اليورانيوم المنضب وبايولوجيا الأحياء

مدحت مجيد الساهوكي أيوب عبيد الفلاحي فدوى وليد عبد القهار
قسم المحاصيل الحقلية قسم المحاصيل الحقلية قسم الصناعات الغذائية
كلية الزراعة/جامعة بغداد كلية الزراعة/جامعة الانبار كلية الزراعة/جامعة الانبار

المستخلص

تسبب تلوث البيئة بالعناصر السامة يشكل تهديداً جدياً في جميع أنحاء العالم ويؤثر سلباً في حاصل النبات والكتلة الحيوية وخصوبة التربة. ثبت في العقود الثلاثة الماضية من خلال العديد من الدراسات أن هناك ملوثات كيمياوية معينة مثل المعادن السامة يمكن أن تبقى في البيئة لفترات طويلة لتتراكم في النهاية إلى مستويات قد تلحق الأذى بالكائنات الحية. فضلاً عن ذلك فان تعدد رتب وأنواع الكيمياويات التي تشكل جزءاً من بناء التربة يعقد من عملية إزالة المعادن الملوثة من البيئة. اليورانيوم معدن ثقيل يتواجد بشكل طبيعي في أديم الأرض، وهو عنصر مشع لإشعاعات ألفا ومن مجموعة actinide التي تظهر جميعها خصائص سمية إشعاعية وكيمياوية للكائنات الحية. يوجد اليورانيوم طبيعياً في التربة والصخور والمياه السطحية والأرضية والهواء والنباتات والحيوانات ونتيجة لذلك فإنها تتواجد بكميات ضئيلة في العديد من الأغذية ومياه الشرب. يتواجد اليورانيوم في النباتات بأجزاء المليون ويختلف تركيزه من نبات لآخر ومن جزء لآخر حتى ضمن النبات الواحد. تستخدم ذخائر اليورانيوم المنضب خلال النزاعات العسكرية لفعاليته الشديدة. يتسبب استخدام اليورانيوم المنضب بتلوث الهواء والماء والتربة فيؤدي ذلك إلى استنشاق أو تناول أو تلويث جروح الأطفال والنساء والرجال. يمثل غبار اليورانيوم المنضب خطراً كبيراً ومستمراً يتهدد المدنيين والبيئة بشكل تلوث إشعاعي ويتهدد جميع الأنظمة الحية لمدة تصل إلى 4.5 بليون سنة. تمثل التأثيرات الخارجية أو الداخلية للتلوث الناتجة عن العناصر المشعة خلال العمليات العسكرية أو التنجيم تهديداً جدياً للمجتمعات المدنية. تبين أن التعرض لليورانيوم المنضب يتسبب بمشاكل صحية جدية في الكلى والرئتين والكبد والدماغ، ويزيد الإشعاع المؤين من عدم استقرار الجينوم في العديد من أجيال الخلايا بعد التعرض له، وتبعاً لذلك فان عدم استقرار الجينوم نتيجة DNA-binding epigenetics سيزيد من تكرار حدوث الطفرات العالية الضرر. إن لليورانيوم بشكل ايون اليورانيل ألفة متباينة للارتباط مع فوسفات DNA، لذا فانه يمكن أن يتسبب "بتسمم وراثي" حتى عند التركيز الواطئة مما ينجم عنه أضرار جينومية ووراثية، من بينها التشوهات الخلقية والعقم والسرطان. عليه لابد من توعية جماهيرية لأبعاد هذا الخطر. وإجراء أبحاث مكثفة حول مخاطره وكيفية الحد منها على مستوى مشاريع بحثية طويلة الأمد.

The Iraqi Journal of Agricultural Sciences 41 (1):1-15 (2010) Elsahookie et al.

. DEPLETED URANIUM AND BIOTA BIOLOGY

M. M. Elsahookie A. O. Alfalahi F. W. Abdalqahar
Dept. of Field Crop Sciences Dept. of Field Crop Sciences Dept. of Food Sciences
College of Agric. /Univ. of Baghdad College of Agric. /Univ. of Alanbar College of Agric. /Univ. of Alanbar

ABSTRACT

The contamination of the environment with toxic metals has become a worldwide problem, affecting crop yields, soil biomass and fertility. In the last few decades many studies have proved that certain chemical pollutants such as toxic metals may remain in the environment for a long period and can eventually accumulate to levels that could harm humans. Moreover, the numerous classes and types of these chemicals apart from the soil structure complicate the removal of many toxic metals from the environment. Uranium is a naturally occurring heavy metal found in the Earth's crust. It is an alpha-emitter radioactive element from the actinide group that presents both radiotoxicant and chemotoxicant properties. Due to its presence in soil, rocks, surface and underground water, air, plants, and animals it occurs also in trace amounts in many foods and in drinking water. Its content in plants is found in ppm and varies from plant to another and from one part to another even within a single plant. Depleted uranium munitions are used during combat because they are extremely effective. While using of depleted uranium munitions we have contaminated air, water, and soil. Consequently, children, women, and men have inhaled, ingested, or got wounds contaminated with uranium. Depleted uranium dust will continue to be an extreme hazard to civilians and the environment as a radiological contaminant to all living systems for 4.5 billion years. External or internal contamination effects from radioactive elements during military or mining operations are a serious threat to human populations. Exposure to depleted uranium seems to result in serious health problems in kidneys, lungs, liver and brain. Ionising radiation increases the genomic instability in many cell generations after the exposure. Consequently, an increased genomic instability enhances the frequencies of further mutation steps. Uranium uranyl ion $UO2^{+2}$ has enormous affinity for DNA phosphate; therefore, it can cause anomalous "genotoxic" effects even at low concentrations causing genomic and genetic damage due to DNA-binding and epigenetics, mutation, sterility, malformation, and cancer.

المقدمة

اكتشف اليورانيوم من قبل الكيميائية الألمانية Klaproth Martin Heinrich في عام 1789 لدى إجراءها مجموعة من التحاليل المختبرية على معدن "Pitchblende" واكتشفت انه يحتوي على مسحوق اسود سمي خطأً باليورانيوم بينما هو في الحقيقة احد اكاسيد ذلك المعدن. تم عزل اليورانيوم بصورة نقية لأول مرة من قبل العالم الفرنسي Eugene Péligot في عام 1841 وبعد مرور 55 سنة اكتشفت فعاليته الإشعاعية من قبل الفيزيائي الفرنسي Antoine Becquerel. توالت بعدها الاكتشافات العلمية التي قامت بها Marie وزوجها Pierre ليعلنا أن الفعالية الإشعاعية لذلك العنصر مرتبطة بطبيعة ذراته، كما اكتشفا اثنين من العناصر المشعة الأخرى وهما البولونيوم Polonium والراديوم Radium [7].

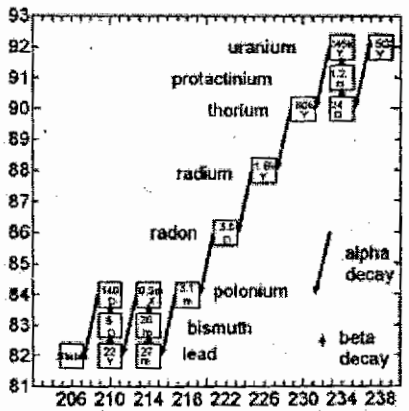
اليورانيوم معدن ثقيل قابل للطرق ذو لون فضي مائل للبياض ذو مغناطيسية خفيفة وذو خاصية نارية "Pyrophoric" إذا ما انشطر بشكل دقيق، وهو اقل صلابة من الفولاذ ويتفاعل مع الماء البارد إذا وجد بحالته المنشطرة. كذلك فانه يتأكسد بسهولة ليصبح مغطى بطبقة من اوكسيده، ولذلك فان الشكل الشائع لتواجد اليورانيوم هو الاوكسيد [7] . يوجد اليورانيوم الطبيعي في كافة أنواع الصخور والترب والمياه والأحياء، وان التركيز النموذجي للنشاط (نشاط نوعي لكل وحدة كتلة من ^{238}U) من قشرة الأرض هو ما بين 5-125 Bq/كغم (Bq=Becquerel) ، علماً أن النشاط النوعي لليورانيوم ^{235}U هو بحدود 0.2 إلى 5 Bq/كغم، فيما يكون النشاط النوعي لليورانيوم ^{238}U في خام اليورانيوم الجيد النوعية (0.5% إلى 30% يورانيوم) هو 10^5 x0.6 لغاية 10^6 x3.6 Bq/كغم. اليورانيوم معدن ثقيل كثافته 19.1 غم/سم^3 وينصهر بدرجة حرارة 1132 م°! ويغلي بدرجة حرارة 3818 م°، وهو غير قابل للذوبان لأنه ناري. إذ يشتعل بدرجة حرارة الهواء 600-700 م° فيعطي اكاسيد مختلفة من بينها ثاني اوكسيد اليورانيوم UO2 وكذلك UO3 [66]. عندما يتأكسد اليورانيوم يعطي أولاً UO2، وعند التأكسد المثالي لليورانيوم يمكن أن يخترق الأجسام بمعدل 19 ملغم/ سم^2/يوم عند درجة حرارة 175م° ، غير أن التأكسد الفعال (ذو التأثير المعنوي) لا يحدث إلا عند 275م° ، وعلى الرغم من أن اليورانيوم لا يذوب بالماء إلا انه يكون اكاسيد هيدروكسيديز في الترب الرطبة. فضلاً عن ذلك فان النشاط المايكروبي يمكن أن يسرع من تآكل اليورانيوم بحسب وفرة الأوكسجين والرطوبة والحرارة المناسبة وحجم جزيئات اليورانيوم وملوحة التربة وغيرها. ربما يكون أهم عامل من ذلك هو حجم دقائق اليورانيوم، بتعبير آخر مساحتها السطحية المعرضة للتفاعل وبذا فانه على المدى البعيد سيتحول اليورانيوم إلى U^{+4} و U^{+6} [69].

