نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد ۶، شماره ۲، تابستان ۱۳۹۳، ص. ۲۶۵-۲۵۰

Journal of Agroecology
Vol. 6, No. 2, Summer 2014, p. 250-265

ارزیابی مخاطرات زیست‌محیطی استفاده از حشره‌کش‌های ثبت شده در ایران با استفاده از شاخص EIQ

سیدشهاب‌الدین معین‌الدینی[1*]، اسکندر زند[2]، جعفر کامبوزیا[3]، عبدالمجید مهدوی دامغانی[4] و رضا دیهیم‌فرد[5]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۸/۲۰
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۳/۲۰

چکیده

آفت‌کش‌های شیمیایی در چند دهه اخیر، به صورت گسترده برای مبارزه با آفات و امراض گیاهی مورد استفاده قرار گرفته‌اند. اما اثرات منفی سموم دفع آفات شیمیایی، مشکلات فراوانی را در محیط زیست ایجاد کرده و صدمات فراوانی را به سلامت انسان وارد آورده است. برای کاهش هرچه بیشتر مخاطرات زیست‌محیطی سموم دفع آفات شیمیایی باید مخاطرات ناشی از استفاده آن‌ها به صورت خلاصه و دقیق، بررسی شود. در این تحقیق اثرات زیست‌محیطی سموم حشره‌کش مصرفی ثبت شده در کشور در سه سال زراعی ۸۱-۱۳۸۰، ۸۳-۱۳۸۲، ۸۴-۱۳۸۳ با استفاده از شاخص تأثیر زیست‌محیطی مورد بررسی قرار گرفت. این شاخص از سه بخش مجزا تشکیل شده است که در واقع پتانسیل سمیت برای هر یک از آنها تعیین می‌شود. این سه بخش شامل کارگران مزرعه، مصرف‌کنندگان و اجزای اکولوژیک می‌باشد. نتیجه نهایی، حاصل از میانگین سه بخش ذکر شده است. طی این دوره حشره‌کش‌های ایمیداکلوپراید، فیپرونیل و تیودیکارب بیشترین سمیت بالقوه را به خود اختصاص دادند. با در نظرگرفتن میزان مصرف‌حشره‌کش‌ها و ماده موثره آن‌ها در فرمولاسیون، اثرات محیطی آن نیز محاسبه شد. بر اساس میزان مصرف و اثرات محیطی تجمعی سموم حشره‌کش در استان‌های مختلف کشور، مخاطرات زیست‌محیطی ناشی از استفاده حشره‌کش‌ها در هر هکتار زمین زیرکشت در استان‌های کرمان، مازندران و گلستان بیشتر از سایر استان‌ها بود. با در نظر گرفتن کل تولید سالانه در استان‌های کشور، میزان سمیت زیست‌محیطی بر مبنای واحد یک تن تولید محصول زراعی و باغی برای استان‌ها به دست آمد که سه استان شمالی مازندران، گلستان و گیلان، به ازای یک تن تولید محصول زراعی بیشترین مخاطرات زیست-محیطی را متقبل می‌شوند. در نهایت، نتایج نشان داد که بر اساس شاخص تأثیر زیست‌محیطی، بیشترین مخاطرات زیست‌محیطی ناشی از سوم حشره-کش در کشور به دلیل عدم شناخت مناسب و استفاده بیش از اندازه معدودی از حشره کش‌ها می‌باشد. از این رو، با گسترش روش‌های زیست‌بوم‌محور در راستای مدیریت آفات، می‌توان مخاطرات زیست‌محیطی ناشی از استفاده حشره‌کش‌ها را تا حد زیادی کاهش داد.

واژه‌های کلیدی: اثرات محیطی، سموم دفع آفات شیمیایی، شاخص تأثیر زیست‌محیطی

مقدمه

حشره‌کش‌ها از مهمترین آفت‌کش‌های مصرفی در ایران هستند و طی ۲۰ سال گذشته سهم حشره‌کش‌ها از کل سموم مصرفی بیش از ۵۰٪ بوده است. در سال ۱۳۸۶ در کشور مصرف حشره‌کش‌ها در حدود ۸۰۰۰ تن بوده که حجم قابل توجهی است. اگر چه در سال‌های اخیر این نسبت به ۳۲/۴٪ کاهش یافته است، اما این امر به دلیل افزایش مصرف علف‌کش‌ها می‌باشد و نه کاهش در مصرف حشره‌کش‌ها (PPI, 2011). مشکلی که همواره در رابطه با استفاده از حشره‌کش‌ها وجود دارد، مربوط به مخاطرات متعدد زیست‌محیطی و تهدید سلامت انسان است که در سطوح مختلف چرخه استفاده از آنها از جمله تولید، فروش، استفاده در مزارع و درنهایت به صورت بقایا در مواد غذایی، بروز می‌کند (Holvoet, 2006).

امروزه تمایلات فراوانی برای شناسایی اثرات مخرب زیست‌محیطی آفت‌کش‌ها وجود دارد. برای دست‌یابی به چنین خط‌مشی باید مخاطرات ناشی از استفادهٔ سموم دفع آفات شیمیایی را به صورت خلاصه و قابل مدیریت، بررسی نمود (Levitan, 1997; Levitan et al., 1997; Maud et al., 2001). به طور قطع، نمونه-

۱- دانشجوی دکتری بوم شناسی زراعی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
۲- دانشیار موسسه تحقیقات گیاهپزشکی کشور، تهران
۳، ۴ و ۵- به ترتیب استادیار، دانشیار و استادیار پژوهشکده علوم محیطی دانشگاه شهید بهشتی تهران
(* - نویسنده مسئول: Email: Shahab.moin@hotmail.com)

گیری[1] و پایش[2] سموم یکی از روش‌های ارزیابی اثرات زیست‌محیطی آن‌هامی‌باشد، اما این روش (اندازه‌گیری ریسک سموم پس از مصرف) بسیار پرهزینه است. از این‌رو روش‌هایی برای پیش‌گویی اثرات زیست‌محیطی آفت‌کش‌ها توسعه یافته است (اندازه‌گیری ریسک سموم پیش از مصرف) که می‌توانند راهگشا باشند (Reus et al., 2002).

در حال حاضر اطلاعات لازم برای پیش‌بینی مخاطرات زیست-محیطی بیشتر سموم دفع آفات شیمیایی ثبت شده که در کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرند، وجود دارد اما این اطلاعات به صورت منسجم و یکپارچه نیستند تا بتوان در تصمیم‌گیری در راستای اهداف مدیریت تلفیقی آفات از آنها بهره جست. در این راستا می‌توان از روش‌های رتبه‌بندی آفت‌کش‌ها استفاده کرد. بسیاری از سیستم‌های رتبه‌بندی آفت‌کش‌ها بر مبنای معادلات ساده جبری ساخته شده‌اند و ساختار آنها شبیه به ساختار شاخص‌های انتخاب در اصلاح نباتات می‌باشد. اعتبار اکثر مدل‌های جبری وابسته به کامل بودن داده‌های ورودی آن می‌باشد. محدودیت داده‌ها از عوامل تعیین‌کننده در تعداد و انواع متغیرهایی است که در این گونه مدل‌ها مورد بررسی قرار خواهند گرفت. از جمله مدل‌های جبری که به منظور برآورد سمیت خطرات زیست‌محیطی سموم دفع آفات شیمیایی از آن‌ها استفاده می‌شود، می‌توان مدل‌های متکالف (Metcalf, 1982)، مدل (POCER)[3] و شاخص تأثیر زیست‌محیطی (EIQ)[4] را نام برد. مدل متکالف به عنوان اولین مدل جبری شناخته می‌شود و زیربنای گسترش مدل‌های جبری دیگر را فراهم ساخته است. شاخص POCER نیز از جمله مدل‌های جبری است که از ۱۰ قسمت ازجمله سمیت برای کاربران، کارگران مزرعه و پرندگان تشکیل شده است. برای هر قسمت از این مدل سمیت بین صفر تا یک می‌باشد. نمره حاصله برای هر قسمت می‌تواند به صورت مجزا و یا به صورت مجموع برای بیان سمیت برای انسان و محیط زیست مورد بررسی قرار گیرد (Vercruysse & Steurbaut, 2002).

