocam os filhos para ajudar no orçamento da família. “Precisa haver um treinamento intenso sobre saúde e segurança do trabalhador rural. E os cursos precisam ser realizados pelas empresas que vendem os produtos”, afirma Toffoli.

A produção de tomate em sete cidades da região de Itapeva chega a 9 milhões de caixas (25 quilos) por ano e abastece principalmente as centrais da capital paulista, de Campinas e do interior do Estado.

ANEXO 2

ANEXO 3