يتضمن اليورانيوم الطبيعي ثلاث نظائر هي ^{238}U ونصف عمره ($t_{1/2} = 4.47x10^9$ years) و ^{235}U ونصف عمره ($t_{1/2} = 7.04x10^8$ y) وهي ناتجة عن التحلل الطبيعي لمادة الأصل، فضلا عن ^{234}U الذي يبلغ نصف عمره ($t_{1/2} = 2.45x10^5$ y) وهو ناتج عن عمليات التحلل للنظير ^{238}U. بالنسبة لليورانيوم الطبيعي فان نسبة ^{235}U إلى ^{238}U الفعالة ($^{235}U:^{238}U$ Activity ratio) تمثل قيمة ثابتة وتساوي 0.046، وهذا لا ينطبق على نسبة ^{234}U إلى ^{238}U التي تكون متباينة بسبب عدم الاتزان في سلسلة التحلل وهذا ناتج عن الانتقائية في انتقال النظير ^{234}U إلى السطح أو إلى الماء الأرضي [35]، (شكل1). تعد النسب المذكورة من المعايير المهمة في دراسة حجم التلوث البيئي باليورانيوم المنضب [51]. لقد كان هدف هذه المقالة التعريف بماهية وأضرار DU المحتملة لكل الكائنات الحية، وذلك لتعرض بيئتنا لهذا العنصر الخطر جداً.

نظائر اليورانيوم:

إن الفرق بين نظائر اليورانيوم الثلاثة غالباً يكون في وزن الكتلة، إذ يكون ^{234}U هو الأخف بينها وبذا فهو الأعلى نسبة في وقود اليورانيوم والأقل نسبة في DU عند المقارنة مع اليورانيوم الطبيعي. تعزى قلة ضرر DU في البيئة إلى قلة احتوائه على ^{234}U و ^{235}U بالمقارنة مع اليورانيوم الطبيعي، وبذا يكون اقل إشعاعاً منه، وبالتالي اقل ضرراً على الأحياء والبيئة. بشكل عام يحوي DU معدل 0.2% ^{235}U والباقي 99.8% هو ^{238}U [8]. تمتلك جميع نظائر اليورانيوم الخصائص الكيميائية ذاتها لان جميعها لها نفس

[illegible] اليورانيوم وهو 92، إلا أن لها خصائص إشعاعية [illegible] [7]. تقاس جرع إشعاع DU بوحدات مليسيفرت (mSv) أو ميكروسفرت (μSv). بشكل [illegible] واحد مليسيفرت سنوياً غير مؤذية، [illegible] تكون أعلى من واحد مليسيفرت سنوياً أو في حدث واحد. أما بالنسبة لتلوث الماء والتربة فان معدل 10 غم DU/م^2 تعد ذات أهمية في مفعولها، وغالباً ما تعد النسبة 0.1 إلى غم واحد /م^2 ليست بذات أهمية للإنسان والحيوان والنبات.



شكل 1. استمرار انبعاث أشعة ألفا خلال سلسلة تحلل اليورانيوم.

[illegible] منظمة UNSCEAR [68] و UNEP [67] أن [illegible] ^{238}U (mBq/L) في الماء العذب هو لغاية 90 وفي [illegible] لغاية 140 فيما وجد في مياه فنلندا لغاية [illegible] ووصل في ماء البحر لغاية 40. إن معدل [illegible] طبيعياً في الصخور بحدود 2-3 ملغم/كغم [illegible] [68]. تمتاز صخور الكرانايت أنها الأكثر [illegible] من بين أنواع الصخور، فيما تحوي صخور [illegible] لغاية 200 جزء بالمليون، وتحوي المياه لغاية [illegible] (ppb) جزء بالبليون، فيما يقدر ما يأخذه الطفل [illegible] (في ظروف ملوثة فيها DU) هو بمعدل 1.5 [illegible] والطفل الذي بعمر عدة سنوات بمعدل 4.4 ملغم [illegible] 5.9 ملغم والرجل 10 ملغم (كونه يعمل خارج [illegible] أكثر من المرأة)، علماً أن الرقم الأخير يعادل 1.2 [illegible]

[illegible] DU في الإنسان والأحياء الأخرى:

[illegible] اليورانيوم بإشعاعه على DNA الكائنات الحية جميعاً [illegible] تشوهات خلقية آنية أو مستقبلية في الذرية الناتجة. [illegible] الإنسان لإشعاع اليورانيوم سواء إشعاع على [illegible] خارجي) أو باستنشاقه (تأثير داخلي) فان أسوء [illegible] لأولئك الأشخاص هي احتمال الإصابة [illegible] وكبير ضرر يحدث لأعضاء الإنسان هو في الرئتين!. فضلاً عن تأثير الإشعاع فان اليورانيوم عنصر سام كيمياوياً وذلك بحسب الجرعة الداخلة للجسم والطبيعة الفيزياوية والكيمياوية لتلك الأجسام الداخلة. كذلك فقد ثبت أن المعرضين لتلك الجرع الإشعاعية سواء خارجياً أو داخلياً سيتعرضون إلى اضطراب العمل الوظيفي لبعض الأعضاء خصوصاً الكلى.

تشير التقارير الإعلامية في العراق إلى انه يدخل المستشفيات الخاصة بالسرطان في العراق يومياً مائة شخص! وان عدد المصابين بالسرطان أكثر من 64 ألف حالة! وان هناك أكثر من 38 ألف قذيفة غير منفجرة في العراق، وكل ذلك يشير إلى مستوى التلوث في البيئة العراقية الذي اظهر أن معدل 25% من الشباب والشابات يعانون من العقم الجزئي أو الكلي (الدائم) أو السرطان في العراق. لقد بدا ذلك منذ الهجمات الاميركية على العراق منذ عام 1991، لاسيما المحافظات الجنوبية والعاصمة، لغاية عام 2003، ولحد اليوم إذ يوجد عشرات الآلاف من القذائف غير منفلقة وتهدد بالخطر.

اليورانيوم المنضب، هو معدن ثقيل وسام ونشط إشعاعيا، وهو مصطلح صناعي يوصف به الناتج العرضي لعمليات تخصيب اليورانيوم " النظير المشع 235" لإنتاج الأسلحة النووية أو لإنتاج الطاقة في المفاعلات النووية [45]. إن

وفرة هذا العنصر الذي يعد من اكبر مخلفات الصناعة النووية وكثافته العالية التي تزيد على كثافة الرصاص بمقدار 1.7 مرة، دفع العديد من البلدان وفي مقدمتها الولايات المتحدة الأميركية إلى استخدامه في إنتاج الذخائر الحربية ذات المقدرة العالية على اختراق وتدمير الدروع [2]، لذا فان جميع الأماكن المستهدفة بمثل تلك الذخائر ستحتوي على بقايا غبار اليورانيوم مما سيؤدي إلى تلوث البيئة المحيطة بتلك المخلفات السامة التي يبلغ نصف عمرها الافتراضي 4.5 بليون سنة (4.5×10^9) وهذا بقدر عمر نظامنا الشمسي!!، " هو معدل تحلل العنصر المشع ويمثل الوقت اللازم لتحلل نصف الكمية الأصلية للعنصر المشع وتحوله إلى صورة العنصر الذي يليه ضمن سلسلة التحلل" مما ينذر بتلوث جميع الأماكن المستهدفة وتجعل رواد تلك المناطق عرضة للإصابة بمختلف العاهات والاضطرابات القصيرة والبعيدة الأمد.

يختلف DU عن اليورانيوم الطبيعي بأنه يحوي معدل 0.2 – 0.3 % ^{235}U بالمقارنة مع الطبيعي الذي يحوي معدل 0.7% ^{235}U [67,65]. إن DU هو مثل اليورانيوم الطبيعي في كونه غير مستقر ويبعث إشعاعات أيونية من ثلاثة أنواع ألفا وبيتا وكاما. بالرغم من ذلك فان 60% من أشعة كاما التي تنبعث من النظيرين ^{234}U و ^{235}U سيتم التخلص منها بواسطة عملية التخصيب، إلا أن هناك أشعة ألفا ذات الجزيئات 4.2 MeV و 4.15 MeV (Mega electron volt) " وحدة قياس الطاقة الثابتة للالكترون الواحد غير المرتبط" وهي الأشد فتكاً ستزداد نسبتها وتتسبب بإحداث أضرار خلوية خطيرة مع استمرار تواجد أشعة كاما وبيتا بنسب مؤثرة في العناصر الناتجة من عملية التخصيب [54]. انه وبسبب إشعاعه فان كمية اليورانيوم في عينة منه تتناقص مع الزمن ولكن نصف عمره هو 4.5 بليون سنة!!. يستخدم معيار (Becquerel=Bq) لهذا الإشعاع، وتساوي وحدة واحدة منه (Bq) معدل تحلل ذرة واحدة منه بالثانية. عندما يتحلل اليورانيوم فانه يعطي إشعاعا (Nuclides) وهو مشع كذلك فيتسبب في تكوين سلسلة طويلة تسمى (Radionuclides) لها أثرها في حياة النبات والإنسان والحيوان. إن إشعاع DU هو اقل بمعدل 40% من إشعاع اليورانيوم الطبيعي وبالتالي فهو اقل سمية إشعاعية للأحياء عموماً. عندما يتحلل ^{238}U فانه يعطي إشعاعات من الرصاص ^{210}Pb والبولونيوم ^{210}Po [23]. فمثلاً نحصل على Pb-206 بعد المرور بأربعة عشر مرحلة من مراحل التحلل لنظير اليورانيوم ^{238}U. يطلق على هذه المراحل "Daughters" أو "Progenies".