شاخص تأثیر زیست‌محیطی (EIQ) از جمله دیگر شاخص‌هایی است که بر مبنای معادلات جبری به منظور سازمان‌دهی اطلاعات موجود در رابطه با مخاطرات زیست‌محیطی سموم دفع آفات شیمیایی توسعه یافت تا بتوان بر اساس نتایج حاصل از این مدل، سموم دفع آفات شیمیایی را بر مبنای مخاطرات زیست‌محیطی و خطرات موجود برای سلامت انسان طبقه‌بندی کرد و سمومی که حداقل مخاطرات را به دنبال دارند، انتخاب نمود (Kovach et al., 1972; Kovach et al., 1992; Deihimfard et al., 2007). از آنجا که سهولت و سادگی در اندازه‌گیری از مشخصه‌های مناسب شاخص‌های ارزیابی زیست‌محیطی به شمار می‌رود، در این مطالعه از شاخص تأثیر زیست-محیطی (EIQ) استفاده شد. شاخص تأثیر زیست‌محیطی را به سادگی می‌توان اندازه‌گیری کرد و حتی در صورت کمبود اطلاعات که از جمله مهمترین مشکلات به‌ویژه در کشورهای درحال توسعه می‌باشد نیز قابل ارزیابی است (Feola et al., 2011).

مواد و روش‌ها

این تحقیق در قالب یک پروژه تحلیلی بر روی حشره‌کش‌های به ثبت رسیده در ایران به انجام رسیده است. فهرست حشره‌کش‌های به ثبت رسیده در ایران از سال ۱۳۴۷ تا ۱۳۸۵ همراه با فرمولاسیون و مقدار دوز مصرفی آن‌ها از موسسه تحقیقات گیاه‌پزشکی جمع‌آوری شد.

اطلاعات بسیاری در رابطه مخاطرات زیست‌محیطی و اثرات مستقیم و غیر مستقیم سموم دفع آفات شیمیایی وجود دارد. جهت جمع‌آوری اطلاعات لازم برای این مطالعه در درجه اول از پایگاه اطلاعاتی IUPAC استفاده شد و چنانچه اطلاعات لازم در این پایگاه موجود نبود، به پایگاه‌های اطلاعاتی، The Pesticide Manual, 1997، ECOTOX, 2003، Crop protection, 2003 و EXTOXNET مراجعه و اطلاعات لازم جمع‌آوری شده است.

اجزای توصیف‌کننده شاخص تأثیر زیست‌محیطی در معادله ۱ بیان شده‌اند. این شاخص از سه بخش مجزا تشکیل شده است که در واقع پتانسیل سمیت برای هر یک از آنها تعیین می‌شود. این سه بخش شامل کارگران مزرعه[5]، مصرف‌کنندگان[6] و اجزای اکولوژیک[7] اکولوژیک[7] است. نتیجه نهایی، حاصل از میانگین سه بخش ذکر شده شده می‌باشد. اساس مدل، سیستم نمره‌دهی است و مقیاس سیستم

1- Sampling
2- Monitoring
3- Pesticide Occupational and Environmental Risk Indicator
4- Environmental Impact Quotient

5- Farm worker
6- Consumer
7- Ecological components

نمره‌دهی ۱، ۳ و ۵ می‌باشد. برای محاسبه EIQ هر یک از سموم، از ۱۱ متغیر استفاده می‌شود. تمامی داده‌های ورودی، چه داده‌های عددی و چه داده‌های قیاسی (طبقاتی) به نمره‌های ۱، ۳ و ۵ تبدیل می‌گردند. برای تمامی متغیرها (متغیرهای طبقاتی و متغیرهای عددی) نمره ۱ هنگامی که آفت‌کش دارای سمیت پایینی است و یا اینکه تأثیر کمی بر آن متغیر دارد (برای مثال دوره کوتاه تماس با سم)، نمره ۳ هنگامی که دارای سمیت و یا تأثیر متوسط است و رتبه ۵ هنگامی که آفت‌کش دارای سمیت بالایی است و یا تأثیر منفی خیلی زیادی بر محیط زیست دارد، تعلق می‌گیرد (Kovach et al., 1992; Deihimfard et al., 2007; Sande et al., 2011) (معادله ۱).

$$EIQ = \left\{ \left[C\left((DT \times 5) + (DT \times P) \right) \right] + \left[\frac{1}{2} (C \times (S + P) \times SY) + L \right] + \left[(F \times R) + \frac{1}{2} (D \times (S + P) \times 3) + (Z \times P \times 3) + (B \times S \times 5) \right] \right\} / 3$$

معادله (۱)

که در این معادله، EIQ: شاخص تأثیر محیطی، C: سمیت مزمن، DT: سمیت پوستی، S: نیمه عمر در خاک، P: نیمه عمر در سطح گیاه، SY، سیستمیک بودن، L، پتانسیل آبشویی،F: سمیت برای ماهی، R: پتانسیل رواناب، D: سمیت برای پرندگان، Z: سمیت برای زنبور عسل و B: سمیت برای بندپایان سودمند می‌باشد.

اثرات مخرب برکارگران مزرعه در این مدل، حاصل جمع میزان در خطر بودن کارگر سم‌پاش (DT×5) و کارگر برداشت‌کننده (DT×P) می‌باشد که سمیت مزمن (C) در آن ضرب می‌شود. لحاظ کردن ضریب وزنی ۵ برای این بخش به دلیل خطرات فزاینده ناشی از تماس با سموم دفع آفات شیمیایی می‌باشد. اثر مخرب بر کارگر برداشت‌کننده محصول زراعی نیز حاصل‌ضرب سمیت پوستی (DT) در نیمه عمر سم در سطح گیاه (P) می‌باشد. اثرات مخرب بر مصرف‌کننده حاصل‌جمع میزان در معرض قرار گرفتن مصرف‌کننده (C ×SY ((S+P)/2)×) و پتانسیل آبشویی[1] می‌باشد (L). بخش اکولوژیک در این شاخص موجودات آبزی و خشکی‌زی را شامل می‌شود. این بخش حاصل جمع اثرات مخرب سموم دفع آفات شیمیایی بر ماهی‌ها (F×R)، پرندگان (3×(D×((S+P)/2))، زنبور عسل (Z×P×3) و بندپایان سودمند (B×P×5) می‌باشد. اثر مخرب سموم دفع آفات شیمیایی برای آبزیان از طریق ضرب کردن رتبه مربوط به سمیت برای ماهی (F) در پتانسیل آبشویی (R) آن سم تعریف می‌گردد. اثرات مخرب بر موجودات خشکی‌زی، حاصل‌جمع سمیت محاسبه شده برای پرندگان، زنبور عسل و بندپایان سودمند می‌باشد. ازآنجا که موجودات خشکی‌زی بیشتر در معرض سموم مورد استفاده در بوم‌سامانه‌های زراعی قرار می‌گیرند، بنابراین در معادله ضریب وزنی بالاتری برای آنها در نظر گرفته شده است. اثر مخرب بر پرندگان از طریق ضرب کردن سمیت بالقوه سم برای پرندگان در میانگین نیمه عمر سم در خاک و در سطح گیاه در ضریب وزنی ۳ که برای پرندگان در نظر گرفته شده محاسبه می‌شود. اثر مخرب بر زنبور عسل نیز از طریق ضرب کردن سمیت بالقوه سم برای زنبور عسل در نیمه عمر در گیاه در ضریب وزنی ۳ محاسبه می‌شود. اثر مخرب بر بندپایان سودمند نیز از طریق ضرب کردن سمیت بالقوه سم برای بندپایان سودمند در نیمه عمر سم در سطح گیاه در ضریب وزنی ۵ محاسبه می‌شود (Gallivan et al., 2001; Gallivan et al., 2005).

در این تحقیق برای محاسبه پتانسیل آبشویی و پتانسیل رواناب سطحی[2] (معادله ۱) از معادله گوس استفاده شد. رتبه‌های اعمال شده برای پتانسیل آبشویی و پتانسیل رواناب سطحی بر اساس نمره حاصله از معادله گوس به ترتیب، رتبه ۱ برای اعداد کوچک‌تر از ۱/۸، رتبه ۳ برای اعداد بین ۱/۸ و ۲/۸ و رتبه ۵ برای اعداد بزرگ‌تر از ۲/۸ می‌باشد (Gustafson, 1989; Levitan, 1997).

