

Distr.: General
11 November 2013

Arabic
Original: English

اتفاقية استكهولم
بشأن
الملوثات العضوية الثابتة



لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة
الاجتماع التاسع
روما، ١٤-١٨ تشرين الأول/أكتوبر ٢٠١٣

تقرير لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة عن أعمال اجتماعها التاسع

موجز مخاطر بشأن: الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وأسترته

اعتمدت لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة، في اجتماعها التاسع، بموجب مقررها ل.م.١٠-٣/٩، موجز مخاطر بشأن الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وأسترته، وذلك بناء على المشروع الوارد بصورته المعدلة في الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.9/6. ويرد نص موجز المخاطر في مرفق هذه الإضافة؛ ولم يخضع النص للتحضير رسمياً.

الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وأستراته

موجز المخاطر

أعدده الفريق العامل المخصص المعني بالفينول الخماسي الكلور وأملاحه وأستراته

لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة

١٨ تشرين الأول/أكتوبر ٢٠١٣

المحتويات

٤	موجز تنفيذي
٥	١- مقدمة
٦	١-١ استنتاجات اللجنة بشأن معلومات المرفق دال
٧	٢-١ مصادر البيانات
٧	٣-١ حالة المادة الكيميائية بموجب الاتفاقيات الدولية
٧	٤-١ الهوية الكيميائية
١٠	٢- معلومات موجزة وثيقة الصلة بموجز المخاطر
١٠	١-٢ المصادر
١٠	٢-١-١ الاستخدامات والإنتاج والتجارة
١٢	٢-١-٢ الإطلاقات في البيئة
١٣	٢-١-٣ مصادر الفينول الخماسي الكلور الأخرى
١٣	٢-٢ المصير البيئي للفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور
١٥	٣-٢ التراكم الأحيائي
١٧	٤-٢ إمكانية الانتقال البيئي البعيد المدى
١٨	٥-٢ التعرض
١٨	٢-٥-١ بيانات الرصد البيئي
٢٨	٢-٦ تقييم مخاطر الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور
٢٨	٢-٦-١ الآثار المعاكسة على الكائنات العضوية المائية
٢٩	٢-٦-٢ الآثار المعاكسة على الكائنات العضوية البرية
٢٩	٢-٦-٣ الآثار المعاكسة على صحة البشر
٣٢	٢-٧ التركيزات والتأثيرات البيئية للفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور
٣٣	٣- اعتبارات أخرى
٣٨	٤- توليفة للمعلومات
٤٠	٥- بيان ختامي
٤١	المراجع

موجز تنفيذي

١ - الفينول الخماسي الكلور مادة هيدروكربونية عطرية من عائلة الكلوروفينول، وقد دخلت أول مرة للاستخدام في شكل حافظ للأخشاب في ثلاثينات القرن الماضي. وتستخدم هذه المادة منذ إدخالها في طائفة من التطبيقات الأخرى (مثل مبيد بيولوجي ومبيد آفات، ومطهر، ومزيل لأوراق الشجر، وعامل مضاد للأسيجة، وعامل مضاد للجراثيم، ويستخدم في إنتاج لوريت ثنائي الفينيل متعدد الكلور. وكان ملح صوديوم الفينيات متعدد الكلور يستخدم لنفس الأغراض التي يستخدم فيها ثنائي الفينيل متعدد الكلور، وهو يتحلل بسهولة إلى هذه المادة. وكان لوريت ثنائي الفينيل متعدد الكلور يستخدم في المنسوجات. ولا يستخدم الأنيسول خماسي الكلور كمادة كيميائية تجارية أو مبيدات آفات كما لا يطلق دون تعمد بصورة مباشرة في البيئة. ويمكن أن تنتج هذه المادة من خلال تحويل ثنائي الفينيل متعدد الكلور. وقد ينتج الأنيسول خماسي الكلور PCA عن تحلل الهيدروكربونات المكثورة المتصلة هيكليا بما مثل سداسي كلورو البنزين وليندين والبنزين خماسي الكلور.

٢ - والفينول الخماسي الكلور إما لا يستخدم أو محظور في جميع الدول الأعضاء في الاتحاد الأوروبي والصين والهند وأندونيسيا ونيوزيلندا وروسيا وسويسرا. ولا يسمح بهذه المادة إلا للاستخدام في حفظ الأخشاب مع فرض قيود وأقواعد إضافية عليه في كندا والمكسيك والولايات المتحدة. وقد أبلغ أيضا عن الاستخدامات المسجلة كمواد لاصقة ومواد صباغة والورق والمنسوجات في المكسيك. وتنتج هذه المادة حاليا في المكسيك والولايات المتحدة.

٣ - ونظرا للتحلل المعقد والممرات الايضية لهذه المادة و الأنيسول خماسي الكلور في البيئة وفي النباتات والحيوانات البرية، ينبغي دراستها معا في بيان المخاطر.

٤ - و الفينول الخماسي الكلور معتدل الحركة في التربة pH المنخفضة. ويتحرك في التربة pH المرتفعة. وهي تنقسم إلى الرواسب والتربة. وقد يحدث تحلل هذه المادة من خلال التحليل الضوئي الذي يمثل أسرع الممرات فضلا عن التحلل البيولوجي. وفي ظل الظروف البيئية العادية يبلغ نصف حياة المادتين أقل من ٤ أسابيع (مياه) وأقل من ٢٠ أسبوعاً (الرواسب) وأقل من ١٠ أسابيع (تربة). غير أن ثنائي الفينيل متعدد الكلور يمكن أن يصمد لعدة سنوات في المواقع الملوثة حيث تتجاوز مستويات هذه المادة الحد الأقصى للسمية للكائنات الدقيقة في التربة أو في الأقاليم المناخية الشمالية الباردة.

٥ - والإنيسول خماسي الكلور قابل للذوبان في الماء وقد يكون غير متحرك أو يتحرك بصورة طفيفة في التربة وينشط في الرواسب في النظم المائية. ويتوقع أن تتطاير من نظم التربة والمياه الرطبة وثابتة استنادا إلى قانون هنري إلا أن التطاير لوحظ، في ظروف المختبرات، من المياه ولكن ليس من التربة. وتستوفي مادة الأنيسول خماسي الكلور PCA معايير المرفق دال بشأن التراكم الأحيائي. وربما تخضع للانتقال البعيد المدى إلى أماكن نائية حسنا يتضح من التطاير المتوقع والملاحظ في الدراسات المخبرية فضلا عن الرصد في الهواء والجليد في الأماكن النائية.

٦ - وترصد الفينول الخماسي الكلور والإنيسول خماسي الكلور PCA في الهواء والماء والتربة والنباتات والحيوانات البرية في أرجاء العالم بما في ذلك المناطق النائية. والايثينول خماسي الكلور PCA أكثر انتشارا من ثنائي الفينيل متعدد الكلور في الهواء في حين يوجد ثنائي الفينيل متعدد الكلور بتركيزات أعلى من الإنيسول خماسي الكلور في التربة والرواسب والمخلفات الصلبة. وفي النباتات والحيوانات البرية، تتماثل تركيزات ثنائي الفينيل متعدد الكلور والإنيسول خماسي الكلور وحيثما تتوافر بيانات رصد طويلة الأمد، تنقلص تركيزات المادتين في الهواء والنباتات والحيوانات البرية.

٧ - ويرصد الفينول الخماسي الكلور في الدم والبول والمني ولبن الأم والأنسجة الدهنية في البشر. وتبين معلومات الرصد البيولوجي وجود مستويات متماثلة لثنائي الفينيل متعدد الكلور في البشر في المناطق النامية والمناطق الآهلة بالسكان بدرجة أكبر. كما تبين التعرض ومن ثم المخاطر المحتملة للأجنة والأطفال والبالغين. ويعتبر ثنائي الفينيل متعدد الكلور بالمقارنة بالمركبات المكثورة الأخرى من أكثر الملوثات السائدة التي تقاس في بلازما الدم.

٨ - وتتسبب هاتان المادتان في السمية الكبدية والسرطان وسمية المناعة والسمية العصبية وسمية التكاثر. وتجدر الملاحظة بأن بعض هذه المخاطر قد تخفّضها طرق عمل الغدة الدرقية، وهناك نقص في التوافق العلمي ذات الصلة بوجود حدود قصوى لطرق العمل هذه ونظراً لتكيزات هاتين المادتين الملاحظة في البشر، لا يمكن استبعاد التأثيرات المعاكسة على صحة البشر ذات الصلة بالسميات المشار إليها أعلاه.

٩ - والفينول الخماسي الكلور والاثينول الخماسي الكلور شديدا السمية للكائنات المائية. وتقل تركيزات الرصد البيئي المبلغه عادة عن تلك المستويات المتوقع أن تتسبب في تأثيرات بيئية وخاصة في المناطق النائية. غير أنه نظراً للانتشار الواسع للفينول الخماسي الكلور والاثينول الخماسي الكلور، وأن مستويات كبيرة الفينول الخماسي الكلور والاثينول الخماسي الكلور توجد عادة في النباتات والحيوانات البرية، وأن لهما تأثيراً على الغدد الصماء لا يمكن استبعاد التأثيرات البيئية.

١٠ - وعلاوة على التفاعل بين ثنائي الفينيل متعدد الكلور والأيسول خماسي الكلور، قد يكون لهما أيضاً تفاعلات سامة مع الملوثات العضوية الثابتة الأخرى.

١١ - وتمت مقارنة مستويات هاتين المادتين في المناطق النائية فضلاً عن بارامتراتهما السمية (NOEL و NOAEL)، مع الأندوسولفان وكيندين. وتبين هذا النهج في بيان المخاطر أن هاتين المادتين وليندمين والأندوسولفان توجد بتركيزات متماثلة في النباتات والحيوانات البرية وفي السكان ومن بين البشر في المناطق النائية. وقد رؤى أن لهاتين المادتين سمية مماثلة أكثر من الأندوسولفان وليندين.

١٢ - وقد تؤدي هاتان المادتان نتيجة لانتقالهما بعيد المدى في البيئة إلى إحداث أضرار كبيرة بصحة البشر و/أو التأثيرات البيئية مما يتطلب معه إجراء علمي.

١ - مقدمة

١٣ - قدمت الجماعة الأوروبية والدول الأعضاء فيها اقتراحاً بإدراج الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وأستراته في المرفقات ألف و/أو باء وجيم للاتفاقية، قامت لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة بالنظر فيه في اجتماعها السابع الذي عقد في تشرين الأول/أكتوبر ٢٠١١^(١). وفي هذا الاقتراح، تمثلت دواعي الانشغال في أن الفينول الخماسي الكلور والمركبات المتصلة به (خماسي كلورو فينات الصوديوم، ولورات الفينول الخماسي الكلور، والأيسول الخماسي الكلور، وهو مركب متحول من الفينول الخماسي الكلور) تعتبر ثابتة في البيئة وتوجد مراراً في الحيوز البيئية في أماكن نائية. وتبين المعلومات أن هذه المواد شديدة السمية على الحياة البرية والبشر، ولديها إمكانية الانتقال البعيد المدى والتراكم الأحيائي. وبالإضافة إلى ذلك، فإنه يتم إنتاج ملوثات تشمل سداسي كلور البنزين وخماسي كلور البنزين والديوكسينات والفيورانانات في عمليات التصنيع، رغم أنه ينبغي أن يكون قد تم مكافحة تلك المواد الكيميائية بالفعل بعد أن أدرجت في الاتفاقية.

١٤ - ووافقت اللجنة في اجتماعها السابع على إجراء المقرر المتعلق بالاقتراح إلى حين تلقي معلومات إضافية بشأن تحول الفينول الخماسي الكلور إلى أنيسول خماسي الكلور، واقترحت اليابان بملء ثغرات المعلومات بشأن تحول الفينول الخماسي الكلور إلى أنيسول خماسي الكلور. وطُرح اقتراح مفاده أن المعلومات الكمية غير كافية للخلوص إلى ما إن كان الأنيسول الخماسي الكلور يعتبر بمثابة منتج متحول رئيسي من الفينول الخماسي الكلور في ظل ظروف بيئية وثيقة الصلة وبأنه ينبغي جمع معلومات إضافية بشأن مدى تحول الفينول الخماسي الكلور إلى الأنيسول الخماسي الكلور. كما أدرجت حكومة اليابان فيما

بين الدورات استعراضاً للأدبيات الخاصة بتحول الفينول الخماسي الكلور في البيئة، وبخاصة في التربة، التي تعتبر أوثق صلة بالحيوز الملوثة بالفينول الخماسي الكلور في البيئة.

١٥ - وتم في الاجتماع الثامن للجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة الذي عقد في تشرين الأول/أكتوبر ٢٠١٢، تقديم كل من استعراض الأدبيات والنتائج الأولية المستخلصة من الدراسات المختبرية التي أجرتها اليابان إلى اللجنة. وكان معروفاً على اللجنة مذكرة من الأمانة بشأن اقتراح بإدراج الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وإستراته في المرفقات ألف و/أو باء وجيم للاتفاقية^(٢)، ومعلومات إضافية عن المواد المجموعة منذ الاجتماع السابع للجنة^(٣). واعتمدت اللجنة المقرر ل.١.م - ٤/٨ بشأن الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وإستراته والذي ينص على ما يلي:

”إن لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة،

وقد درست المقترح المقدم من الاتحاد الأوروبي ودوله الأعضاء الأطراف في اتفاقية استكهولم بشأن الملوثات العضوية الثابتة الذي يقضي بإدراج الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وإستراته في المرفقات ألف و/أو باء و/أو جيم للاتفاقية، وبعد أن طبقت معايير الفرز المحددة في المرفق دال للاتفاقية،

١ - تُقرر، وفقاً للفقرة ٤ (أ) من المادة ٨ من الاتفاقية، أنها مقتنعة بأن معايير الفرز قد استوفيت بالنسبة للفينول الخماسي الكلور وأملاحه وإستراته، كما يظهر في التقييم الوارد في مرفق هذا المقرر؛

٢ - تُقرر أيضاً، وفقاً للفقرة ٦ من المادة ٨ من الاتفاقية والفقرة ٢٩ من المقرر ١ س - ٧/١ الصادر عن مؤتمر الأطراف في الاتفاقية، أن تنشئ فريقاً عاماً مخصصاً لمواصلة استعراض هذا المقترح وإعداد مشروع موجز للمخاطر، وفقاً للمرفق هاء للاتفاقية؛

٣ - تدعو الأطراف والمراقبين، وفقاً للفقرة ٤ (أ) من المادة ٨ من الاتفاقية، لأن يقدموا إلى الأمانة المعلومات المحددة في المرفق هاء قبل تاريخ ١١ كانون الثاني/يناير ٢٠١٣.“

١٦ - استجاب عدد من الأطراف والمراقبين لهذه الدعوة. وتم تقديم معلومات بشأن تحول الفينول الخماسي الكلور إلى أنيسول خماسي الكلور، علاوة على معلومات إضافية عن ثبات الفينول الخماسي الكلور وتراكمه الأحيائي ورسده وآثاره، من أجل استعراضها في المرفق هاء. كما تم تقديم معلومات بشأن التلوث (مثلاً، الديوكسينات والفيورانات وسداسي كلور البنزين) للنظر فيها.

١٧ - ويتناول موجز بيانات المخاطر كلاً من الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور (التعرض المتعدد، فترة أعمار النصف الشاملة، والسمية المماثلة).

١-١ استنتاجات اللجنة بشأن معلومات المرفق دال

١٨ - قامت اللجنة بتقييم معلومات المرفق دال في اجتماعها الثامن وقررت أنه على الرغم من أن جزئ الفينول الخماسي الكلور ذاته لا يستوفي جميع معايير الفرز المحددة في المرفق دال، فإن الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وإستراته تستوفي معايير الفرز المحددة في المرفق دال، مع الأخذ في الاعتبار بناجته التحولي الأنيسول الخماسي الكلور.

(٢) UNEP/POPS/POPRC.8/5.

(٣) UNEP/POPS/POPRC.8/INF/7.

٢-١ مصادر البيانات

١٩ - تمثل المصدر الرئيسي للمعلومات من أجل إعداد هذا الموجز للمخاطر في الاقتراح المقدم من الجماعة الأوروبية والدول الأعضاء فيها الوارد في الوثائق: UNEP/POPS/POPRC.7/4 و UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5 و UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5/Add.1؛ وفي معلومات إضافية مقدمة من أجل تقييم المرفق دال؛ ولا سيما:

(أ) ٢٠١٢، حكومة كندا، رسالة علمية عن الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وإستراته؛

(ب) أيلول/سبتمبر ٢٠٠٨، وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، قرار بإعادة تسجيل الأهلية والوثائق الداعمة (مثلاً، مذكرتان من الوكالة مؤرختان ١٦ شباط/فبراير ٢٠٠٨ و ١٤ نيسان/أبريل ٢٠٠٨) بشأن الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وإستراته. ويمكن الاطلاع على الوثائق الداعمة للمقرر على الموقع: www.regulations.gov-EPA Docket؛ OPP-2004-0402-0078

(ج) أيلول/سبتمبر ٢٠١٠ - نظام معلومات المخاطر المتكامل التابع لوكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، موجز بشأن الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وإستراته (EPA-635-R-09-004F).

٢٠ - وبالإضافة إلى ذلك، استجاب الأطراف والمراقبون التالون لطلب المعلومات المحددة في المرفق هاء للاتفاقية: كندا، وكرواتيا، وإستونيا، والمكسيك، ونيجيريا، ورومانيا، وسلوفاكيا، وسري لانكا، والسويد، والولايات المتحدة الأمريكية، وعريضة مشتركة من شبكة القضاء على الملوثات العضوية الثابتة (IPEN) والعمل المجتمعي في ألاسكا بشأن السميات (ACAT) والمحافظة على الغابات في كندا.

٢١ - ويرد موجز أكثر صقلاً للعرائض في وثيقة داعمة (UNEP/POPS/POPRC.9/INF/7).

٣-١ حالة المادة الكيميائية بموجب الاتفاقيات الدولية

٢٢ - يخضع الفينول الخماسي الكلور لعدد من القواعد التنظيمية وخطط العمل المبرزة أدناه:

(أ) اتفاقية روتردام المتعلقة بتطبيق إجراء الموافقة المسبقة عن علم على مواد كيميائية ومبيدات آفات معينة خطرة متداولة في التجارة الدولية؛

(ب) قائمة اتفاقية حماية البيئة البحرية في شمال شرق المحيط الأطلسي (OSPAR) بشأن المواد الكيميائية المحددة من أجل أولوية العمل (١٩٩٨)؛

(ج) المرفق ١ ألف (قائمة أولوية المواد الخطرة) في مؤتمر بحر الشمال الثالث؛

(د) المواد المسماة كمرشح للإدراج في المرفق ١ لبروتوكول انتقال الملوثات العضوية الثابتة البعيد المدى في الهواء (LRTAP) للجنة الأمم المتحدة الاقتصادية لأوروبا.

٤-١ الهوية الكيميائية

٢٣ - الفينول الخماسي الكلور مادة هيدروكربونية عطرية من العائلة الكلوروفينولية وتم إدخال العمل به للمرة الأولى من أجل الاستخدام في حفظ الأخشاب في الثلاثينيات من القرن الماضي. وكان للفينول الخماسي الكلور منذ إدخال العمل به ضرب من الاستخدامات الأخرى (مثلاً، مبيد بيولوجي، ومبيد للآفات، ومبيد للجراثيم، وعامل تعرية للأشجار، وعامل لإزالة البقع، وعامل مضاد للميكروبات، ويستخدم في إنتاج لورات الفينول الخماسي الكلور (PCP-L). وقد استخدم ملح خماسي كلور فينات الصوديوم (Na-PCP) من أجل أغراض مماثلة ويتحلل بسهولة إلى فينول خماسي الكلور. واستخدم الاستر لورات الفينول الخماسي الكلور في المنسوجات. وينتج الفينول الخماسي الكلور بواسطة تفاعل الكلور مع الفينول عند درجات حرارة مرتفعة

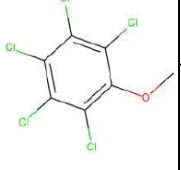
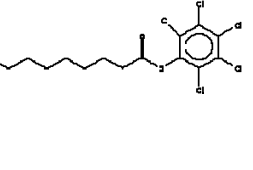
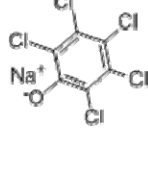
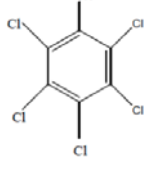
في وجود مادة حافزة. وتنتج الملوثات التي تشمل سداسي كلور البنزين وخماسي كلور البنزين والديوكسينات والفيورانانات أثناء عملية التصنيع. وهذه المركبات سمية بشكل متأصل، علاوة على ثباتها البيئي وأن وجودها يمكن أن يزيد من المخاطر الإيكولوجية المصاحبة لاستخدام الفينول الخماسي الكلور. وهذه المعلومات موجزة في الجدولين ١-١ (أ) و(ب) والجدول ٢-١.

٢٤ - ولا يستخدم الأنيسول الخماسي الكلور كمادة كيميائية تجارية أو كمبيد للآفات، ولا يتم إطلاقه عمداً وبشكل مباشر في البيئة. ويمكن إنتاجه من خلال التحول من الفينول الخماسي الكلور. ومن الممكن أن ينتج الأنيسول الخماسي الكلور من تحلل هيدروكربونات مكلورة متصلة هيكلياً، مثل الفينول الخماسي الكلور، وسداسي كلور البنزين والليندين وخماسي كلور نetro البنزين.

الجدول ١-١ (أ): الأسماء وأرقام التسجيل

الاسم الشائع الاسم الكيميائي	الفينول الخماسي الكلور ٦،٥،٤،٣،٢ الفينول الخماسي الكلور
رقم التسجيل في سجل دائرة المستخلصات الكيميائية	٥-٨٦-٨٧ الفينول الخماسي الكلور خماسي كلوروفينات الصوديوم ٢-٥٢-١٣١ و ٤-٦٤-٢٧٧٣٥ (كأحادي الهيدرات) لورات الفينول الخماسي الكلور ٩-٩٤-٣٧٧٢ الأنيسول الخماسي الكلور ٤-٢١-١٨٢٥
الاسم التجاري للفينول الخماسي الكلور وأسماءه الأخرى	يشار إلى الفينول الخماسي الكلور بالاسم المختصر PCP. ومن بين أسماء المنتج: Pentachlorophenol is abbreviated as PCP. Product names include Acutox, Block Penta, Chem-Penta, chem-Tol, Chlon, Chlorophen, Cryptogil Oil, Cryptogil OL, Dirottox, Dow Pentachlorophenol DP-2 Antimicrobial, Dowcide 7, Dowcide 7/EC-7/G, Dowicide 6, Dowicide 7, Dowicide 7 Antimicrobial, Dowicide EC-7, Dowicide G, Dura TreetII, Dura treat 40, Durotox, EP 30, Forpen-50 Wood Preservative, Fungifen, GlazdPenta, Grundier Arbezol, 1-hydroxypentachlorobenzene, KMG Technical Penta Flakes, KMG Technical Penta Blocks KMG, Penta Blocks, Lautor A, Lauxtol, Lauxtol A, Lauxtrol A, Liroprem, OnTrack We Herbicide, Ortho Triox Liquid Vegetation Killer, Osmose Wood Preserving Compound, Penchlorol, Penta, Penta C 30, Penta Concentrate, Penta Plus 40, Penta Pres 1-10, Penta Ready, Penta WR, Penta WR1-5 Penwar, Pentachlorophenolate, 2, 3, 4, 5-pentachlorophenol, Pentachlorophenol DP-2, Pentachloropheno, Pentachlorophenol, Pentacon, Penta-kil, Pentasol, Pentchloral, Penwar, Peratox, Permacide, Permagard, Permasan, Permattox, Permattox DP-2, Permattox Penta, Permite, Persasan, Prevenol, Priltox, Santobrite, Santophen, Santophen 20, Sautox, Sinithuo, Sinituho, Term-I-Trol, Thompson's Wood Fix, Watershed Wood Preservative, Weed and Brush Killer, Weedone, Witophen P, Woodtreat, Woodtreat A.
الاسم التجاري لخماسي كلوروفينات الصوديوم وأسماءه الأخرى	Penta-ate, Pentachlorophenolate sodium, Pentachlorophenol sodium salt, Pentachlorophenoxy sodium, Pentaphenolate, Phenol pentachloro- sodium derivative monohydrate, Sodium PCP, Sodium pentachlorophenolate, Sodium pentachlorophenoxide

الجدول ١-١ (ب): الهياكل

الأنيسول الخماسي الكلور	لورات الفينول الخماسي الكلور	خماسي كلوروفينات الصوديوم	الفينول الخماسي الكلور	
C ₇ H ₃ Cl ₅ O	C ₁₈ H ₂₃ Cl ₅ O ₂	C ₆ Cl ₅ ONa and C ₆ Cl ₅ ONa x H ₂ O (كأحادي الهيدرات)	C ₆ HCl ₅ O and C ₆ Cl ₅ OH	الصيغة الجزيئية
٢٨٠,٣٦٢ جرام/جزئ	٤٤٨,٦٤ جرام/جزئ	٢٨٨,٣٢ جرام/جزئ	٢٦٦,٣٤ جرام/جزئ	الكتلة الجزيئية
				التركيبات الهيكلية للمتجانسات ونواتج التحويل الرئيسي

الجدول ١-٢: الخواص الفيزيائية والكيميائية للفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور

المرجع	الأنيسول الخماسي الكلور	الفينول الخماسي الكلور	الخواص
http://cameochemicals.noaa.gov/chemical/20850 طريقة EVA طريقة logKow	القيمة ١ > ملغ/لتر	القيمة ^(١) ٠,١٣ % (نسبة مئوية من الوزن) ٥ ملغ/لتر عند درجة حرارة صفر مئوية ١٤ ملغ/لتر عند درجة حرارة ٢٠ مئوية ٣٥ ملغ/لتر عند درجة حرارة ٥٠ مئوية ١٤ ملغ/لتر عند درجة حرارة ٢٥ مئوية	إمكانية الذوبان في الماء عند درجة حرارة ٢٥ مئوية
Modified Grain Method Dobbs and Grant (1980) Kennedy and Talbert, 1977 classification scheme	0.0458 Pa (25 °C) 0.0933 mm Hg قابلية تطاير مرتفعة إلى متوسطة	2 mPa (20 °C) 0.0070-0.213 Pa (25 °C) 1.1 x 10 ⁻⁴ mm Hg (25 °C) ^(٢) قابلية تطاير متوسطة	ضغط البخار (عند درجة حرارة ٢٥ مئوية)
HENRYWIN v3.2 in U.S. EPA 2011 Mackay and Wolkoff, 1973, classification scheme	1.94x 10 ⁻³ atm·m ³ /mole (25 °C) (Group method) (1/H = 12.7, K _{AW} = 0.003) 7.12 x 10 ⁻⁵ atm·m ³ /mole (25 °C) (Bond method) إمكانية للتطاير من الماء أو من التربة الرطبة	2.45x10 ⁻⁶ atm·m ³ /mol ² 0.0248 to 0.284 Pa m ³ /mol إمكانية للتطاير من الماء أو من التربة الرطبة	ثابت قانون هنري atm ³ /mol
	من غير المتوقع أن يتحلل بموجب درجات حموضة بيئية وثيقة الصلة	pKa 4.60-5.30 pKa 4.7 ² يتأين الفينول الخماسي الكلور بأكثر من ٩٩٪ عند درجة حموضة محايدة لمعظم أنواع المياه الطبيعية	ثابت التفكك (pK _a)
KOWWIN v1.68 in U.S. EPA 2011 Opperhuizen and Voors (1987)	٥,٣ (منمذجة) ٥,٤٥ (مختبرية) إمكانية التراكم الإحيائي في الكائنات الحية	تتراوح القيم المقيسة بين ١,٣ و ٥,٨٦ ويبدو أن القيم تعتمد على درجة الحموضة. وعموماً، فإن القيم المقبولة تتراوح بين ٥,١٢ و ٥,١٨.	لوغاريتم معامل تجزؤ الأوكتانول/الماء (LogKow)
MCI method, KOCWIN 2.0 K _{OW} method, KOCWIN 2.0 in U.S. EPA (2011)	٢٤٧٤ لتر/غم ١٣٨٠ لتر/كغم	٢٩٣ إلى ٩٠٠ لتر/كغم (عند ٠,٠١٢٥ ملغ/لتر) ١٠٠٠ لتر/كغم (محصوبة)	معامل تفريق المياه

الأنيسول الخماسي الكلور		الفينول الخماسي الكلور	
المرجع	القيمة	القيمة ^(١)	الخواص
McCall et al., 1981 classification scheme	غير متنقلة	٣٠٠٠ إلى ٤٠٠٠ لتر/كغم (مقيسة) ٢٩٣-٤٠٠٠ لتر/كغم ٧٠٦-٣٤٢٠ لتر/كغم (مقيسة) قابلية تطاير طفيفة إلى معتدلة في التربة قابلية تنقل طفيفة إلى معتدلة في التربة	

ملاحظه:

- (١) القيم المذكورة في الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5 ما لم يذكر خلاف ذلك.
- (٢) القيم المبغلة في المرفق هاء للعريضة المقدمة من الولايات المتحدة الأمريكية. تقييم المصير البيئي للفينول الخماسي الكلور من أجل مقرر الأهلية للتسجيل (RED).
- .PC Code 063001, Case 2505, Antimicrobials Division, 11/19/2004

٢ - معلومات موجزة وثيقة الصلة بموجز المخاطر

١-٢ المصادر

١-١-٢ الاستخدامات والإنتاج والتجارة

٢٥ - من الناحية التاريخية، ووفقاً لموجز بيانات السجل الدولي للمواد الكيميائية المحتملة السمية (١٩٨٣)، كان يجري إنتاج ٩٠ ٠٠٠ طن سنوياً من الفينول الخماسي الكلور على الصعيد العالمي. وقدرت وحدة الاستخبارات الاقتصادية (١٩٨١) أن حجم الإنتاج العالمي في حدود ٥٠ ٠٠٠ - ٦٠ ٠٠٠ طن سنوياً، استناداً إلى نواتج أمريكا الشمالية والجماعة الأوروبية (UNEP/POPRC.7/INF/5). وبحلول التسعينيات، توقف الاستخدام الواسع النطاق في معظم البلدان.

٢٦ - وفي أوروبا، اشتملت الاستخدامات التاريخية الطابع استخدام المادة في المعالجة التصحيحية للأخشاب وكمبيد حيوي سطحي من أجل أعمال البناء. وقد استخدمت في المحافظة على المنسوجات (القطن الطبي، وخيوط الكتان، وألياف الجوت المستخدمة في الأغذية، والمشمعات، ومظلات الشمس، والخيام، والشرايط المنسوجة، والشبكات، وكذلك الحبال المصنوعة من السيزال ومن قنب المانيلا). كما استخدمت كمادة حافظة في مواد الطلاء المستندة إلى الزيوت، والأصماغ، والمواد اللاصقة، وكمادة وسيطة في توليف المواد الصيدلانية، وكمنتج وسيط في مواد التلوين، وفي مزارع الفطر، وفي مكافحة المواد اللزجة في اللبابة والورق، علاوة على استخدامها كمادة كيميائية في مكافحة الحشائش.

٢٧ - وفي أستراليا، اشتملت الاستخدامات التاريخية على استخدامها كمبيد فطري مضاد للبقع الخشبية النسغ ومادة حافظة للأخشاب.

٢٨ - وفي كندا، اشتملت الاستخدامات التاريخية على المضادات للبقع الخشبية النسغ، والتطبيقات التخصصية (مواد الطلاء، والبقع، ومنتجات الأشغال الخشبية، ومنتجات معالجة مياه الصناعة، والمبيدات الحيوية لحقول الزيت، والمواد الحافظة للمستلزمات) (CCME، ١٩٩٧). وقد تم التخلي عن جميع استخدامات مكافحة البقع الخشبية النسغ وجميع الاستخدامات الأخرى (مثلاً، المواد الحافظة للأخشاب المنزلية) في عام ١٩٩٠.

٢٩ - وفي اليابان اعتباراً من عام ١٩٩٠، تم سحب تسجيل جميع المنتجات المحتوية على الفينول الخماسي الكلور. وفي عام ٢٠٠٣، تم حظر استخدام الفينول الخماسي الكلور كمادة كيميائية زراعية. وكان الفينول الخماسي الكلور يستخدم في اليابان بشكل تاريخي كمبيد للحشائش في حقول الأرز (Minomo et al، ٢٠١١). كما استخدم كمبيد للفطريات من أجل

الاستخدامات الزراعي. وفي عام ١٩٩٠، تم سحب تسجيل جميع المنتجات المحتوية على الفينول الخماسي الكلور كمواو كيميائية زراعية.

٣٠ - وفي السويد، كان الفينول الخماسي الكلور يستخدم بكميات كبيرة كمادة حافظة للأخشاب وفي إنتاج اللبابة في المقام الأول. وكان من بين الاستخدامات الهامة، وإن كانت طفيفة، استخدامه لحماية المنسوجات.

٣١ - وفي الولايات المتحدة الأمريكية، استخدم الفينول الخماسي الكلور في إنتاج الأرز والسكر، وفي معالجة المياه، وكمادة لإسقاط أوراق القطن قبل الحصاد، وكمبيد عام للأعشاب في حالات ما قبل الطوارئ. كما استخدم في العديد من المنتجات بما في ذلك المواد اللاصقة ومواد البناء والجلود والورق.

٣٢ - وفي الهند، كان استخدام الفينول الخماسي الكلور في صناعة الدباغة متفشياً.

٣٣ - وفي الوقت الراهن، إما أنه لا توجد للفينول الخماسي الكلور أي استخدامات أو أنه محظور في الاتحاد الأوروبي والدول الأعضاء فيه وفي أستراليا والصين والهند وإندونيسيا ونيوزيلندا وروسيا وسويسرا. وللحصول على قائمة أشمل للبلدان التي حظرت استخدامه و/أو فرضت عليه قيوداً صارمة، (التذييل الخامس من الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.9/INF/7).

٣٤ - وفي الوقت الراهن، يتمثل الاستخدام العالمي الوحيد المبلغ عنه للفينول الخماسي الكلور في استخدامه كمادة حافظة للأخشاب. وتبين المعلومات المجموعة أن كل بلد لديه استخدامات لحفظ الأخشاب أبلغ أيضاً عن فرض قيود إضافية و/أو لديه قواعد تنظيمية سارية لإدارة صناعة حفظ الأخشاب، بما في ذلك بليز وكندا والمكسيك والولايات المتحدة الأمريكية. ففي كندا والولايات المتحدة الأمريكية، تقتصر استخدامات الفينول الخماسي الكلور على حفظ الأخشاب في تطبيقات حفظ الأخشاب الكثيفة الاستخدام، وتقتصر استخدامات المنتجات الخشبية المعالجة على الاستخدامات الصناعية فقط. كما تم الإبلاغ عن استخدامات مسجلة في المواد اللاصقة والدباغة والورق والنسيج في المكسيك.

٣٥ - وينتج الفينول الخماسي الكلور في المكسيك والولايات المتحدة الأمريكية. وكان المصنع المكسيكي ينتج ٧ ٢٥٧ طناً سنوياً في عام ٢٠٠٩ من أجل الولايات المتحدة وكندا والمكسيك. وأبلغت الحكومة المكسيكية عن معلومات إنتاج مماثلة بشأن عام ٢٠٠٩ (٦ ٦١٠ طن) وقدمت أيضاً معلومات عن الاستيراد/التصدير. وأبلغت المكسيك عن أنه كان يتم تصدير ٣ ٦٧٠ - ٧ ٣٤٣ طناً سنوياً فيما بين عامي ٢٠٠٧ و ٢٠١١ إلى الولايات المتحدة الأمريكية وكولومبيا وبيرو. وأبلغت المكسيك عن استيراد الفينول الخماسي الكلور من الولايات المتحدة الأمريكية والصين وألمانيا فيما بين عامي ١٩٩٧ و ٢٠١١.

٣٦ - وأبلغت الولايات المتحدة الأمريكية أنه تم في عام ٢٠٠٢ استخدام زهاء ٥ ٠٠٠ - ٥ ٥٠٠ طن في معالجة جذوع بناء المرافق وألواح الأخشاب وأخشاب البناء (التشييد). ومن بين الكمية المستخدمة، تم استيراد ٤ ٠٨٣ طناً وتم إنتاج ١ ٣٦١ - ١ ٨١٥ طناً محلياً.

٣٧ - وأبلغت كندا عن استيراد ٣٧٢ - ٥٣٧ طناً من الفينول الخماسي الكلور سنوياً فيما بين عامي ٢٠٠٨ و ٢٠١٢ من أجل معالجة جذوع بناء المرافق والعوارض الخشبية.

٣٨ - ويمكن الاطلاع على معلومات أكثر تفصيلاً عن الاستخدامات الراهنة وفقاً لما أبلغت به البلدان في التذييل الأول والتذييل الرابع بالوثيقة UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5 و UNEP/POPS/POPRC.7/INF/6.

٢-١-٢ الإطلاقات في البيئة

٣٩ - هناك العديد من المصادر للفينول الخماسي الكلور في البيئة، بما في ذلك إطلاقاته أثناء إنتاجه وعند استخدامه وفقاً للاستخدامات المسجلة في الوقت الراهن كمادة حافظة للخشب، ومن أجل الاستخدام في المواد اللاصقة والدباغة والورق والمنسوجات. وتتمثل الإطلاقات الأخرى في المواقع الملوثة والمصادر الطبيعية أو عمليات الحرق (OSPAR، ٢٠٠٤).

٤٠ - ويتمثل الاستخدام الرئيسي على النطاق العالمي في استخدامه كمادة حافظة للأخشاب الكثيفة الاستخدام. وفي دورة عمر الأخشاب المعالجة، من الممكن أن يطلق الفينول الخماسي الكلور في البيئة أثناء عملية التصنيع، وعمليات معالجة الأخشاب، واستخدام الأخشاب المعالجة والتخلص منها. وقد يحدث الانبعاث في البيئة (الهواء والماء والتربة) من مرافق معالجة الأخشاب:

- (أ) أثناء عملة المعالجة (التطهير في الهواء)؛
- (ب) أثناء نقل الأخشاب المعالجة من صهاريج الغمر من أجل تجفيفها (جريان من سطح الأخشاب إلى التربة)؛
- (ج) أثناء عملية التجفيف (التطهير في الهواء والارتشاح في التربة)؛
- (د) من عمليات الارتشاح ومن التخزين الخارجي للأخشاب المعالجة (جريان من سطح الخشب إلى التربة)؛
- (هـ) عن طريق التبخر من المنتجات الخشبية المعالجة (التطهير في الهواء)؛
- (و) كنفائات خشبية من نشر الخشب وتجهيز الأخشاب المعالجة؛
- (ز) كنفائات صلبة، وحمأة من قاع صهاريج الغمر/المعالجة.

٤١ - نفذت الكثير من الولايات القضائية تدابير لتدنية الإطلاقات. وقد أوجزت إطلاقة على الصكوك التنظيمية الدولية في: Cooper and Radivojevic، (٢٠١٢).

٤٢ - وقد قدمت معلومات الإطلاقات التالية الخاصة ببلدان معينة إلى المرفق هاء:

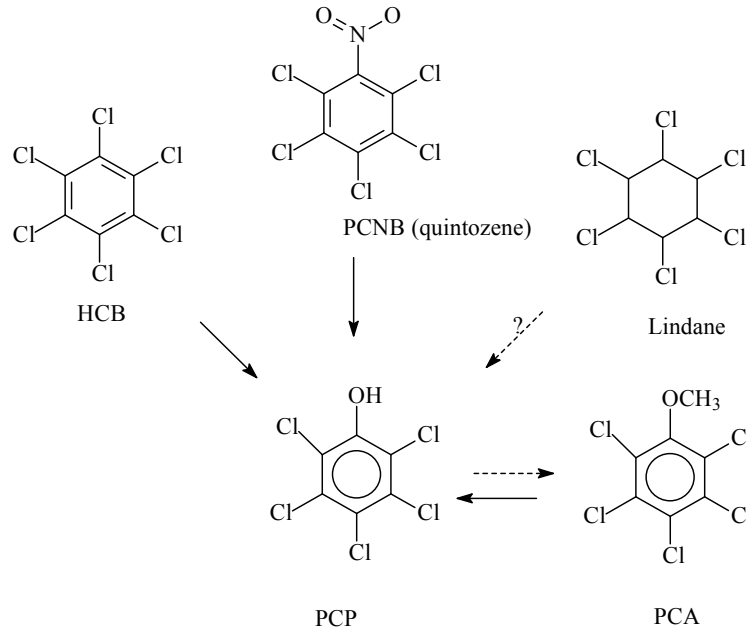
(أ) وبالنسبة لسنة الإبلاغ في ٢٠١١، قدمت أربعة وثلاثون استمارة إطلاق للفينول الخماسي الكلور (RS) إلى وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية من أجل القائمة الحصرية لإطلاق المواد السمية (TRI). وبلغ إجمالي التخلص داخل المواقع وخارجها وغير ذلك من الإطلاقات ٤٣,٥ طن. ومن هذا الإجمالي، كان ٤٠,٨ طن من "الإطلاقات داخل المواقع"، و٢,٨ طن من الإطلاقات "خارج الموقع". وقد صنفت غالبية الإطلاقات خارج الموقع كمداخن قمامة موقعية لمواد خطرة (٤٠,٥ طن) (أي، RCTA Subtitle C landfill). وكانت الإطلاقات الموقعية الأخرى انبعاثات متسربة إلى الهواء (٤٧ كغم)، وانبعاثات في الهواء من مصادر ثابتة (٧١ كغم)، وتصريفات إلى سطح الماء (٢٣٢ كغم). وقد صنفت غالبية الإطلاقات خارج الموقع على أنها "غير معروفة" (١,١ طن)؛ و"RCRA Subtitle C landfill"، و"مداخن قمامة أخرى" (٧٣٥ كغم).

(ب) وأبلغت المكسيك عن الإطلاقات التالية: ترميد لكمية ١٧ ٧٧٦ كغم غير محددة الهوية (يمكن أن تكون مواد معالجة، ومكونات نشطة، ومنتجات نهائية) في عام ٢٠٠٨. وبلغت الانبعاثات في الهواء ٣٨ كغم سنوياً فيما بين عامي ٢٠٠٦ و ٢٠٠٩. وقدردت الإطلاقات في التربة بأها ٠,٠٠٢٩ كغم (٢٠٠٥).

٤٣ - ويمكن أن يشكل الخشب المعالج بالفينول الخماسي الكلور مصدراً للديوكسينات والفيورانات (Bulle et al. 2010; Fries et al. 2002; Lee et al. 2012; Lorber et al. 2002).

٣-١-٢ مصادر الفينول الخماسي الكلور الأخرى

٤٤ - كما أن الفينول الخماسي الكلور منتج متحول ومستقلب لمواد كلورية عضوية أخرى مثل سادس كلوريد البنزين والليندان والكويبتوزين. ولا يمكن قياس مدى هذه المصادر المحتملة.



← لم يبين هذا المسار سوى دراسة واحدة في النباتات
← يعتمد مدى رد الفعل على الظروف المختبرية

الشكل ١: نماذج لمصادر الفينول الخماسي الكلور في البيئة

٢-٢ المصير البيئي للفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور

٤٥ - التحلل الضوئي في محلول مائي هو أسرع مسار معروف لتحلل الفينول الخماسي الكلور ويمكن أن يفضي إلى تعدن كامل للفينول الخماسي الكلور في الماء خلال ساعات من إطلاقه. وفي الهواء والمياه النقية، يعتبر ذلك بمثابة آلية التحلل الوثيقة الصلة حيث أن الفينول الخماسي الكلور ثابت بالنسبة للتحلل المائي عند درجات الحموضة الوثيقة الصلة بيئياً. وفي المياه التي يمنع فيها التعكر والعمق من التعرض للضوء، وفي الرواسب والتربة، يعتبر التحلل الأحيائي بمثابة العملية الوثيقة الصلة. (UNEP/POPS/POPRC.7/4).

٤٦ - وفي ظروف بيئية معينة، تستطيع النباتات المجهريّة أن تتواءم وأن تعمل على التحلل الأحيائي للفينول الخماسي الكلور، بحيث تكون فترات منتصف العمر أقل من ٤ أسابيع في الماء وأقل من ٢٠ أسبوعاً في الرواسب، وأقل من ١٠ أسابيع في التربة. وتتراوح فترة نصف العمر في الرواسب اللاهوائية من < ١٣ يوماً إلى > ١٤٤ يوماً (UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5) ووكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠٠٨). وأبلغت منظمة الصحة العالمية (١٩٨٧) عن قيم تتراوح من ٨٠ إلى ١٩٢ يوماً، بيد أن عمر النصف هذا يستند إلى دراسة مدتها ٢٨ يوماً. وتناقش دراسات كثيرة أخرى تحلل الفينول الخماسي الكلور من حيث التعدن، مع إظهار البعض منها لمعدل تعدن بطيء (UNEP/POPS/POPRC.7/4). والفينول الخماسي الكلور حركي بشكل معتدل في التربة ذات درجة الحموضة المنخفضة وحركي في التربة ذات درجة الحموضة المرتفعة.

- ٤٧ - وتوجد البكتريا المسببة لتحلل الفينول الخماسي الكلور بكثرة في البيئة وهناك مسارات عديدة لتحلل الفينول الخماسي الكلور في الظروف الهوائية، تبعاً للظروف التحريبية والبيئية. (UNEP/POPS/POPRC.8/5 و UNEP/POPS/POPRC.8/INF/7).
- ٤٨ - ولا يمكن إنتاج الفينول الخماسي الكلور بواسطة عمليات لاجيوية مثل التحليل المائي والتحليل الضوئي. ومن غير المتوقع أن يستند التحلل المائي إلى هيكله الكيميائي (Lyman et al., ١٩٨٢، في وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ١٩٩٢). والأنيسول الخماسي الكلور قابل للذوبان بشكل ضئيل في الماء وله قيمة معامل تفريق للماء يبين أن من المحتمل أن يكون عدم الحركة إلى متحرك بشكل طفيف في التربة وحاجز للرواسب في النظم المائية. ويبين ثابت قانون هنري أن من المتوقع أن يتطاير الأنيسول الخماسي الكلور من التربة الرطبة والنظم المائية. وقد لوحظ التطاير من الماء في الظروف المختبرية، ولكن ليس من التربة، حيث بينت الطريقة أن النظم تم تدرئجها بواسطة شرك متطايرة (Walter et al., ٢٠٠٥، Chung and Aust، ١٩٩٥، و Pfender et al، ١٩٩٧).
- ٤٩ - وفي الكائنات التي تحول الفينول الخماسي الكلور بشكل تفاضلي إلى الأنيسول الخماسي الكلور، يبدو التحول كخطوة لإزالة السمية تسمح باستقلاب المستويات السمية الأخرى للفينول الخماسي الكلور. ولا يعتبر الأنيسول الخماسي الكلور، على العكس من الفينول الخماسي الكلور، مثبت للفسفرة المؤكسدة، ومن ثم فإنه أقل سمية لفطريات الأخشاب المتعفنة وغيرها من الميكروبات (Chung and Aust، ١٩٩٥؛ Suzuki، ١٩٨٣ ب). ومن الممكن أن يكون معدل تكون الأنيسول الخماسي الكلور من الفينول الخماسي الكلور مرتفعاً. وفي الظروف الهوائية تحول ما يقرب من ٨٦٪ من الفينول الخماسي الكلور إلى الأنيسول الخماسي الكلور في بعض الدراسات باستخدام بقع معزولة من الفطريات البيضاء الجذور (Walter et al، ٢٠٠٤؛ Badkoubi et al، ١٩٩٦؛ Pfender et al، ١٩٩٧؛ Rigot and Matsumura، ٢٠٠٢). والنسب المئوية لنصف فترة التكوين والتعدن متاحة من تلك الدراسات، لكن وثيقة صلتها البيئية محدودة حيث أنها دليوية فقط عن تحلل أنواع معينة من المتعضيات بموجب شروط الدراسة.
- ٥٠ - وما يلي ذكره يوجز نتائج الدراسات التي أجريت تحت ظروف بيئية وثيقة الصلة. وقد أجرت الحكومة اليابانية دراسة عن التحول الهوائي للفينول الخماسي الكلور في حمأة وتربة حراجية لتأكيد تحوله إلى الأنيسول الخماسي الكلور. وفي الاختبارات التي أجريت على الحمأة، مع استخدام نفايات سائلة من محطات معالجة مجاري البلديات كلقاح كثيف القوام، لم تتم مشاهدة أي تحول للفينول الخماسي الكلور إلى أنيسول بعد ٤٩ يوماً من اختبار للحضانة في تركيزات فينول خماسي الكلور أولية تبلغ مليغرام واحد/لتر و١،٠ مليغرام/لتر على التوالي. وفي الاختبار الذي أجري باستخدام تربة حراجية، لوحظ تحول الفينول الخماسي الكلور إلى أنيسول خماسي الكلور بعد ٤٩ يوماً من اختبار الحضانة وقدر معدل التحول بأنه ١٤٪ و ٢٦٪ في تركيزات فينول خماسي الكلور الأولية البالغة مليغرام واحد/لتر و١،٠ مليغرام/لتر على التوالي (CERI، ٢٠١٣). وتبين العديد من الدراسات المستقاة من الأدبيات المنشورة أن كميات نذرة من الأنيسول الخماسي الكلور (تصل إلى ١،٥٪) تكونت من فينول خماسي الكلور عند اختبار أنواع أو نظم نباتية مجهرية مختلطة أخرى (Walter et al، ٢٠٠٤؛ Walter et al، ٢٠٠٥؛ Ford et al، ٢٠٠٧؛ Machado et al، ٢٠٠٥؛ Haimi et al، ١٩٩٣؛ D'Angelo and Reddy، ٢٠٠٠؛ Kuwatsuka and Igarashi، ١٩٧٥؛ Rubilar et al، ٢٠٠٧؛ Rigot and Matsumura، ٢٠٠٢). ولوحظ في Haimi et al، ١٩٩٣، حدوث نزع لميثان مركبات كلور الأنيسول لتعود إلى مركبات كلور الفينول. وكانت فترات نصف العمر الملاحظة بالنسبة للأنيسول الخماسي الكلور تتراوح بين ٢٠-٣٥ يوماً (Haimi et al، ١٩٩٣؛ D'Angelo and Reddy، ٢٠٠٠؛ Kuwatsuka and Igarashi، ١٩٧٥؛ Rubilar et al، ٢٠٠٧؛ Rigot and Mastumura، ٢٠٠٢). بيد أن هناك عدم يقين بشأن هذه التقديرات، حيث لم تبين كل الدراسات ما إن كانت النظم محكمة الغلق؛ وقد أسفرت الدراسات التي أجريت على الفينول الخماسي الكلور كمادة استهلاكية عن تكون وتحلل مترامين للفينول الخماسي الكلور تترك تقديرات فترة نصف العمر؛ وتستند تلك التقديرات إلى كميات صغيرة أو نذرة من الفينول الخماسي الكلور. ولا يعتبر ذلك بمثابة فترات نصف عمر كاملة للتعدين.