يمكن أن يستنشق غبار اليورانيوم المنضب أو يتناول عن طريق الفم أو أن يمتص من الجلد المصاب بالخدوش. يرتبط اليورانيوم المنضب ارتباطاً وثيقاً بحالات تضرر DNA والسرطان والتشوه الولادي وغيرها من المشاكل الصحية [6]، وقد صنف اليورانيوم المنضب من قبل الأمم المتحدة على انه من الأسلحة المحظورة لكونه من أسلحة الدمار الشامل وهذا على علاقة بتأثيرها على الأمد البعيد والمشاكل الصحية المرافقة له. لقد استمر الجدل حول اليورانيوم المنضب وآثاره السلبية على صحة الجنود اللذين يستخدموه ويتداولونه، فما بالك بمن يتعرضون له!! وخصوصا المدنيين العراقيين خلال حرب الخليج وأحداث والغزو الأميركي للعراق. إذ يقدر ما نسبته ثلث عديد القوات الأميركية التي اشتركت بتلك الحروب والبالغة 800,000 فرد، يعانون من أعراض ما يعرف بمتلازمة حرب الخليج GWS (Gulf War Syndrome)، التي يعتقد أنها على صلة وثيقة باستخدام تلك الأسلحة وتتلخص أعراض الإصابة بحدوث اضطرابات حادة في وظائف الجسم [6].

انتقال DU بالتربة والماء والهواء:

إذا كان تلوث سطح الأرض بمادة DU، فانه يوجد احتمال بان يكون التلوث في المنطقة عن طريق الهواء "Airborne"، وبذا سوف يستنشقه الإنسان والحيوان ويلتصق على النباتات وثمارها وبذورها وينتقل إلى المياه الجارية والأرضية. إن من بين الأمور المهمة لمخاطر DU، هو عندما تضرب الأهداف العسكرية فان العديد من القذائف لا ينفجر، وبذا فإما تكون قد اخترقت سطح التربة، أو أنها بقيت على السطح، وفي كلتا الحالتين تبقى مصدراً خطراً ومتجدداً يلوث تلك البيئة، لذا لا بد من اتخاذ الإجراءات اللازمة للتخلص منها من قبل خبراء مختصين. إن وجود تلك الأجسام يهدد كافة الكائنات الحية الموجودة في

المنطقة نتيجة تلوث التربة والماء والهواء، وبما ينعكس في مستقبل وحياة الكائنات الحية. إن التقرير الذي أصدرته UNEP [67] حول نتائج DU في كل من البوسنة والهرسك يشير إلى انه وبعد عدة سنوات، لا زالت آثاره منتشرة في مناطق عديدة تهدد حياة الكائنات الحية جميعاً. لقد وجدت عينات فيها خطر شديد بالإصابة بالسرطان في المياه والتربة والنباتات والهواء، وكانت كلها تهدد الحياة في تلك المنطقة. كما تبين أن هناك مخاطر تتمثل بوجود قذائف فيها DU قد اخترقت الأرض إلى مسافات بعيدة تصل إلى 100 متر!!، وحيث أن معدن تلك القذائف معرض للرطوبة والصدأ، فان المخاطر المستقبلية ستكون وخيمة حول تلك المناطق التي فيها مثل تلك القذائف والتي يصعب التعامل معها، وتم تقدير معدل وجود DU في تلك الترب لغاية 100 غم DU/كغم واحد تربة، علماً انه يمكن إن يستخدم اليورانيوم المنضب في صناعة عوازل غرف التشعيع في المستشفيات وتصنيع حاويات لنقل المواد المشعة وصناعة هياكل الطائرات فضلاً عن تصنيع معدات الحفر في استخراج النفط [27,26,25].

تواجد اليورانيوم في النبات:

تم تقدير المحتوى الضئيل لليورانيوم في عدد من المحاصيل منها الحبوب والخضار الورقية والخضار الأرضية والخضار المثمرة. تباين المعدل العام لليورانيوم لجميع العينات المأخوذة بين 0.25 إلى 2.67 ppm، وتباين المحتوى تبعاً لجزء النبات ضمن النبات الواحد [15]. يعد الغذاء والماء أهم مصادر اليورانيوم الداخل إلى جسم الإنسان، لذا فان هناك حاجة ملحة إلى البحث والتقصي عن دور الغذاء في تحديد نسبة اليورانيوم في الجسم. إن دراسة التباين في كمية اليورانيوم تبعاً للجزء النباتي يمكن أن تساهم في تحديد الآثار الناجمة عن التعرض للمستويات المنخفضة من الإشعاع والتأثيرات التراكمية لتلك المستويات [62] .

أثبتت الدراسات أن امتصاص وتركيز اليورانيوم في النباتات المنزرعة يعتمد بشكل كبير على خصائصها البايولوجية، وتبين أن الأجزاء الأرضية لعدد من المحاصيل التي تضمنتها الدراسة قد احتوت على تراكيز أعلى من اليورانيوم مقارنة مع الأجزاء الخضرية، كما أن تلك التراكيز قد تباينت بشكل كبير تبعا للأنواع وكانت الأوراق والجذور من أكثر الأجزاء النباتية تبايناً في محتواها من اليورانيوم [56,16] .

لغرض تقدير نسبة اليورانيوم المنضب في العينات البايولوجية والبيئية فان هناك حاجة لمعرفة تركيز كل من النظيرين ^{235}U و ^{238}U، وعلى أساس أن محتوى ^{235}U في DU هو 0.2% فان نسبة "R" $^{238}U/^{235}U$ لعينات البيئة النموذجية التي تحتوي على كل من اليورانيوم الطبيعي والمنضب يمكن حسابها من المعادلة التالية:

$$R = \frac{0.72 - 052 \times X}{99.2745 + 0.5255 \times X}$$

حيث X هو جزء اليورانيوم الموجود بشكل DU و 1-X هو جزء اليورانيوم الموجود بشكل يورانيوم طبيعي

جدول 1. محتوى عدد من الأغذية النباتية من اليورانيوم [16].

نوع الغذاء	المحتوى من اليورانيوم ppm	
	الحد الأدنى	الحد الأعلى
الحبوب	0.003±0.19	0.005±0.30
Pulses	0.003±0.16	0.001±0.55
الخضار الأرضية	0.003±0.25	0.01±0.62
الخضار الورقية	0.003±0.16	0.01±0.55
الخضار المثمرة	0.007±0.37	0.01±0.52

البولونيوم والرصاص:

ينتج Pb-210 و Po-210 مباشرة من إشعاعات الراديوم Ra-226 والتي هي أصلاً من اليورانيوم U-238 وكذلك

من بقايا الرودون Rn-222 والذي هو وسيط من R-226. إن التحلل السريع لمواد Rn-222 في الجو يؤدي إلى إنتاج Pb-210 و Po-210 اللذين يمكن أن يحتفظ بهما الهواء ثم يعود إلى الأرض مع الغبار أو الأمطار، فتبقى أضرارها في دورة الحياة في تلك البيئة.

انتقالها إلى الإنسان:

الأغذية: تعد الأغذية أهم عامل لنقل المواد المشعة إلى الإنسان والحيوان خصوصاً الرصاص. لقد وجد انه في مدينة نيويورك الأميركية هناك معدل 84.2% من مجموع الرصاص Pb-210 الممتص قد دخل الأجسام عن طريق الأغذية، فيما دخل معدل 12.9% عن طريق الهواء ومعدل 2.9% عن طريق الماء. على أن الرصاص الداخل عن طريق دخان السكائر وأمثالها لم يحتسب في تلك الدراسة. تعد نسبة الرصاص الداخلة إلى جسم الإنسان عن طريق التدخين بحدود 9.4% من مجموع الرصاص الداخل إلى الجسم وذلك في دراسة أخرى مستقلة. أما بالنسبة لعنصر Po-210 ، فقد وجد أن معدل دخوله إلى جسم الإنسان كان بنسبة 77.3% عن طريق الغذاء و4.7% عن طريق الماء و 6% عن طريق الهواء، فيما وجد في دراسة أخرى أن معدل البولونيوم الداخل إلى جسم المدخن يبلغ 17.1% أكثر من معدل دخوله الجسم عن طريق الماء والهواء معاً [71].

يبين الجدول التالي (2) معدلات Pb-210 و Po-210 الداخلة طبيعياً إلى جسم الإنسان في بعض مناطق العالم [36].

جدول 2. معدلات تراكيز الرصاص (1) والبولونيوم (2) (pCi/كغم لحم) في جسم الإنسان بحسب طبيعة الأغذية في بعض مدن العالم.

المدينة	نوع الغذاء									
	حبوبيات		خضر ورقية		بطاطا		ألبان		لحوم–اسماك	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
نيويورك	8	--	--	--	1.5	--	0.3	--	1.2	--
بومبي	--	1.4	--	5.7	--	0.4	--	0.4	--	8.0
طوكيو	5.0	--	10.8	--	2.7	--	--	--	40.1	--

يحدث في المناطق ذات البيئة الصعبة (بعيدة عن وسائل المدينة) التي يتم الحصول فيها على أطعمة بسيطة ولا تتم عليها عمليات تحسينية ان تكون معدلات البولونيوم الداخل إلى جسم الإنسان في تلك المناطق أضعاف ما يدخل جسم الإنسان في منطقة أخرى ذات وسائل مدنية حديثة. فمثلا في المنطقة المنجمدة الشمالية، عندما يصطاد البعض الحيوانات لأكلها فإنها تحوي في عضلاتها معدلات عالية من اليورانيوم. فمثلا عندما يقتل حيوان (كريبو) في الصيف فان عضلاته تحوي معدل 248.3 pCi/كغم لحم، بينما الذي يقتل في الشتاء يحوي معدل 85.3 pCi/كغم لحم، وبذا فان معدلات البولونيوم في جسم الإنسان الذي يعيش على هذه الحيوانات سوف يتباين بشدة بين الصيف والشتاء. إن سبب ذلك هو الاختلاف في معدلات البولونيوم التي تكون في أنسجة الطحلب (Lichen) الذي يقتات عليه ذلك الحيوان.