با توجه به اینکه خطر محیطی یک آفت‌کش تابعی از میزان سمیت آن و نیز مقداری از سم است که در تماس با محیط، جاندار و یا انسان قرار می‌گیرد، لذا برای کمّی‌کردن اثرات محیطی سموم حشره‌کش ثبت شده در ایران پس از محاسبه شاخص تأثیر زیست-محیطی (اثر بالقوه)، بر اساس معادله ۲ میزان اثر محیطی هر حشره-کش با توجه به میزان مصرف، و ماده موثره (اثر بالفعل) محاسبه و آفت‌کش‌های پر خطر برای انسان و محیط زیست شناسایی گردید (Levitan et al., 1995; Deihimfard et al., 2007) (معادله۲).

$$EI_{Insecticide} = ai_{Insecticide} \times A_{Insecticide} \times EIQ_{Insecticide}$$

معادله (۲)

در این معادله، EI اثر محیطی (اثر بالفعل) حشره‌کش، ai میزان ماده موثره حشره‌کش، A میزان مصرف حشره‌کش و EIQ نمره حاصل از شاخص تأثیر زیست‌محیطی می‌باشد. در نهایت به منظور

1- Leaching

2- Run off

بررسی مخاطرات زیست‌محیطی بالفعل هر یک از استان‌های کشور ناشی از سموم حشره‌کش مصرفی، میزان اثر محیطی هر یک از سموم ثبت شده در استان مورد نظر محاسبه و اثر محیطی تمام سموم ثبت شده در استان مربوطه به صورت تجمعی محاسبه گردید. در عین حال بر اساس میزان تولیدات محصولات زراعی هر استان میزان اثرات زیست محیطی به ازای تولید محصول زراعی و باغی آن استان نیز محاسبه گردید.

از آنجا که میزان مصرف سموم در استان‌های کشور در واحد هکتار طی سال‌های مورد بررسی متفاوت بوده است، پس از محاسبه نمره شاخص تأثیر زیست‌محیطی، شاخص تأثیر زیست‌محیطی یک سم در واحد سطح (هکتار) مزرعه در استان‌های مختلف نیز محاسبه گردید (Levitan, 1997; Deihimfard et al., 2007) (معادله۳):

معادله (۳) $EIQ_{\text{Field Use Rating}} = EIQ \times RA_{\text{per hectare}} \times ai_{\text{Insecticide}}$

در این معادله، EIQ_{FUR} شاخص تأثیر زیست‌محیطی در واحد هکتار می‌باشد. EIQ شاخص تأثیر زیست‌محیطی، RA میزان مصرف حشره‌کش در واحد هکتار در مزرعه و (ai) میزان ماده موثره حشره-کش می‌باشد.

نتایج و بحث

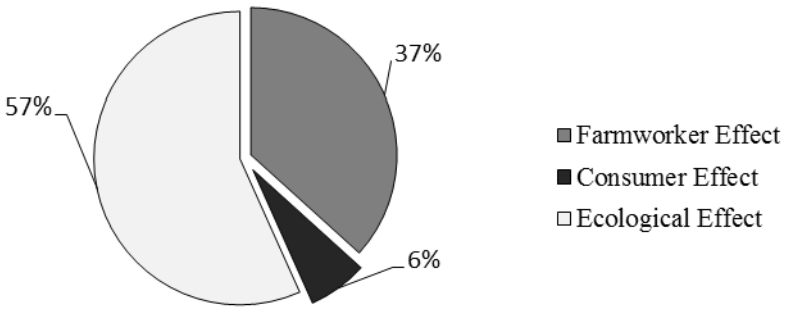
با استفاده از شاخص تأثیر زیست‌محیطی حشره‌کش‌های ثبت شده در ایران مورد بررسی قرار گرفتند و میزان سمیت هر یک مشخص شد. نتایج حاصل در جدول ۱ ذکر شده است. در میان سموم حشره‌کش ثبت شده در ایران نمره نهایی EIQ در درجه اول بیشترین تأثیر را از قسمت اثرات اکولوژیک (۷۹/۲۰) گرفته است و در درجه دوم قسمت کارگران مزرعه (۵۹/۲۶) بیشترین تأثیر را بر روی نمره نهایی حاصل از مدل EIQ گذاشته است (شکل ۱).

این‌طور که پیداست، قسمت مصرف‌کننده در سموم مصرفی کشور، نسبت به دو قسمت دیگر کمتر مخاطره آمیز بوده است (شکل ۱). چنانچه اصول ایمنی در هنگام سم‌پاشی در کشور به شکل استاندارد نباشد و به طور صحیح رعایت نگردد، مخاطرات بیشتری نیز کارگران مزرعه را تهدید خواهد کرد.

در بررسی سموم آفت‌کش ثبت شده در ایالات متحده امریکا نیز سمیت بخش کارگران مزرعه، مصرف‌کننده و اکولوژیک به ترتیب ۳۷، ۸ و ۸۴/۴ به دست آمد و میانگین نهایی EIQ برای سموم حشره‌کش ثبت شده برابر با ۴۳/۱ بود (Kovach et al., 1992). باید توجه داشت که شاخص تأثیر زیست‌محیطی بدست آمده برای یک سم می تواند در محاسبات مختلف متفاوت باشد که این امر به دلیل استفاده از منابع مختلف و همچنین وجود داده از دست رفته است (Kovach et al., 1992).

تورگات و اردوگان (Turgut & Erdogan, 2005) مخاطرات زیست‌محیطی تولید پنبه را در منطقه آنگان در ترکیه طی سال‌های ۲۰۰۲ تا ۲۰۰۴ مورد بررسی قرار دادند. در مطالعه آنها نیز نقش اثرات اکولوژیک سموم مصرفی در شاخص تأثیر زیست‌محیطی از دو بخش کارگران مزرعه و مصرف‌کننده، بیشتر بود.

شاخص EI به طورکامل از میزان مصرف سموم حشره‌کش تبعیت نمی‌کند (شکل ۲). همانطور که مشخص است اگرچه از سال ۸۱-۱۳۸۰ تا ۸۳-۱۳۸۲ تا حدودی میزان مصرف افزایش یافته است، اما در مقابل میزان اثرات محیطی (EI) با کاهش چشم‌گیری روبه‌رو بوده است.



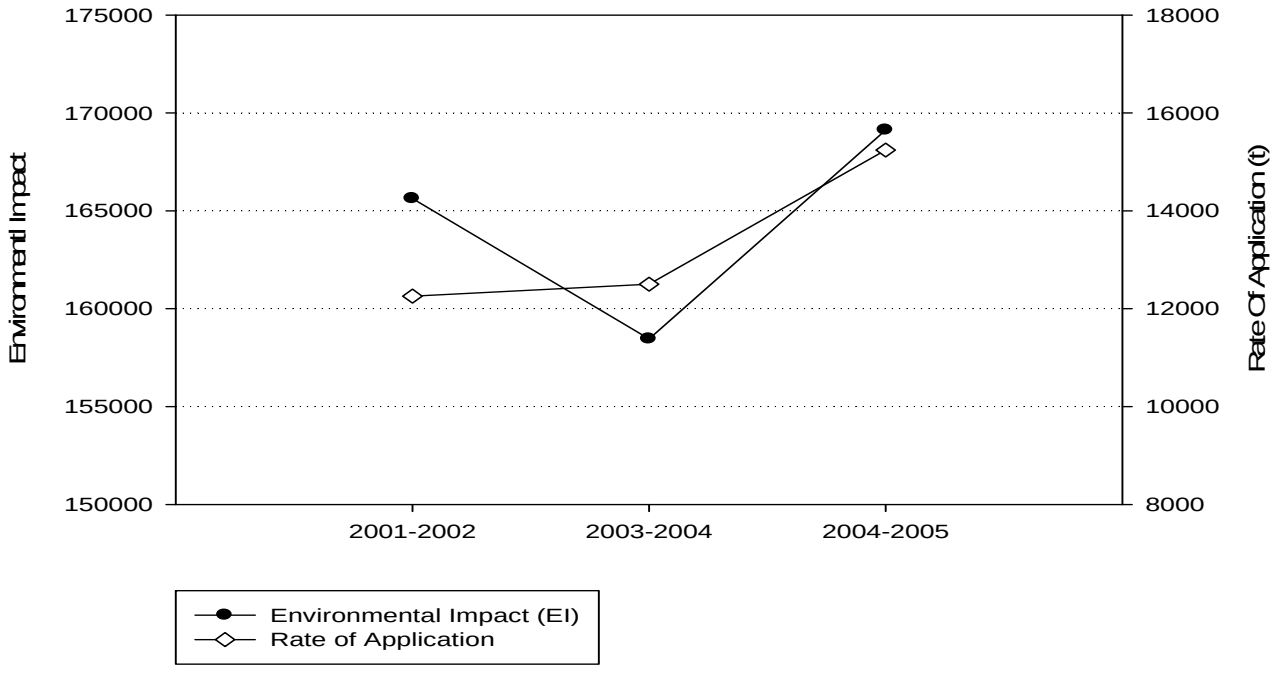
شکل۱- سهم هر قسمت از مدل EIQ در تعیین نمره نهایی حشره کش های ثبت شده در ایران

Fig. 1- The role of each part of EIQ on the final score of registered insecticide in Iran

ایـن رونـد در سـال زراعـی ۸۳-۱۳۸۲، بیـانگر اسـتفاده از حشره‌کش‌هایی است که دارای سمیت بالقوه پائینی (EIQ) هسـتند و یا فرمولاسیون‌های جدید با ماده موثره کم و سمومی که دوز مصـرف آن‌ها پائین است، در این دوره مورد استفاده قرار گرفته است که نهایتاً منجر به کاهش اثرات محیطی شده است. با این وجود در سال زراعی ۸۴-۱۳۸۳ با افزایش میزان مصرف سموم حشـره‌کـش میـزان اثـرات محیطی EI افزایش چشم‌گیری داشته است. بنابراین می‌توان این‌گونه نتیجه گرفت که در این دوره از سمومی کـه از سـمیت بـالقوه (EIQ) بالایی برخوردارند و یا ماده موثره بیشتری را در فرمولاسـیون دارنـد و دوز مصرف آن‌ها بیشتر است، استفاده شده است.