ولم يكن الفينول الخماسي الكلور (الجدول ٣-٣-١ والجدول ٣-٣-٢ في الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.9/INF/7) والأنيسول الخماسي الكلور (Walter et al. 2005; Chung and Aust 1995; Pfender et al., 1997) متطابقين في الدراسات التي أجريت على التربة بنظم اختبار محكمة الغلق على الوجه الصحيح وبشراك تطاير.

٥١ - والتكون الأحيائي من خلال نزع الكلورة هو مسار التحلل الرئيسي في التربة اللاهوائية والحمأة والنظم المائية ما أن تحدث في الرواسب. وأظهرت معظم الدراسات المستعرضة عدم تكون الأنيسول الخماسي الكلور تحت الظروف اللاهوائية (UNEP/POPS/POPRC.8/INF/7). وتحت الظروف الهوائية، يجري نزع الميثيل من الأنيسول الخماسي الكلور ليتحول إلى فينول خماسي الكلور (Murthy et al., 1979). وأبلغ المؤلفون عن تحول ٤٢٪ من الأنيسول المستخدم إلى فينول خماسي الكلور في ٢٤ يوماً. وكان إجمالي الإشعاع المستعاد في التربة يبلغ ٩٨,٨٪ بما يبين أن أي خسائر راجعة إلى التطاير كانت ضئيلة الشأن.

٥٢ - وفي النظم المائية، يتوقع أن يتجزأ الأنيسول الخماسي الكلور إلى رواسب وأن يتطاير في الهواء بمرور الوقت تبعاً لخواصه الفيزيائية-الكيميائية وإمكانية التطاير الملاحظة في المختبر. وقد فحص Pierce and Victor في عام ١٩٧٨ مصير الفينول الخماسي الكلور ومنتجاته التحولية بعد انسكاب للنفط، وأظهرا أن الفينول الخماسي الكلور يتمثل أحياناً في الظروف الميدانية إلى أنيسول خماسي الكلور، وأن كلاً من الفينول الخماسي الكلور والأنيسول يتجزآن إلى رواسب. وكان هناك شواهد على أن الفينول الخماسي الكلور يتحول إلى فينولات وأنيسولات مكورة بدرجة أقل (مركبات الفينول رباعي الكلور وثلاثي الكلور والأنيسول رباعي الكلور) على نحو ما لوحظ في الدراسات المخبرية الهوائية واللاهوائية.

٥٣ - وتظل التربة الوثيقة القرب من مناشر الخشب ملوثة بدرجة مرتفعة. وقد وجد الباحثون أنه لا يحدث نقص له شأنه في الفينول الخماسي الكلور في التربة المحيطة بمواقع حفظ الخشب لما يصل إلى خمس سنوات بعد آخر استخدام للفينول الخماسي الكلور التقني (Kitunen et al., 1987). وبالمثل، تم العثور على الفينول الخماسي الكلور في هواء الحضر في نيوزيلندا بعد ٧ سنوات من حظره. وخلصت حكومة نيوزيلندا إلى أن مركبات كلور الفينول، وبخاصة الفينول الخماسي الكلور ورباعي الكلور، المقيسة في الهواء قد نشأت عن الاستخدامات التاريخية للفينول الخماسي الكلور كمادة حافظة للأخشاب في نيوزيلندا (وزارة البيئة، نيوزيلندا، ١٩٩٨).

٢-٣ التراكم الأحيائي

٥٤ - وفي المؤلفات المتاحة، يتراوح نطاق معامل التفرق في الأوكتانول/الماء بالنسبة للفينول الخماسي الكلور بين ١,٣ و ٥,٨٦. وقد أوصى ماكاي وآخرون (٢٠٠٦) باعتماد القيمتين ٥,١٢ و ٥,١٨ على أنهما القيمتان اللتان يجب أن تؤخذتا في الاعتبار في دراسات النمذجة. وينشأ التباين الكبير في لوغاريتم معامل التفرق في الأوكتانول والماء من تفكك الفينول الخماسي الكلور اعتماداً على الرقم الهيدروجيني (المقرر ل.١-م.٨/٤).

٥٥ - وفي دراسة عن التركيز الأحيائي أجريت على سمكة الشمس زرقاء الخيشوم، كانت قيم معامل التركيز الأحيائي ١٩٠-٧٩٠ (قدمت وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠٠٨، معلومات المرفق هاء بعنوان: تقييم المصير البيئي للفينول الخماسي الكلور وتنقله: ^(٤)). وقيم معامل التركيز الأحيائي في القشريات، وذوات المصراعين، والديدان المائية والبرية، وفي الأسماك، تتراوح بين ٠,٩ و ٤٩٠٠. (UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5). وبالأخذ في الاعتبار بأن غالبية القيم أقل من ٥٠٠٠ وأن الفينول الخماسي الكلور يمر بتحول أحيائي سريع، فإنه لا يفي بالمعايير الرقمية لمعامل التركيز الأحيائي في المرفق دال.

٥٦ - ويبلغ Letcher et al. (٢٠٠٩) عن معامل تضخم أحيائي يبلغ ١,٥ بالنسبة للفينول الخماسي الكلور في شحوم الدب القطبي، مما يبين تضخماً أحيائياً. ونسبة الفينول الخماسي الكلور المستمدة من استقلاب سداسي كلورو البنزين (بدلاً من تناول فريسة ملوثة) غير معروفة. وثمة شيء من عدم اليقين إزاء هذه القيم التقديرية لمعامل التضخم الأحيائي لهذا السبب. ونظراً لأن الطريقة التحليلية تحتوي على خطوة ميثلة لا تفرق بين الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور فإن عامل التضخم البيولوجي يجب أن يعتبر مؤشراً على التضخم البيولوجي المشترك للمركبين معاً.

٥٧ - وقيمة لوغاريتم معامل تفريق الأوكتانول/الماء للأنيسول الخماسي الكلور البالغة ٥,٤٥ وقيم معامل تركيزه الأحيائي البالغة ١٢٠٠٠-٢٠٠٠٠ التي أبلغ عنها Oliver and Niimi (١٩٨٥) بالنسبة للأسماك نفي بالمعايير الرقمية لمعامل التركيز الأحيائي في المرفق دال البالغة ٥ و٥٠٠٠ على التوالي، وتبين وجود إمكانية للتراكم الأحيائي أعلى من الفينول الخماسي الكلور. بيد أن هناك أوجه عدم تيقن بشأن تقديرات معامل التركيز الأحيائي المقدمة بأن تركيزات الاختبارات بشأن الأنيسول الخماسي الكلور كانت متباينة بدرجة عالية على مدار فترة الاختبار وأنه تم اختبار العديد من المواد الكيميائية في نفس الوقت. كما أن المعلومات المختبرية الإضافية تبين أن الأنيسول الخماسي الكلور يستقلب ويفقد البيورين في شتى الأنواع، بما في ذلك الأسماك (Oppenhuizen and Voors، ١٩٨٧، Glickman et al.، ١٩٩٧)، وديدان الأرض (Himi et al.، ١٩٩٢؛ Haimi et al.، ١٩٩٣) والثدييات (Vodichnik et al.، ١٩٨٠). وفي دراسة التراكم الأحيائي التي أجراها Oppenhuizen and Voors (١٩٨٧) على أسماك الجوبي القزحية، لم يتيسر الإبقاء على تركيزات الاختبار، وكانت معدلات الاستعادة أقل بكثير بالنسبة للأنيسول خماسي الكلور؛ ومن ثم فلم يتيسر حساب قيم معامل التركيز الأحيائي. بيد أن المؤلفين خلصوا إلى أنه يتم التخلص من مركبات كلور الأنيسول بسرعة في الأسماك (فترات نصف العمر بشأن الأنيسول رباعي وخماسي الكلور كانت تتراوح بين يوم وأربعة أيام). وفي دراسة التركيز الأحيائي التي أجراها Glickman et al. (١٩٧٧)، على أسماك التروثة القزحية، كانت فترات نصف العمر في النسيج السمكي تبلغ ٦,٣ و٩,٨ و٢٣ و٦,٣ أيام في الدم والكبد والدهون والعضلات على التوالي. وقد تم تحويل الأنيسول الخماسي الكلور إلى فينول خماسي الكلور بنزع الميثيل منه.

٥٨ - كما يمكن استخراج معلومات عن التراكم الأحيائي من العديد من الدراسات الميدانية. وعلى سبيل المثال، لاحظ Pierce and Victor (١٩٧٨) تراكم الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور وفقدهما للبيورين وتراكمهما الأحيائي في النظم المائية بعد انسكاب للفينول الخماسي الكلور. وقد تناقص التركيز في الأسماك مع تناقص التركيز في الماء، ولكنه احتاج إلى ما يتراوح بين ستة إلى عشرة أشهر ليصل إلى مستوياته الأساسية.

٥٩ - واكتشفت الدراسة الوطنية للمخلفات الكيميائية في أنسجة أسماك البحيرات (وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠٠٩)، التي مسحت التركيزات الكيميائية من شبكة على الصعيد الوطني، وجود الأنيسول الخماسي الكلور في كل من التغذية في القاع والأسماك المفترسة، بيد أن تواتر الاكتشافات كان أقل في الأسماك المفترسة. واكتشف الأنيسول الخماسي الكلور في ١٢٪ من المواقع التي تضم عينات من الأسماك المفترسة بمستويات أعلى من الدلدين واللدان (٥-١٠٪ من المواقع) أو الإندوسلفان أو الميركس أو سباعي الكلور (١-٥٪ من المواقع) أو الألدرين أو الإندرين أو أيزومرات ألفا من سداسي كلور البنزين (>١٪ من المواقع).

٦٠ - وأبلغ مخلفات الأنيسول الخماسي الكلور في الكائنات الحية في مواقع نائية.

٦١ - ويبلغ Muir (٢٠١٣) عن مخلفات من أنيسول خماسي الكلور في الكائنات الحية في مناطق قطبية كندية نائية. ويذكر أنه فيما بين الأعوام ٢٠٠٠-٢٠١٠، كان نطاق التركيزات في الدب القطبي والفقمات الحلقة والتروت القطبي وتروت المناطق غير الساحلية وتروت البحيرات وأسماك البربوت تبلغ >٠,١-٤٢ نانوغرام/غرام من الشحوم، >الحد المتاح للتحديد - ٠,٨٢ نانوغرام/غرام من الشحوم، >الحد المتاح للتحديد - ٠,١ نانوغرام/غرام من الشحوم، >الحد المتاح للتحديد - ٣,٨٥

نانوغرام/غرام من الشحوم على التوالي. وتبين هذه المعلومات نطاقاً من التركيزات أعلى من المكتشف في الدب القطبي (>غير مكتشف- ٤٢ نانوغرام/غرام من وزن الشحوم عن الثدييات البحرية الأخرى. وتذكر دراسة من غرينلاند وجود مخلفات قابلة للقياس في أنواع أحيائية متباينة تتراوح من اللافقاريات المائية إلى الأسماك والطيور والثدييات (Vorkamp et al., ٢٠٠٤). بيد أن تركيزات الأنيوسول الخماسي الكلور التي وجدت في هذه المستويات الغذائية المختلفة لا تظهر أي دليل على التضخم الأحيائي. ويشير Vorkamp et al. (٢٠٠٤) إلى أن التركيزات في الثدييات البحرية المفترسة العليا (الفقمة الصيادية والنفال والحوت الأبيض) لا تتجاوز التركيزات في الأسماك البحرية. بيد أن الدراستين أخذتا عينات من حيوانات من أجزاء مختلفة من المنطقة القطبية وخلال فترة ممتدة لعشر سنوات بحيث أصبح من الصعب مقارنة التركيزات مع المتغيرات التي تتركب النتائج.

٦٢ - وفي Swachkammer et al. (١٩٨٨)، يذكر المؤلفون أن متوسط التركيزات في الأنيوسول الخماسي الكلور في عينات الأسماك المأخوذة من بحيرة سيسكيوت وهي بحيرة نائية في جزيرة رويال (Isle Royal) في بحيرة سوبريور (Lake Superior) تبلغ ٣,٦ نانوغرام/غرام من وزن الشحوم و ٦,٥ نانوغرام/غرام من وزن الشحوم في أسماك التراوت والسلمك الأبيض في البحيرة على التوالي.

٦٣ - وفي دراستين عن ديدان الأرض، تم قياس تركيزات الأنيوسول الخماسي الكلور في التربة وديدان الأرض في منشرة للخشب مهجورة. وذكر أن التركيزات في التربة بلغت ٠,٦ - ١ ميكروغرام/غرام في التربة الجافة. وذكر أن الأنيوسول الخماسي الكلور المتجمع في ديدان الأرض والتركيزات بلغت ٠,٠٩ - ٩ ميكروغرام/غرام في الشحوم (Haimi et al., ١٩٩٢؛ Haimi et al., ١٩٩٣). وتناقضت التركيزات في ديدان الأرض والتربة بشكل متزامن مع فترة نصف عمر ملاحظة تبلغ زهاء ٥ أسابيع (Haimi et al., ٢٠٠٣). وتبلغ معاملات التراكم الأحيائي المقدر من تركيزات الأنيوسول الخماسي الكلور المبلغ عنها ٥ - ٤٠ ميكروغرام في الشحوم/التربة الجافة. (UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5).

٦٤ - وتوصل Vodnicnik et al. (١٩٨٠) إلى أنه حدث في أعقاب حقن الأنيوسول الخماسي الكلور في إناث الفئران أن أصبح التخلص من مكافئ-¹⁴CPCA سريعاً ومصحوباً بفترة نصف عمر تبلغ ٥ - ١٠ ساعات في جميع الأنسجة فيما عدا الكبد.

٦٥ - وتوصل Ikeda et al. (١٩٩٤) إلى أنه تم التخلص من مستقبلات الأنيوسول الخماسي الكلور في بول وبراز الجرذان على حد سواء، مع وجود نصف فترة عمر للتخلص منه في الدم تتراوح بين ٦ - ١٥ ساعة. وتشمل المستقبلات رباعي كلورو الهيدروكينون (TCHQ)، وفينول خماسي كلور حر وفينول خماسي كلور متقارن. وكان التوافر الأحيائي المنهجي للأنيوسول الخماسي الكلور في أعقاب الجرعة الفموية منخفضاً في كل من الجرذان والفئران، ولم يتأثر بنوع الجنس. وقد اعتبر أن التوافر الأحيائي المنهجي منخفض بسبب استقلاب له شأنه للجرعات الأولية من الأنيوسول الخماسي الكلور الممتص إلى الفينول الخماسي الكلور بواسطة الكبد (Yuan et al., ١٩٩٣).

٦٦ - وأفاد إيكيدا وسابينزا (١٩٩٥) عن دراسات لتوزيع الأنيوسول الخماسي الكلور، وهو مستقبل بيئي للفينول الخماسي الكلور، في الأنسجة وطرحه واستقلابه في كلب البيغل والخنزير القزم بعد تناوله جرعات فموية (٢٥ ملغ/كغ) من الأنيوسول الخماسي الكلور الموسوم إشعاعياً. وقد قام النوعان بنزع الميثيل على الفور فترة نصف عمر تتراوح من ٥ إلى ٨ دقائق. وكان المستقبل الرئيسي هو الفينول الخماسي الكلور لدى الكلاب والخنازير.

٢-٤ إمكانية الانتقال البيئي البعيد المدى

٦٧ - يعتبر الفينول الخماسي الكلور مركباً متطياراً نسبياً، في حين أن ملح الصوديومي غير متطاير. واستناداً إلى ثابت قانون هنري، فإن له إمكانية التطاير من الماء أو من التربة الرطبة. بيد أنه لم يتم اكتشاف الفينول الخماسي الكلور في الأجزاء المتطايرة في أي دراسة مختبرية ذكرت في الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.9/INF/7 (الجدول ٣-٢-١ و ٣-٣-١ و ٣-٣-٢).
١٧

وفي الجو، قد يتعرض الفينول الخماسي الكلور المتطاير للتحلل الضوئي أو قد يتفاعل مع أساسيات الهيدروكسيل المنتجة بفعل التحليل الضوئي. ورغم أن فترات نصف العمر المستنبطة مختبرياً استناداً إلى ردود فعل مع أساسيات الهيدروكسيل تبين إمكانية منخفضة للانتقال البعيد المدى نصف فترة عمر التحلل الضوئي تبلغ ١٢ - ٤٤ ساعة في الهواء (Sloof et al.) المشار إليها في الوثيقة (UNEP/POPS/POPRC.9/INF/5)، فقد اكتشف الفينول الخماسي الكلور في مواد جزئية في الهواء. ويتعرض الفينول الخماسي الكلور الجوي المصحوب بمواد جزئية أو رطوبة للترسب المبتل و/أو الجاف.

٦٨ - ويبين ثابت قانون هنري بالنسبة إلى الأنيسول الخماسي الكلور أن من المحتمل أن يتطاير بسرعة من الماء. وتقدر فترة نصف عمر التطاير من نهر نماذجي (بعمق متر واحد وسرعة تدفق متر واحد في الثانية، وقوة الرياح ٥ م/ثانية) بأنها ٢,٢ ساعة (EPIWIN, U.S.EPA, ٢٠١١). وتقدر فترة نصف عمر التطاير من بحيرة نماذجية (بعمق متر واحد وسرعة تدفق ٠,٥ م/ثانية، وقوة الرياح ٠,٥ م/ثانية) بأنها ٦,٩ يوم. كما لوحظ تطاير الأنيسول الخماسي الكلور في العديد من الدراسات المختبرية باستخدام وسيط سائل (Badkoubi et al., ١٩٩٦؛ Walter et al., ٢٠٠٤؛ Lamar et al., ١٩٩٠). ولم يلاحظ تطاير للأنيسول خماسي الكلور من التربة في الدراسات المختبرية (Walter et al. 2005; Chung and Aust 1995; Pfender et al., 1997). ويبلغ تقدير المنظمة الدولية للتوحيد القياسي (QSAR) لفترة نصف عمر التحول الضوئي للأنيسول الخماسي الكلور في الجو ٩,٨ يوم (وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠١١).

٦٩ - وتظهر بيانات الرصد وجود كل من الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور في الهواء. وتنبأ الحسابات النمذجة بانتقال الفينول الخماسي الكلور عبر مسافات شاسعة، كما أبلغ عن ذلك أيضاً بصفة عرضية في الكثير من المواقع النائية. فعلى سبيل المثال، اكتشف الفينول الخماسي الكلور في عينات من الهواء مأخوذة من الجبال في منطقة لاباز (بوليفيا) على ارتفاع أكثر من ٢٠٠٥ متر فوق سطح البحر وبتراكيز تتراوح بين ٠,٢٥ إلى ٠,٩٣ نانوغرام/متر مكعب (ASTDR, ١٩٩٨، مستشهد بها في Czaplicka, ٢٠٠٤). ويعثر على الأنيسول الخماسي الكلور بصفة عامة بتركيزات أعلى وبشكل أكثر تواتراً من الفينول الخماسي الكلور. وأبلغت عمليات رصد الهواء السويدي عن وجود الأنيسول الخماسي الكلور (>٣-٤٠ بيكوغرام/م^٣)، وهو ناتج تحوي للفينول الخماسي الكلور، تم اكتشافه بمستويات أعلى من الفينول الخماسي الكلور (>١-٣ بيكوغرام/م^٣) (IVL Report B1474, June 2002). وتم رصد الأنيسول الخماسي الكلور في ألبرت منذ عام ١٩٩٣ (ترد التفاصيل في الفرع ٢-٥-١ أدناه). ومحطة البحوث في ألبرت جزء من خطة التنفيذ الوطنية لبرنامج الرصد والتقييم القطبي في كندا (Hung, ٢٠١٣، Fellin et al., ١٩٩٦، Hung et al., ٢٠١٠، Su et al., ٢٠١١، Barrie et al., ١٩٩٨). كما أن ثمة دليل على الانتقال البعيد المدى للأنيسول الخماسي الكلور بواسطة التشرب في جزئيات التربة الدقيقة (ترد التفاصيل في الفرع ٢-٥-١ أدناه).

٧٠ - وهناك أوجه عدم تيقن بشأن مصدر (مصادر) الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور المكتشفين في مواقع نائية/ باعتبارها نتيجة لتحلل هيدروكربونات مكلورة بما في ذلك: خماسي كلور البنزين وسداسي كلورو البنزين وسداسي كلور حلقي الهكسان وخماسي كلور نetro البنزين.

٥-٢ التعرض

١-٥-٢ بيانات الرصد البيئي

وجود الفينول الخماسي الكلور في الهواء والماء والرواسب والتربة

٧١ - جمع Borysiwicz (٢٠٠٨) مستويات للفينول الخماسي الكلور من مصادر أوروبية متعددة. لقد تناقصت تراكيز الفينول الخماسي الكلور في مياه الأنهار الأوروبية منذ أوائل تسعينيات القرن الماضي عندما نفذت قيود التسويق والاستخدام للمرة الأولى (UNEP/POPS/POPRC.9/INF/5). وتراوح التراكيز في المياه في هولندا وألمانيا وبلجيكا بين ٠,١٧ إلى ٠,١

ميكروغرام/لتر في الفترة من ١٩٩٠ حتى ١٩٩٧. وكان متوسط التركيز في نهر السين في فرنسا يبلغ ٠,٠٣ ميكروغرام/لتر في عام ١٩٩٥. وأظهرت التركيزات في المملكة المتحدة في الفترة من ١٩٩٠ حتى ١٩٩٢ تركيزات أعلى بشكل طفيف، بيد أن المستويات المتوسطة للفينول الخماسي الكلور كانت أقل من ١ ميكروغرام/لتر؛ وكانت التركيزات أعلى في المناطق الصناعية (كان يوجد في أحد المواقع تركيز يبلغ ٤٠ ميكروغرام/لتر). بيد أن التركيزات في المملكة المتحدة كانت أقل بكثير جداً فيما بين عامي ١٩٩٤ و١٩٩٦ (١٥,٢٠,٢٠,٢٠,٢٠ ميكروغرام/لتر في الأعوام ١٩٩٤ و١٩٩٥ و١٩٩٦ على التوالي)، بما يعكس قيود الاستخدام.

٧٢ - وتظهر بيانات الرصد أن تركيزات الفينول الخماسي الكلور تناقصت بشكل عام فيما بين عامي ١٩٨٨ و١٩٩٣ في نهر إلب. وقد أرجع ذلك إلى توقف إنتاج الفينول الخماسي الكلور في ألمانيا في عام ١٩٨٦ وحظر استخدامه في عام ١٩٨٩. بيد أنه لوحظت زيادة في نهر الراين وروافده في الفترة ١٩٩٠-١٩٩١ بالمقارنة مع الفترة ١٩٨٠-١٩٨٩ (UNEP/POPS/POPRC.9/INF/5).

٧٣ - وفي البيئة البحرية، تراوحت تركيزات الفينول الخماسي الكلور من كميات لا أثر لها إلى ٠,٧٩ ميكروغرام/لتر بالنسبة للفترة من ١٩٨٣ حتى ١٩٩٧ (كان متوسط التركيزات/التركيزات المتوسطة أقل من ١ ميكروغرام/لتر) في بحر الشمال والمياه الساحلية ومصبات الأنهار في ألمانيا وهولندا والمملكة المتحدة (UNEP/POPS/POPRC.9/INF/5). وأظهرت التركيزات في مياه مصبات الأنهار بشكل عام اتجاهًا تناقصيًا فيما بين عامي ١٩٨٣ و١٩٩٧ في جميع مواقع الرصد. وفيما بين عام ١٩٨٣ و١٩٩٧، قدر أن "التركيز النمطي" في المياه الساحلية ومياه البحار يبلغ ٠,٠٧ ميكروغرام/لتر.

٧٤ - وفيما بين عامي ١٩٩٤ و١٩٩٨، تم العثور على تركيز متوسط للفينول الخماسي الكلور يبلغ ٠,٠٧٠٦ ميكروغرام/لتر ($n=2296$ من ٨٥ موقعاً مختارة كعينة) في الدول الأعضاء في الاتحاد الأوروبي في سياق التوجيه الإطاري للمياه الخاص بالجماعة الأوروبية.

٧٥ - واحتوت المياه السطحية المستخدمة كميها للشرب في الولايات المتحدة الأمريكية على نطاق يتراوح بين ٠,٠٤ إلى ١ ميكروغرام من الفينول الخماسي الكلور/لتر (المتوسط \pm عينة بيانات (SD) من ٠,٤٣٥٥ \pm ٠,٤٠٥٢ ميكروغرام/لتر) (UNEP/POPS/POPRC.9/INF/5). وتراوحت التركيزات في المياه الجوفية بين ٠,٠٤ إلى ١,٦٤ ميكروغرام/لتر (المتوسط ٠,٤٥٩ \pm ٠,٤٤٤ ميكروغرام/لتر).

٧٦ - ولا يبلغ Hoferkamp et al. (٢٠١٠) عن أي اكتشاف للفينول الخماسي الكلور في المياه في المنطقة القطبية الكندية وإنما اكتشاف الأنيسول الخماسي الكلور (أنظر أدناه).

٧٧ - وكانت جميع قياسات الفينول الخماسي الكلور في المياه السطحية الداخلية وفي غيرها من المياه السطحية في إستونيا تبلغ حد القياس الكمي (LOQ) ٠,٤ ميكروغرام/لتر أو أقل.

٧٨ - ووجد Zheng et al. (٢٠١١) في موزهم لدراسات الفينول الخماسي الكلور أن متوسط التركيزات في المياه البحرية بين عامي ١٩٩٣ و١٩٩٧ يتراوح بين ٠,٠٠١ إلى ٠,٠١٢ ميكروغرام/لتر في عينات مأخوذة من هولندا والمملكة المتحدة؛ وأن التركيزات في مياه الأمطار تراوحت بين $> ٠,٠٠٢$ إلى ٠,٠١ ميكروغرام/لتر. وتراوحت التركيزات في نهر نياغرا ونهر سانت لورنس في كندا بين $> ٠,٢$ إلى ٢١ ميكروغرام/لتر.