أغذية المحاصيل: تختلف معدلات البولونيوم والرصاص الداخلة إلى جسم الإنسان الذي يتغذى على نباتات المحاصيل باختلاف تلك المحاصيل وكمياتها. هنالك عاملان يؤثران هما:

أ- معدل امتصاص ذلك المحصول للعنصر من الماء والتربة.

ب- معدل ترسبات العنصرين على نبات المحصول.

بشكل عام، يعد القسم الأكبر ذو الأهمية من العنصر هو الذي يترسب على أوراق وثمار وبذور ذلك المحصول، وليس ما يمتصه المحصول، إذ يقدر معدل امتصاص البولونيوم مثلا عن طريق الجذور بحدود 1% فقط. بشكل عام كذلك، فان معظم النباتات تمتص البولونيوم بنسبة اقل من امتصاصها للرصاص من التربة أو الماء، علماً أن معدل امتصاص الأوراق والفاكهة من نفس المحصول للعنصر تعد

متكافئة، غير أن معدل ما تمتصه أغلفة البذور مما تمتصه البذور نفسها غير محدد على وجه الدقة للعديد من بذور المحاصيل.

امتصاص العناصر في المنتجات الحيوانية:

يتجمع Pb-210 و Po-210 في اللحوم ومنتجات الألبان، وان ما يضر الإنسان منها هو مجموع ما يتناوله الإنسان منها أكثر من معدل وجود هذين العنصرين في المنتجات الحيوانية. يعد وجود هذين العنصرين قليلاً في اللحم الحيواني، وان معظم خزين هذين العنصرين يكون في الهيكل العظمي والكلى والكبد، وذلك نتيجة نقل Nuclides هذين العنصرين عن طريق الدم إليهما. لذلك وجد أن الأشخاص الذين يقتاتون على تشريب العظام (bone-broth) هم الأكثر الذين يتجمع في عضلاتهم بقايا هذين العنصرين بالمقارنة مع الأشخاص الذين يأكلون لحم الحيوان فقط. لقد ذكر Watson [71] أن معدلات Pb-210 و Po-210 في الأغذية اليومية التي تم اختبارها في الولايات المتحدة الأميركية كانت بين 1.2 إلى 3.0 (pCi/d) من Pb-210 وبحدود 1.6(pCi/d) لعنصر Po-210 (pCi=Picocurie= 3.7 x 10-12 curie) "وحدة لقياس النشاط الإشعاعي" وباستبعاد الماء والمشروبات عن تلك الأغذية، فيما بلغت القيمة لغاية 10 (pCi/d) في انكلترا و 22.5 (pCi/d) في اليابان بالنسبة للعنصر Pb-210، ولغاية 13 (pCi/d) لعنصر Po-210 في اليابان، و40 (pCi/d) للعنصر Pb-210 في ولاية ألاسكا (الولايات المتحدة) و100 (pCi/d) للعنصر Pb-210 في نفس المنطقة. يلاحظ هنا تأثير الجو البارد في ألاسكا في تجميع هذين العنصرين في المنتجات الحيوانية، وهي أعلى مما في المناطق الحارة كما هو الحال في الهند، إذ كانت قيم Pb-210 هي 3.4 (pCi/d) فقط.

تدخين التبوغ:

يعد مقدار ما يدخل جسم الإنسان من تدخين التبوغ من العناصر المشعة اكبر بكثير مما يدخل في الجسم من الأطعمة. يقدر ما يدخل جسم الإنسان المدخن بحدود 17.1% من Po-210 و9.4% من Pb-210. إن هذه النسبة العالية من العناصر المشعة في التبغ تأتي أصلاً نتيجة امتصاص نبات التبغ لهذه العناصر من التربة [61]، والتي تأتي أصلاً من تلوث الهواء بهذه العناصر وسقوطها مع الأمطار إلى التربة، فضلاً عن تلوث التربة ذاتها. يبلغ مقدار Pb-210 لغاية 0.018 pCi لكل سيكارة في الولايات المتحدة و 0.47 pCi في انكلترا، فيما يبلغ Po-210 لغاية 0.63 pCi لكل سيكارة في فنلندة.

التأثيرات الحيوية لليورانيوم المنضب:

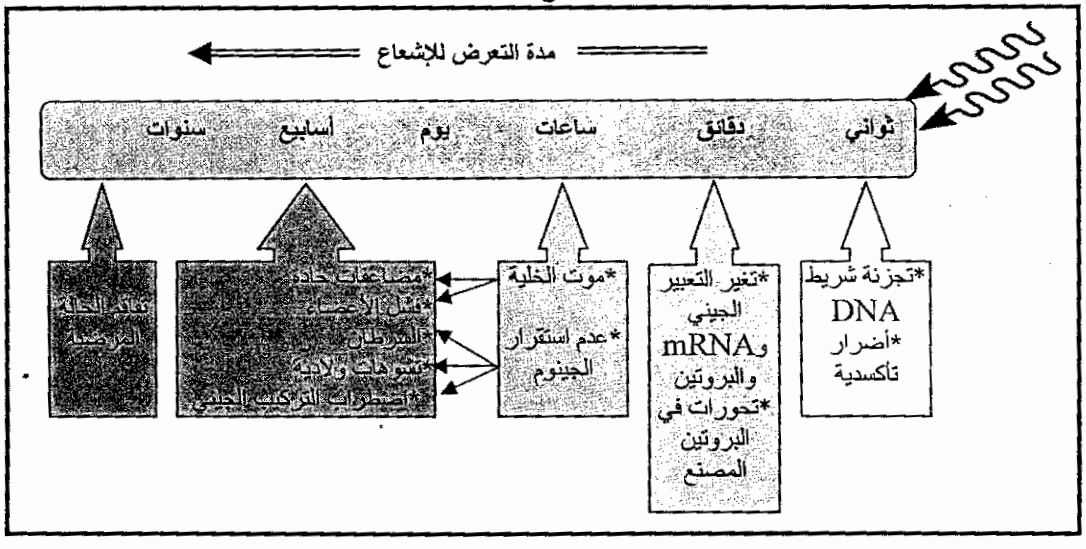
تبلغ كمية اليورانيوم المأخوذة يومياً في الطعام 1-2 µg و 1.5 µg في الماء [3]. يحتوي جسم الإنسان حوالي 56 µg من اليورانيوم،منها حوالي 32 µg (56%) في الهيكل العظمي و11 µg في الأنسجة العضلية و9 µg في الدهون و2 µg في الدم واقل من 1 µg في الرئة والكبد والكلى [30]. تأتي النسبة الأكبر من اليورانيوم الموجود في جسم الإنسان من المصادر النباتية للأغذية وخصوصاً الخضار والحبوب [29, 53].

اليورانيوم معدن طبيعي وثقيل ومشع وسام، ولا يمكن تلافي امتصاصه من خلال الأطعمة أو المشروبات، والثدييات هي أكثر الكائنات حساسية لليورانيوم [28] . حالما يمتص اليورانيوم إلى داخل جسم الكائن الحي فانه ينتقل إلى السائل الخلوي لينتقل بواسطة الدم إلى كافة أعضاء الجسم. يمثل المركب Uranyl ($UO2^{+2}$) الشكل الذائب لليورانيوم المنقول ويشكل معقدات لدى اتحاده مع البروتين والايونات السالبة Anions. ينطوي التعرض إلى اليورانيوم على مخاطر كيمياوية وإشعاعية Radiological، إذ تتضمن الأولى المخاطر الناجمة عن ارتباط اليورانيوم مع الجزيئات الحيوية (DNA و RNA) ، وسيبلغ هذا الخطر ذروته في الكلية بسبب التركيز العالي الناتج عن عملية الاستخلاص في هذا العضو [11] . تبلغ كمية اليورانيوم المأخوذة يومياً مع الأطعمة الصلبة بحدود 2-4 µg، إلا انه من المعلوم أن الكمية الأكبر من اليورانيوم الداخلة إلى جسم الفرد تأتي عن طريق مياه الشرب، فقد ثبت من خلال عدد من الدراسات التي أجريت في شمال ألمانيا أن 20% من الحالات المدروسة قد تضاعف فيها نسبة اليورانيوم الداخلة إلى الجسم إذا ما تناول مياه معدنية معينة [57]، والأسوأ من ذلك هو إمكانية زيادة تلك النسبة إلى عشرة أضعاف. إن

الارتفاع الملحوظ في معدلات الفشل الكلوي في العقدين الماضيين يمكن أن يرجع في جزء منه إلى الزيادة المضطردة في اعتماد المياه المعدنية لأغراض الشرب، وهذا يترافق مع معدلات أعلى لليورانيوم المأخوذ مع تلك المياه [57]. لقد تم تأكيد تلك النتائج مع ما توصل إليه Schnug و Lindemann [58] بوجود ارتباط وثيق بنسبة 97% بين تناول المياه المعدنية والفشل الكلوي في كل من النمسا وألمانيا والولايات المتحدة للفترة الممتدة بين عامي 1986 و2004.

يعد اليورانيوم من العناصر الثقيلة السامة والخطرة إشعاعيا ويأتي بالمرتبة الثانية بعد الكالسيوم من حيث نسبته في جسم الإنسان كما في بناء العظام، ويمكن أن يحدث التسمم في كل من الرئتين والكلى [55]، فضلاً عن إمكانية تأثر الدماغ أيضاً بمستويات معينة منه [24]. إن السمية الكيموحيوية لليورانيوم غالباً ما تكون اشد وطأة من سميته الناتجة عن نشاطه الإشعاعي [47].

ينتج عن استخدام اليورانيوم المنضب كميات هائلة من جزيئات أوكسيد اليورانيوم بأبعاد اقل من 1 µm التي تمتلك مقدرة عالية على الانتشار والبقاء لفترة طويلة فضلاً عن إمكانية استنشاقها [55]. بالرغم من أن التأثير الضار لتلك الجزيئات على جينوم الكائنات الحية قد أصبح يقيناً، بالإضافة إلى التأثيرات الحيوية والوظيفة الأخرى (شكل 2) [49,40]، إلا أن استنشاق تلك الجزيئات لم يتم تحديد تبعاته بشكل دقيق وهذا مرتبط بطول عمر العنصر الافتراضي وصعوبة تتبع آثاره التراكمية بمرور الوقت [12].