همانطور که در جدول ۱ ارائه شده است، از میان حشـره‌کـش‌هـا، ایمیداکلوپرایـد (EIQ = ۱۰۵/۵)، فیپرونیـل (۱۰۳/۵)، اندوسـولفان (۸۶/۴۱)، تیودیکـارب (۸۶)، دیکلـوروس (۸۴/۵۸)، لینـدین (۸۳/۳۵)، کلرپیرفوس (۷۴/۵۱)، دارای بیشترین سـمیت بـالقوه زیسـت‌محیطـی هستند. باید خاطرنشان کرد که اگر چه سموم بندیوکارب، پروپوکسـور و سایفلوترین، جزو سموم ثبت شده در کشور می‌باشند، امـا بـه دلیـل عدم استفاده از آن‌ها در طول این سه دوره، سمیت بالفعل آن‌هـا (EI) صفر در نظر گرفته شد.

لازم به ذکر است که سموم اندوسولفان با نـام تجـاری تیـودان و فرمولاسـیون (EC35%) و فیپرونیـل بـا نـام تجـاری ری‌جنـت و فرمولاسیون (W/WG 0.2%) از جملـه سـموم پرمصـرف در کشـور می‌باشند. به‌ویژه فیپرونیل که در طـی ایـن سـه دوره در حـدود ۱۸/۵ درصد از کل مصرف را به‌تنهایی به خود اختصاص داده اسـت (PPI, 2006). میزان سمیت بالفعل ایـن سـم بـه مـاده مـوثره ایـن سـم در فرمولاسیون نیز مربوط می‌شود که به‌نوعی بیـانگر میـزان در معـرض قرارگرفتن این سم می‌باشد. اما با این‌حال با علـم بـه سـمیت بـالقوه بالای این سم و میزان مصرف بالای آن در کشور بـه نظـر مـی‌رسـد فیپرونیل از جمله سمومی باشد که خطرات زیست‌محیطی بالایی را در کشور ایجاد کرده است. سموم لوفنورون (۱۵/۰۸)، دیفلوبنزورون (۱۶) باسـیلوس‌تورنجنسـیس (۱۶/۷۵)، پیـری‌پیروکسـی‌فـن (۱۹/۳۳)، پـی متروزین (۲۲/۲۵) و کلروپیرفوس متیل (۲۴/۳۳) از جمله سموم کـم-خطر می‌باشند که مصرف سرانه آن‌ها بسـیار کمتـر از سـموم پرخطـر ذکر شده می‌باشد.



شکل ۲- روند تغییرات EI و میزان مصرف حشره‌کش‌ها در سالهای ۸۱-۱۳۸۰، ۸۳-۱۳۸۲ و ۸٤-۱۳۸۳

Fig. 2- Variation of EI versus rate of application during 2001-02, 2003-04, 2004-05

جدول ۱- شاخص تأثیر زیست‌محیطی (EIQ) و اجزای آن برای سموم حشره‌کش ثبت شده در ایران

Table 1- Environmental impact quotient (EIQ) and its components for registered insecticide in Iran

نام عمومی Common name	کارگر سمپاش Applicator effects	برداشت کننده Picker effects	کارگران مزرعه Farm workers	مصرف‌کننده Consumer effects	آبشویی Leaching	مصرف‌کننده + آبشویی Consumer + Leaching	ماهی‌ها Fish	پرندگان Birds	زنبور Bee	موجودات سودمند Benefit organisms	اکولوژی Ecology	شاخص اثر محیطی EIQ total	داده‌های از دست رفته Missing data
Abamectinآبامکتین	75	37.5	112.5	24.75	1	25.75	5	24.75	37.5	45	112.25	83.5	-
استامی پراید Acetamiprid	31.2	15.6	46.8	10.92	1	11.92	1	15.75	22.5	25	64.25	41	-
آلترین Allethrin	45	22.5	67.5	8.25	1	9.25	1	8.25	22.5	45	76.75	51.2	C,E*
آلومینیوم فسفاید Aluminium phosphide	52	26	78	3.64	1	4.64	5	26.25	37.5	15	83.75	55.5	C,L&R
آمیتراز Amitraz	24.9	12.45	37.35	2.905	1	3.905	5	5.25	22.5	15	47.75	29.7	S
آزنیفوس متیل Azinphos-methyl	25	12.5	37.5	1.75	1	2.75	5	26.25	37.5	15	83.75	41.3	-
باسیلوس تورنجنسیس Bacillus thuringiensis	10.4	5.2	15.6	10.92	1	11.92	5	5.25	7.5	5	22.75	16.8	C
بندیوکارب Bendiocarb	41.5	20.75	62.25	8.715	1	9.715	3	26.25	37.5	25	91.75	54.6	-
بتا سایفلوترین Beta-cyfluthrin	50	25	75	3.5	1	4.5	5	5.25	37.5	15	62.75	47.4	-
بیوآلترین Bioallethrin	45	22.5	67.5	8.25	1	9.25	5	8.25	30	45	88.25	55	C,E,Z
بیورسمترین Bioresmethrin	5	2.5	7.5	1.75	1	2.75	5	5.25	37.5	15	62.75	24.3	E

ادامه جدول ۱
Continued Table 1

بوپروفزین Buprofezin	15	7.5	22.5	24.75	1	25.75	5	8.25	7.5	15	35.75	28	-
کاربااریل Carbaryl	30	15	45	10.5	3	13.5	9	5.25	37.5	25	76.75	45.1	-
کارتاپ Cartap	15	7.5	22.5	1.75	1	2.75	3	15.75	22.5	25	66.25	30.5	C,L,R,D
کلروپیرفوس Chlorpyrifos	58.25	29.125	87.375	6.4075	1	7.4075	5	41.25	37.5	45	128.75	74.5	-
کلروپیرفوس متیل Chlorpyrifos-methyl	5	2.5	7.5	1.75	1	2.75	5	5.25	37.5	15	62.75	24.3	-
سایفلوترین Cyfluthrin	41.5	20.75	62.25	4.565	1	5.565	5	8.25	37.5	45	95.75	54.5	-
سایپرمترین Cypermethrin	34.95	17.475	52.425	6.4075	1	7.4075	5	8.25	37.5	45	95.75	51.9	-
دلتامترین Deltametrin	58.25	29.125	87.375	4.0775	1	5.0775	5	5.25	37.5	15	62.75	51.7	-
دیازینون Diazinon	11.65	5.825	17.475	4.0775	1	5.0775	3	26.25	37.5	15	81.75	34.8	-
دیکلروس Dichlorvos	100	50	150	7	3	10	15	26.25	37.5	15	93.75	84.6	E
دیفلوبنزورون Diflubenzurn	5	2.5	7.5	1.75	1	2.75	5	5.25	22.5	5	37.75	16	-
دیمتوات Dimethoate	45	22.5	67.5	15.75	3	18.75	9	26.25	37.5	15	87.75	58	-
اندوسولفان Endosulfan	100	50	150	11	1	12	5	24.75	22.5	45	97.25	86.4	-
اتیون Ethion	24.9	12.45	37.35	4.565	1	5.565	5	24.75	22.5	45	97.25	46.7	-