٧٩ - وتذكر "صحة كندا" (Health Canada) أن بيانات رصد المياه بشأن المواد الحافظة للأخشاب كثيفة الاستخدام في كندا محدودة. وقد حدث بعض الاكتشاف للفينول الخماسي الكلور في مانيتوبا ولكن لم تقدم أي معلومات لربط الاكتشافات باستخدام المواد الحافظة للأخشاب كثيفة الاستخدام.

٨٠ - وتوفر البيانات الخاصة بالفينول الخماسي الكلور في المياه المستمدة من الاتفاقيات الدولية بشأن نهر الراين بيانات سنوية. وكانت تركيزات الفينول الخماسي الكلور في نهر الراين تتراوح بين ٠,١ و ٠,٠٠٦ ميكروغرام/لتر فيما بين عامي ٢٠٠١ و ٢٠١١.

٨١ - وقد رصد Cessna et al. (١٩٩٧) الفينول الخماسي الكلور/الأنيسول الخماسي الكلور في الهواء بالقرب من يلوناييف وساسكاتشيوان في كندا. وكانت التركيزات المقابلة في عام ١٩٩٤ تتراوح بين ٠,٤٣ إلى ٣,٦٨ نانوغرام/متر مكعب (المتوسط: ١,٥٣ نانوغرام/متر مكعب) و ٠,٠٦ إلى ٠,٥٨ نانوغرام/متر مكعب (المتوسط: ٠,٣ نانوغرام/متر مكعب) في يلوناييف وساسكاتشيوان على التوالي. ونظراً إلى أن المنهجية التحليلية في هذه الدراسة استخدمت ديازو الميثان كعنصر اشتقاقي فلم يستطع المؤلفون التفرقة بين الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور.

٨٢ - ووجد Zheng et al. (٢٠١١) في موجزهم لدراسات الفينول الخماسي الكلور أن معظم تركيزات الفينول الخماسي الكلور الحديثة العهد في الهواء الخارجي في المناطق الحضرية في كندا والولايات المتحدة الأمريكية تراوحت بين لا أثر لها إلى ١٢٣٣ جزء من الغرام/متر مكعب (١٩٩٥-٢٠٠١). وتتراوح التركيزات عموماً من لا أثر له إلى ٥١,٥ جزء من الغرام/متر مكعب.

٨٣ - واكتشف الفينول الخماسي الكلور في الهواء في نيوزيلندا بعد ٧ سنوات من حظره في البلاد (وزارة البيئة في نيوزيلندا، ١٩٩٨). وقد استنتج بأن الأكثر احتمالاً أن يكون ذلك راجعاً إلى استخدامات تاريخية كمادة حافظة للأخشاب.

٨٤ - وأظهرت الرواسب تركيزاً متوسطاً للفينول الخماسي الكلور يبلغ ١,٥ ميكروغرام/لتر (sic) (n=٦٦، من ٢٠ موقعاً للعينات) (Fraunhofer Institut، ١٩٩٩، في Borysiewicz، ٢٠٠٨) في الدول الأعضاء في الاتحاد الأوروبي في سياق التوجيه الإطاري للمياه الخاص بالجماعة الأوروبية فيما بين عامي ١٩٩٤ و ١٩٩٨.

٨٥ - وظلت الرواسب في نهر نارفا بإستونيا ونقطتين في بحير بايوس (إستونيا) دون حد القياس الكمي (٠,١ ميكروغرام/كغم من الوزن الجاف ولم يكتشف الفينول الخماسي الكلور في الرواسب الساحلية (بيانات عام ٢٠١٠).

٨٦ - ووجد Zheng et al. (٢٠١١) في موجزهم لدراسات الفينول الخماسي الكلور أن متوسط تركيزات الفينول الخماسي الكلور الحديثة العهد (١٩٩١-١٩٩٦) في الرواسب يبلغ نطاقها زهاء ٠,٩ إلى ٤٠ ميكروغرام/كغم من الوزن الجاف. وقد جرت الدراسات في المملكة المتحدة وهولندا وألمانيا وفرنسا. وكان من الصعب وضع أنماط زمنية حيث لم تكن هناك بيانات كافية ولم تكن المقارنة بين مختلف المناطق صالحة بالضرورة.

٨٧ - ولم يكتشف الفينول الخماسي الكلور في الرواسب البحرية في النرويج فيما بين ٢٠٠٤ و ٢٠٠٨.

٨٨ - وأظهرت القياسات في نهر إلب المأخوذة في إطار اللجنة الدولية لحماية نهر إلب تناقصاً إجمالياً في مستويات التلوث فيما بين عامي ١٩٩٧ و ٢٠١٠ علاوة على اختلافات في مستويات التلوث فيما بين شتى المواقع (IKSE، ٢٠١٠).

٨٩ - ولا تزال التربة الوثيقة القرب من مناشر الخشب التي استخدمت الفينول الخماسي الكلور بكثافة ملوثة إلى درجة مرتفعة بالفينول الخماسي الكلور بعد سنوات كثيرة من التوقف عن استخدامه (Salminen et al.، ١٩٩٥). وعلى نحو مماثل، كانت التربة في منشأة لحفظ الأخشاب ملوثة بالفينول الخماسي الكلور بعد سنوات عديدة من توقف العمل فيها (The Clean Environment Commission 1984). وفي مؤلف كيتونين وآخرون (١٩٨٧)، وجد الباحثون أنه لم يحدث تناقص له شأنه في الفينول الخماسي الكلور في التربة الملوثة بدرجة مرتفعة من موقع للاستخدام المرتفع بعد ما يقرب من خمس سنوات عقب آخر استخدام؛ وبخاصة في المناخات الشمالية الباردة (kitunen et al.، ١٩٨٧).

الفينول الخماسي الكلور في الكائنات الحية

- ٩٠ - اكتشف الفينول الخماسي الكلور في بيض الطيور في النرويج بتركيزات تراوحت بين > حد القياس الكمي إلى ١٣٥٠ جزء من الغرام/غرام من الوزن الرطب (Berger et al., ٢٠٠٤).
- ٩١ - وتم الإبلاغ عن مستويات من الفينول الخماسي الكلور في الدب القطبي والأسماك وغيرها من الكائنات القطبية الحية. ووجد Hoekstra et al. (٢٠٠٣) أن الفينول الخماسي الكلور هو أكثر المركبات الفنولية المهلجنة وفرة في بلازما الحوت القطبي المنحني الرأس.
- ٩٢ - ولم تكتشف الدراسة الوطنية الأمريكية للمخلفات الكيميائية في أنسجة أسماك البحيرات (وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠٠٩) وجود الفينول الخماسي الكلور خلال ٤ سنوات (٢٠٠٠-٢٠٠٣) من أخذ عينات الأسماك المفترسة وأسماك القاع التي تعيش في ٥٠٠ بحيرة تم اختيارها عشوائياً. وكان حد الكشف المستخدم ٥٥٥ ميكروغرام/كيلوغرام.
- ٩٣ - ويفيد ديون وآخرون، ٢٠١٣ عن مستويات من الفينول الخماسي الكلور في دم حيوانات الفقمة الموجودة في المرفأ بتركيز وسيط قدره ١٣٤ بيكوغرام/مليتر) وتركيز وسيط قدره ١٥٥ بيكوغرام/كيلوغرام.
- ٩٤ - وفي عام ١٩٩٩، اكتشف الفينول الخماسي الكلور في أسماك الهارنغ في بحر البلطيق بتركيزات تتراوح من ٥٧ إلى ٣٤٠ نانوغرام/غرام (IVL Report B1474, June 2002).
- ٩٥ - ووجد Letcher et al. (٢٠٠٩) الفينول الخماسي الكلور/الأنيسول الخماسي الكلور بمتوسط تركيزات تبلغ 1 ± 0.4 نانوغرام/غرام من وزن الشحوم في جميع عينات الفقمة المحلقة من شرق غرينلاند في عام ٢٠٠٢. وتم تحديد تركيزات الفينول الخماسي الكلور/الأنيسول الخماسي الكلور في الدببة القطبية باستخدام عامل تضخم بيولوجي قيمته ١.٥، مما أسفر عن تركيزات وسيطة قدرها ١.٥ نانوغرام/غرام في الدببة القطبية. ولم تحتوي الدراسة المذكورة على تركيزات فعلية للدببة القطبية. وكما سبقت مناقشته، هناك شيء من عدم التيقن بشأن ما إن كان ينبغي تفسير التركيزات المبلغ عنها كتركيزات للفينول الخماسي الكلور أم الأنيسول الخماسي الكلور أم كليهما.
- ٩٦ - واحتوت إبر الصنوبر في ساسكاتشيوان في كندا على الفينول الخماسي الكلور/الأنيسول الخماسي الكلور بتركيزات تتراوح بين ٠.٤٢ - ٢.٠٨ نانوغرام/غرام في ١٠٠٪ من عيناتها (Thompson and Treble, ١٩٩٥) بما يشير إلى توزيع واسع النطاق كملوث جوي في سوسكاتشيوان، وتتراوح التركيزات في أوروبا بين ٠.٠٩ إلى ١,٣٩ نانوغرام/غرام من الوزن الطازج (Eriksson et al., ١٩٨٩). واشتملت طرائق التحليل في هذه الدراسات على ديازو ميثان كخطوة اشتقاقية، ومن ثم لم تستطع أن تفرق بين الأنيسول الخماسي الكلور/الفنول خماسي الكلور.
- ٩٧ - ولم يكتشف الفينول الخماسي الكلور في بلح البحر الأزرق وفي كبد سمك القد في النرويج فيما بين عامي ٢٠٠٤ و٢٠٠٨ (قدمت النرويج معلومات في عام ٢٠١٢ على أنها: معلومات عن الفينول الخماسي الكلور وأملاحه واستراته^(٥)).
- ٩٨ - وقد اكتشف الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور في الهواء والماء والتربة والكائنات الحية في كافة أنحاء العالم، بما في ذلك مناطقه النائية.

(٥) <http://chm.pops.ing/tabid/2543/Default.aspx>

تعرض البشر والفيئول الخماسي الكلور في دراسات الرصد الأحيائي في البشر

٩٩ - اكتشف الفيئول الخماسي الكلور في دم البشر وبولهم وسائلهم المنوي ولبن الأم ونسيجهم الدهني (Zheng et al., ٢٠١١ ب). واكتشفت دراسات الرصد الأحيائي في البشر فيئول خماسي الكلور في ضرب من أنسجة الجسم، علاوة على السائل الأمنيوسي، ودم الحبل السري ولبن الأم، مما يدل على التعرض ومن ثم المخاطر المحتملة للأجنة والرضع والبالغين (الفرع ٢-٥-١). وذكر Frey et al. (٢٠١٣) أن الفيئول الخماسي الكلور اكتشف في ٦٦,٢٪ من عينات البول (حد القياس الكمي: ٠,٠٣ إلى ٠,١ ميكروغرام/لتر) في السكان الفرنسيين.

١٠٠ - وحدد Sjodin et al. (٢٠٠٠) الفيئول الخماسي الكلور في بلازما الدم في الرجال في لاتفيا والسويد وقارنوها مع استهلاكهم من الأسماك كعامل محتمل يؤثر على متناولهم من الفيئول الخماسي الكلور. وقد تم الربط بشكل عكسي بين مستوى الفيئول الخماسي الكلور في البلازما وبين استهلاك الأسماك وأظهرت الإحصاءات أنه لم يتأثر بالعمر، ولكنه كان متعلقاً بشكل قوي بالبلد الذي يعيش فيه الشخص، مع كون مستويات الفيئول الخماسي الكلور في لاتفيا أقل بكثير منها في السويد.

١٠١ - وعند مقارنة معلومات الرصد البيولوجي البشري للمناطق النائية والمناطق الأكثر عدداً بالسكان، تبين أن المستويات فيها متماثلة. وقد ذُكر بأن الفيئول الخماسي الكلور هو المركب الفيئولي المكثور السائد في دم البالغين من نونافيك (إنويت) وجنوبي كوبيك في كندا (Sandau, ٢٠٠٢)، وفي اللبن البشري للنساء في براتيسلافا (بمتوسط تركيز يبلغ ٢,٢١ ميكروغرام/كغم من اللبن كله) (Veningerova et al., ١٩٩٦)، وفي مصّل الدم في النساء الحوامل والمرضعات في السويد (حتى ٣ نانوغرام/غرام من المصل الرطب wt) (Larsdotter et al., ٢٠٠٥)، وفي جماعة تمثيلية من النساء في النرويج تم اختيارها كعينة في عام ٢٠٠٤ (٧١١ نانوغرام/لتر من الوزن الرطب) (Raylander et al., ٢٠١٢). وكانت المستويات المبلغ عنها في الدم في نفس نطاق العينات المأخوذة من الإنويت الكنديين (٨٠١ نانوغرام/لتر، ن=٥٦٧) وفي دم الحبل السري للمواليد في سلوفاكيا (Park et al., ٢٠٠٨).

١٠٢ - وفي النساء النرويجيات، كان الفيئول الخماسي الكلور و p,p'-DDE بمثابة المركبات الغالبة على أساس الوزن الرطب وموجودة بتركيزات أعلى بشكل كبير جداً من مركبات خماسي كلورو البنزين ومبيدات الآفات المكثورة الأخرى في ٣١١ عينة بلازما من النساء النرويجيات في فترة ما بعد الحيض رغباً عن حقيقة أن الفيئول الخماسي الكلور لا يستخدم في النرويج وأن حكومة النرويج تقدر بأن انبعاثات الفيئول الخماسي الكلور في النرويج تم تقليلها بنسبة ٩٩٪ في الفترة ١٩٩٥-٢٠٠٩ (Raylander et al., ٢٠١٢).

١٠٣ - ورغم أن مقالاً استعراضياً كتبه Zheng et al., ٢٠١١، يبين اتجاهها هبوطياً في البشر منذ سبعينيات القرن الماضي عندما بدأت التدابير التنظيمية في تقليل انبعاثات الفيئول الخماسي الكلور، فإنه لا يزال أحد الملوثات العضوية الثابتة الغالبة في دم البشر على أساس الوزن الرطب (Raylander et al., ٢٠١٢).

١٠٤ - وتتراوح تركيزات الفيئول الخماسي الكلور في الدم في الحبل السري في كوبيك بكندا بين ٦٢٨ إلى ٧٦٨٠ جزء من الغرام/غرام من البلازما في الوزن الرطب. ولم تتأثر التركيزات بموقع العينة، مع وجود تركيزات مماثلة في الإنويت من شمالي كندا وفي السكان الجنوبيين في مدينة كوبيك.

١٠٥ - وكان المتوسط الهندسي لتركيزات الفيئول الخماسي الكلور في بلازما الدم بين الرجال والنساء والنساء في سن الحمل بالأطفال فيما بين الأهالي الإنويت في نوافيك بكندا في عام ٢٠٠٤ يبلغ ١ و ٧,٠ ميكروغرام/كغم من وزن الشحوم على التوالي. وتراوحت التركيزات من ١ إلى ١٨ ميكروغرام/كغم من وزن الشحوم في جميع المجموعات (AMAP, ٢٠٠٩). ولم يكتشف مسح التدابير الصحية الكندية الذي أجري فيما بين عامي ٢٠٠٩ و ٢٠١١ إلا عن الفيئول الخماسي الكلور في

البول في ٣,٤٥٪ من ٢٥٥١ عينة من كنديين تتراوح أعمارهم بين ٣-٧٩ سنة في ١٨ موقعاً عبر كندا (الصحة الكندية، ٢٠١٣). وكانت المجموعة العمرية الوحيدة التي تبين أنها تحتوي على الفينول الخماسي الكلور في البول هي مجموعة ٦٠-٧٩ سنة من العمر (النطاق: < حد الاكتشاف- ١,١ ميكروغرام/لتر: > حد الاكتشاف- ٢,٢ ميكروغرام/غرام من الكرياتينين، مواءم).

١٠٦- وفي دراسة أجريت في مناطق ريفية وحضرية في كافة أنحاء ساسكاتشيوان، جرى قياس مستويات الفينول الخماسي الكلور في عينات من البول أخذت على مدار ٢٤ ساعة من تعرض الأفراد غير المهني (Treble & Thompson، ١٩٩٦). ومن بين ما مجموعه ٦٩ من المشاركين الذكور والإناث الذين تتراوح أعمارهم بين ٦ و٨٧ سنة، كان متوسط مستوى الفينول الخماسي الكلور في البول يبلغ ٠,٧٥ ميكروغرام/لتر، ويتراوح بين ٠,٠٥ إلى ٣,٦ ميكروغرام/لتر (Treble & Thompson، ١٩٩٦). بيد أنه يجدر بالملاحظة أن المنهجية التحليلية المستخدمة لتحديد تركيزات الفينول الخماسي الكلور في هذه الدراسة انطوت على خطوة اشتقاق للديازميثان حالت دون تحديد ما إن كان الفينول الخماسي الكلور كان فينولاً خماسي الكلور بأكمله أم مزيجاً من الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور.

١٠٧- ويعزى إلى الفينول الخماسي الكلور ما يصل إلى ٨٥٪ من إجمالي مركبات الفينول المقيسة الموجودة في مصل دم البشر في العينات البلجيكية و٣٥٪ في العينات الرومانية (Dirtu et al.، ٢٠١٠). ووجد Sandanger et al (٢٠٠٤) مستويات من الفينول الخماسي الكلور في بلازما الدم في الأهالي التشوكوتكا الأصليين في المنطقة القطبية الروسية. وكان متوسط مستوى الفينول الخماسي الكلور يبلغ ٦٤٢ جزء من الغرام/غرام من البلازما. والتركيزات في الدم تعتبر عموماً في نفس نطاق العينات المأخوذة من الإنويت الكنديين (٨٠١ نانوغرام/لتر، ن = ٥٦٧). وقد اكتشف الفينول الخماسي الكلور في بلازما الدم في أطفال يبلغون من العمر ٤ سنوات في المناطق الريفية والحضرية في أسبانيا (المتوسط = ٦,٤ نانوغرام/مليلتر و٠,٦١ نانوغرام/مليلتر، على التوالي).

١٠٨- وكان المتوسط الهندسي لتركيزات الفينول الخماسي الكلور في بلازما الأمهات في النرويج يبلغ ١,١ ميكروغرام/كغم. وكانت التركيزات في روسيا تبلغ ١,٦ ميكروغرام/كغم من وزن الشحوم (النطاق: ٠,٨ - ١٢) و١,٧ (النطاق: ١ - ٣٤) في تايمير وناريان مار على التوالي في عام ٢٠٠٢ (AMAP، ٢٠٠٩). ولم يجد Glynn et al. (٢٠١١) تناقصاً في تركيزات الفينول الخماسي الكلور المقيسة في مصل الدم في النساء السويديات أثناء فترة الحمل (نطاق التركيزات: ٠,٦ - ٩,٥ نانوغرام/غرام من المصل).

١٠٩- ووجد Nilson et al. (٢٠٠٧) الفينول الخماسي الكلور في بول أطفال في منازل ومراكز للرعاية النهارية اختيرت بشكل عشوائي في أوهيو (المتوسط: ٠,٦٠٥ نانوغرام/مليلتر) وكارولينا الشمالية (المتوسط: ١,٢٧ نانوغرام/مليلتر) بالولايات المتحدة الأمريكية. وقد اكتشف في البول في دراسات أخرى أيضاً (Cooper and Jones، ٢٠٠٨ و Hill et al.، ١٩٨٩).

١١٠- واكتشف Badman et al. (٢٠٠٣) الفينول الخماسي الكلور في ثلاث من عشرين عينة من السائل الأمنيوتي لنساء في كاليفورنيا (الولايات المتحدة الأمريكية) بمتوسط هندسي قدره ٠,٢٣ ميكروغرام/لتر (قيم إيجابية) (الجال = ٠,١٥ - ٠,٥٤ ميكروغرام/لتر)، بما يشير إلى تعرض الأجنة. ووجد Guvenius et al. (٢٠٠٣) تركيزات من الفينول الخماسي الكلور في عينات من بلازما الدم الأمومي، وبلازما دم الحبل السري، ولبن الأم من نساء في استكهولم، السويد، بمتوسط مستويات يبلغ ٢,٨٣ و١,٩٦ و٠,٠٢ نانوغرام/غرام من الوزن الطازج على التوالي (ن = ١٥) بما يشير إلى أن من المحتمل أن تكون الأجنة قد تعرضت بشكل مستمر أثناء نشوئها. وكانت مستويات الفينول الخماسي الكلور في بلازما الدم الأمومي وبلازما الحبل السري أعلى بمقدار ٣٠ و٣٦ مرة في المتوسط من مجموع مركبات الهيدروكسيل - سداسي كلور البنزين.

١١١- وأبلغ مركز الولايات المتحدة لمكافحة الأمراض ومسح الصحة الوطنية والتغذية (NHANES III) أن نسبة ٩٥٪ من تركيزات الفينول الخماسي الكلور في البول كانت تبلغ ١-٢ ميكروغرام/لتر في مسح ١٩٩٩-٢٠٠٢ (Cooper and Jones، ٢٠٠٨). وفي تقريرهما الرابع (NHANES 2013)، أبلغا بأن نسبة ٩٥٪ من تركيزات الفينول الخماسي الكلور في البول في كل المجموعات العمرية كانت تبلغ ٣,٣٦ ميكروغرام/لتر (ن=٢٣٥٤) مع كون نسبة ٩٥٪ من مؤشر التركيز تبلغ ٢,٩٨-٤,٦١ ميكروغرام/لتر. ووجد الباحثون في دراسة عن مستوى الفينول الخماسي الكلور في البول في ١٩٧ طفلاً في أركنساس مستويات قابلة للكشف في ١٠٠٪ من العينات بمتوسط تركيز يبلغ ١٤ جزء من المليون (Hill et al.، ١٩٨٩).

١١٢- وأبلغ المسح البيئي الألماني للأطفال، ٢٠٠٣-٢٠٠٦ (GerSS IV-Human Biomonitoring) (Becker et al.، ٢٠٠٨) عن مستويات من الفينول الخماسي الكلور في بول أطفال تتراوح أعمارهم بين ٣-١٤ سنة. وبتجميع البيانات معاً فإن تركيزات الفينول الخماسي الكلور تتراوح من >٠,٦ إلى ٩,٧١ ميكروغرام/لتر مع تواتر للاكتشافات يبلغ ٤٩٪ ومتوسط هندسي يبلغ >٠,٦ ميكروغرام/لتر.

١١٣- وأوجز Schulz et al. (٢٠٠٧) بيانات الفينول الخماسي الكلور بالنسبة للأطفال الألمان (دراسات GerEs) من العينات المأخوذة في الفترة ١٩٩٠/١٩٩٢ وتلك المأخوذة عن الفترة ٢٠٠٢/٢٠٠٦. وقد وجدوا أن مستويات الفينول الخماسي الكلور في الأطفال خلال الفترة ١٩٩٠-١٩٩٢ أعلى بشكل له شأنه إحصائياً في أطفال ألمانيا الغربية بالمقارنة مع أطفال ألمانيا الشرقية، بيد أن هذه الاختلافات اختفت بحلول ٢٠٠٣-٢٠٠٦. وعموماً، تناقصت تركيزات الفينول الخماسي الكلور في الأطفال (بيانات مؤتلفة من ألمانيا الشرقية وألمانيا الغربية السابقتين) في الفترة من ١٩٩٠/١٩٩٢ حتى ٢٠٠٦/٢٠٠٣ من متوسطات هندسية تبلغ ٤,٥ ميكروغرام/لتر إلى ٠,٦ ميكروغرام/لتر على التوالي.

١١٤- وبين Schulz et al. (٢٠٠٧) أيضاً أن المتوسط الهندسي لتركيزات الفينول الخماسي الكلور في بول البالغين الذين تتراوح أعمارهم بين ٢٥-٦٩ سنة من ألمانيا الغربية السابقة تناقص خلال فترات جمع العينات، ١٩٨٥-١٩٨٦ و ١٩٩٠-١٩٩٢، و ٤,٤ و ٢,٧ و ١,١ ميكروغرام/لتر على التوالي. كما جرى جمع عينات في ألمانيا الشرقية السابقة خلال الفترتين ١٩٩٠-١٩٩٢ و ١٩٩٨، ولكن لم تكن هناك اختلافات إحصائية بين الإقليمين.

١١٥- وأبلغت صحة كندا (٢٠١٣) بأنه يقدر بأن المتناولات الغذائية تمثل ٧٤ إلى ٨٩٪ من إجمالي المتناول اليومي من الفينول الخماسي الكلور (استناداً إلى Coad and Newhook، ١٩٩٢). ويقدر بأن الهواء يمثل ١٠ إلى ٢٥٪ من إجمالي المتناول، في حين أن الماء والتربة وغبار المنازل تعتبر مصادر ضئيلة الشأن. وكان المتناول التقديري لجميع السكان الذي جرت دراستهم أقل بكثير من المتناول اليومي المقبول البالغ ٦ ميكروغرام/لتر من وزن الجسم يومياً. وكانت النقطة النهائية التي استخدمت لحساب المتناول اليومي المقبول في كندا للفينول الخماسي الكلور هي ٣ ملغ/كغ من وزن الجسم/يومياً، من مستوى غير ذي تأثير ملاحظ أبلغ عنه في دراسة إنجابية دون مزمدة ودراسة مزمدة، باستخدام عامل عدم يقين قدره ٥٠٠×. وهذه التقديرات مشابهة لمراجع أخرى حيث تحدد أن المتناولات التغذوية تمثل غالبية المتناول من الفينول الخماسي الكلور في البشر (Hattemer- Frey and Travis، ١٩٨٩). وربما تبلغ الأعمار النسبية لتلك الدراسات من تقدير المساهمات الراهنة للأغذية في البشر. وفي دراسات أخرى تفحص السكان في مناطق نائية، كان لدى المستهلكين الثدييات البحرية في نونافيك بكندا تركيزات أعلى بشكل طفيف من الفينول الخماسي الكلور في بلازما الدم (p = ٠,٠٥) من غير المستهلكين لها (AMAP، ٢٠٠٩).