شكل 2. الآثار السلبية للتعرض للإشعاع واثر مدة التعرض في تفاقم الحالة الصحية.

تأثير اليورانيوم على استقرار الجينوم:

لا يمكن حصر التأثيرات الضارة العديدة لليورانيوم استناداً إلى خواصه الإشعاعية فقط، ومنها الأضرار الوراثية [34,20,6,1]. لقد ظهرت مدرستان فكريتان في هذا المجال، الأولى تعتمد على التأثيرات الحيوية التقليدية للخاصية الإشعاعية [55,70]، والثانية التي تقول بوجود تأثيرات "جينومية" لا يمكن حصرها أو التنبؤ بها [6,4]، إلا انه وبالرغم من ذلك فقد ثبت من خلال عدد من الدراسات أن هناك سلوكاً وراثياً "شاذا" نتيجة التعرض لمثل تلك الإشعاعات [46,45,44,43,42,41,40,39,19]. لا تنطوي الإضرار الصحية لليورانيوم على التعرض المباشر لجزيئاته بل يمكن أن تكون لايون اليورانيل أضرار وراثية حتى في المستويات الواطئة من التركيز[60,41]. فقد تسببت جزيئات اليورانيوم بحدوث تغيرات وراثية نجم عنها عدد من حالات السرطان في الخلايا الحيوانية المزروعة خارج الجسم الحي [40]، كما تسبب اليورانيوم بحدوث التهابات في الرئة والكلى والدماغ والأنسجة العصبية وعدد من الأنسجة الأخرى [52,24]. فضلاً عن تسببه بحدوث أضرار في تركيب الكروموسومات في أجسام عمال التعدين والمشاركين في حرب الخليج الأولى والثانية [72,59]. يعتقد البعض أن

اليورانيوم يمكن أن يتسبب أيضاً بما يعرف بالتسمم الإنزيمي وذلك من خلال ارتباطه بمجاميع S-H مما قد يتسبب بتثبيط عدد من التفاعلات. فضلا عن ارتباطه بمجموعة الفوسفات في DNA مما قد يحور التركيب الثلاثي لمادة DNA مما قد يسبب تبدلا في عمليتي فك وإعادة الحلزنة في DNA. كما أن ارتباط اليورانيوم مع مستقبلات معينة يمكن أن ينتج عنه ارتباطات مغايرة نتيجة تغيير في تركيب المستقبلات نفسها، كما هو الحال مع بروتينات أصابع الزنك وتضاعف DNA. لقد ثبت من خلال عدد من التجارب المختبرية أن اليورانيوم المنضب له تأثيرات واضحة في بناء وتركيب الأعضاء والهرمونات الذكرية وهرمون التيستيرويد [31].

يمثل DNA هدفاً للإشعاعات المؤينة القوية[22,14,13,5]، فقد أصبح معلوماً أن اليورانيوم يرتبط بقوة بمجموعة الفوسفات ضمن تركيب DNA (DNAP) [73,50,33,17]. تم تحديد قيمة ثابت الميل "Affinity" من قبل Nielsen وآخرون [50] بلغت 10^{10} M^{-1} عند قيم pH أدنى من 5 مع ارتباط ايون يورانيل واحد مع كل مجموعتي فوسفات. إن هذا يعني وصول DNAP إلى نصف حالة الإشباع عندما يكون تركيز اليورانيل 10^{-10} M، وبذا سيبلغ التركيز في الخلية $23\ ng\ l^{-1}$ (1000 nanogram =1 microgram) وهذا يمثل الحد الأدنى للتركيز في بول الأشخاص المعرضين للإشعاع [11 ,21]. أما في حالة ارتفاع قيم pH فان قيم اليورانيل ستزداد هي الأخرى إلى ايونين لكل مجموعة فوسفات بالرغم من انخفاض قيمة ثابت الميل نتيجة التنافس مع التفاعلات النووية المتعددة والمعقدة. إذ وجد أن محتوى المياه من اليورانيوم والرصاص يتناسب طردياً مع قيم pH تلك المياه [48] . إن قوة ارتباط ايون اليورانيل مع DNA هي اكبر من قوة ارتباط أقوى العناصر المخلبية [50]. لقد ثبت من خلال دراسة Nielsen وآخرون [50] أن ايون اليورانيل الذي يتبع التعرض للضوء المرئي بطول موجي اقل من 420 nm يتسبب بحدوث كسر في احد شريطي DNA.

الآثار الصحية الناجمة عن التعرض لليورانيوم:

إن من المعلوم أن جميع نظائر اليورانيوم تبعث إشعاعات ألفا وهي عبارة عن ايونات موجبة الشحنة وتضم بروتونين ونيوترونين، وبسبب هذا الحجم الكبير نسبياً والمشحون لجزيئات ألفا فإنها تفقد طاقتها الحركية بسرعة وهذا ينعكس على مقدرتها على الاختراق. إذ أن مدى الاختراق لجزيئات ألفا التي تبلغ 5 MeV يكون بمقدار 4 سم في الهواء و50 ملم في الأنسجة الرخوة. لذلك فان مقدرتها على الاختراق محدودة جداً ولا يمكنها اختراق حتى طبقة الكيراتين السطحية، وعليه فان الخطر الحقيقي لليورانيوم يأتي بالدرجة الاولى من التأثير الداخلي وليس من التأثير الخارجي [7]. يمكن أن يدخل DU إلى الجسم على هيئة معدن اليورانيوم من خلال الجروح والخدوش أو أن يدخل بهيئة DU المؤكسَد الناتج عن ارتطام DU بالأهداف الصلبة. إن أكاسيد اليورانيوم المتكونة بشكل أساسي هي U3O8 و UO2 و UO3 [32]. تصنف مركبات اليورانيوم تبعاً لقابلية ذوبانها إلى النوع F "السريع" وهو UF6 والنوع M "المتوسط" وهو UO3 والنوع S "البطئ" وهو U3O8 و UO2. تقع قابلية ذوبان U3O8 بين قابلية ذوبان النوع M و S لذا يمكن أن يصنف ضمن متوسط الذوبان أيضاً. يذوب اليورانيوم في سوائل الجسم ليكون ايون اليورانيل $UO2^{+2}$ وهو الشكل المتأين الذي يمكن أن يتفاعل بسهولة مع الجزيئات الحيوية [38,37]. يمتص اليورانيوم إلى داخل الدم وينقل بواسطته إلى أنسجة وأعضاء الجسم المختلفة، وحالما يمتص اليورانيوم فانه سيكون معقدات ذائبة مع البيكربونات والحوامض والبروتينات [63,18].

إن المقدرة العالية على إحداث الضرر التي يتميز بها اليورانيوم المنضب بسبب صفاته الإشعاعية والكيمياوية تتركز في عضوين أكثر من غيرهما هما الكلى والرئتين[10,9]. يتم تحديد العواقب الصحية من خلال الطبيعة الفيزياوية والكيمياوية لليورانيوم المنضب الذي تم التعرض له، فضلاً عن مستوى ومدة التعرض للإشعاع. لقد أثبت عدد من الدراسات التي أجريت على العاملين الذين يتعرضون لإشعاعات اليورانيوم لمدد طويلة أن ذلك تسبب بفشل كلوي اختلفت درجته تبعاً لمدة التعرض تلك، كما وجد أن هناك احتمال في مقدرة الكلية على استعادة نشاطها

الطبيعي إذا ما أزيل مصدر الإشعاع وهذا يعتمد بالطبع على مدى الضرر الذي لحق بالكلية. إن جزيئات اليورانيوم غير الذائبة التي تتراوح حجومها بين 1- 10 µm تميل للبقاء في داخل الرئتين لدى استنشاقها، وربما تسبب أضراراً بالغة في الرئتين قد تصل إلى الإصابة بالسرطان إذا ما كان مستوى الإشعاع ومدة التعرض كافيين [32,3]. عموماً، يجب أن لا تتجاوز كمية اليورانيوم الذائب في الغذاء المتناول يومياً عن 0.5 µm لكل كيلو غرام واحد من جسم الإنسان. أما جزيئات اليورانيوم غير الذائب فهي اقل سمية للكلية من الذائب بمقدار ثلاث مرات، لذا فان نسبة اليورانيوم المسموح بالتعرض لها يجب أن لا تتجاوز 5 µm لكل كيلوغرام واحد من جسم الإنسان. أما بالنسبة لعامة الناس فان كمية اليورانيوم الذائب وغير الذائب المستنشقة يجب أن لا تتجاوز مايكروغرام واحد لكل متر مكعب من الهواء. وضعت هذه المعايير استناداً إلى سمية شكلي اليورانيوم الذائب وغير الذائب للكلية وللرئة وبنفس التتابع. من الواجب ذكره هنا أن أكثر من 95% من اليورانيوم الداخل إلى جسم الإنسان سوف لن يتم امتصاصه بل سيتم التخلص منه مع الفضلات وخصوصاً مع البول، إذ يتم استخلاص ما نسبته 67% من اليورانيوم الموجود في الدم من قبل الكلى ويتم التخلص منه مع البول في غضون 24 ساعة. عادة يتم امتصاص ما نسبته 0.2% إلى 2% من اليورانيوم الموجود في الغذاء أو الماء من قبل القناة الهضمية، ويكون معدل امتصاص الذائب من اليورانيوم أعلى بكثير من غير الذائب [7].