ادامه جدول ۱
Continued Table 1

فنیتروتیون Fenitrothion	15	7.5	22.5	1.75	1	2.75	3	26.25	37.5	15	81.75	35.7	-
فنروپاتین Fenpropathrin	15	7.5	22.5	2.75	1	3.75	5	8.25	37.5	45	95.75	40.7	-
فنتیون Fenthion	24.9	12.45	37.35	2.905	3	5.905	15	26.25	37.5	15	93.75	45.7	-
فنوالریت Fenvalerate	15	7.5	22.5	2.75	1	3.75	5	8.25	37.5	45	95.75	40.7	-
فیپرونیل Fipronil	75	37.5	112.5	11.25	3	14.25	15	56.25	37.5	75	183.75	103.5	-
فلوفنوکسورون Flufenoxuron	11.65	5.825	17.475	6.4075	1	7.4075	5	8.25	22.5	45	80.75	35.2	-
فورموتیون Formothion	31.2	15.6	46.8	10.92	5	15.92	15	5.25	37.5	15	72.75	45.2	E,C
هپتنوفوس Heptenophos	25	12.5	37.5	5.25	1	6.25	5	26.25	37.5	15	83.75	42.5	-
هگزافلومورون Hexaflumuron	10.4	5.2	15.6	17.16	1	18.16	1	8.25	37.5	45	91.75	41.8	-
ایمیداکلوپراید Imidacloprid	75	37.5	112.5	33.75	1	34.75	1	56.25	37.5	75	169.75	105.7	-
اندوکساکارب Indoxacarb	15	7.5	22.5	1.75	1	2.75	5	15.75	37.5	15	73.25	32.8	-
لامبداسی‌هالوترین Lamba-dacyhalothrin	25	12.5	37.5	1.75	1	2.75	5	5.25	37.5	5	52.75	31	-
لیندین Lindane	52	26	78	7.8	3	10.8	15	33.75	37.5	75	161.25	83.4	C
لوفنورون Lufenuron	10	5	15	10.5	1	11.5	1	5.25	7.5	5	18.75	15.1	-

ادامه جدول ۱
Continued Table 1

منیزیم-فسفاید Magnesium phosphide	52	26	78	3.64	1	4.64	5	26.25	30	15	76.25	53	Z,L&R
مالاتیون Malathion	15	7.5	22.5	5.25	1	6.25	5	15.75	37.5	5	63.25	30.7	-
مونوکروتوفوس Monocrotophos	52	26	78	10.92	3	13.92	9	26.25	37.5	15	87.75	59.9	-
اکسی دی‌متون-متیل Oxydemetom-methyl	52	26	78	10.92	5	15.92	5	26.25	37.5	15	83.75	59.2	-
پرمترین Permethrin	45	22.5	67.5	5.25	1	6.25	5	5.25	37.5	5	52.75	42.2	-
فوزالون Phosalone	25	12.5	37.5	1.75	1	2.75	5	15.75	22.5	15	58.25	32.8	-
فسفامیدون Phosphamidon	52	26	78	3.64	3	6.64	9	26.25	37.5	15	87.75	57.5	E
پریمیکارپ Pirimicarb	50	25	75	16.5	1	17.5	1	8.25	22.5	45	76.75	56.4	-
پریمفوس-متیل Pirimphos-methyl	5	2.5	7.5	2.75	1	3.75	5	8.25	37.5	45	95.75	35.7	-
پروفنفوس Profenofos	15	7.5	22.5	1.75	1	2.75	5	15.75	37.5	5	63.25	29.5	-
پروپوکسور Propoxur	41.5	20.75	62.25	4.565	3	7.565	9	41.25	22.5	15	87.75	52.5	-
پیمترزین Pymetrozine	20	10	30	7	1	8	1	5.25	7.5	15	28.75	22.3	-
پیرترین Pyrethrins	15	7.5	22.5	1.75	1	2.75	5	5.25	37.5	15	62.75	29.3	-

ادامه جدول ۱
Continued Table 1

پریپروکسیفن Pyriproxyfen	5	2.5	7.5	1.75	1	2.75	5	5.25	22.5	15	47.75	19.3	-
اسپینوزاد Spinosad	10.4	5.2	15.6	10.92	1	11.92	1	5.25	37.5	15	58.75	28.8	-
تفلوبنزورون Teflubenzuron	10.4	5.2	15.6	17.16	1	18.16	5	8.25	22.5	45	80.75	38.2	-
تترامترین Tetramethrin	10	5	15	3.5	1	4.5	5	5.25	37.5	15	62.75	27.4	C,E
تیاکلوپراید Thiacloprid	45	22.5	67.5	15.75	1	16.75	1	26.25	22.5	15	64.75	49.7	-
تیامتوکسام Thiamethoxam	10	5	15	16.5	3	19.5	3	8.25	37.5	45	93.75	42.8	-
تیودیکارب Thiodicarb	125	62.5	187.5	8.75	1	9.75	3	5.25	37.5	15	60.75	86	-
تیومتون Thiometon	25	12.5	37.5	5.25	1	6.25	3	15.75	37.5	15	71.25	38.3	-
تریکلروفون Trichlorofon	54.9	27.45	82.35	6.405	5	11.405	25	26.25	37.5	5	93.75	62.5	-
میانگین Average	34.17	17.08	51.26	7.67	1.52	9.19	5.65	16.53	31.8	25.16	79.20	46.55	

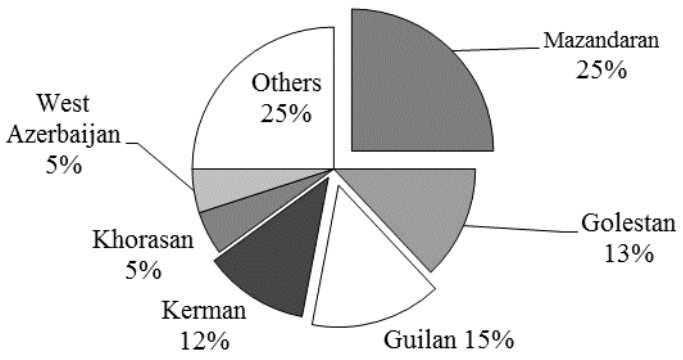
به‌طوری که در مجموع، این سموم در حدود دو درصد از کل مصرف را در این سه سال به خود اختصاص داده‌اند. با در نظرگرفتن میزان سمیت بالقوه سموم حشره‌کش ثبت شده در کشور می‌توان در مورد چگونگی و میزان مصرف آنها در باغات و مزارع کشور تصمیم صحیح را اتخاذ کرد (جدول ۱).

با استفاده از شاخص تأثیر زیست‌محیطی (EIQ) می‌توان سمیت بالقوه سموم حشره‌کش را کمی کرد و از این طریق سموم کم‌خطر را برای مصرف انتخاب نمود. اما نکته مهم این است که ملاک اندازه‌گیری تأثیر محیطی بر جای مانده آفت‌کش‌ها بر اساس EI (سمیت بالفعل) می‌باشد و نه EIQ (سمیت بالقوه) به‌تنهایی، زیرا ممکن است آفت‌کشی دارای EIQ پایین بوده اما به دلیل ماده موثره زیاد و یا دوز مصرف و تعداد دفعات سمپاشی بیشتر، مقدار EI آن بالاتر باشد (Kovach et al., 1992). از این رو هر یک از استان‌های کشور بر اساس EI مورد بررسی قرار گرفتند (شکل ۴). دو استان شمالی مازندران و گلستان و استان‌های کرمان، خراسان و آذربایجان‌غربی، استان‌هایی هستند که بیشترین اثر محیطی را به خود اختصاص داده‌اند. از آنجایی که EI بدست آمده حاصل‌ضرب میزان مصرف، ماده موثره و شاخص تأثیر زیست‌محیطی (EIQ) سموم در هر استان می‌باشد، از این رو باید با تعدیل آن‌ها در راستای کاهش اثرات محیطی ناشی از استفاده سموم در این استان‌ها کوشید. سه استان شمالی کشور به دلیل شرایط اقلیمی گرم و مرطوب که حضور آفات و بیماری‌های کشاورزی را تشدید می‌کند، بیش از ۵۰ درصد سموم حشره‌کش را در کشور مصرف می‌کنند (شکل ۴)، این در حالی است که این سه استان فقط ۱۰ درصد از زمین‌های زراعی و باغی کشور را دارا بوده و سهم بزرگی از تولید کل کشور را به خود اختصاص نمی‌دهند.

باید توجه داشت، استان گیلان علی‌رغم اینکه از جمله استان‌های پر مصرف در زمینه مصرف سموم حشره‌کش به شمار می‌رود (شکل ۳)، ولی در طبقه‌بندی بر اساس نمره حاصل از EI، جزء استان‌های در معرض خطر به شمار نمی‌رود. این امر به این دلیل است که شاخص تأثیر زیست‌محیطی EIQ و ماده موثره سموم حشره‌کش مصرفی در این استان پایین است، از این‌رو میزان سمیت بالفعل آن در رده‌های پایین و هم‌تراز استان‌هایی با مصرف کم از قبیل همدان و لرستان قرار می‌گیرد (شکل ۴).