١١٦- ويفيد ديوبلي وآخرون، ٢٠١٤ أن الفينول الخماسي الكلور كان أحد المواد التي سجلت مستويات عليا في استبيان صحي أجر في عام ٢٠٠٤ و شمل قبائل الإنويت في منطقة نونافيك عام ٢٠٠٤. وقد اكتشف الفينول الخماسي الكلور في نسبة ١٠٠ في المائة من عينات البلازما بتركيز وسيط قدره ٨٢٢ نانوغرام/لتر واكتشف الأنيوسول الخماسي الكلور في ١٠٩ في المائة من العينات، بيد أن قياسه لم يكن ممكناً (مستوى الكشف أقل من ١٠ نانوغرام/لتر).

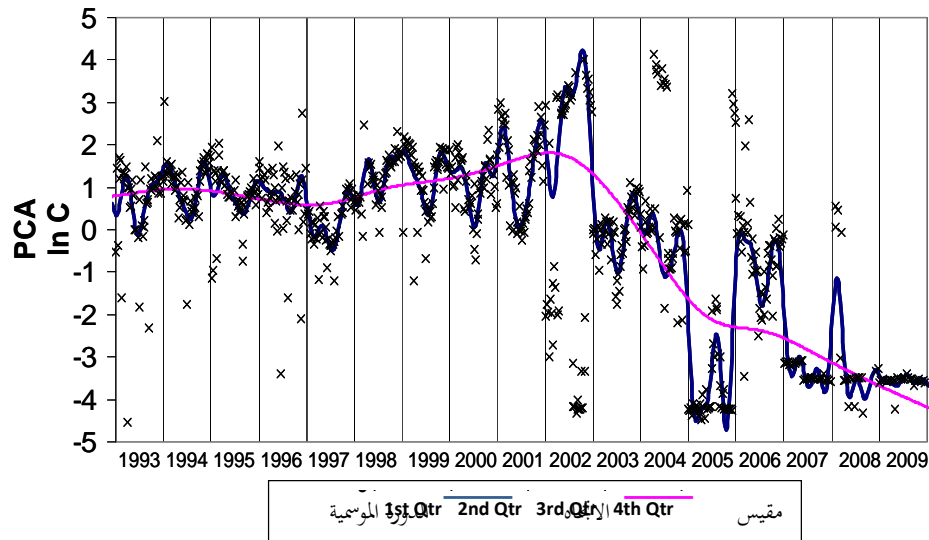
١١٧- وأفاد كورونا وآخرون (٢٠١٣) عن تركيزات قدرها ٠.٤٩ مليغرام/كيلوغرام من الفينول الخماسي الكلور في عينات الغبار المنزلي في عام ٢٠١٠، وذلك في منطقة مجاورة لمنشأة لمعالجة الأخشاب موقوفة عن العمل.

الأنيسول الخماسي الكلور في الهواء والماء والرواسب والتربة

١١٨- والأنيسول الخماسي الكلور من أكثر مركبات الهالوكربون ذات الجزئيات المرتفعة الوزن وفرة في التروبوسفير البحري النائي. وفي الدراسات الأبر التي أجريت في ثمانينيات وتسعينيات القرن الماضي، كانت مستويات الأنيسول الخماسي الكلور في جنوب المحيط الهادي (ساموا الأمريكية) في نصف الكرة الشمالي تبلغ في المتوسط ٩ جزء من الغرام/متر مكعب، في حين كانت تبلغ في نصف الكرة الجنوبي (نيوزيلندا) ٢,١ جزء من الغرام/متر مكعب (Atlas et al., ١٩٨٦). وتراوحت عينات الهواء المجموعة أثناء رحلة بحرية في المحيط الأطلسي بين خطي العرض ٥٠ درجة شمالاً و ٥٠ درجة جنوباً بين ١,٨ إلى ٤٠ جزء من الغرام/متر مكعب (Schreitmuller et al., ١٩٩٥).

١١٩- وأبلغ أيضاً عن وجود الأنيسول الخماسي الكلور في العديد من محطات الرصد القطبية في كندا والولايات المتحدة الأمريكية وروسيا مصحوبة ببيانات موجزة موسمية مختلفة (Sue et al., ٢٠٠٨). ولوحظت ثلاث وقائع لتركيزات مرتفعة من الأنيسول الخماسي الكلور في حزيران/يونيه- آب/أغسطس ٢٠٠٢ في بوينت بارو بالاسكا. وبينت إسقاطات عكسية مقابلة أن الكتل الهوائية تنشأ إلى حد كبير في الجزء اليورواسيوي من المحيط القطبي في المنطقة القطبية في روسيا. وعموماً، كان متوسط التركيزات والتركيزات المتوسطة من الأنيسول الخماسي الكلور التي قيست في محطات الرصد القطبية تبلغ ٤,٩ و ٣,٨ جزء من الغرام/متر مكعب على التوالي. وهذه القيم قابلة للمقارنة مع قيم أخرى للفينول الخماسي الكلور أبلغ عنها Hung et al. (٢٠١٠)، من α -endosulfan 3-6 pg/m³ (١٩٩٣ - ٢٠٠٥) و γ -HCH 4-16 pg/m³ (تسعينيات القرن الماضي) و 1.4-10 pg/m³ (العقد الأول من القرن الحالي).

١٢٠- وثمة مزيد من المعلومات الحديثة العهد المتاحة بشأن الفينول الخماسي الكلور في الهواء القطبي تشمل بيانات اتجاهات الزمن (الشكل ٢). وتبين معلومات الرصد الراهنة تركيزات متوسطة من الفينول الخماسي الكلور في الهواء أقل بصفة عامة من ٥ جزئ غرام/متر مكعب في الهواء القطبي في ألبيرت، نونافوت، كندا (موقع قطبي مرتفع). ويبدو أن هناك معدل انحدار موسمي قوي بتركيزات تبلغ ذروتها في الشتاء والربيع. بيد أنه يبدو أن الحدود القصوى في الشتاء/الربيع قد تناقصت في السنوات الأخيرة (٢٠٠٧ - ٢٠٠٩)، وتبدو أكثر تسلسلاً في وقائعها مصحوبة بإمكانية تباين موسمية أقل. وقد أظهرت التركيزات تناقصاً في السنوات ٢٠٠٣ - ٢٠٠٩ من فترة تركيزات ثابتة نسبياً (١٩٩٣ - ٢٠٠٢) (Hung et al., ٢٠١٣، Fellin et al., ١٩٩٦؛ Hung et al., ٢٠١٠، Su et al., ٢٠١١؛ Barrie et al., ١٩٩٨). والسبب الفعلي لتناقص التركيزات الجوية والتغيرات في التفاوتات الموسمية للفينول الخماسي الكلور في ألبيرت غير واضح.



الشكل ٢: الاتجاه الزمني للفينول الخماسي الكلور (غاز + مرحلة تركيز الجزئيات C (جزء من الغرام/متر مكعب) في هواء ألبيرت (١٩٩٣-٢٠٠٩)

١٢١- وفي دراسة سويدية (IVL Report B1474، حزيران/يونيه ٢٠٠٢، موجز باللغة الإنجليزية)، تم جمع عينات من أجل تحليل الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور في الجو، واكتشف الأنيسول الخماسي الكلور بمستويات أعلى من الفينول الخماسي الكلور.

١٢٢- وقد اكتشف الفينول الخماسي الكلور في رسوبيات من مناطق مصابة (نهر المسيسيبي، الولايات المتحدة الأمريكية؛ نهر يانغتسو، الصين؛ ميناء الإسكندرية، مصر، والبحر الأصفر) علاوة على مناطق نائية مثل المنطقة القطبية الكندية. وكانت التركيزات أقل من ٧,٤ نانوغرام/غرام في جميع المناطق (الوثيقة الداعمة، الجدول ٥-١٥).

١٢٣- وتراوح تركيزات الأنيسول الخماسي الكلور في نواة رسوبية قديمة العهد من بحيرة هازن بكندا (منطقة قطبية مرتفعة) جمعت في عام ٢٠٠٦، بين >حد الاكتشاف إلى ٠,٥٢٣ نانوغرام/غرام من الوزن الجاف (Muir، ٢٠١٣). وتكتنف النواة الرسوبية سلسلة زمنية من عام ١٨٩٨ حتى ٢٠٠٥. وكانت التركيزات أعلى بكثير في الطبقات العليا (نحو ١٩٩١-٢٠٠٤) بالمقارنة مع الطبقات الأدنى.

١٢٤- وتراوح تركيزات الأنيسول الخماسي الكلور في التربة من جبال طوروس بين مستوى منخفض يبلغ ١,٤٤ جزء من الغرام/غرام من الوزن الجاف على ارتفاع ١٢١ متراً إلى مستوى مرتفع يبلغ ٦,٠٢ جزء من الغرام/غرام على ارتفاع ١٨٨١ متراً (Turgut et al.، ٢٠١٢). ولم يكن هناك تعالق مع الارتفاعات أو أي متغير آخر تم قياسه (خواص التربة).

١٢٥- ولم تبلغ سوى دراستين فقط عن وجود الأنيسول الخماسي الكلور في الثلوج. وقد احتوى تساقط الثلوج البنية في المنطقة القطبية الكندية (Welch et al.، ١٩٩١) على تركيزات مرتفعة جداً. وتبين مسيرات كتلة الهواء وتكوين الركاز الطيني وجزيئات السخام والبقايا العضوية المرئية أن من المحتمل أن يكون المصدر انتقالاً بعيد المدى للجزيئات الدقيقة، ومن الأكثر احتمالاً أن يكون ذلك من آسيا. كما تم العثور على الأنيسول الخماسي الكلور في الثلوج من القلنسوة الجليدية في ديفون في شمالي كندا (Muir، ٢٠٠٧، في Hoferkamp et al.، ٢٠٠٩).

١٢٦- وأبلغت دراسة واحدة فقط (Jiang et al.، ٢٠٠٠) عن وجود تركيزات من الأنيسول الخماسي الكلور في الماء، وكان ذلك في شكل مناطق مصابة من نهر يانغتسه في الصين.

الأنيسول الخماسي الكلور في الكائنات الحية

١٢٧- وفي عام ١٩٩٩، رصد الإنيسول الخماسي الكلور في الرنجة من بحر البلطيق بتركيزات تتراوح بين ٨٨ و ٢٦٠ نانوغرام/لتر بوزن الدهن (تقرير IVL، B1474 حزيران/يونيه ٢٠٠٢). ووجد نطاق مماثل لثنائي الفينول متعدد الكلور في نفس الدراسة وخلال نفس فترة العينة.

١٢٨- سبق الإبلاغ عن معلومات عن المخلفات في الكائنات الحية في الوثيقتين UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5 و UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5/Add.1، وهو ما يفيد بأنه تم العثور على تركيزات للأنيسول خماسي الكور في الكائنات الحية المائية في مناطق نائية. بيد أن أربع دراسات (Vorkamp et al.، ٢٠٠٤؛ Swackhammer et al.، ١٩٨٨؛ Muir، ٢٠١٣ (الجدول ٥ - ١٦ من الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.9/INF/7) تبين وجود مخلفات منخفضة المستوى في الكائنات الحية في مواقع نائية.

١٢٩- واكتشفت الدراسة الوطنية للمخلفات الكيميائية في أنسجة أسماك البحيرات (وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠٠٩) وجود الأنيسول الخماسي الكلور في كل من التغذية القاعية (النطاق = >حد الاكتشاف الأدنى إلى ٩ نانوغرام/غرام) والأسماك المفترسة (النطاق = >حد الاكتشاف الأدنى إلى ٤ نانوغرام/غرام)، بيد أن الاكتشاف كان أقل في كثير من الأحيان بالنسبة إلى الأسماك المفترسة (السنوات ٢٠٠٠-٢٠١٣). وقد اكتشف الأنيسول الخماسي الكلور في ١٢٪ من

المواقع التي تمثل عينات من الأسماك المفترسة وبمستويات أعلى منها بالنسبة للدليدين أو الليندان (٥-١٠٪ من المواقع) أو الإندوسلفان أو الميركس أو سباعي الكلور (١-٥٪ من المواقع)، أو الألدرين أو الإندرين أو أيزومرات ألفا سداسي كلورو البنزين (>١٪ من المواقع).

١٣٠- وتراوحت تراكيزات الأنيسول الخماسي الكلور في الكائنات الحية في مناطق نائية في المنطقة القطبية الكندية بين عامي ٢٠٠٠ و ٢٠١٠ بين >٠,١ - ٤٢ نانوغرام/غرام من الشحوم، >حد الاكتشاف- ٠,٨٢ نانوغرام/غرام من الشحوم، >حد الاكتشاف- ٠,١ نانوغرام/غرام من الشحوم، >حد الاكتشاف- ١,٨٣ نانوغرام/غرام من الشحوم، >حد الاكتشاف- ٠,٣٥ نانوغرام/غرام من الشحوم، >حد الاكتشاف- ٣,٨٥ نانوغرام/غرام من الشحوم، في الدببة القطبية والفقمة المحلقة وتروت البحيرات القطبية وتروت البحيرات الداخلية وتروت البحيرات وسمك البربوت على التوالي (Muir، ٢٠١٣).

١٣١- وتبين دراسة من غرينلاند تراكمًا أحيائيًا للأنيسول خماسي الكلور في نطاق من الأنواع تتراوح بين اللافقاريات المائية إلى الأسماك والطيور والثدييات (Vorkamp et al.، ٢٠٠٤). بيد أن التراكيزات التي وجدت في تلك المستويات التغذوية المختلفة لا تبين أي دليل على التضخم الأحيائي. واعتبر المؤلفون أن هذه التراكيزات في الكائنات الحية، بالمقارنة مع نتائج مركبات الكلورو بنزين وغيرها من مبيدات الآفات المكثورة، تعتبر منخفضة.

١٣٢- كما تم العثور على الأنيسول الخماسي الكلور في عضلات سرطان الثلوج وكبدته بمستوى ٠,٦٦ نانوغرام/غرام من الشحوم و ٠,٤٥ نانوغرام/غرام من الشحوم على التوالي. كما وجدت مستويات من الأنيسول خماسي الكلور في كبد eider king والأفغويات السميكة المنقار بتراكيزات تبلغ ٠,٣٦ و ٠,٢٢ نانوغرام/غرام من الشحوم على التوالي. وتراوحت التراكيزات في الثدييات البحرية القطبية من ٠,٠٨ نانوغرام/غرام من الشحوم في الفقمة الصيادة إلى ٠,٥٤ في عضلات حيتان النارول إلى ١,١ نانوغرام/غرام من الشحوم في عضلات الدرافيل البيضاء. ووجد أنيسول خماسي الكلور في عضلات الكاريبو بمستوى ٠,٢ نانوغرام/غرام من الشحوم (Hoferkamp، ٢٠١٠).

معلومات الرصد المتعلقة بالفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور

١٣٣- في دراسة سويدية (IVL Report B1474, June 2002)، جرى جمع عينات لتحليل الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور في وسائط متعددة، منها الهواء والأمطار والماء والرواسب والتربة والحماة والأسماك وكبد الأيتل. وتبين النتائج أن المستويات البيئية للفينول الخماسي الكلور في السويد أقل عموماً من قيم الحد النوعي الدولي المحددة في الكائنات الحية القطبية وقت إجراء الدراسة. كذلك فإن تراكيزات الفينول الخماسي الكلور أعلى بكثير من تراكيزات الأنيسول الخماسي الكلور في الرواسب والتربة والحماة، في حين أن تراكيزات الأنيسول الخماسي الكلور والفينول الخماسي الكلور متشابهة في الأوساط الحية. أما في الهواء، فقد اكتشف الأنيسول الخماسي الكلور بمستويات أعلى من الفينول الخماسي الكلور. وبالتالي فمن المرجح أن يتم الانتقال البعيد المدى للفينول الخماسي الكلور في صورة أنيسول خماسي الكلور. ويرد موجز لهذه النتائج في الجدول ٢-١.

الجدول ٢-١ تقرير فحص IVL لثنائي الفينيل متعدد الكلور والإنيسول خماسي الكلور في مختلف الوسائط في البيئة في ٢٠٠٢

الوسط	تركيز الفينول الخماسي الكلور	تركيز الإنيسول الخماسي الكلور
خلفية الهواء (بيكوغرام/متر مكعب)	>٣-١ (بيكوغرام/متر مكعب)	٣ - ٤٠ (بيكوغرام/متر مكعب)
الهواء في المناطق الحضرية (بيكوغرام/متر مكعب)	>٥٠ - ١	>١٣٠ - ٢
الأمطار (نانوغرام/م ^٣ /يومياً)	غير قابل للكشف - ٣.٤	غير قابل للكشف - ٠,١٦
منايع المياه (نانوغرام/لتر)	>١٩ - ١.٥	>٢.٣ - ١.٥
الرواسب (نانوغرام/غرام بالوزن اليومي)	>٢٨ - ١	غير قابل للكشف - ١.٦

الوسط	تركيز الفينول الخماسي الكلور	تركيز الإينسول الخماسي الكلور
خلفية التربة (نانوغرام/غرام بالوزن اليومي)	٣ - ٠.٢	> ١ - ٧
التربة في المناطق الحضرية (نانوغرام/غرام بالوزن اليومي)	١٩ - ٢	> ١١ - ١
المخلفات الصلبة (نانوغرام/غرام بالوزن اليومي)	٢٠٠ - ٧	> ١١ - ١
النباتات/ الحيوانات البرية/الريحة (نانوغرام/بوزن الدهن)	٣٤٠ - ٥٧	٢٦٠ - ٨٨
كبد عجل الأيل (نانوغرام/غرام بوزن الدهن)	١٣٠ - ٢٦	> ١ - ٣

٦-٢ تقييم مخاطر الفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور

١٣٤- يعمل الفينول الخماسي الكلور بواسطة فك اقتران الأسترة الفوسفورية المؤكسدة، وتثبيط مسارات الأدينوزين ثلاثي الفوسفات (ATP) الهام لتنفس كل من الحيوانات والخلايا النباتية. ويصف Moreland and Hilton (١٩٧٦) الفينول الخماسي الكلور بأنه عامل مثبط فاصل للاقتران بشكل أعم. ويفيدان بأن له مواقع عمل عديدة، من بينها الأسترة الفوسفورية والتخليق البروتيني والتخليق الأحيائي للشحوم (Morrod، ١٩٧٦). ولم يتم تحديد جميع آليات سمية الفينول الخماسي الكلور بدقة، ولكنها قد تشمل بصفة عامة تمزيق الأغشية الخلوية (Jayaweera et al.، ١٩٨٢؛ Senger and Ruhl، ١٩٨٢؛ Smejtek et al.، ١٩٨٣).

١٣٥- والأينسول الخماسي الكلور لا ينتج بشكل صناعي ولم تتم دراسته بشكل جيد. ولا توجد سوى بيانات محدودة فقط متاحة عن سميته. وينبغي أن يراعى، عند تقييم الإمكانيات السمية للأينسول خماسي الكلور، أنه يمكن نزع الميثيل منه لكي يعود إلى فينول خماسي الكلور في الكائنات العضوية الحية. والمسار الرئيسي لاستقلاب الأينسول الخماسي الكلور في الفئران والجرذان والأرانب والأسماك هو نزع ميثله ليتحول إلى الفينول الخماسي الكلور (Glickman et al.، ١٩٧٧؛ Ikeda et al.، ١٩٩٤؛ Vodnick et al.، ١٩٨٠). ومن ثم فإن معلومات سمية الفينول الخماسي الكلور تعتبر وثيقة الصلة بالأينسول الخماسي الكلور.

١-٦-٢ الآثار المعاكسة على الكائنات العضوية المائية

١٣٦- إن كلاً من الفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور سميان بدرجة مرتفعة جداً، وبشكل حاد، للكائنات العضوية المائية (الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.9/INF/7، الجدول ٣-١١ إلى ٣-١١-٢). والفينول الخماسي الكلور أحد سمية في الأسماك، إلا أن الأينسول الخماسي الكلور أحد سمية في اللافقاريات. وتتراوح قيم التركيز الحظري الحاد بالنسبة لفينول الخماسي الكلور في الأسماك بين ٢٤٠ ميكروغرام/لتر إلى ٦٠٠ ميكروغرام/لتر، وبين ٦٥٠ ميكروغرام/لتر إلى < ١,٢ ملليغرام/لتر بالنسبة للأينسول خماسي الكلور. وتتراوح قيم التركيز الحاد للفينول الخماسي الكلور في اللافقاريات بين ٢٤٠ ميكروغرام/لتر إلى ٢٠٠٠ ميكروغرام/لتر وبين ١٠ إلى ٢٧ ميكروغرام/لتر بالنسبة للأينسول خماسي الكلور. وقد أبلغ عن آثار شبه فتاكة مزمنة في الكائنات العضوية المائية في نطاق ٠.١ - ١٠٠ ميكروغرام/لتر بالنسبة لفينول الخماسي الكلور (الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.9/INF/7، الجدول ٣ - ١١ - ١). وتشمل الآثار شبه المميته الملاحظة آثار استنساخية وبقائية وغمائية على نشاط الهرمون الدرقي (T3) وتغيير الهيكل اليرقي. وقد أبلغ Orton et al.، ٢٠٠٩، عن أدنى نقطة نهاية شبه فتاكة لدى البالغين *Xenopus laevis* المعرضين لكمية ٠.١ و ١ ميكروغرام/لتر. وأفيد عن ارتفاع ملموس في مستويات البروجيسترون في البلاسما عند الجمع بين عينات التركيزين. ولوحظت سمات تنكس مبيضي، لكنها لم تكن هامة من الناحية الإحصائية. بيد أن مستويات التأثير هذه ليست سوى تقديرات مخفضة لأن القيمة المقيسة عند مستويات تركيز أعلى انخفضت بنسبة تزيد على ٥٠ في المائة من التركيز الابتدائي بعد مرور ٤٨ ساعة. ولم تتوافر قياسات لمستوى التركيز الأكثر انخفاضاً. أما

نقطة النهاية الدنيا الثانية فهي عند تركيز ليس له أي تأثير ملاحظ وقدره ٦ ميكوغرام/لتر، أفاد عنه بروكس، (٢٠٠١) لدى *Pimephales promelas* جرى تعريضها لمدة ٩٠ يوماً.

٢-٦-٢ الآثار المعاكسة على الكائنات العضوية البرية

١٣٧- يعتبر الفينول الخماسي الكلور سميّاً بشكل معتدل إلى مرتفع بالنسبة للتدييات، وغير سمي عملياً إلى سمي بشكل مرتفع بالنسبة للطيور بحسب "فئات السمية بالنسبة للكائنات العضوية البرية" التي وضعتها وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية. وتبلغ قيم "الجرعة المميّنة، ٥٠" الفموية بالنسبة للجرذان ٥٠ - ٢٢٠ ملليغرام/كغم من وزن الجسم وتبلغ قيمة "التركيز المميّنت، ٥٠" في التغذية الفموية الحادة ٨٠ - ١٧٧ ملليغرام/كغم بالنسبة لكل من الجرذان والفئران. وفي الطيور، كانت قيمة التركيز المميّنت، ٥٠، الغذائية لمدة ٥ أيام في طيور السماي اليابانية أكبر من ٥١٣٩ ملليغرام/كغم (Hill et al. ١٩٧٥). وتفاوتت قيم التركيز المميّنت التي أبلغ عنها Hill et al. (١٩٧٥) بالنسبة إلى طيور bobwhite الشمالية والتدرج وبط البركة بين ٤٠٠ و ٣٠٠ و ٤٠٠٠ ملليغرام/كغم من الأغذية. وكانت قيم "الجرعة المميّنة، ٥٠" الفموية بالنسبة للفينول الخماسي الكلور في بط البركة تبلغ ٣٨٠ ملليغرام/كغم من وزن الجسم و ٥٠٤ ملليغرام/كغم من وزن الجسم بالنسبة للتدرج (Hudson et al. ١٩٨٤). ولوحظت آثار شبه فتاكة مثل انخفاض فقس البيض عند معدلات تغذية تبلغ $50 \leq$ ملليغرام/كغم من الطعام بالفينول الخماسي الكلور (Stedman et al. ١٩٨٠؛ Dorrestein and Zelle ١٩٧٩). كما تم الإبلاغ عن آثار على مستويات هرمون الغدة الدرقية في ثعلب الماء والغنم المطعمين بقيمة ١ - ٢ ملليغرام/كغم من وزن الجسم (Beard and Rawlings ١٩٩٨؛ Rawlings et al. ١٩٩٨؛ Beard et al. ١٩٩٧؛ Beard et al. ١٩٩٩).

١٣٨- كما أن الأنيسول الخماسي الكلور سمي للتدييات. وقد أفاد رينر وآخرون (١٩٨٦) عن قيم للجرعة المميّنة-٥٠ الفموية الحادة تبلغ ٣١٨ - ٣٣١ ملليغرام/كغم من وزن الجسم في الفئران. وكانت قيم الجرعة المميّنة-٥٠ داخل البريتون تبلغ ٢٨١ (ذكور) و ٢٩٣ (إناث) ملليغرام/كغم. وكانت قيم التركيز الحظري-٥٠ تبلغ $500 \leq$ ميكروغرام/غرام في ديدان الأرض (Salminen and Haimi 1991 as cited in Haimi et al. 1993). ولم يتم العثور على أي معلومات عن سمية الأنيسول الخماسي الكلور للطيور ولم يتم العثور على معلومات عن السمية المزمّنة للأنيسول الخماسي الكلور.