لقد وضعت الحدود الآمنة للإشعاع المسموح بالتعرض له اعتماداً على مدى تجاوزها للمستويات الطبيعية، فبالنسبة للعاملين في هذا المجال يجب أن لا تتجاوز جرعة الإشعاع المؤثر 20 mSv للسنة الواحدة محسوبة على أساس معدل خمس سنوات متتالية، أو 50 mSv من الإشعاع المؤثر لسنة واحدة. أما الأطراف "كالأرجل واليدين" فان الجرعة المؤثرة يجب أن لا تتجاوز 500 mSv في السنة الواحدة. أما بالنسبة للعامة من غير المشتغلين في هذا المجال، فيجب أن لا تتجاوز الجرعة المؤثرة 1 mSv للسنة الواحدة، بينما يمكن في بعض الحالات الاستثنائية أن تبلغ الجرعة 5 mSv لسنة واحدة شريطة أن لا يتجاوز معدل الخمس سنوات 1 mSv، أما بالنسبة للجلد والأطراف فان حدود الإشعاع المسموح بالتعرض لها لا تتجاوز 50 mSv للسنة الواحدة.

عموماً يمكن إيجاز أهم الأعراض المرافقة للتعرض لمستويات مؤثرة من DU متمثلة بأمراض الجهاز التنفسي واضطرابات الجهاز العصبي وحصى الكلية وألم الكلية المزمن والطفح الجلدي وضعف البصر والعشو الليلي ومشاكل الأنسجة الهلامية الورم اللمفاوي ومختلف أنواع سرطان الجلد والأعضاء واضطرابات الجهاز العصبي وارتفاع تركيز اليورانيوم في السائل المنوي والعجز الجنسي والتشوه الولادي وموت الأجنة.

اليورانيوم المنضب وأخلاقيات الحرب:

نصت المعاهدات الدولية على عدد من اللوائح فيما يخص تحريم استخدام الأسلحة منها:

1- لا يجوز استخدام الأسلحة إلا في مناطق القتال، كما يجب أن لا يكون لتلك الأسلحة تأثيرات تتعدى ارض المعركة " التأثير المحدد".
2- يجب أن ينحصر استخدام الأسلحة على أوقات النزاع فقط، إذ يجب أن لا تستخدم الأسلحة التي يستمر تأثيرها حتى بعد توقف القتال "التأثير المؤقت".
3- يجب أن لا تستخدم الأسلحة التي تسبب "معاناة غير ضرورية" للإنسانية.
4- يجب أن لا يكون للأسلحة المستخدمة انعكاسات على البيئة.

إن اليورانيوم المنضب يخرق جميع البنود المذكورة أعلاه لاسيما في العراق وذلك للأسباب التالية:

1- إن تأثير اليورانيوم المنضب يتعدى ارض المعركة، وبذا فانه لا يلبي شرط محدودية التأثير فجزيئاته تنتقل بالهواء إلى مناطق واسعة آهلة بالسكان وقد تشمل بلدان مجاورة.
2- لا يمكن إيقاف تأثير اليورانيوم المنضب حال انتهاء القتال بل سيستمر تأثيره إلى مدد طويلة جداً، وبذا فقد فشل في توفير شرط التأثير المؤقت وهذا الأمر مؤكد، إذ حتى مع إجراء عمليات التنظيف الدقيقة للمناطق التي استهدفت باليورانيوم

المنضب الا انه سيبقى هناك عدد هائل من الجزيئات المنتشرة في الهواء التي يبلغ نصف عمرها بلايين السنين وستستمر بإحداث الإصابات البالغة والقتل للمشتركين وغير المشتركين بالنزاع على حد سواء، وكما حدث سابقاً في كل من البوسنة والهرسك وافغانستان.

3- عدم إنسانية استخدام اليورانيوم المنضب، لأنه يتسبب بقتل الأشخاص بطرائق غير إنسانية كالإصابة بالسرطان أو أمراض الكلى وغيرها [64]، وهذا يستمر حتى بعد توقف القتال. كما أن مثل هذه الأسلحة تسبب العديد من حالات التشوه الولادي كتشوه الجمجمة وفقدان الأطراف والأعضاء وتضخمها وغير ذلك من التشوهات الوراثية المتعددة.

4- لا يمكن استخدام اليورانيوم المنضب دون إحداث أضرار بالغة بالبيئة، وبذا فهو لا يفي بشرط المحافظة على البيئة، إذ يتسبب بحدوث تلوث شديد لمصادر مياه الشرب والماء الأرضي والمحاصيل الزراعية التي تشكل العمود الفقري للسلسلة الغذائية، وهذا ما تؤكده تعليمات الجيش الأميركي من أن اليورانيوم المنضب ملوث شديد للمياه والأغذية وضرورة تجنب استهلاك أي من تلك المواد أو أي منتج محلي في مناطق النزاع مع التأكيد على أن عمليات التنظيف التقليدية غير مجدية.

بالرغم من وصول الإشعاعات إلى مستويات قياسية وان ثمار هذه الإشعاعات أصبحت بادية للعيان من خلال أعداد التشوهات الكبيرة في المواليد فضلاً عن حالات التسمم والفشل الكلوي والإصابة بسلسلة من أمراض الجهاز التنفسي وجهاز الدوران التي منها ما ثبت صلته الوثيقة بالتعرض للإشعاعات ومنها ما لم تثبت لحد الآن، إلا انه يلاحظ ما يلي:

1- غياب كامل لأي برنامج يتكفل بتوفير الرعاية الصحية لضحايا التعرض لليورانيوم المنضب من المدنيين العراقيين.

2- لم يتم تحديد التبعات الحقيقية "خصوصاً البعيدة الأمد" لاستخدام اليورانيوم المنضب على البيئة.

3- عدم توفر عدد السلامة اللازمة للعاملين في هذا المجال كأقنعة الوقاية وبدلات الحماية.

4- الاستخدام المفرط والمتكرر للعدد دون ملاحظة مستويات التلوث في تلك العدد.

5- غياب برامج متخصصة في التوعية الجماهيرية والتدريب حول كيفية التعامل مع مثل تلك الحالات من التلوث.

عليه، وتبعاً لما تم ذكره نجد من الضروري إتباع ما يلي:

1- يجب إزالة جميع مصادر التلوث باليورانيوم المنضب بالطرائق الفنية الدقيقة لتجنب التعرض للإشعاعات في المستقبل.

2- توفير الأجهزة والمعدات الدقيقة المتخصصة في قياس مستوى الإشعاعات المنبعثة من النوع ألفا وبيتا وكاما و X عند مستويات محددة لكمية الإشعاع التي تقع بين 20 dpm و100000 dpm (dpm= disintegrations per minute)" وحدة لقياس الفعالية الاشعاعية للنظائر المسماة كفاءة النظير المشع "ولمدد تعرض تقع بين 1 mrem/ hour و 75 mrem/ hour (mrem=millirem=rem= roentgen equivalent in man or mammal) ، وان يتم توزيع هذه الأدوات على العاملين المختصين بتوفير الرعاية الطبية وسلامة البيئة [54] . .

3- يجب المباشرة بتوفير الرعاية الطبية لجميع الأفراد الذين تأكد أو يحتمل تعرضهم لمستويات من الإشعاع سواء بالاستنشاق أو تناول الأطعمة الملوثة أو تلوث الجروح لغرض تحديد وعزل مناطق التلوث باليورانيوم.

4- إن جميع الأفراد الذين يدخلون حتى ولو بمجرد المرور أو يعملون على بعد 25 متر أو اقل من المنطقة الملوثة أو الهياكل المعطوبة، يجب عليهم ارتداء أقنعة الوقاية الخاصة بالجهاز التنفسي والبدلات اللازمة لحماية الجلد والأعضاء الأخرى.

المنضب الا انه سيبقى هناك عدد هائل من الجزيئات المنتشرة في الهواء التي يبلغ نصف عمرها بلايين السنين وستستمر بإحداث الإصابات البالغة والقتل للمشتركين وغير المشتركين بالنزاع على حد سواء، وكما حدث سابقاً في كل من البوسنة والهرسك وافغانستان.

3- عدم إنسانية استخدام اليورانيوم المنضب، لأنه يتسبب بقتل الأشخاص بطرائق غير إنسانية كالإصابة بالسرطان أو أمراض الكلى وغيرها [64]، وهذا يستمر حتى بعد توقف القتال. كما أن مثل هذه الأسلحة تسبب العديد من حالات التشوه الولادي كتشوه الجمجمة وفقدان الأطراف والأعضاء وتضخمها وغير ذلك من التشوهات الوراثية المتعددة.

4- لا يمكن استخدام اليورانيوم المنضب دون إحداث أضرار بالغة بالبيئة، وبذا فهو لا يفي بشرط المحافظة على البيئة، إذ يتسبب بحدوث تلوث شديد لمصادر مياه الشرب والماء الأرضي والمحاصيل الزراعية التي تشكل العمود الفقري للسلسلة الغذائية، وهذا ما تؤكده تعليمات الجيش الأميركي من أن اليورانيوم المنضب ملوث شديد للمياه والأغذية وضرورة تجنب استهلاك أي من تلك المواد أو أي منتج محلي في مناطق النزاع مع التأكيد على أن عمليات التنظيف التقليدية غير مجدية.

بالرغم من وصول الإشعاعات إلى مستويات قياسية وان ثمار هذه الإشعاعات أصبحت بادية للعيان من خلال أعداد التشوهات الكبيرة في المواليد فضلاً عن حالات التسمم والفشل الكلوي والإصابة بسلسلة من أمراض الجهاز التنفسي وجهاز الدوران التي منها ما ثبت صلته الوثيقة بالتعرض للإشعاعات ومنها ما لم تثبت لحد الآن، إلا انه يلاحظ ما يلي:

1- غياب كامل لأي برنامج يتكفل بتوفير الرعاية الصحية لضحايا التعرض لليورانيوم المنضب من المدنيين العراقيين.

2- لم يتم تحديد التبعات الحقيقية "خصوصاً البعيدة الأمد" لاستخدام اليورانيوم المنضب على البيئة.

3- عدم توفر عدد السلامة اللازمة للعاملين في هذا المجال كأقنعة الوقاية وبدلات الحماية.