بر مبنای میانگین تولید سالانه محصولات زراعی در استان‌های کشور طی سالهای زراعی ۸۱-۱۳۸۰، ۸۳-۱۳۸۲، ۸۴-۱۳۸۳ میزان سمیت بالفعل هر یک از استان‌ها به ازای تولید هر تن محصول زراعی و باغی نیز ارزیابی شد (شکل ۴). سه استان شمالی مازندران، گیلان و گلستان که بیشترین مصرف سالانه سموم را طی سال های مورد بررسی به خود اختصاص داده‌اند (شکل ۳)، به ازای هر تن تولید محصول زراعی و باغی نیز به ترتیب بیشترین خطرات زیست‌محیطی ناشی از استفاده از سموم حشره‌کش را دارا می‌باشند.

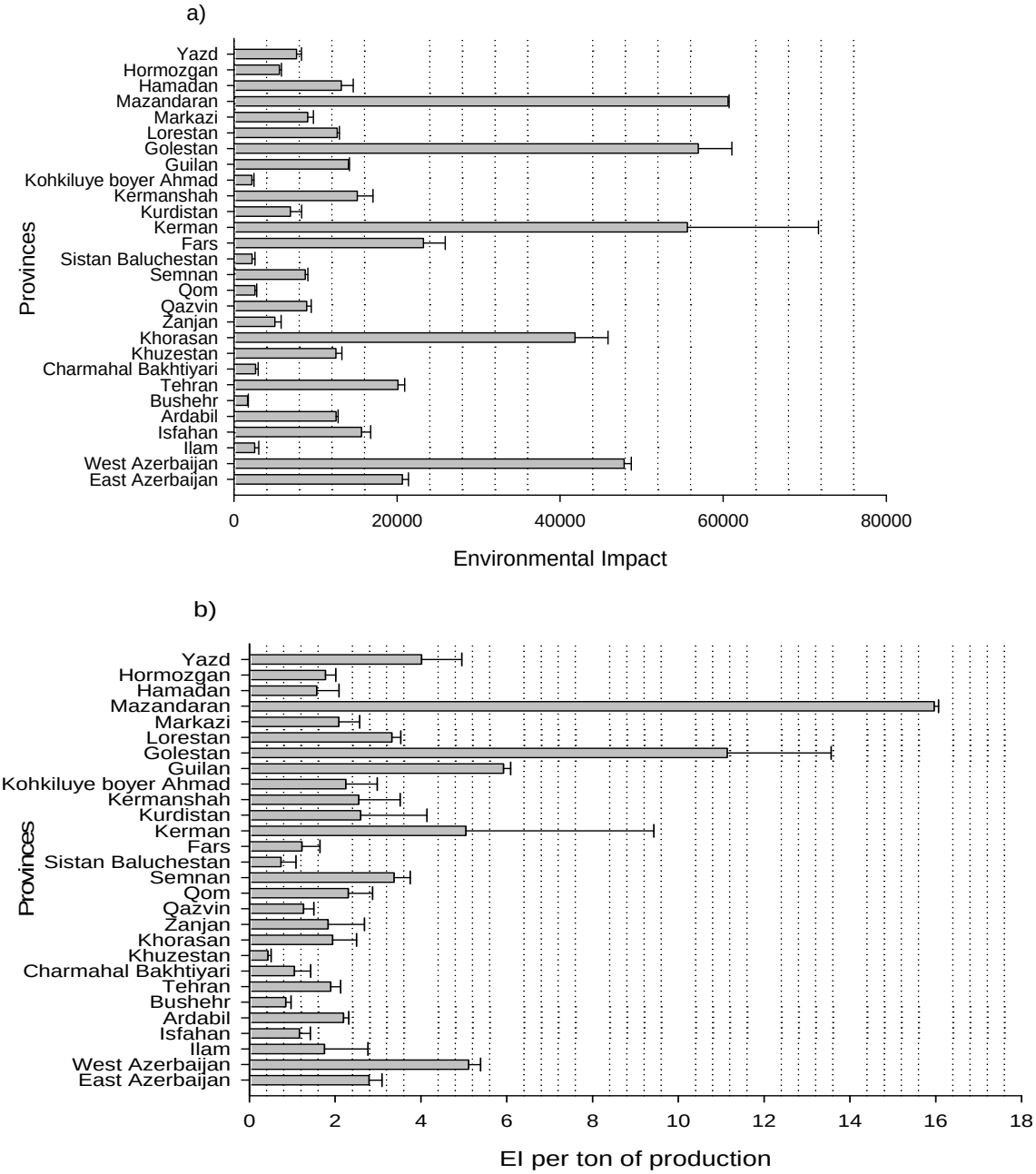
استان کرمان اگر چه دارای EI بالایی طی سالهای مورد بررسی بوده است، ولی به دلیل تولید به نسبت بالای محصولات زراعی و باغی، میزان اثرات زیست‌محیطی کمتری را به ازای تن محصول تولیدی نسبت سه استان شمالی داراست. جالب توجه است که استان گیلان اگرچه نسبت به استان‌های پرخطر از سمیت بالفعل (EI) کمتری برخوردار است، اما به دلیل تولید سالانه کمتر، میزان سمیت بالایی را به ازای هر تن تولید محصولات زراعی و باغی ایجاد می‌کند.



شکل ۳- چگونگی توزیع مصرف سموم حشره‌کش کشاورزی در ایران در سال‌های ۸۱-۱۳۸۰، ۸۳-۱۳۸۲ و ۸۴-۱۳۸۳

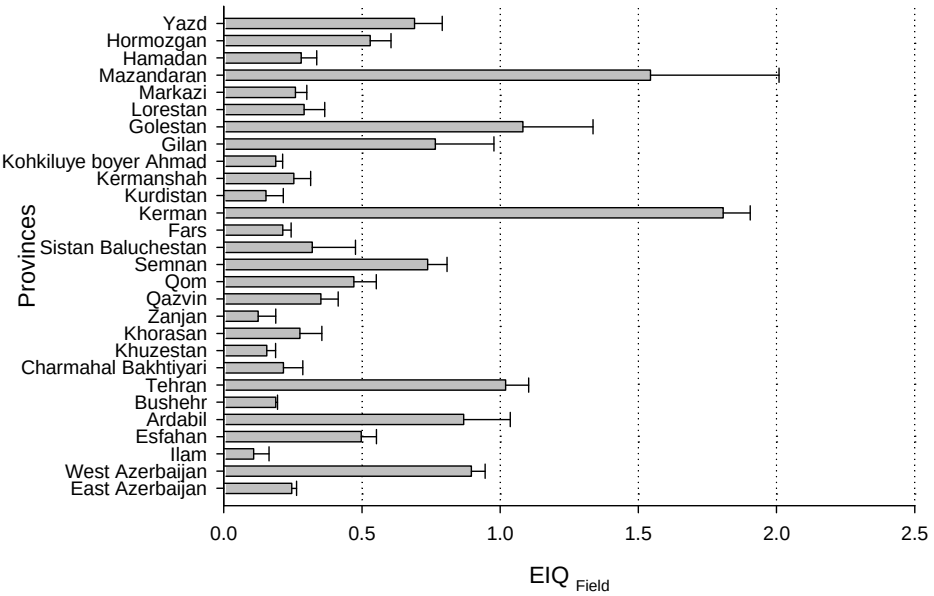
Fig. 3- Amount of insecticides application in Iran in 2001-2002, 2003-2004, and 2004-2005

میزان اثر محیطی (EI) ناشی از سموم حشره‌کش در استان‌های مختلف بیانگر میزان سمیت برای آن استان می‌باشد، اما با توجه به اینکه سطح زیرکشت در استان‌های کشور متفاوت است، به تبع آن میزان مصرف سموم هم متفاوت خواهد بود.