٣-٦-٢ الآثار المعاكسة على صحة البشر

١٣٩- قد يتعرض البشر للفينول الخماسي الكلور من خلال مسارات جلدية وتنفسية وفموية، بما في ذلك وجبات الطعام. وتستند معظم المعلومات المتاحة عن الآثار البشرية إلى بيانات التعرض المهني والوبائي. وثمة كمية كبيرة جداً ومرتفعة النوعية من قواعد بيانات الدراسات الحيوانية المخبرية المقدمة دعماً لالتماسات تسجيل استخدام مبيدات لآفات التي تدعم تحديد المخاطر والأخطار المحتملة التي تصيب البشر نتيجة لتعرض للفينول الخماسي الكلور. وبالإضافة إلى ذلك، هناك كمية راسخة من الأدبيات الأكاديمية والعامّة المستقلة في هذا الشأن.

١٤٠- وفي دراسات السمية الحادة، يعتبر الفينول الخماسي الكلور سميّاً بشكل معتدل من خلال المسارات الفموية والتنفسية والجلدية. ويسبب الفينول الخماسي الكلور استئثار الغشاء المخاطي والجلد والأعين.

١٤١- وتُعتبر أكثر النقاط النهائية حساسية هي تأثيرات التوكسينية الكبدية والغدد الصمّاء (وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠١٠). وبالإضافة إلى المراجع التي استعرضتها وكالة حماية البيئة الأمريكية، تشير المراجع التالية إلى حدوث تعديل محتمل في الغدد الصمّاء وتسميم الخلايا وتسميم الجينات (Schurr 1998; Li 2010; Shan et al. 2013; Chen et al. 2013; Guo et al. 2013; Ma et al. 2011) وفيما يتعلّق بالتوكسينية الكبدية، تُعتبر أكثر نقطة نهائية حسّاسة هي الكلب، حيث تبلغ الجرعة الفموية ١,٥ مع/كغ يومياً. وفيما يتعلّق بالتأثيرات على الغدد الصمّاء، لوحظت هذه في كباش الغنم وفي النعاج وثعلب

الماء (المعرضة فموياً من خلال أسلوب المعيشة الزمنية في تنظيم الأكل بجرعة ١ مع/كغ يومياً (Beard et al. 1997; Beard et al. 1998; Beard et al. 1999a; Beard et al. 1999b; Rawlings et al. 1998).

١٤٢- (وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠١٠). وفي حيوانات المختبرات، يسفر التعرض المتكرر من خلال جميع المسارات وخلال جميع فترات الدوام عن سمية في الكبد. وأكثر مؤشرات القياس الحساسة هو السمية السباعية، حيث يصبح الكلب هو أكثر الأنواع حساسية.

١٤٣- ومن بين الآثار السمية الهامة الأخرى في حيوانات المختبرات بالنسبة للفينول الخماسي الكلور اختلال الاستقرار الدرقي المتجانس.. ورغم أن هناك شواهد على أن من الممكن أن يؤثر الفينول الخماسي الكلور على هرمونات الغدة الدرقية، فإن دراسات السمية النشوية والتكاثرية في الجرذان والفئران التي استعرضتها وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية (٢٠١٠) لا تعرض شواهد على الآثار المتصلة باختلال وظائف الغدة الدرقية. وحيث أن الهرمونات الدرقية هامة في عملية نمو الجهاز العصبي، فإن اختلال الاستقرار الدرقي المتجانس يعتبر خطراً محتملاً على النمو الطبيعي للجهاز العصبي. وقد يؤثر الفينول الخماسي الكلور أيضاً على جملة الغدد الصماء الأخرى من خلال التفاعل مع المستقبلات أو تغيير مستويات الهرمونات غير الدرقية (وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠١٠).

١٤٤- وقد أظهر أن الفينول الخماسي الكلور يؤثر سلباً على جهاز المناعة في العديد من أنواع الحيوانات. كما أبلغ عن آثار متلفة للنسيج العصبي في النظم المخبرية، علاوة على تغييرات مختبرية في نسيج المخ، ومن فحوص الأداء الوظيفي العصبي في الحيوانات.

١٤٥- ويعتبر الفينول خماسي الكلور مركباً غير مطفر رغم أن رباعي كلور الهيدروكينون، وهو مستقلب للفينول الخماسي الكلور يظهر آثاراً مطفرة إيجابية في بعض الفحوص. ويعتبر الفينول الخماسي الكلور مركباً مسرطناً بواسطة جميع مسارات التعرض في حيوانات المختبرات. وقد صنّفت وكالة حماية البيئة الأمريكية مؤخراً بأنه من المحتمل أن يكون مسرطناً للبشر (وكالة حماية البيئة، في الولايات المتحدة، ٢٠١٠).

١٤٦- وفي البشر، يمكن أن يتسبب التعرض المرتفع الحدة للفينول الخماسي الكلور لحدوث ارتفاع في درجات الحرارة، وعرق غزير، وإسهال، وفقد للشهية، وانخفاض في وزن الجسم، وغثيان، وآثار عصبية مثل الرعشة والحركات غير المتسقة، وآلام الساقين، وارتعاش العضلات، والغيبوبة. كما لوحظ في التعرض المهني في مرافق معالجة الأخشاب حدوث استشارة للجلد/تحوصل الجلد، وآثار مهيجة في العيون وفي المسالك الهوائية، وفقد الشهية ووزن الجسم، والإغماء وسرعة ضربات القلب، والوفاة. وأظهرت الدراسات البشرية أن استجابة المناعة تعرضت للتضرر في المرضى الذين يوجد في دمائهم مستويات من الفينول الخماسي الكلور < ١٠ ميكروغرام/لتر ولا سيما من تكون مستوياتهم < ٢٠ ميكروغرام/لتر (Daniel et al. ١٩٩٥؛ MacConnachie and Zahalsky، ١٩٩١). وقد وجد Daniel et al. (٢٠٠١) شذوذاً مناعياً مصاحباً لمستويات بلازما الفينول الخماسي الكلور في الأفراد ممن خضعوا لتعرض منخفض الجرعة طويل الأجل، بما في ذلك ترابطاً له شأنه مع نقص المناعة الخلوية والخلطية. وتشير بعض الدراسات إلى أن من الممكن أن يؤثر الفينول الخماسي الكلور على وظائف الغدة الدرقية في البشر (Dallaire et al.، ٢٠٠٩؛ Sandau et al.، ٢٠٠٢). وفي دراسة على نساء الإندويت الحوامل، كانت مستويات الفينول الخماسي الكلور الأمومية مصحوبة بانخفاض في مستويات هرمون الغدة الدرقية T4 الحر (ft4) في دم الحبل السري. بيد أن التصاحب بين أي من الفينول الخماسي الكلور الأمومي أو الوليدي وهرمون الغدة الدرقية ft4 لم يكن ظاهراً في عمر وليدي يبلغ ٧ أشهر. وتفيد هذه النتيجة بأن الفينول الخماسي الكلور يمكن أن يقلل من انتقال هرمون الغدة الدرقية T4 الأمومي إلى الأجنة بواسطة إحباط التراز الهرمون مع الترانسثيرتين (transthyretin (TTR)). وثمة دلائل تشير إلى أن الفينول الخماسي الكلور الموجود في الغبار داخل المنزل يسهم في اختلال هرمون الغدة الدرقية. واستخدم سوزوكي وآخرون (٢٠٠٨) أسلوب التحزير

الكيميائي لمادة الترانسثيرتين (TTR) البشري في تجربة أنبوبية و GC-MS لتحليل مركبات الالتزاز مع TTR في خلاصة غبار معالج بحامض الكبريتيك. ونتيجة لذلك، وجد هؤلاء أن الفينول الخماسي الكلور واحد من أقوى مكونات الالتزاز مع TTR في جميع عينات الغبار وساهم الفينول الخماسي الكلور بقوة في شدة التزاز الغبار المنزلي بمادة TTR. وكان تركيز الفينول الخماسي الكلور في غبار المنازل والمكاتب يتراوح من ٢٣ إلى ٦٨٠ نانوغرام/غرام (المتوسط ١٠٠ نانوغرام/غرام) ومن ٨٠.٦٠ إلى ٤٨٠ نانوغرام/غرام (المتوسط ٥٥ نانوغرام/غرام) على التوالي. ولم يتم إجراء فحوص عصبية على الرضع لتحديد ما إن كان نقص هرمون الغدة الدرقية T4 قد أثر على نمو الجهاز العصبي لديهم أم لا. ويحد صغر حجم العينة من تفسير تلك النتائج. (Dallaire et al., ٢٠٠٩). وفي دراسة لاحقة قام بها Dailaire (٢٠٠٩) على نفس المجموعة من سكان الإنويت، كان البالغون ضمن نفس نطاق هرمون الغدة الدرقية الطبيعي ($FT4 < 9\%$ ، $FT4 > 9\%$). وكان لدى البالغين في تلك المجموعة من السكان تركيزات قابلة للقياس من المركبات المتعددة الهلجنة، بما في ذلك مركبات خماسي كلور البنزين ومبيدات الآفات الكلورية الأحيائية مثل الفينول الخماسي الكلور وشتى المركبات الأخرى، والتي يعتقد أنها تؤثر بأجمعها على مستويات هرمون الغدة الدرقية. ولم يكن الفينول الخماسي الكلور مصحوباً بشكل له شأنه بأي من بارمترات الغدة الدرقية. وقد خلص المؤلفون إلى أنه نظراً إلى أن معظم الإنويت لديهم حالة معتادة للغدة الدرقية، فليس من الواضح إذا ما كان من الممكن أن تكون الآثار الملاحظة على بارمترات الغدة الدرقية مصحوبة بعبء متزايد من المرض في البالغين.

١٤٧- وقد اكتشفت دراسات الرصد الأحيائي في البشر وجود الفينول الخماسي الكلور في شتى أنسجة الجسم، علاوة على السائل الأمنيوي، ودم الحبل السري، ولبن الأم، بما يدل على التعرض، ومن ثم المخاطر المحتملة على الأجنة والرضع والبالغين.

١٤٨- وقد أظهرت دراسات الأمراض الوبائية والصحة الصناعية تصاحباً بين التعرض للفينول الخماسي الكلور وضرب من الآثار الصحية، الكثير منها شائع في الدراسات على الحيوانات. وقد أقام عدد من الدراسات الوبائية، والتي تستند في المقام الأول إلى التعرض التنفسي والجلدي، تصاحباً مع ضرب من السرطانات، بما في ذلك الأورام اللمفاوية اللاهودجكينية، والنقيوم المتعدد، وسركوما الأنسجة الرخوة، وسرطان الكبد (وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠١٠). بيد أن مواطن الضعف الرئيسية في طرائق تقييم التعرض تحد في كثير من الأحيان من صلاحية النتائج المبلغة، سواء كانت إيجابية أم سلبية. وفي دراسات الحيوانات المختبرية المستخدم لتقييم المخاطر على صحة البشر (وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة الأمريكية، ٢٠١٠)، كانت الأجهزة الرئيسية المستهدفة بالنسبة للفينول الخماسي الكلور هي الكبد والكلية والجهاز العصبي الرئيسي. وتعزى بعض آثار التعرض للرتب التجارية من الفينول الخماسي الكلور إلى الملوثات المجهريّة الموجودة في عملية التحضير التقني.

١٤٩- وفي دراسة رصدية مستقبلية في مجال الأمراض الوبائية حول التعرض قبل الولادة لمادة الهالوجينات العضوية كان الفينول الخماسي الكلور متلازماً في تناسق أسوأ وفي كمال حسّي أقل، وفي اندماج حركي بصري أقل في الأطفال في أعمار ٥-٦ سنوات في هولندا (روز وآخرون، ٢٠٠٩). وتشمل أمثلة أخرى للتأثيرات المرتبطة بالتعرض قبل الولادة للفينول الخماسي الكلور تأثيرات على الجهاز الحركي والأداء الإدراكي والسلوكي في أطفال المدارس (مايجر، ٢٠١٢) فضلاً عن التأثيرات على النماء الجنسي (روز وآخرون، ٢٠٠٩).

١٥٠- ويذكر زنج وآخرون (٢٠١١) في تقريرهم وجود تأثيرات سلبية على الجهاز الحركي وعلى الحصيلة الإدراكية والسلوكية ومخاطر صحية أخرى تتصل بالتعرض للفينول الخماسي الكلور مع وجود مستويات منخفضة في البيئة.

تقييم مخاطر الأنيسول الخماسي الكلور

١٥١- يتم نزع الميثيل بسرعة من الأنيسول الخماسي الكلور المتعاطى فموياً ليتحول إلى فينول خماسي الكلور في الفئران والأرانب. وقد جرت إزالة المستقبلات من البول والبراز، مع تراوح فترات نصف عمر الإزالة من الدم بين ٦-١٥ ساعة. والمستقبلات تشمل رباعي هيدرو الثيدروكينون والفينول الخماسي الكلور الحر والفينول الخماسي الكلور المتقارن. وكان التوافر

الأحيائي للأنيسول الخماسي الكلور منخفضاً في كل من الجرذان والفئران وكان مستقلاً عن نوع الجنس. وليس من المتوقع أن يتراكم الأنيسول الخماسي الكلور في البشر بسبب سرعة استقلابه (نوع الميثيل منه) إلى الفينول الخماسي الكلور الذي يُستقلب بعد ذلك ويزول.

١٥٢- وفي حين أن بعض المصفوفات تسفر عن نتائج سلبية، فإن العديد من المصفوفات الأخرى تفيد بأن الأنيسول الخماسي الكلور سمي بشكل وراثي. وكان الأنيسول خماسي الفلور مصحوباً بزيادة في حدوث ورم حميد في خلايا الكروماتيم القاتمة (الرضح الكظري) في ذكور الجرذان وزيادة في حدوث الورم الحميد في خلايا الكروماتيم القاتمة (الرضح الكظري)، وسرcoma الورم الوعائي الدموي (سرطان متنامي سريع الاقتحام في الكبد) في ذكور الفئران.

١٥٣- وكان تناول الأنيسول الخماسي الكلور يومياً في الوجبة الغذائية على مدار عمر الجرذان (ستنان) مصحوباً بزيادة حدوث التكثر النسيجي للرب الكظري (زيادة في نمو الخلايا) في إناث الجرذان، وزيادة في حدوث تخضب في التكثر النسيجي للنباتات الكظرية وظهارة الشم والخلية الكبدية في ذكور وإناث الجرذان. وبالإضافة إلى ذلك، ازداد حدوث التكثر النسيجي للرب الكظري وتضخمه، وخلايا بؤرية مختلطة كبدية خلوية في ذكور الفئران. ولوحظت زيادة في حدوث تغير خلوي في الخلايا الكبدية في ذكور وإناث الفئران. ولوحظ تخضب خلايا كوبفير والتكثر النسيجي لقناة المرارة والتهابات شبه حادة.

١٥٤- وتظهر السمية التكاثرية في الجرذان في شكل تناقص الأجسام الصفروية وتزايد هلاك الأجنة. ولوحظ انخفاض في الوزن الجنيني للذكور وطول الكتلة التاجية للذكور.

٢-٧ التركيزات والتأثيرات البيئية للفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور

١٥٥- وكان التركيز الوحيد للأنيسول خماسي الكلور في الماء المبلغ عنه يساوي ٠,٦ نانوغرام/لتر من منطقة مصابة في نهر يانغتسه في الصين. وهذه القيمة أدنى من أكثر نقاط النهاية شبه المميته حساسية بالنسبة للفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور. كما أنها أدنى من المبدأ التوجيهي المؤقت لمنظمة الصحة العالمية بشأن مياه الشرب والبالغ ٩ ميكروغرام/لتر بالنسبة للفينول الخماسي الكلور (منظمة الصحة العالمية، ٢٠٠٣). ولم يبلغ عن أي تركيزات من الفينول الخماسي الكلور أو الأنيسول الخماسي الكلور في الماء بالنسبة لمناطق نائية، بيد أنه من المتوقع أن تكون التركيزات أقل منها في أكثر المناطق اكتظاظاً بالسكان.

١٥٦- كما أن ثمة معلومات متاحة عن التركيزات في الأنسجة في الكائنات الحية. واستناداً إلى المخلفات المقيسة في أنسجة الحيوانات، فقد تم تحديد مواصفات الآثار المعاكسة باستخدام طريقة المخلفات الحرجة في الجسم (MaCarty and McKay، ١٩٩٣). ويوثق MaCarty and McKay (١٩٩٣) في استعراضهما لعينات السمية الداخلية بشأن مواد الخط الأساسي الكيميائية المخدرة والمنشطة، أعباء الجسم الحرجة على أنها تبلغ ٠,٠٨ ملليمولار/كغم بالنسبة للتعرض المزمن و٠,٣ ملليمولار/كغم بالنسبة للتعرض الحاد وذلك بشأن الفينول الخماسي الكلور حصيصاً، وبأن نمط نشاطه فاصل للتقارن التنفسي.

١٥٧- وهناك اختلاف بمقدار ثلاثة أضعاف بين أعلى تركيز مقيس تاريخياً في الأسماك (١٩٨٠-١٩٨٤) والبالغ ١٠٠ نانوغرام/غرام (٠,٠٢٨ ملليمولار/كغم أنيسول خماسي الكلور/كغم) (Schmitt et al., ١٩٩٠) وبين تقديرات عبء الجسم الحرج بالنسبة للأنيسول الخماسي الكلور (٠,٠٨ ملليمولار/كغم). وكانت المخلفات في الأنسجة المبلغ عنها بالنسبة لمواقع أخرى، وعلى وجه الخصوص الكائنات الحية القطبية، أدنى من ذلك بكثير >١- ١٠ نانوغرام/غرام (٠,٠٠٢٨-٠,٠٠٢٨ ملليمولار/كغم)، وهو ما يشير إلى أن هناك هامش سلامة بمقدار ٣٠ ضعفاً كحد أدنى بالنسبة للأنيسول خماسي الكلور. وقد أبلغت هذه المعلومات في وثيقة المعلومات (UNEP/POPS/POPRC.9/INF.7، الجدول ٣-١٢-١).

١٥٨- وثمة بعض حالات عدم التيقن إزاء هذه التقديرات نظراً لأن التقدير يستند إلى مقدار محدود من البيانات البيئية. إضافة إلى ذلك، قد لا ينطبق نهج حرج بشأن حمولة الجسم فيما يتعلق بالتأثيرات غير المحددة، وتوجد دلائل تشير إلى أن الفينول الخماسي الكلور يستخرج تأثيرات على الغدد الصماء بجرعات منخفضة. ويجدر ملاحظة أن بعض التأثيرات السلبية لامتلاف الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور يمكن حسنها بطريقة عمل الغدد الصماء، ولا يوجد توافق آراء يتصل بوجود عتبة محددة لطريقة العمل هذه.

١٥٩- وينبغي أيضاً النظر في وجود خطورة إضافية ناجمة عن التعرض المؤتلف للأنيسول الخماسي الكلور والفينول الخماسي الكلور.

١٦٠- توجد للفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور تأثير ذو تكسينية كبدية وسمية مسرطنة وسمية مناعية وسمية على التكاثر وسمية عصبية. ويمكن ملاحظة أن بعض هذه الآثار تُستحث بواسطة نمط نشاط العناصر المسببة لاختلال وظائف الغدد الصماء. ولا يوجد توافق آراء علمي يتصل بوجود عتبة لهذا النوع من النشاط. وبالنظر إلى تركيز الفينول الخماسي الكلور/الأنيسول الخماسي الكلور الملاحظ في البشر، فلا يمكن استبعاد الآثار المعاكسة على صحة البشر المتصلة بالسميات المذكورة آنفاً.

١٦١- توجد لمركبات الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور تأثيرات سمية عالية جداً على العضويات المائية. وتعتبر تركيزات الرصد البيئي المبلغ عنها أقل بصفة عامة من تلك المستويات المتوقعة أن تحدث تأثيراً بيئياً، ولا سيما في المناطق النائية. ومع ذلك، نظراً لوجود تفرُّع واسع النطاق لمركبات الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور ولوجود مستويات لمركبات الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور بكثرة بكميات قابلة للقياس في الكائنات الحية، لما لهما من أثر على الغدد الصماء لا يمكن استبعاد أن تكون لهما تأثيرات بيئية.

٣ - اعتبارات أخرى

١٦٢- أسفرت الاستخدامات وسوء الاستخدامات التاريخية للفينول الخماسي الكلور عن وجود مواقع ملوثة على نطاق العالم. وكمثال، فإن تركيزات الفينول الخماسي الكلور في التربة الوثيقة القرب من مناشر للخشب تستخدم الفينول الخماسي الكلور بكثافة لا تزال ملوثة بشكل مرتفع بعد مرور سنوات كثيرة من التوقف عن استخدامه (Salminen et al., ١٩٩٥). ووجد الباحثون أنه لم يحدث نقص له شأنه في الفينول الخماسي الكلور في التربة لما بعد خمس سنوات من آخر استخدام له؛ وبخاصة في المناخات الشمالية الباردة (Kitunen et al., ١٩٨٧).

١٦٣- كما يمكن أن تكون هناك مستويات مرتفعة من الديوكسينات والفيورانات في المواقع الملوثة بسبب إطلاق الملوثات الموجودة في منتجات الفينول الخماسي الكلور. وتوجد أيضاً دلائل تشير إلى تعرُّض بدرجة أكبر للديوكسينات من جانب البشر الذين يعيشون بالقرب من المواقع الملوثة بالفينول الخماسي الكلور (لي وآخرون، ٢٠٠٦). بيد أنه يجدر بالملاحظة أن وجود الديوكسينات كشوائب في الفينول الخماسي الكلور لا يغطيه وجود الديوكسينات في المرفق جيم. وقد تناقصت تركيزات الديوكسينات والفيورانات الموجودة كشوائب بعد اتخاذ تدابير قانونية في الولايات المتحدة الأمريكية وأوروبا فيما بين عامي ١٩٨٧ و١٩٩٩. فقد اشترطت وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة في عام ١٩٨٧ عدم وجود تركيزات مستبانة من ٢-٣-٧ رباعي كلورو ثنائي بنزو-بارا-ديوكسين (2,3,7,8 tetrachlorodibenzo-p-dioxin) (TCDD) (١ جزء من الغرام/كغم) في الفينول الخماسي الكلور. كما اشترطت ألا تكون تركيزات ديوكسينات سداسي الكلور ثنائي البنزين (HCDD) أعلى من ٢ جزء من الغرام على أساس متوسط شهري، وألا تتجاوز دفعة واحدة من المنتج ٤ جزء من الغرام. وفيما بين عامي ١٩٨٧ و١٩٩٩، انخفض إجمالي الديوكسينات في منتجات الفينول الخماسي الكلور بمقدار ٣-٦ أضعاف. وفي الاتحاد الأوروبي، تقرر حد أقصى مسموح به يبلغ ٤ جزء من الغرام بالنسبة إلى إجمالي HCDD في عام ١٩٩٢. وخفض هذا الحد بعد ذلك إلى

٢ جزء من الغرام في عام ٢٠٠٠. وتبين المستويات الراهنة في المنتجات التقنية الكندية المبلغة في المرفق الثاني (UNEP/POPS/POPRC.9/INF.7) أن إجمالي HCDD وإجمالي الديوكسينات/الفيورانات يبلغ ٠,٤ جزء من الغرام و٠,٨ جزء من الغرام على التوالي (احتسبت كمية المكافئ السمي (TEQ) بحسب عوامل منظمة الصحة العالمية لعام ٢٠٠٥ المذكورة في (Van Berg et al., ٢٠٠٦).

١٦٤- ويعتبر الأيسول الخماسي الكلور مادة كلورية عضوية شبه متطايرة، وتبين دراستان أن المحيطات قد تكون مصدراً رئيسياً للتلوث في الهواء. وبين Schreitmuller and Ballschmiter (١٩٩٥) أنه يحدث في ظل ظروف تناقص مدخل المواد الكلورية العضوية شبه المتطايرة من المصادر القارية على وجه الخصوص أن يعمل توازن سطح الهواء مع الماء على جعل نظام المحيطات مصدراً عالمياً غير ثابت للمركبات المطفرة في الهواء البحري. وبالمثل، يبين Hoferkamp et al. (٢٠١٠) أنه باستثناء الليندين (Weber et al. a-endosulfan، ٢٠٠٦) لا توجد بيانات كافية لتقييم ما إن كانت التركيزات الهوائية تسفر عن ترسبات صافية في مياه المحيط القطبي والبحيرات القطبية، أو ما إن كانت تلك المياه تطلق فعلياً غازات مبيدات الآفات المستخدمة في الوقت الراهن (بما في ذلك الأيسول الخماسي الكلور) والمرصودة إلى المنطقة القطبية.

١٦٥- بالإضافة إلى تفاعل الفينيل الخماسي الكلور والأينثول الخماسي الكلور يمكن أن تحدث أيضاً تفاعلات سمية مع ملوثات عضوية ثابتة أخرى. وأظهرت وكالة تسجيل المواد السامة والأمراض (http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp90.pdf) أن الاشتراك في تناول الفينول الخماسي الكلور وسداسي كلور البنزين عمل على زيادة داء الفرفيرين المستحث بسداسي كلور البنزين. ويجدر مراعاة أن الكبد عضو مستهدف فيما يتعلق بالفينول الخماسي الكلور وكذلك فيما يتعلق بأيسومرات سداسي كلور البنزين، مما يترك للخطورة تأثيرات إضافية. زيادة على ذلك، تتعرض جماعات السكان الأصليين في المحيط المتجمد الشمالي وكذلك الحياة البرية لمجموعة كبيرة من الملوثات العضوية الثابتة بما في ذلك جميع أيسومرات سداسي كلور البنزين وغيرها من الملوثات، مما يؤدي إلى احتمال تأثيرات إضافية (UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add8) ويوجد أيضاً تقرير أعده شان وآخرون (٢٠١٣) يبيّن حدوث زيادة في الانسمام الخلوي بسبب الفينول الخماسي الكلور بوجود سلفونات البيروفلوروكثيل (PFOS) في خلايا الكبد (HepG2).