4- الاستخدام المفرط والمتكرر للعدد دون ملاحظة مستويات التلوث في تلك العدد.

5- غياب برامج متخصصة في التوعية الجماهيرية والتدريب حول كيفية التعامل مع مثل تلك الحالات من التلوث.

عليه، وتبعاً لما تم ذكره نجد من الضروري إتباع ما يلي:

1- يجب إزالة جميع مصادر التلوث باليورانيوم المنضب بالطرائق الفنية الدقيقة لتجنب التعرض للإشعاعات في المستقبل.

2- توفير الأجهزة والمعدات الدقيقة المتخصصة في قياس مستوى الإشعاعات المنبعثة من النوع ألفا وبيتا وكاما و X عند مستويات محددة لكمية الإشعاع التي تقع بين 20 dpm و100000 dpm (dpm= disintegrations per minute)" وحدة لقياس الفعالية الاشعاعية للنظائر المسماة كفاءة النظير المشع "ولمدد تعرض تقع بين 1 mrem/ hour و 75 mrem/ hour (mrem=millirem=rem= roentgen equivalent in man or mammal) ، وان يتم توزيع هذه الأدوات على العاملين المختصين بتوفير الرعاية الطبية وسلامة البيئة [54] . .

3- يجب المباشرة بتوفير الرعاية الطبية لجميع الأفراد الذين تأكد أو يحتمل تعرضهم لمستويات من الإشعاع سواء بالاستنشاق أو تناول الأطعمة الملوثة أو تلوث الجروح لغرض تحديد وعزل مناطق التلوث باليورانيوم.

4- إن جميع الأفراد الذين يدخلون حتى ولو بمجرد المرور أو يعملون على بعد 25 متر أو اقل من المنطقة الملوثة أو الهياكل المعطوبة، يجب عليهم ارتداء أقنعة الوقاية الخاصة بالجهاز التنفسي والبدلات اللازمة لحماية الجلد والأعضاء الأخرى.

5- يجب عدم الإفراط في إعادة استخدام الأدوات الخاصة لأنها ستصبح بعد فترة وجيزة عديمة الفائدة إن لم تصبح مصدراً للتلوث!!.

6- يجب وقف استخدام ذخائر اليورانيوم المنضب فوراً، وفي كل مكان في العالم.

على ضوء ما تم ذكره سابقاً من خصائص اليورانيوم المنضب الكيمياوية والإشعاعية، يعتقد حالياً ان هناك احتمالاً كبيراً في أن يتسبب DU على المدى البعيد بتغييرات جذرية في التركيبة الجينية للأنواع ومنها الإنسان، لذا فان الهوة لا زالت واسعة بين ما هو معلوم حالياً وبين الانعكاسات الفعلية البعيدة الأمد التي يمكن من خلالها تحديد حدود العتبة لمستويات الأشعة والأضرار التي يمكن أن تتعرض لها مختلف أعضاء الجسم وفي مقدمتها الكلى والرئتين، ناهيك عن الطيف الواسع من التأثيرات في التركيب الوراثي للأحياء. لذا فإن المجتمعات التي سبق لها أن وقعت تحت تأثير مستويات من الإشعاع أعلى من المستوى الطبيعي سواء بشكل مباشر"تأثير خارجي" أو عن طريق التنفس أو القناة الهضمية"تأثير داخلي" مثل مياه الشرب والغذاء يمكن أن توفر الأرضية الملائمة لإجراء العديد من الدراسات التي من شأنها التقليل من حجم تلك الهوة وتزودنا بمعلومات أدق عن حجم المخاطر الصحية الآنية والاهم من ذلك المستقبلية، خصوصاً إذا ما علمنا أن تأثيرات العناصر المشعة عموماً واليورانيوم خصوصاً تظهر بصورة تراكمية وهذا هو مكمن خطورتها. بما أن التلوث باليورانيوم المنضب قد أصبح واقع حال، لذا فلابد من الإشارة إلى ضرورة التوسع في إجراء البحوث التي تعنى بالطرق الحيوية في معالجة التلوث ومنها استخدام الأنواع النباتية والبكتيرية المعروفة بمقدرتها العالية على امتصاص اليورانيوم وتجميعه في أجسامها بتراكيز عالية تصل إلى عشرات أضعاف تركيزه في البيئة المحيطة بتلك الأحياء، ثم إزالة تلك الإحياء بسهولة.

المصادر

1. Abu-Qare, A.W. and M.B. Abou-Donia. 2002. Depleted uranium- the growing concern. *J. Appl. Toxicol.* 22: 149-152.

2. Andrew, S.P., R.D. Caligiuri, and L.E. Eiselstein. A review of penetration mechanisms and dynamic properties of tungsten and depleted uranium penetrators. In A. Crowson, and E.S. Chen. (eds), Tungsten and Tungsten Alloys: Recent Advances, *Plenum Press*, NY. USA, pp. 543.

3. ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1999. Toxicological profile for uranium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html.

4. Baverstock, K.F. 2005. Science, politics and ethics in the low dose debate. *Med. Confl. Surviv.* 21: 88-100.

5. Beir, V., 1990. Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation. BEIRV Washington: *National Academy Press.* pp.258.

6. Bertell, R. 2006. Depleted uranium: All the questions about DU and Gulf War syndrome are not yet answered. *Int. J. Health Serv.* 36: 503-520.

7. Bleise, A., P.R. Danesi, W. Burkart. 2003. Properties, use and health effects of depleted uranium (DU): A general overview. *J. of Environmental Radioactivity*, 64:93–112.

8. Browne, E., R.B. Firestone, and V. Shirley. 1986. Table of Isotopes. Lawrence Berkley Lab., Univ. of California, John Wiley and Sons Inc., N.Y., USA. p. 14-16.

9. Burkart, W., 1988. Radiotoxicity. In: H. Sigel, H.G. Seiler (eds.), Handbook on the Toxicity of Inorganic Compounds. M. Dekker, New York, USA, p. 805–827.

10. Burkart, W., 1991. Uranium, thorium and decay products. In: E. Merian, (eds.), Metals and Their Compounds in the Environment, Occurrence, Analysis and Biological Relevance. VCH *Verlagsgesellschaft*, D-6940, Waldheim, p. 1275–1287.

11. Busby, C. and E. Schnug. 2007. Advanced biochemical and biophysical aspects of uranium contamination. p. 1057-1064.

12. Busby, C. and M. Hooper. 2007. Final Report of The UK Ministry of Defense Depleted Uranium Oversight Board, UK., p. 51-74.

nuclear spectrometric measurements. *J. Env. Qual.*, 35: 568-574.

24. ENVIRHOM. 2005. Bioaccumulation of radionuclides in situations of chronic exposure of ecosystems and members of the public. Progress Report No 2. Report DRPH. Fontenay Aux Roses: IRSN. France. p. 18-23.

25. Fahey, D., 1999. Depleted uranium weapons: Lessons from the 1991 Gulf War" in Depleted uranium a post-war disaster for environment and health, part 2. Laka Foundation. http://www.antenna.nl/wise/uranium/dhap992.html

26. Fahey, D. 1999. Policy paper on the use of depleted uranium in ammunition. Yorkshire Campaign for Nuclear Disarmament web site, http://cndyorks.gn.apc.org/news/articles/du/ppaper.htm

27. Fahey, D., 2003. Science of science fiction. http://www.antenna.nl/wise/uranium/pdf/dumyths.pdf

28. Fellows, R.J., C.C. Ainsworth, C.J. Driver, and D.A. Cataldo. 1998. Dynamics and transformations of radionuclides in soils and ecosystem health. Soil Chemistry and Ecosystem Health. Soil Science Society of America. *Special Publication*, 52: 85-112.

29. Fisenne, I.M., P.M. Perry, K.M. Decker, and H.K. Keller. 1987. The daily intake of, 234, 235, 238U, 228, 230, 232 Th, and 226, 228 Ra by New York City Residents. *Health Physics*, 53: 357–363.

30. Fisenne, I.M., P.M. Perry, and N.H. Harley. 1988. Uranium in humans. *Radiation Protection Dosimetry*, 24: 127–131.

31. Grignard, E., Y. Guéguen and S. Grison. 2008. Contamination with depleted or enriched uranium differently affects steroidogenesis metabolism in rat. *Int. J. of Toxicology*, 27(4): 323-328.

32. Harley, N.H., E.C. Foulkes, L.H. Hilborne, A. Hudson, and C.R. Anthony. 1999. A Review of the Scientific Literature as it Pertains to Gulf War Illnesses, Depleted Uranium. RAND, Corporation *National Defense Research Institute*, Washington, USA. Vol. 7, pp. 494.

13. CERRIE, 2004a. Report of the Committee Examining Radiation Risks from Internal Emitters. Chilton, *NRPB.*, p.24-28.

14. CERRIE, 2004b. Minority Report of the Committee Examining Radiation Risk from Internal Emitters. *Sosiumi Press*, Aberystwyth. p.12-14.

15. Choudhury, S., and T.D. Goswami. 1990. Estimation of uranium contents in different parts of the plants and soils. *Indian I. Physics, Part A*, 64(5): 399-404.

16. Choudhury, S., M. Boruah, and T.D. Goswami. 1992. Estimation of uranium in some edible and commercial plants. Defence Science Journal, 42(4):241-243.

17. Constantinescu, D.G. 1974. Metachromasia through uranyl ions: A procedure for identifying the nucleic acids and nucleotides. *Anal. Biochem.* 62: 584-587.

18. Cooper, J.R., G.N. Stradling, H. Smith, and S.E. Ham. 1982. The behavior of uranium-233 oxide and uranyl- 233 nitrate in rats. *Int. J. of Radiation Bio.*, 41 (4): 421–433.

19. Coryell, V. and D. Stearns. 2006. Molecular analysis of hprt mutations generated in Chinese hamster ovary EM9 cells by uranyl acetate, hydrogen peroxide and spontaneously. *Mol. Carcinogen*, 45: 60-72.