شکل ٤- (الف) میزان اثر محیطی تجمعی (سمیت بالفعل) استان‌های مختلف در سال‌های ۸۱-۱۳۸۰، ۸۳-۱۳۸۲، ۸٤-۱۳۸۳، (ب) میزان اثرات محیطی (سمیت بالفعل) هر یک از استان‌ها به ازای تولید هر تن محصول زراعی و باغی طی سال‌های ۸۱-۱۳۸۰، ۸۳-۱۳۸۲، ۸٤-۱۳۸۳

Fig. 4- (a) Environmental impact (IE) of provinces, (b) Environmental impact of provinces per ton agricultural production in 2001-2002, 2003-2004, 2004-2005



شکل ۵- میزان سمیت ناشی از حشره‌کش‌ها در هر هکتار زمین زراعی و باغی در استان‌های مختلف کشور طی سال‌های ۸۱-۱۳۸۰، ۸۳-۱۳۸۲، ۸۴-۱۳۸۳

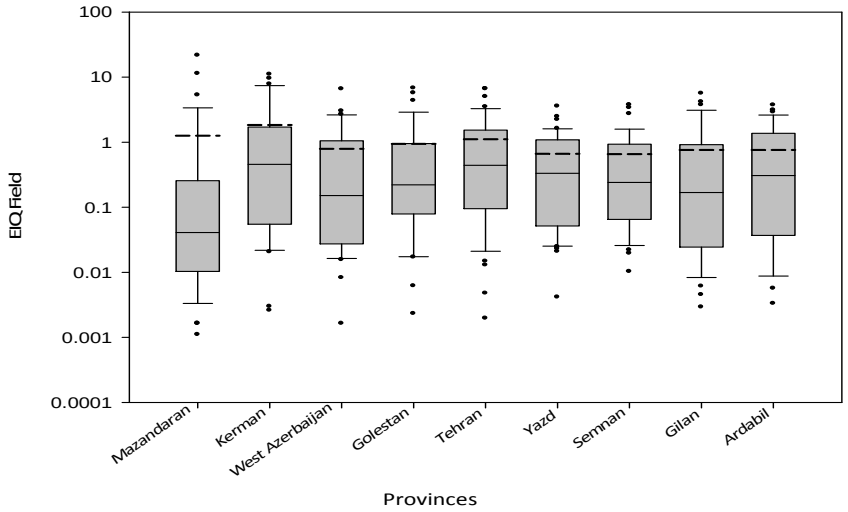
Fig. 5- Environmental impact quotient field of insecticides of each province in 2001-2002, 2003-2004, 2004-2005

بنابراین با احتساب سطح زیرکشت هر استان و میزان اثر محیطی (EI) آن استان که تابعی از میزان مصرف می‌باشد، می‌توان میزان سمیت را در واحد سطح برآورد کرد و از این طریق میزان سمیت را در واحد سطح زمین‌های زیرکشت در مناطق مختلف بررسی کرد و استان‌هایی که بیشتر در معرض خطر می‌باشند و نیاز مبرم به تغییر روش‌های کنترل آفات را دارند، شناسایی نمود. نتایج حاصل از محاسبه ریسک در هکتار سموم (EIQ_{field}) برای هر استان با نتایج حاصل از محاسبه اثر محیطی (EI) آن استان مطابقت چندانی ندارد (شکل ۵). کرمان و مازندران به ترتیب بیشترین میزان سمیت در هکتار را نشان می‌دهند، این بدین معنی است که سموم حشره‌کش در کرمان در یک هکتار زمین زراعی بیشترین خطرات زیست‌محیطی را نسبت به سایر استان‌ها ایجاد کرده است که این امر به دلیل نسبت بالای مصرف حشره‌کش به سطح زیر کشت، میانگین شاخص تأثیر زیست‌محیطی (EIQ) بالا و ماده موثره بالای سموم مصرفی در این استان‌ها می‌باشد. از طرفی در نمره حاصل از شاخص تأثیر زیست-محیطی بیشترین تأثیر را دو قسمت، اثرات مخرب اکولوژیک و اثرات زیان‌بار بر کارگر مزرعه (کارگر سم‌پاش و کارگر برداشت‌کننده) داشته‌اند، بنابراین در زمین‌های زراعی و باغی استان‌های کرمان، مازندران، گلستان، تهران، آذربایجان غربی و اردبیل که دارای بیشترین میزان ریسک در هکتار می‌باشند، کارگران مزرعه و موجودات زنده اکوسیستم با شدت بیشتری در معرض خطر قرار می‌گیرند.

ایوریاتی و همکاران (Ioriatti et al., 2011) نیز از شاخص تأثیر زیست‌محیطی برای ارزیابی مخاطرات زیست‌محیطی تولید سیب در سال‌های ۲۰۰۱ الی ۲۰۰۹ در ایتالیا استفاده کردند. این محققین کاهش اثرات محیطی (EI) را طی این دوره گزارش کردند و این کاهش در مخاطرات زیست‌محیطی را به استفاده بیشتر از آفت‌کش‌ها انتخابی، توسعه تکنولوژی‌های دوستدار محیط زیست، کنترل آفات و توسعه روش‌های زراعی نسبت دادند. لگاریتم توزیع میزان سمیت در واحد هکتار هر یک از سموم حشره‌کش در استان‌هایی که در سطح هکتار بیشترین خطرات زیست‌محیطی را نشان می‌دهند (شکل ۶)، بیانگر آن است که پراکنش سمیت در واحد هکتار هریک از سموم حشره‌کش برای استان‌های پر خطر از توزیع مناسبی برخوردار نیست و بالا بودن میانگین سمیت در واحد هکتار برای این استان‌ها عمدتاً ناشی از سمیت بالای چند سم حشره‌کش می‌باشد.

میانگین بالای سمیت در استان‌های کرمان و مازندران تحت تأثیر سمیت بالای چند سم خاص در سطح هکتار می‌باشد که در شکل ۶ به صورت برون‌هشته[1] مشخص شده‌اند.

1- Outlier



شکل ٦ - نمودار پراکنش سمیت در واحد هکتار هر یک از سموم حشره‌کش در استان‌هایی که بیشترین مخاطرات زیست‌محیطی را متحمل می‌شوند. خط نقطه چین نشان دهنده میانگین می باشد. از داده ها لگاریتم گرفته شده است.

Fig. 6- Distribution of EIQ field of insecticide in provinces illustrated the most impacts. Dash line demonstrates the mean of data. The scale type is based on Log (Common)

در استان کرمان سه نقطه بالای خط بیشینه به ترتیب مربوط به سموم اندوسولفان، تفلوبنزورون + فوزالون و آمیتراز می‌باشد که فاصله بسیاری با خط میانه دارند و بالا بودن میانگین سمیت در واحد سطح این استان عمدتاً به‌دلیل سمیت بالای این سه حشره‌کش می‌باشد. این پدیده به‌ویژه در دو استان مازندران و کرمان حاکی از میزان مصرف بالای تعداد معدودی از حشره‌کش‌های خاص و در عین حال EIQ بالا و همچنین دوز مصرف و ماده موثره بالای این سموم می‌باشد. در واقع سمیت بالای حشره‌کش در سطح هکتار در این استان‌ها به دلیل مدیریت نادرست کمتر از پنج سم حشره‌کش می‌باشد که این دو استان را در رده پرخطرترین استان‌های کشور از نظر مصرف سموم حشره‌کش قرار داده است.

کرومان و همکاران (Kromann et al., 2011) برای ارزیابی روش‌های مدیریت تلفیقی آفات در تولید سیب‌زمینی در کشورهای اکوادور و پرو طی سالهای ۲۰۰۸ و ۲۰۰۹ از شاخص تأثیر زیست-محیطی استفاده کردند. این محققین بر مطلوبیت شاخص تأثیر زیست‌محیطی در ارزیابی خود اذعان داشتند. آنها گزارش کردند که EI به ازای واحد سطح محاسبه شده در مزارع مختلف در اکوادور بر اساس نحوه مدیریت مزرعه بسیار متغیر است. در مزارعی که از روش‌های کنترل تلفیقی آفات استفاده شده است، این شاخص در حداقل خود و در حدود ۴۰ و در مزارعی که به صورت رایج مدیریت می‌شوند، این شاخص حداکثر نمره ۱۲۳۵ را به خود اختصاص داده است.