١٦٦- وقورنت مستويات الفينول الخماسي الكلور والأينثول الخماسي الكلور في المناطق النائية وكذلك بارامترات التأكسينية (NOEC) و (NOAEL) مع الإندوسلفان واللدان، وجرى إدراج اثان من الملوثات العضوية الثابتة في سنتي ٢٠٠٩ و ٢٠١١ استناداً إلى عملية استعراض جرت في المادة ٨. وأظهر هذا النهج في بيانات أن الفينول الخماسي الكلور والأينثول الخماسي الكلور والإندوسلفان واللدان توجد بتركيزات قابلة للمقارنة في الكائنات الحية وفي جماعات البشر من المناطق النائية (انظر الجدول ٣-١). واعتُبر أن للفينول الخماسي الكلور والأينثول الخماسي الكلور سمية مماثلة لمادتي الإندوسلفان واللدان.

الجدول ٣-١: مقارنة بين بعض قيم السمية والتركيزات المقاسة في مجموعات الكائنات الحية والإنسان

مقارنة بين سمية الإندوسلفان والليندين والفينول الخماسي الكلور/الأنيسول الخماسي الكلور					
السمية للكائنات المائية	التركيز الأدنى للأحياء المائية دون تأثير ملاحظ	الإندوسلفان: ٠.٠٥ ميكروغرام/لتر (Knacker et al., 1991)	الليندين: ٢.٩ ميكروغرام/لتر (موجز مخاطر الليندين)	الفينول الخماسي الكلور: ٢ و >١٥ ميكروغرام/لتر (Euro Chlor 1999)	الأنيسول الخماسي الكلور: لا تتوفر بيانات
السمية للتدييات	التركيز الأدنى للتدييات دون تأثير ملاحظ	الإندوسلفان: ٠.٦ ملغ/كغ من وزن الجسم يومياً الجرذان (Ruckman et al., 1989) الكلاب: (Brunk 1989-1990)	الليندين: ٠.٨ ملغ/كغ من وزن الجسم يومياً الأرنب (موجز مخاطر الليندين)	الفينول الخماسي الكلور: ١ ملغ/كغ يومياً (Demidenko, NM. 1969)	الأنيسول الخماسي الكلور: لا تتوفر بيانات
مقارنة للتركيزات المقاسة في مجموعة الكائنات الحية (فيما يتعلق بالإندوسلفان: $\sum = \alpha\text{-endosulfan} + \beta\text{-endosulfan} + \text{endosulfansulfate}$ أو محصلة الإيزوميرات المشار إليها في حالات أخرى)					
المرجع والمكان	الكائن الحي (النسيج)	متوسط (المدى) للإندوسلفان	متوسط (المدى) لليندين	متوسط المدى للفينول (الخماسي الكلور)	متوسط المدى للأنيسول (الخماسي الكلور)
Bengtson Nash et al 2008	اللافقاريات: الإيفوزيات	\sum 419 (<LOQ-451) pg/g lw	127 (<LOQ-127) pg/g lw		
Herve et al. 1988	بلح البحر في فنلندا				<1 – 274 ng/g lw
Wade et al. 1998	بلح البحر في الولايات المتحدة				<0.25-8.99 ng/g dw
EPA 910-R-01-003. 2003: ألاسكا	الأسماك: سلمون الربيع الأسماك: سلمون كيتا الأسماك: السلمون ذو الظهر الأزرق	\sum (<273-780) ng/kg \sum (<273)ng/kg \sum (<273-1610) ng/kg	(<124-203) ng/kg (<124-186) ng/kg (<124-793) ng/kg		
Hinck et al. 2008	سمك القاروص والشبوط				60-380ng/kg ww 720-3.180ng/kg ww
Swackhammer et al. 1988	تروثة البحيرات السمك الأبيض				3.600 ng/kg lw 6.5 ng/g lw

2.300ng/kg lw (median)				سمك القد الأطلسي	Vorkamp et al. 2004
70(<MDL-350) ng/kg lipid				تروثة البحيرات (٢٠٠٢ - ٢٠٠٩)	كندا، لم ينشر
		8 ng/g lw	$\alpha + \beta$ 8 ng/g lw	التنديبات: الدب القطبي (الشحم)	Bentzen et al 2008، ألاسكا
11 (<0.1-42)ng/g lw				الدب القطبي	Bentzen et al 2008، ألاسكا
		0.19 ng/g ww	Σ 3.15 ng/g ww	الطيور: الأوك (البيض)	Roseau et al. 2008، ألاسكا
	<LOQ to 1.35 ng/g ww			الطيور (البيض)	Berger et al. 2004، النرويج
		1.04 ng/g lw 0.65 ng/g lw 0.34 ng/g lw 0.28 ng/g lw	Σ 3.02 ng/g lw Σ 2.68 ng/g lw Σ 1.99 ng/g lw Σ 0.90 ng/g lw	التنديبات البحرية؛ الفيلة؛ الفقمة الذكور البالغون الإناث البالغات الصغار الفراخ	Miranda-Filho et al.2007 المنطقة المتجمدة الجنوبية
0.11 (<MDL-0.82) ng/g lipid	1.0 ± 0.4 ng/g lw			الفقمة ذات الحلقة	Letcher et al. 2009 شرق غرينلاند
1.10 ng/g lw Harp Seal Narwhal Beluga Vorkamp et al. 2004		(<1 - 86.6) ng/g lw	α (<1 -33.6) ng/g lw	التنديبات البحرية: حوت مينك (الطبقة الشحمية)	Hobbs et al 2003 المحيط الأطلسي الشمالي
	Mean=1.55±0.19 Range 0.16-3.48 (n=19) ng/g ww Bowheadwhale			التنديبات البحرية، الحوت المقوس الرأس، البلاسما	Hoekstra et al. 2003 ألاسكا، الولايات المتحدة

مقارنة للتركيزات المقیسة لدى الإنسان					
(فيما يتعلق بالإندوسلفان: α -endosulfan + β -endosulfan + endosulfansulfate = Σ أو محصلة الإيزوميرات المشار إليها في حالات أخرى)					
المرجع والمكان	الكائن الحي (النسيج)	متوسط (المدى) للإندوسلفان	متوسط (المدى) للندین	متوسط المدى (للفينول الخماسي الكلور)	متوسط المدى (للأنيسول الخماسي الكلور)
WHO Europe 2003 (NL, DE, UK, CD)	اللبن	1-100 ng/g lipid	100 ng/g lipid		
Sandanger et al. (2004) المنطقة المتجمدة الشمالية في روسيا	البلازما		642ng/kg		
Sandauet al 2002 Nunavik Gulf of St. Lawrence and مركز حضري في جنوب كيبيك	البلازما الباردة		1,670 ng/kg, (628-7,680) ng/kg ww		
WHO Europe 2003 (NL)	الدم	100-200 ng/l			
Roze et al. (2009) (NL)	الدم	1 pg/g serum	1,018 (297-8,532) fresh weight basis (pg/g serum)		
Rylander 2012 Women of the general population in Norway (n=311)	الدم		Range: Less than level of detection to 7686 ng/L ww Median: 711 ng/L ww Arithmetic mean: 958 ng/L		
Dallaire 2009 قبائل الإنويت الكندية	البلازما		801 ng/L, n=567		
Guvenius 2003 Sweden	البلازما		2830 ng/L, n=15		
Dewailley et al. 2004 قبائل الإنويت في نونيفيك	البلازما		Mean= 1115.7 ng/g (n=925)		

٤ - توليفة للمعلومات

١٦٧- أدخل العمل بالفينول الخماسي الكلور للمرة الأولى كمادة حافظة للأخشاب في ثلاثينيات القرن الماضي، وله ضرب من التطبيقات الأخرى (مبيد عضوي، ومبيد للآفات، ومطهر، وعنصر مضاد للبقع، وعنصر مضاد للبكتريا، ومادة حافظة للأخشاب والمنسوجات). وينتج الفينول الخماسي الكلور بواسطة مفاعلة الكلور مع الفينول عند درجات حرارة مرتفعة في وجود عنصر حفاز. . ويجدر بالذكر أن وجود الديوكسينات في الفينول الخماسي الكلور ليس مشمولاً بإدراج الديوكسينات في المرفق جيم.

١٦٨- والفينول الخماسي الكلور إما أنه ليس له استخدامات في الدول الأعضاء في الاتحاد الأوروبي أو أن استخدامه محظور فيها. والفينول الخماسي الكلور مسموح به في نيوزيلاندا وروسيا وسويسرا فقط من أجل حفظ الأخشاب مع فرض قيود و/أو ضوابط تنظيمية إضافية في بليز وكندا والولايات المتحدة الأمريكية. كما أبلغ عن استخدامات مسجلة في المواد اللاصقة ومواد الطلاء والورق والمنسوجات في المكسيك. والاستخدامات في بلدان أخرى غير معروفة.

١٦٩- ولا ينتج الفينول الخماسي الكلور بشكل تجاري وبمذه الصفة فإنه لا ينطلق بشكل مقصود في البيئة، وهو مستقرب قد يتشكل في التربة والترسب من التدهور الحيوي للفينول الخماسي الكلور في ظل الظروف الهوائية بسبب بعض الكائنات المجهرية.

١٧٠- ونظراً لتدهور المتشابك والمسارات الأيضية للفينول الخماسي الكلور والأثينول الخماسي الكلور معاً في البيئة وفي الكائنات الحية، ينبغي النظر فيهما معاً في بيانات المخاطر.

١٧١- وهناك مصادر عديدة للفينول الخماسي الكلور في البيئة، بما في ذلك إطلاقه عند استخدامه وفقاً للاستخدامات المسجلة الراهنة، علاوة على المواقع الملوثة من استخدامات سابقة. كما يمكن للفينول الخماسي الكلور وبالتالي الأثينول الخماسي الكلور أن يكونا الناتج التحويلي والمستقرب لمركبات كلورية عضوية أخرى مثل سداسي كلور البنزين واللدان وخماسي كلورنترتو البنزن. كما لا يمكن تقدير كمية الفينول الخماسي الكلور، والأثينول الخماسي الكلور، في البيئة.

١٧٢- وينتقل الفينول الخماسي الكلور بشكل معتدل في أنواع التربة التي تتسم بتركيز أقل في أيون الهيدروجين وينتقل في التربة التي تتسم بتركيز أعلى في أيون الهيدروجين وهو ينشطر إلى أجزاء في الترسبات والتربة. وقد يحدث تدهور الفينول الخماسي الكلور بسبب تحلل الضوء الذي يعتبر المسار الأسرع وكذلك بسبب التفشخ الحيوي. وفي ظل الظروف البيئية المعتادة، تعتبر فترات منتصف العمر أقل من أربع أسابيع (في الماء) وأقل من ٢٠ أسبوعاً (في الترسب) وأقل من ١٠ أسابيع (في التربة).

١٧٣- ونادراً ما يتحلل الأثينول الخماسي الكلور في الماء ومن المحتمل أن يكون غير متنقل إلى متنقل بشكل طفيف في أنواع التربة وينشطر إلى ترسبات في النظم المائية. ومن المتوقع أن يتطاير من التربة الرطبة والنظم المائية استناداً إلى متوالية قانون هنري ولكن في ظل ظروف مختبرية لوحظ التطاير من الماء ولكن ليس من التربة.

١٧٤- وتبلغ تقديرات القيم المقبولة عموماً في سجل "كو KOW" للفينول الخماسي الكلور ٥.١٢ و ٥.١٨ متجاوزة معيار الفرز فيما يتعلق بالتراكم الأحيائي. ولا تستوفي قيم معامل التراكم الأحيائي في القشريات والحيوانات المائية كالمحاربات والديدان المائية والأرضية وفي الأسماك معيار الفرز ٥.٠٠٠. وقد وُجدت قيمة خاصة بمعامل التراكم الأحيائي قدرها ١.٥ فيما يتعلق بالفينول الخماسي الكلور في دهنيات الدب القطبي. وتبلغ قيمة الأثينول الخماسي الكلور في سجل "كو KO" ٥.٤٥ وهي تتجاوز معيار الفرز وقدره ٥.

١٧٥- ومن المحتمل أن يتعرض الأثينول الخماسي الكلور لانتقال بعيد المدى إلى مواقع نائية بواسطة التطاير المتنبأ به والملاحظ في الدراسات المختبرية، علاوة على الاستبانات في الهواء والتلوج في المواقع النائية. كما يمكن أن يتكون الفينول

الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور في المناطق النائية بواسطة مواد كلورية عضوية أخرى مثل سداسي كلورو البنزين الموجودة فعلاً في تلك المناطق. والأهمية النسبية لمساهمة المسارين (التحول المحلي للمركبات الكلورية العضوية الأخرى والانتقال البعيد المدى الفعلي) غير معروفة.

١٧٦- يوجد الفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور في الهواء والماء ومجموعات الكائنات الحية في جميع أنحاء العالم، بما في ذلك المناطق النائية. والأينسول الخماسي الكلور أكثر غلبة في الهواء من الفينول الخماسي الكلور، في حين أن الفينول الخماسي الكلور يكتشف بتركيزات أعلى من الأينسول الخماسي الكلور في التربة والرسوبيات والحماة. وفي مجموعات الكائنات الحية، تتماثل تركيزات الفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور. بيد أنه حيثما تتاح بيانات طويلة الأجل، فإنه يبدو أن تركيزات الفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور تتناقص في الهواء وفي مجموعات الكائنات الحية.

١٧٧- وقد عثر على الفينول الخماسي الكلور في الدم والبول والسائل المنوي، وفي اللبن والنسيج الدهني لدى الإنسان. وتبين معلومات الرصد الإحيائي وجود مستويات مماثلة من الفينول الخماسي الكلور لدى السكان في المناطق النائية وفي المناطق الآهلة. وتدل أيضاً على التعرض، ومن ثم المخاطر المحتملة على الأجنة والرضع والبالغين. وبمقارنة الفينول الخماسي الكلور بمركبات مكلورة أخرى فإنه يعتبر واحداً من أكثر ما تم قياسه من الملوثات غلبة في بلازما الدم.

١٧٨- ويقوم الفينول الخماسي الكلور، لا الأينسول الخماسي الكلور، بتفكيك الفسفرة المؤكسدة. وحيث أنه يتم نزع الميثيل من الأينسول الخماسي الكلور ليعود إلى شكل الفينول الخماسي الكلور في عدد من الأنواع، ومثاله الفئران والجرذان والأرانب والأسماك، فإن معلومات السمية للفينول الخماسي الكلور تعتبر ذات صلة أيضاً بالأينسول الخماسي الكلور.

١٧٩- ويعتبر الفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور مسامين للكبد ومسببين للسرطان ومسممين لجهاز المناعة والجهاز العصبي، ومسممين لجهاز الإنجاب. ويجدر بالإشارة إلى أن بعض هذه الأخطار يمكن أن تُستحث بواسطة نمط نشاط الغدد الصماء، وأنه لا يوجد توافق في الرأي العلمي بشأن وجود عتبة لنمط النشاط هذا. وبالنظر إلى تركيز الفينول الخماسي الكلور/الأينسول الخماسي الكلور الملاحظ في البشر فإنه لا يمكن استبعاد وجود آثار سلبية على صحة البشر متصلة بالسُميات المذكورة آنفاً.

١٨٠- ويعد الفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور مادتين سامتين للغاية بالنسبة للأحياء المائية. وتكون التركيزات المفاد عنها من عمليات الرصد البيئي أقل عموماً من المستويات المتوقعة أن تحدث تأثيراً بيئياً، لا سيما في المناطق النائية. بيد أن التوزيع الواسع النطاق للفينول الخماسي الكلور/الأينسول الخماسي الكلور، والواقع المتمثل في أن الفينول الخماسي الكلور/الأينسول الخماسي الكلور موجود بكثرة بمستويات قابلة للقياس في مجموعات الكائنات الحية، يجعل من غير الممكن استبعاد تسببه بتأثيرات بيئية.

١٨١- وبالإضافة إلى التفاعل بين الفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور، يمكن أن يكون لهاتين المادتين تفاعلات سمية مع ملوثات عضوية ثابتة أخرى. فإذا ما أعطي الفينول الخماسي الكلور مع سداس كلور البنزين فإنه يزيد من شدة البرفيرية التي يحدثها سداس كلور البنزين. ويجب النظر أيضاً في أن الكبد هو الجهاز المستهدف، لا بالفينول الخماسي الكلور فحسب بل بجميع أيزوميرات سداسي كلور الهكسان، مما قد يهدد بتأثيرات إضافية.

١٨٢- وقد قورنت مستويات الفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور في المناطق النائية، بالإضافة إلى بارامتراتهما السمية (التركيز غير المسبب لتأثير يذكر والمستوى غير المسبب لتأثير يذكر) مع الاندوسلفان والليندين، وهما ملوثان عضويان ثابتان أدرجا في عام ٢٠٠٩ و ٢٠١١ بناء على عملية استعراض تنص عليها المادة ٨. وقد أظهر هذا النهج في موجز المخاطر أن الفينول الخماسي الكلور والأينسول الخماسي الكلور والليندين والاندوسلفان توجد جميعها بتركيزات مشابهة في مجموعات

الكائنات الحية ولدى سكان المناطق النائية. واعتبر أن للفينول الخماسي الكلور والانيسول الخماسي الكلور سمية مماثلة لسمية الاندوسلفان والليندين.

٥ - بيان ختامي

١٨٣- يجري النظر في إدراج الفينول الخماسي الكلور والمركبات المتصلة به التي تساهم في ظهور الفينول الخماسي الكلور في البيئة (خماسي كلورو فينيلات الصوديوم، ولورات الفينول الخماسي الكلور، والأنيسول الخماسي الكلور، وهو ناتج تحولي من الفينول الخماسي الكلور) في المرفقات ألف و/أو باء وجيم للاتفاقية. وقامت اللجنة بتقييم معلومات المرفق دال في اجتماعها الثامن في جنيف في الفترة من ١٥ إلى ١٩ تشرين الأول/أكتوبر ٢٠١٢، وقررت أنه في حين أن جزيئ الفينول الخماسي الكلور ذاته لا يفي بجميع معايير الفرز المحددة في المرفق دال، فإن الفينول الخماسي الكلور وأملاحه وأسترته يفي بالمعايير المحددة في المرفق دال، مع الأخذ في الاعتبار بناتجه التحولي الأنيسول الخماسي الكلور.

١٨٤- وقدم الأطراف والمراقبون في المرفق هاء معلومات إضافية من أجل موجز بيانات المخاطر. وبينت تلك المعلومات أنه تم تخفيض الاستخدامات العالمية وتقديرات الإنتاج بشكل له شأنه منذ تسعينيات القرن الماضي. بيد أن معلومات الاستخدام والإنتاج ناقصة بالنسبة لعدد من البلدان. لقد حددت التقييمات الوطنية والدولية السابقة الشواغل المثارة بشأن الفينول الخماسي الكلور، ومن ثم نفذت البلدان تدابير لتقليل كل من التعرض البشري والبيئي له، مثل الحظر وتقييد الاستخدامات والتدابير التنظيمية الإضافية من أجل مرافق معالجة الأخشاب و/أو التخلص من الخشب المعالج، والإدراج تحت اتفاقيات دولية مثل اتفاقية روتردام.

١٨٥- ولا يزال يجري اكتشاف كل من الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور مراراً في البيئة الوثيقة القرب من المصادر الأساسية، علاوة على المناطق النائية. وتركيزات الفينول الخماسي الكلور في الهواء مشابهة لتلك الخاصة ببعض الملوثات العضوية الثابتة الأخرى. وتبين دراسات الرصد الأحيائي للبشر أن الفينول الخماسي الكلور يجري قياسه باستمرار في الناس في مختلف أنحاء العالم. ولكل من الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور سمية عالية حادة ومزمنة لدى الإنسان وفي البيئة. ويوجد الفينول الخماسي الكلور والانيسول الخماسي الكلور في مجموعات الكائنات الحية ولدى السكان بتركيزات مماثلة في المناطق النائية، ولهما مستويات سمية مماثلة للملوثات العضوية الثابتة المدرجة مسبقاً. وبالإضافة إلى التفاعل بين الفينول الخماسي الكلور والانيسول الخماسي الكلور، قد تكون هناك تفاعلات سمية مع ملوثات عضوية ثابتة أخرى.

١٨٦- واستناداً إلى الخصائص المتأصلة في الفينول الخماسي الكلور والأنيسول الخماسي الكلور، وبالنظر إلى حدوثهما الواسع الانتشار في الحيوز البيئية والكائنات الحية/البشر في مناطق نائية، فإنه يستنتج من ذلك بأن من المحتمل أن يسفر الفينول الخماسي الكلور وناتجه التحولي الأنيسول الخماسي الكلور، نتيجة لانتقاله البيئي البعيد المدى، إلى آثار معاكسة لها شأنها على البشر وإلى آثار بيئية، مما يبرر اتخاذ إجراء علمي.

AMAP 2009. AMAP Assessment 2009: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xiv+254 pp.

Badkoubi, A., D.K. Stevens and I.P. Murarka. 1996. Quantification of pentachlorophenol transformation product distribution in the presence of *Phanerochaete chrysosporium*; Arch. Environ. Contam. Toxicol. 30:1-8.

Barrie, L., Falck, E., Gregor, D., Iverson, T., Loeng, H., Macdonald, R., et al. 1998. The influence of physical and chemical processes on contaminant transport into and within the Arctic. In: Gregor, D., Barrie, L., Loeng, H., editors. The AMAP Assessment. p. 25-116.

Beard, AP; Rawlings, NC. (1998) Reproductive effects in mink (*Mustela vison*) exposed to the pesticides lindane, carbofuran and pentachlorophenol in a multigeneration study. J Reprod Fertil 113:95–104.

Beard, AP; McRae, AC; Rawlings, NC. (1997) Reproductive efficiency in mink (*Mustela vison*) treated with the pesticides lindane, carbofuran and pentachlorophenol. J Reprod Fertil 111:21–28.

Beard, AP; Bartlewski, PM; Rawlings, NC. (1999a) Endocrine and reproductive function in ewes exposed to the organochlorine pesticides lindane or pentachlorophenol. J Toxicol Environ Health A 56:23–46.

Beard, AP; Bartlewski, PM; Chandolia, RK; et al. (1999b) Reproductive and endocrine function in rams exposed to the organochlorine pesticides lindane and pentachlorophenol from conception. J Reprod Fertil 115:303–314.

Becker, K., M. Müssig-Zufika, A. Conrad, A. Lüdecke, C. Schultz, M. Seiwert, M. Kolossa-Gehring. 2008. German Environmental Survey for Children 2003/06 – GerES IV- Human Biomonitoring. Levels of selected substance in blood and urine of children in Germany. Federal Environment Agency (UBA) Dessau-Roßlau. 93 pp.

Bentzen, T.W., D.C.G. Muir, S.C. Amstrup and T.M. O’Hara. 2008. Organochlorine concentrations in blood and adipose tissue of Southern Beaufort Sea polar bears. Sci. Tot. Environ. 406:352-367.

Berger, U. Herzke, D. and Sandanger, T.M. 2004. Two Trace Analytical Methods for Determination of Hydroxylated PCBs and Other Halogenated Phenolic Compounds in Eggs from Norwegian Birds of Prey. Anal. Chem. 76:441-452.

Borysiewicz, M. 2008. Risk Profile of Pentachlorophenol. Institute of Environmental Protection, Poland. Dossier prepared in support of a proposal of pentachlorophenol to be considered as a candidate for inclusion in the Annex I to the Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Persistent Organic Pollutants (LRTAP Protocol on POPs). UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5.

Bradman, A., Barr, D.B., Henn, B.G.C., Drumheller, T., Curry, C. and Eskenazi, B. 2003. Measurements of pesticides and other toxicants in amniotic fluid as a potential biomarker of prenatal exposure. Env. Health Perspect. 111(14)1779-1782.

Bulle, C. et al. 2010. Enhanced migration of PCDD/Fs in the presence of PCP-treated oil in soil around utility poles: screening model validation. Env. Tox. Chem 29(3):582-590.

CCME 1997. Canadian Council of Ministers of the Environment. 1997. Canadian Soil Quality Guidelines for Pentachlorophenol: Environmental and Human Health. Prepared by the CCME Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites.

CERI 2013. Study on the transformation of PCP in the environment (in Japanese), Chemicals Evaluation and Research Institute.

Cessna, A.J., Waite, D.T., Constable, M. 1997. Concentrations of pentachlorophenol in atmospheric samples from three Canadian locations, 1994. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58:651-658.

Chung, N. and S.D. Aust. 1995. Degradation of pentachlorophenol in soil by *Phanerochaete chrysosporium*, Journal of Hazardous Materials 41: 177-183.

The Clean Environment Commission. 1984. Report on the Review of the Plan for the Rehabilitation of the Site of Domtar Inc. Former Wood Preserving Plant, Transcona, Manitoba. December 1984.

Cooper, GS and Jones, S. 2008. Pentachlorophenol and cancer risk: focussing the lens on specific chlorophenols and contaminants. *Environmental Health Perspectives* 116: 1001-1008.

Cooper, P and Radivojevic S. 2012 Report: A review of Regulatory Instruments to minimize the risks and releases of toxic substances from the wood preservation industry. Prepared for: Environment Canada. January 12 2012. 130 pp.