نتیجه‌گیری

با وجود کارایی بالای شاخص تأثیر زیست‌محیطی EIQ در ارزیابی سمیت بالقوه سموم آفت‌کش، ایراداتی نیز به این شاخص وارد است. یکی از این ایرادات این است که چون دامنه نمره‌دهی برای هر آفت‌کش در این شاخص پایین است (۱، ۳ و ۵)، ممکن است برآورد دقیقی از میزان ارزیابی بین یک آفت‌کش با آفت‌کش دیگری که اختلافات فاحشی از نظر سمیت با یکدیگر دارند و نیز دارای الگوی مصرف متفاوت می‌باشند، را نشان ندهد. در عین حال از آنجا که متغیرهای این شاخص به ویژه پتانسیل آبشویی دارای وزن ثابتی هستند، استفاده گسترده از این مدل جهت مقایسه مناطق زراعی مختلف با اقلیم‌های متفاوت (پتانسیل آبشویی در مناطق مختلف بر مبنای میزان بارندگی آنها متفاوت می‌باشد) احتمال بروز خطا را افزایش می‌دهد (Deihimfard, 2007; Pease et al., 1996). پیچیدگی این شاخص در ترکیب چندین شاخص و نشانگر متفاوت به منظور بدست آوردن یک شاخص واحد، در کنار مشکلاتی که در جمع‌آوری داده‌های ورودی آن وجود دارد و مشکلات ساختاری این

شاخص از دیگر معایب آن می‌باشد که کاربرد آن را دشوار کرده است (Levitan, 1997). با این وجود شاخص‌هایی مانند EIQ که شرایط خاص منطقه را در نظر نمی‌گیرند، در مناطقی که اطلاعات جزئی در زمینه فاکتورهای اصلی مانند خاک و میزان نفوذ وجود ندارد، بسیار مناسب و کارا می‌باشند (Sterod et al., 2007).

بر اساس رهیافت کشاورزی پایدار و بر مبنای شاخص تأثیر زیست‌محیطی، به منظور کاهش هر چه بیشتر مخاطرات زیست‌محیطی و نیل به حداکثر پایداری در مدیریت آفات در ایران رهیافت‌های ذیل پیشنهاد می‌گردد. ۱) شناسایی مناطق پرخطر و کاهش مخاطرات زیست‌محیطی در این مناطق که بیشترین اثرات زیست‌محیطی را متحمل می‌شوند. در این مطالعه استان‌های مازندران، کرمان، گلستان، تهران و آذربایجان غربی از جمله استان-هایی هستند که بیشتر از سایر استان در معرض خطر می‌باشند. این در حالی است که سمیت بالای زیست‌محیطی ناشی از حشره‌کش‌ها در این استان‌ها ناشی از مصرف نادرست و یا انتخاب نادرست دو و یا سه سم بوده است. از این رو گسترش روش‌های IPM و سایر روش‌های زیست بوم‌محور در این دو استان از سایر استان‌ها ضرورت بیشتری دارد. ۲) شناسایی سمومی که بیشترین اثرات محیطی (بالفعل) را منجر شده‌اند. سمومی که بیشترین رتبه را در طبقه‌بندی بر اساس EI به خود اختصاص داده‌اند، از سه عامل میزان مصرف، ماده موثره و شاخص تأثیر زیست‌محیطی (EIQ) تأثیر می‌پذیرند. از این رو با شناسایی این سموم می‌توان نقاط ضعف مدیریتی را بهتر درک کرد. ۳) شناسایی سمومی که سمیت بالقوه بالایی دارند. در این تحقیق شاخص تأثیر زیست‌محیطی (EIQ) بیانگر سمیت بالقوه سموم حشره‌کش می‌باشد. با شناسایی این سموم می‌توان حداکثر محدودیت را در مصرف این سموم اعمال کرد و در صورت امکان آن‌ها را حذف و یا سموم کم‌خطرتر را جایگزین نمود. سموم اندوسولفان با نام تجاری تیودان و فرمولاسیون (EC35%) و فیپرونیل با نام تجاری ری‌جنت و فرمولاسیون (W/W G 0.2%) از جمله سموم پرمصرف در کشور می‌باشند. به ویژه فیپرونیل که در طی این سه دوره در حدود ۱۸/۵ درصد از کل مصرف را به‌تنهایی به خود اختصاص داده است. این درحالی است که این دو حشره‌کش بر مبنای شاخص تأثیر زیست‌محیطی از سموم بسیار پرخطر محسوب می‌شوند. به نظر می‌رسد که جایگزین کردن این دو حشره‌کش با سموم کم‌خطر ضرورت داشته باشد.

منابع

Deihimfard, R., Zand, E., Damghani, A.M., and Soufizadeh, S. 2007. Herbicide risk assessment during the wheat self-sufficiency project in Iran. Pest Management Science 63: 1036-1045.

Dunn, A.M. 2004. A relative risk ranking of pesticides used in Prince Edward Island. Surveillance Report. Environmental protection Branch. Atlantic Region. Canada.

Feola, G., Rahn, E., and Binder, C.R. 2011. Suitability of pesticide risk indicators for Less Developed Countries: A comparison. Agriculture, Ecosystem and Environment 142: 238– 245.

Food and Agriculture Organization of the United Nation. 2011. Available on web site www.fao.org. (Verified 10 June 2011).

Gallivan, G.J., Berges, H., and McGee, B. 2005. Evaluation of the changes in pesticide risk. Research Project SR9128. Ontario Ministry of Agriculture and Food. Guelph.

Gallivan, G.J., Surgeoner, G.A., and Kovach, J. 2001. Pesticide risk reduction on crops in the province of Ontario. Journal of Environmental Quality 30: 798-813.

Gustafson, D.I. 1989. Groundwater Ubiquity Score: A Simple Method for Assessing Pesticide Leachability. Environmental Toxicology and Chemistry 8: 339-357.

Holvoet, K. 2006. Monitoring and modeling the dynamic fate and behavior of pesticides in river systems at catchment scale. PhD thesis. Ghent University, Belgium, pp. 242.

International Union of Pure and Applied Chemistry, Available on www.iupac.org. (Verified 10 September 2012).

Ioriatti, C., Agnello, A.M., Martini, F., and Kovachk, J. 2011. Evaluation of 330 the environmental impact of apple pest control strategies using pesticide risk indicators. Integrated Environmental Assessment and Management 9999:1–8.

kovach, J., Petzoldt, C., Degni, J., and Tette, J. 1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. New York's Food and Life Sciences Bulletin139: 1-8.

Kromann, P., Pradel W., Cole, D., Taipe, A., and Forbes, G.A. 2011. Use of the environmental impact quotient to

estimate health and environmental impact of pesticide usage in Peruvian and Ecuadorian potato production. Journal of Environmental Protection 2: 581-591.

Levitan, L. 1997. An overview of pesticide impact assessment systems. Workshop on Pesticide Risk Indicators. Copenhagen, Denmark,12: 21-23.

Levitan, L., Merwin, I., and Kovach, J. 1995. Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: The quest for a holistic method. Agriculture, Ecosystems and Environment 55: 153-168.

Maud, J.,Edwards-Jones, G., and Quin, F. 2001. Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom. Agriculture, Ecosystems and Environment 86: 59-73.

Metcalf, R.L. 1982. Insecticides in Pest Management. In: Metcalf, R.L. and W.H. Luckman. Eds., Introduction to Insect Pest Management, 2nd ed., John Wily, NY, (1982), p. 217- 277.

Pease, W.S., Liebman, J., Landy, D., and Albright, D. 1996. Pesticide use in California. Strategies for reducing environmental health impacts. California Policy Seminar, University of California, Berkeley 93 pp.

Plant Protection Institute (PPI). 2006. Permissible pesticide of Iran 441-450. (In Persian)

Plant Protection Institute (PPI). 2011. Pesticide research guideline plan 107-110. (In Persian)

Report of the ministry of agriculture, Report and Information. 2002, 187. Available on http://www.maj.ir

Report of the Ministry of Agriculture, Report and Information. 2003, 226. Available on http://www.maj.ir

Report of the Ministry of Agriculture, Report and Information. 2004, 201. Available on http://www.maj.ir

Reus, J., Leendertse, P., Bockstaller, C., Fomsgaard, I., Gutsche, V., Lewis, K., Nilsson, C., Pussemier, L., Trevisan , M., Van derwerf, H., Alfarroba, F., Blumel, S., Isart, J., McGrath, D., and Seppala, T. 2002. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. Agriculture, Ecosystems and Environment 90: 177-187.

Sande, D., Mullen, J., Wetzstein, M., and Houston, J. 2011. Environmental impacts from pesticide use: a case study of soil fumigation in Florida tomato production. Intern. Journal of Environmental Research in Public Health 8: 4649-4661.

Stenrod, M., Bolli, H.H.E., and Eklo, M. 2008. Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions: a case study in the Skuterrud and Heiabekken catchments. Agriculture, Ecosystem and Environment 123: 15-29.

Turgut, C., and Erdogan, O. 2005. The environmental risk of pesticide in cotton production in Aegean region, Turkey. Journal of Applied Science 5(8): 1391-1393.

Vercruysse, F., and Steurbaut, W. 2002. POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator. Crop Protection 21: 307-315.