Corona, MV et al. 2013. Attic dust assessment near a wood treatment plant: past air pollution and potential exposure. Ecotoxicol. Env. Safety Sept.; 95:153-160.

- Czaplick, M. 2004. Sources and transformations of chlorophenols in the natural environment. *Science of the Total Environment* 322: 21–39.
- Dallaire, R., Muckle, G., Dewailly, E., Jacobson, S., Jacobson, J., Sandanger, T., Sandou, C., Ayotte, R. 2009a. Thyroid hormone levels of pregnant Inuit women and their infants exposed to environmental contaminants. *Environmental Health Perspectives* 117 (6): 1014 – 1020.
- Dallaire, R., Dewailly, E., Pereg, D., Dery, S., Ayotte, P. 2009b. Thyroid function and plasma concentrations of polyhalogenated compounds in Inuit adults. *Environmental Health Perspectives* 117(9) 1380 – 1386.
- Daniel, V., Huber, W., Bauer, K., Suesal, C., Mytilineos, J., Melk, A., Conradt, C., Opelz, G. 2001. Association of elevated blood levels of PCP with cellular and humoral immunodeficiencies. *Arch Environ Health* 56(1):77-83.
- D'Angelo, E.M. and Reddy, K.R. 2000 Aerobic and anaerobic transformations of pentachlorophenol in wetland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (3), 933-943 (2000).
- Daniel, Volker et al. 2001. Association of elevated blood levels of PCP with cellular and humoral immunodeficiencies. *Arch Environ Health* 56(1):77-83.
- Daniel, V; Huber, W; Bauer, K; et al. (1995) Impaired in vitro lymphocyte responses in patients with elevated pentachlorophenol (PCP) blood levels. *Arch Environ Health* 50:287–292.
- Dewailly, E., Dallaire, R., Pereg, D., Ayotte, P., Fontaine, J. and S. Dery. 2007. Exposure to environmental contaminants in Nunavik : Persistent Organic Pollutants and New Contaminants of Concern. Government of Quebec. 28 pp.
- Dorrestein, G. M., and R. Zelle. 1979. Pentachlorophenol poisoning in nestlings of canaries (*Serinus canarius*). *Tijdschr. Diergeneesk.* 104:268-273.
- Dirtu AC, Jaspers VL, Cernat R, Neels H, Covaci A. 2010. Distribution of PCBs, their hydroxylated metabolites, and other phenolic contaminants in human serum from two European countries. *Environ Sci Technol* 44(8):2876-83.
- Dobbs, A.J. and C. Grant. 1980. Pesticide volatilization rates: a new measurement of the vapour pressure of pentachlorophenol at room temperature. *Pestic. Sci.* 11:29-32 (1980).
- The Economist Intelligence Unit. 1981. www.economist.com/topics/economist-intelligence-unit Eriksson G; Jensen S; Kylan H; Strachan, W. 1989. The pine needle as a monitor of atmospheric pollution. *Nature* 341:42-44.
- www.eurochlor.org/upload/documents/document91.pdf Ewers, UKrauseSchulzInt Arch Occup Environ Health. Fellin, P., Barrie, L. A., Dougherty, D., Toom, D., Muir, D., Grift, N., Lockhart, L., Billeck, B. 1996. Air monitoring in the Arctic: Results for selected persistent organic pollutants for 1992. *Environ. Toxicol. and Chem.* 153:253-261.
- Ford, C. I., Walter, M., Northcott, G. L., Hong J. D., Cameron, K. C., Trower, T., 2007. Fungal inoculum properties: extracellular enzyme expression and pentachlorophenol removal by New Zealand *Trametes* species in contaminated field soils. *J. Environ. Qual.* 36, 1749-1759
- Fréry N, Guldner L, Saoudi A, Garnier R, Zeghnoun A, Bidondo ML. Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement. Tome 2 - Polychlorobiphényles (PCB-NDL) et pesticides. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2013. 180 p. Disponible à partir de l'URL:<http://www.invs.sante.fr>
- Fries, GF et al. 2002. Treated wood in livestock facilities: relationship among residues of PCP, dioxins and furans in wood and beef. *Env. Poll.* 116:301-307.
- Glickman, A.H., Statham, C.N., Wu, A and Lech, J.J. 1977. Studies on the uptake, metabolism, and disposition of pentachlorophenol and pentachloroanisole in rainbow trout. *Toxicology and Applied Pharmacology* 41:649-658.
- Guvenius, D. et al. 2003. Human prenatal and postnatal exposure to PBDEs, PCBs, polychlorophenylols, and PCP. *Env. Health Perspect.* 111(9):1235-1241.
- Government of Canada. 2012. PCA monograph.
- Haimi J, Salminen J, Huhta V, Knuutinen J and Palm H. 1993 Chloroanisoles in soil and earthworms. *Science of the Total Environment*, supplement 1993: 439-448 (1993).
- Haimi J, Salminen J, Huhta V, Knuutinen J and Palm H. 1992 Bioaccumulation of organochlorine compounds in earthworms. *Soil Biology and Biochemistry* 24(12): 1699-1703 (1992).
- Hattemer-Frey, H.A. and C.C. Travis. 1989. Pentachlorophenol: environmental partitioning and human exposure. *Arch Environ. Contam. Toxicol.* 18:482.
- Health Canada 2013. Second Report on Human Biomonitoring of Environmental Chemicals in Canada. Results of the Canadian Health Measures Survey Cycle 2 (2009-2011). 424 pp.

- Health Canada, Pest Management Regulatory Agency. 2011. Heavy Duty Wood Preservatives: Creosote, Pentachlorophenol, Chromated Copper Arsenate (CCA) and Ammoniacal Copper Zinc Arsenate (ACZA). Re-evaluation Decision PRVD 2011-06. 36 pp.
- Hill, Robert H. Jr. et al. 1989. Residues of chlorinated phenols and phenoxy acid herbicides in the urine of Arkansas children. *Arch Environ Contam Toxicol* 18:469-474.
- Hill, E.F. Health, R.G., Spann, J.W. and Williams, J.D. 1975. Lethal dietary toxicities of environmental pollutants to birds, Washington D.C., US Fish and Wildlife Service, Department of the Interior, 61 pp (special Scientific Report – Wildlife No. 191).
- Hoekstra, P.F., Letcher, R.J., O'Hara, T.M., Backus, S.M., Solomon, K.R. and Muir, D.C.G. 2003. Hydroxylated and methylsulfone-containing metabolites of PCBs in the plasma and blubber of bowhead whales. *Env. Toxicol. Chem.* 22:2650-2658.
- Hoferkamp, L. M.H. Hermanson, and D.C.G. Muir. 2010. Current use pesticides in Arctic media; 2000-2007. *Sci. Total Environ.* 408 (15): 2985-2994.
- Hudson, R., Tucker, R., and Haegele, M. 1984. Handbook of toxicity of pesticides to wildlife. Second Edition. U.S. Fish and Wildlife Service, Resources Publication No. 153, Washington, D.C.
- Hung, H. 2013., Personal communication. Unpublished archive data, Environment Canada.
- Hung, H., Kallenborn, R., Breivik, K., Su, Y., Brorström-Lunden, E., Olafsdottir, K., Thorlacius, J. M., Keppanen, S., Bossi, R., Skov, H., Manó, S., Stern, G., Sverko, E., Fellin, P. (2010) Atmospheric monitoring of organic pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 1993-2006. *Sci. Tot. Environ.* 408: 2854–2873.
- Ikeda GJ, Sapienza PP and Warr PI., 1994. Disposition and metabolism of radiolabelled pentachloroanisole in rats and rabbits, *Food and Chemical Toxicology*; 32, 1137-1146 (1994).
- Ikeda, G.J. and P.P. Sapienza. 1995. Distribution, Metabolism and Excretion of Pentachloroanisole in the Beagle Dog and Miniature Pig. *Food Chem. Toxic.* 33 (5): 409-421. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe Mezinárodní komise pro ochranu Labe (IKSE). 2010. Zahlentafeln der physikalischen, chemischen und biologischen Parameter des Internationalen Messprogramms Elbe. 506 pp. http://www.ikse-mkol.org/uploads/media/Zahlentafeln_2010_IKSE.pdf
- International Registrar of Potentially Toxic Chemicals. 1983. Data profile on pentachlorophenol. United Nations Environment Programme, Geneva.
- IVL report 2002.
- Jayawerra, R., Petersen, R. Smejtek, P. 1982. Induced hydrogen ion transport in lipid membranes as origin of toxicity of pentachlorophenol in an alga. *Pesticide Biochemistry and Physiology.* 18: 197-204.
- Jiang X, Martens D, Schramm K-W, Kettrup A, Xu SF and Wang LS. 2000. Polychlorinated organic compounds (PCOCs) in waters, suspended solids and sediments of the Yangtse River. *Chemo.* 41: 901-905.
- Kennedy, J. M. and Talbert, R. E.. 1977. Comparative Persistence of Dinitroaniline Type Herbicides on the Soil Surface. *Weed Science* 25:373-381.
- Kitunen, VH et al. 1987. Contamination of Soil Around Wood Preserving Facilities. *Env. Sci. Technol.* 21:96-101.
- Kuwatsuka S and M Igarashi. 1975. Degradation of PCP in Soils: The Relationship between the Degradation of PCP and the Properties of Soils, and the Identification of the Degradation Products of PCP. *Japanese Society of Soil Science and Plant Nutrition* 21(4): 405-414.
- Lamar RT, Larsen MJ and Kirk T K. 1990. Sensitivity to and Degradation of Pentachlorophenol by *Phanerochaete* spp. *Applied and Environmental Microbiology* 56(11): 3519-3526.
- Larsdotter, M. Darnerud, P.O., Aune, M., Glynn, A. and Bjerselius, R. 2005. Serum concentrations of PCP, PCBs, and hydroxylated metabolites of PCB during pregnancy and lactation. *Livmedelsverket* 2005.
- Lee, CC et al. 2006. Human PCDD/F levels near a PCP contamination site in Tainan, Taiwan. *Chemosphere* 65:436-448.
- Letcher RJ, Gebbink WA, Sonne C, Born EW, McKinney MA, Dietz R. 2009. Bioaccumulation and biotransformation of brominated and chlorinated contaminants and their metabolites in ringed seals (*Pusa hispida*) and polar bears (*Ursus maritimus*) from East Greenland. *Env. Int.* 35:1118-1124.
- Li, Cheng et al. 2012. Long-term persistence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in air, soil and sediment around an abandoned PCP factory in China. *Env Poll* 162:138-143.

- Lorber, MN et al. 2002. Investigation of the potential release of polychlorinated dioxins and furans from PCP-treated utility poles. *Sci. Total Env.* 290:15-39.
- Machado, K. M. G., Matheus, D. R. R., Monteiro T. R., Bononi V. L. R., 2005. Biodegradation of pentachlorophenol by tropical basidiomycetes in soils contaminated with industrial residues. *World Journal of Microbiology and Biotechnology.* 21, 297-301.
- Mackay D and AW Wolkoff. 1973. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. *Eviron. Sci. Technol.* 7(7):611-614.
- Mackay, D., Shiu W-Y. Ma, K-C and Lee, S.C., 2006. *Physical-chemical properties and environmental fate for organic compounds.* 2nd ed. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press, Taylor & Francis group. 4182 pp
- McCarty L and MacKay D.,1993. Enhancing Ecotoxicological modeling and assessment. *Environ. Sci. Technol.* 27(9): 1719-1728.
- McCall, P.J., Laskowski, D.A., Swamm, R.L. and Dishburger, H.J. (1981). Measurements of sorption coefficients of organic chemicals and their use in environmental fate analysis. In *Test Protocols for Environmental Fate and Movement of Toxicants.* Proceedings of AOAC Symposium, AOAC, Washington, D.C.
- McConnachie, PR; Zahalsky, AC. 1991. Immunological consequences of exposure to pentachlorophenol. *Arch Environ Health* 46:249–253.
- Meijer L, Martijn A, Melessen J, Brouwer A, Weiss J, de Jong FH, Sauer PJ. 2012 Mar. Influence of prenatal organohalogen levels on infant male sexual development: sex hormone levels, testes volume and penile length. *Hum Reprod* 27(3):867-72.
- Ministry for the Environment, New Zealand. 1998. Reporting on Persistent Organochlorines in New Zealand.
- Minomo, K., N. Ohtsuka, S. Hosono, K.Nojiri, K. Kawamura. 2011. Seasonal change of PCDDs/PCDFs/DL-PCBs in the water of Ayase River, Japan: Pollution sources and their contributions to TEQ. *Chemosphere* 85:188-1994.
- Muir D. 2013. Unpublished data, Environment Canada. Submitted by Canada Annex E .
UNEP-POPS-POPRC8CO-SUBM-PCP-Canada_6-130111.En[1]
- Murthy, NBK and Kaufman, DD and Fries, GF 1979. Degradation of pentachlorophenol (PCP) in aerobic and anaerobic soil. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 14 (1): 1-14 (1979).National Health and Nutrition Examination Survey: 2013. Centre for Disease Control and Prevention.
- Oliver, B.G., and Niimi, A.J. 1985. Bioconcentration Factors of Some Halogenated Organics for Rainbow Trout: Limitations in Their Use for Prediction of Environmental Residues"; *Environ. Sci. Technol.* 19 (9) 842-849.
- Opperhuizen, A., and Voors, P.I. 1987. Uptake and Elimination of Polychlorinated Aromatic Ethers by Fish: Chloroanisoles; *Chemosphere* 16 (5) 953-962.
- Orton, F., Lutz, I, Kloas, W and E.J. Routledge . 2009. Endocrine disrupting effects of herbicides and pentachlorophenol: in vitro and in-vivo evidence. *Environ Sci Technol.* March 15, 1009; 43 (6).
- Oslo Paris Commission. 2004. Pentachlorophenol. 31 pp.
- Park, JS, Bergman A, Linderholm L, 2008. Placenta transfer of polychlorinated biphenyl, their hydroxylated metabolites and pentachlorophenol in pregnant women from eastern Slovakia. *Chemosphere* 70:1676-1678.
- Pfender, W. F., Maggard, S. P., Gander, L. K., Watrud, L. S., 1997. Comparison of three bioremediation agents for mineralization and transformation of pentachlorophenol in soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59, 230-237.
- Pierce, R.H. and Victor, D.M., 1978. The Fate of Pentachlorophenol in an Aquatic Ecosystem. *In: Pentachlorophenol: chemistry, pharmacology, and environmental toxicology.* Edited by K. R. Rao. Plenum Press, New York. pp. 27-39.
- Rawlings, NC; Cook, SJ; Waldbillig, D. (1998) Effects of the pesticides carbofuran, chlorpyrifos, dimethoate, lindane, triallate, trifluralin, 2,4-D, and pentachlorophenol on the metabolic endocrine and reproductive endocrine system in ewes. *J Toxicol Environ Health A* 54:21–36.
- Renner, G., 1981. Biotransformation of the fungicides hexachlorobenzene and pentachloronitrobenzene. *Xenobiotica* 11(7): 435-446.
- Rigot, J. and Matsumura, F., 2002. Assessment of the rhizosphere competency and pentachlorophenol-metabolizing activity of a pesticide-degrading strain of *Trichoderma harzianum* introduced into the root zone of corn seedlings. *J. Environ. Sci. Hlth PartB.* 37:201-210.

- Roze, E., Meijer, M., Bakker, A., Van Braeckel, K.N. J. A., Sauer, P.J.J. and Bos, A. F. 2009. Prenatal exposure to organohalogenes, including brominated flame retardants, influences motor, cognitive, and behavioral performance at school age. *Env. Health Perspect.* 117(12):1953-1958.
- Rubilar, O., Feijoo, G., Diez, C., Lu-Chau, T. A., Moreira, M. T., Lema, J. M. 2007. Biodegradation of pentachlorophenol in soil slurry cultures by *Bjerkandera adusta* and *Anthracoxyllum discolor*. *Ind. Eng. Chem. Res.* 46, 6744-6751.
- Rylander C, Lund E, Froyland L, Sandanger TM. 2012 Mar 27. Predictors of PCP, OH-PCBs, PCBs and chlorinated pesticides in a general female Norwegian population. *Environ Int.* 43C:13-20.
- Salminen, J., 1995. Effects of pentachlorophenol and biotic interactions on soil fauna and decomposition in humus soil. *Ecotox. and Env. Safety* 31:250-257.
- Sandanger, T.M. Dumas, P., Berger, U. and Burkow, I.C. 2004. Analysis of HO-PCBs and PCP in blood plasma from individuals with high PCB exposure living on the Chukotka Peninsula in the Russian Arctic. *J Environ Monit. Sep; 6(9):758-65.* Epub 2004 Aug 18.
- Sandau, C.D. Ayotte, P., Dewailly, É, Duffe, J., Norstrom, R.J. 2002. PCP and hydroxylated PCB metabolites in umbilical cord plasma of neonates from coastal populations in Quebec. *Env. Health Perspect.* 110(4):411-417.
- Schmitt CJ, Zajicek JL and Peterman PH. (1990) National Contaminant Biomonitoring Program: Residues of Organochlorine Chemicals in U.S. Freshwater Fish, 1976-1984. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 19: 748-781.
- Schreitmüller, J. and K. Ballschmiter. 1995 Air-water equilibrium of hexachlorocyclohexanes and chloromethoxybenzenes in north and south Atlantic; *Environ. Sci. Technol.* (29) pp 207-215 (1995).
- Schulz, C., A. Conrad, K. Becker, M. Kolossa-Gehring, M. Seiwert, B. Seifert. 2007. Twenty years of the German Environmental Survey (GerES): Human biomonitoring – Temporal and spatial (West Germany/East Germany) differences in population exposure. *Int. J. Hyg. Environ. Hlth.* 210:271-297.
- Senger, H. and Ruhl, D. 1980. The influence of pentachlorophenol on the biosynthesis of 5-aminolevulinic acid and chlorophyll. *International Journal of biochemistry.* 12: 1045-1048.
- Sjödin, A., Hagmar, L., Klasson-Wehler, E., Björk, J., and Bergman, Å., 2000. Influence of the Consumption of Fatty Baltic Sea Fish on Plasma Levels of Halogenated Environmental Contaminants in Latvian and Swedish Men. *Environ. Hlth. Perspectives* 108:1035-1041
- Shan et al. 2013. Enhanced cytotoxicity of PCP by PFOS in HepG2 cells. *Chemosphere.* In press.
- Smejtek, P. Jayaweera, A.R., Hsu, K. 1983. Electrical conductivity, transfer of hydrogen ions in lipid bilayer membranes and uncoupling effect induced by pentachlorobenzenethiol (pentachlorothiophenol). *Journal of Membrane Biology.* 76:227-234.
- Stedman T.M., Booth N.H., Bush, P.B., Page, R.K., and Goetsch, D.D. 1980. Toxicity and bioaccumulation of pentachlorophenol in broiler chickens. *Poult. Sci.* 59(5):1018-26.
- Su, Y., Hung, H., Stern, G., Sverko, E., Lao, R., Barresi, E., Rosenberg, B., Fellin, P., Li, H., Xiao, H. 2011. Bias from two analytical laboratories involved in a long-term air monitoring program measuring organic pollutants in the Arctic: a quality assurance/quality control assessment. *J. Environ. Monitor.* 13: 3111-3118.
- Su, Y., Hung, H., Blanchard, P., Patton, G.W., Kallenborn, R., Knoplev, A., Fellin, P., Li, H., Geen, C., Stern, G., Rosenberg, B., and Barrie, L.A., (2008) A circumpolar perspective of atmospheric organochlorine pesticides (OCPs): Results from six Arctic monitoring stations in 2000-2003; *Atmospheric Environment*, 42 (19), pp. 4682-4698.
- Suzuki G, Takigami H., Watanabe M., Takahashi S., Nose K., Asari M, Sakai S. (2008) Identification of Brominated and Chlorinated Phenols as Potential Thyroid-Disrupting Compounds in Indoor Dusts. *Environ. Sci. Technol.* 42, 1794-1800.
- Suzuki, T. 1983. Metabolism of Pentachlorophenol (PCP) by Soil Microorganisms. *Journal of Pesticide Science* 8: 385-394 (English abstract).
- Suzuki, T. 1983. Methylation and hydroxylation of Pentachlorophenol by *Mycobacterium* sp. Isolated from Soil. *Journal of Pesticide Science* 8: 419-428.
- Swackhammer, D.L. and Hites, R.A., 1988. Occurrence and bioaccumulation of organochlorine compounds in fishes from Siskiwit Lake, Isle, Royale, Lake Superior. *Environ. Sci. Technol.* 22:639-648 (1988).
- Tewari, P.C. and S. Shukla. 2012. Assessment of Pentachlorophenol (PCP) Degrading Bacterial strains Isolated from the Tannery Effluent Sludge of Jajmau (India). *Int. J. Science and Technol.* 2:39-49.
- Thakur, I.S. and S. Srivastava. 2013. Bioremediation and bioconversion of chromium and pentachlorophenol in tannery effluent by microorganisms. *Int. J. Technol.* 3:224-233.

- Thompson, T.S. and Treble, R.G. 1995. Use of pine needles as an indicator of atmospheric contamination by pentachlorophenol. *Chemosphere* 31:4387-4392
- Treble, R.G. and Thompson, T.S. 1996. Normal values for pentachlorophenol in urine samples collected from a general population. *Journal of Analytical Toxicology* 20: 313–317.
- Turgut, C., L. Atatnir, B. Mazzmanci, M.A. Mazmanci, B. Henkelmann, K-W. Schramm. The occurrence and environmental effect of persistent organic pollutants (POPs) in Taurus Mountain soils. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 19:325-334.
- U.S. EPA 1992. National Study of Chemical Residues in Fish Vol. II. EPA 823-R-92-008b.
- U.S. EPA 2008. Pentachlorophenol environmental fate and transport assessment. Office of Prevention, Pesticides, and Toxic Substances. EPA-HQ-OPP-2004-0402-0066. 21 pp. (2008).
UNEP-POPS-POPRC8CO-SUBM-PCP-USA_8-20130110.En[1]
- U.S. EPA 2008. Reregistration Eligibility Decision (RED) for Pentachlorophenol. EPA Docket OPP-2004-0402-0078. September 2008.
- U.S. EPA 2008b. Reregistration Eligibility Decision for Pentachloronitrobenzene. Office of Prevention, Pesticides, and Toxic Substances. June 2006. 102 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2009. The National Study of Chemical Residues in Lake Fish Tissue; EPA-823-R-09-006; U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water; Washington, DC. (2009); www.epa.gov/waterscience/fishstudy/
- U.S. EPA 2010. Toxicological review of pentachlorophenol. Integrated Risk Information System (IRIS) database. EPA/635/R-09/004F. Annex E Information Submitted by the U.S.A. 288 pp.
UNEP-POPS-POPRC8CO-SUBM-PCP-USA_6-20130110.En[1]
- U.S. EPA. 2011. Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.10. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- Van den Berg m, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, Rose M, Safe S, Schrenk D. Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklin M, Walker N and RE Peterson. 2006. The 2005 World Health Organisation Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. *Toxicological Sciences* 93(2):223-241.
- Veningerova, M. 1996. Chlorophenols in human milk. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 203:309-310.
- Vodicnik, M.J., Glickman, A.H., Rickert, D.E. and Lech, J.J., 1980. Studies on the Disposition and Metabolism of Pentachloroanisole in Female Mice. *Toxicology and Applied Pharmacology* 56: 311-316.
- Vorkamp, K, Riget, F, Glasius, M, Pécseli, M and Lebeuf, M., 2004. Chlorobenzenes, chlorinated pesticides, coplanar chlorobiphenyls and other organochlorine compounds in Greenland biota. *Sci. Total Environ.* 331: 157–175.
- Walter M, Boul L, Chong R and Ford C., 2004. Growth substrate selection and biodegradation of PCP by New Zealand white-rot fungi. *Journal of Environmental Management* 71: 361–369.
- Walter, M, Boyd-Wilson, K., Boul, L., Ford, C., McFadden, D., Chong, B., and Pinfold, J., 2005. Field Scale bioremediation of pentachlorophenol by *Trametes versicolor*. *International Biodeterioration and Biodegradation* 56: 51-57.
- Weber J, Halsall CJ, Muir DCG, Teixeira C, Burniston DA, Strachan WMJ, Hung H, MacKay N, Arnold D and H. Kylin. 2006. Endosulfan and γ -HCH in the arctic: An assessment of surface seawater concentrations and air-sea exchange. *Environ. Sci. and Technol.* 40(24):7570-7576.
- Wilson, N.K., J.C. Chuang, M.K. Moran, R.A. Lordo and L.S. Sheldon. 2007. An observational study of the potential exposures of preschool children to pentachlorophenol, bisphenol-A, and nonylphenol at home and daycare. *Env. Res.* 103 (207):9-20.
- World Health Organisation. 2003. Pentachlorophenol in Drinking Water. Background document for the development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Published in Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 2. Health criteria and other supporting information. World Health Organisation, Geneva, 1998.
- International Programme for Chemical Safety. 1987. Environmental Health Criteria 71 – Pentachlorophenol
- Zheng W, Wang X, Yu H, Tao X, Zhou Y, Qu W., 2011. Global trends and diversity in pentachlorophenol levels in the environment and in humans: a meta-analysis. *Environ Sci Technol* 45(11):4668-75.

يمكن الحصول على الوثائق التالية من الموقع:

<http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC9/Overview/tabid/3280/mctl/ViewDetails/EventModID/871/EventID/407/xmid/10326/Default.aspx>

UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.8.

UNEP/POPS/POPRC.7/4.

UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5.

UNEP/POPS/POPRC.7/INF/5/Add.1.

UNEP/POPS/POPRC.7/INF/6.

UNEP/POPS/POPRC.8/5.

UNEP/POPS/POPRC.8/INF/7.

Decision POPRC.8/4.

UNEP/POPS/POPRC.9/INF/7.