20. Craft, E.S., A. Abu Quare, M.M. Flaherty, M.C. Garofolo, H.L. Rincavage, and M.B. Abou Donia. 2004. Depleted and natural uranium: Chemistry and toxicological effects. *J. Toxicol. Environ. Health, Part B*, 7: 297-317.

21. Durakovic, A., P. Horan, and L. Dietz. 2002. The quantitative analysis of depleted uranium isotopes in British, Canadian and US gulf war veterans. Military Medicine, 167: 620-627.

22. ECRR. 2003. Recommendations of the European committee on radiation risk. The health effects of exposure to low doses of ionising radiation for radiation protection purposes. Aberystwyth: Green Audit Press. UK. pp.37.

23. El Afifi, E.M. and E.H. Borai. 2006. Performance characteristics of sequential separation and quantification of lead-210 and Po-210 by ion exchange chromatography

33. Huxley, H.E. and G. Zubay. 1961. Preferential staining of nucleic acid containing structures for electron microscopy. *Biophys. Biochem. Cytol.* 11:268 - 273.

34. IRSN, 2006. Health Consequences of Internal Contaminations by Radionuclides, in the ECRR Report: The Health Effects of Ionizing Radiation Exposure for Radiation Protection Purposes. Report DPRH, 20. Fontenay Aux Roses, IRSN. p. 32-37.

35. Ivanovich, M. and R.S. Harmon. 1992. Uranium-series Disequilibrium: Applications to Earth, Marine, and Environmental Sciences. *Oxford University Press*, Oxford, (2nd edn), p. 259-289.

36. Iyengar, M.A., M.P. Rajan, S. Ganapathy, and P.R. Kamath. 1980. Sources of natural radiation exposure in a low-monazite environment. *Natural Radiation Envt.* 2: 1090-1106.

37. Lin, R.H., L.J. Wu, C.H. Lee, S.Y. Lin-Shiau. 1993. Cytogenetic toxicity of uranyl nitrate in Chinese hamster ovary cells. *Mutation Research,* 319:197–203.

38. McLean, V.A. 1995. Health Physics Society, Bioassay Programs for Uranium. American National Standard. *HPS*, USA, p. 13-38.

39. Miller, A.C., W.F. Blakeley, D. Livengood, T. Whittaker, J. Xu, J.W. Ejnik, M.M. Hamilton, E. Parlet, T. St John, H.M. Gerstenberg and H. Hsu. 1998. Transformation of human osteoblast cells to the tumorigenic phenotype by depleted uranium-uranyl chloride. *Environ. Health Persp.* 106: 465-471.

40. Miller, A.C., S. Mog, L. McKinney, L. Lei, J. Allen, J. Xu, and N. Page. 2001. Neoplastic transformation of human osteoblast cells to the tumorigenic phenotype by heavy metaltungsten alloy particles: Induction of genotoxic effects. *Carcinogenesis*, 22: 115-125.

41. Miller, A.C., M. Stewart, K. Brooks, L. Shi, and N. Page. 2002. Depleted uranium catalyzed oxidative DNA damage: Absence of significant alpha particle decay. *J. Inorg. Biochem.* 91: 246-252.

42. Miller, A.C., K. Brooks, M. Stewart, B. Anderson, L. Shi, D. McClain, and N. Page. 2003. Genomic instability in human osteoblast cells after exposure to depleted uranium: Delayed lethality and micronuclei formation. *J. Environ. Radioact.* 64: 247-259.

43. Miller, A.C., K. Brooks, J. Smith, and N. Page. 2004. Effect of the militarily relevant heavy metals depleted uranium and tungstenalloy on gene expression in human liver carcinoma cells Hep G2. *Mol. Cell. Biochem.* 255: 247-256.

44. Miller, A.C., C. Bonait-Pellie, R.F. Merlot, J. Michel, M. Stewart, and P.D. Lison. 2005. Leukemic transformations of haematopoetic cells in mice internally exposed to depleted uranium. *Mol. Cell. Biochem,* 279: 97-104.

45. Miller, A.C., D. Beltran, R. Rivas, M. Stewart, R.J. Merlot, and P.B. Lison. 2005. Radiation and Depleted Uranium-Induced Carcinogenesis Studies: Characterization of the Carcinogenic Process and Development of Medical Countermeasures. Radiation Bioeffects and Countermeasures Meeting, Held in Bethesda, Maryland, *published in AFRRI*, USA. p. 11-15.

46. Miller, A.C. and D.E. McClain. 2005. Embedded weapons-grade tungsten alloy shrapnel rapidly induces metastatic high-grade rhabdomyosarcomas in F344 rats. *Environ. Health Persp.* 113: 729-733.

47. Milvy, P. and C.R. Cothern. 1990. Scientific background for the development of regulations for radionuclides in drinking water. In: C.R. Cothern, and P. Rebers, (eds.), Radon, Radium and Uranium in Drinking Water. *Lewis Publishers*, Chelsea, Michigan. pp, 467.

48. Moffett, D. and M. Tellier. 1978. Radiological investigations of an abandoned uranium tailings area. *J. Environ. Qual.*, 7:310-314.

49. Monleau, M., M. De Meo, F. Paquet, V. Chazel, G. Dumenil, and M. Donnadieu-Claraz. 2006. Genotoxic and inflammatory effects of depleted uranium particles inhaled by rats. *Toxicol. Sci.* 89: 287-295.

50. Nielsen, P.E, C. Hiort, S.O. Soennischsen, O. Buchardt, O. Dahl, and B. Norden. 1992. DNA binding and

photocleavage by Uranyl VI salts. *J. Am. Chem. Soc.* 114: 4967-4975.

51. Oliver, I.W., M.C. Graham, A.B. MacKenzie, R.M. Ellam, and J.G. Farmer. 2007. Assessing depleted uranium (DU) contamination of soil, plants and earthworms at UK weapons testing sites. *Journal of Environmental Monitoring,* 9: 740-748.

52. Phipps, A.W., and R.R. Bailey. 2001. Doses from Depleted Uranium Shrapnel, in the Health Hazards of Depleted Uranium Munitions, Part 1, The Royal Society, Policy document 7/01.p.5-9.

53. Priest, N.D. 2001. Toxicity of depleted uranium. *The Lancet*, 357: 244–246.

54. Rokke, D. 2004. Immediate action required on depleted uranium. Traprock Peace Center, http://www.traprockpeace.org.

55. Royal Society. 2001. The Health Hazards of Depleted Uranium Munitions. Part I, London: *The Royal Society*. p. 6-7.

56. Saric, M.R., L.J. Conkic, I. Bikit, M. Stojanovic, and M. Babic. 2005. Concentration of uranium in root-crops, bulbous and tuberous plants. *ISHS Acta Horticulturae*. pp. 462.

57. Schnug, E., H. Steckel, and S. Haneklaus. 2005. Contribution of uranium in drinking waters to the daily uranium intake of humans- a case study from northern germany. *Landbauforschung Voelkenrode*, 55: 227-236.

58. Schnug, E. and I. Lindemann. 2006. Verringerung der Strahlenbelastung durch bewusstes konsumverhalten . bei trinkwässern. *Strahlentelex*, p. 4-5.

59. Schroeder, H., A. Heimers, R.F. Beyme, A. Schott, and W. Hoffmann. 2003. Chromosome aberration analysis in peripheral lymphocytes of Gulf War and Balkans War veterans. *Rad. Prot. Dosim.* 103: 211-219.

60. Smirnova, V.S., S.V. Gudkov, I.N. Shtarkman, A.V. Chernikov, and V.I. Bruskov. 2005. The genotoxic action of uranyl ions on DNA in vitro caused by the generation of reactive oxygen species. *Biofizika Akademija Nauk*, SSSR, 50: 456-463.

61. Spencer, H., R.B. Holtzman, L. Kramer, and F.H. Ilcewicz. 1977. Metabolic balances of Pb-210 and Po-210 at natural levels. *Radiat. Res.* 69(1): 166-184.

62. Steven, L. Simon and L. Fraley. 1986. Uptake by sagebrush of uranium progeny injected in situ. J. Environ. Qual., 15:345-350.

63. Stevens, W., F.W. Bruenger, D.R. Atherton, J.M. Smith, and G.N. Taylor. 1980. The distribution and retention of hexavalent 233 U in the beagle. Radiation Research, 83(1): 109–126.

64. Streffer, C., A. Kryscio, W. Müller and N. Kotschy-Lang. 2002. Genomic instability in uranium miners after high radiation exposures. *International Congress Series*, 1225:223-227.

65. UNEP, 2001. Depleted Uranium in Kosovo, Post-Conflict Environmental Assessment. UNEP Scientific Team Mission to Kosovo. United Nation Environment Programme. p. 34-38.

66. UNEP, 2002. Depleted Uranium in Serbia and Montenegro. United Nation Environment Programme, Geneva. p. 9-92.

67. UNEP, 2003. Depleted Uranium in Bosnia and Herzegovina. United Nation Environment Programme. pp.283.

68. UNSCEAR, 2000. Exposures for Natural Radiations Sources. United Nations Scientific Committee and the Effect of Atomic Radiation. Forty-eight series of UNSCEAR. *Int. J. of Health Services,* 36(3):503–520.

69. U.S.AEPI. 1995. Health and Environment Consequences of Depleted Uranium Use by the U.S. Army. Teach. Reep., Army Environmental Policy Institute, Champaign, Ill., USA.p.17-26.

70. Wakeford, R. 2001. Depleted uranium. J. Radiol. Prot. 21: 76-77.

71. Watson, A.P. 1983. Polonium-210 and lead-210 in Food and Tobacco Productions. Florida Institute of Phosphate Research, 1855 W. Main Street, Fl., U.S. Deepartment of Energy, USA, pp.41.

72. Zaire, R., M. Notter, and E. Thiel. 1997. Unexpected rates of chromosome instabilities and alteration of hormone levels in Namibian uranium miners. *Radiat. Res.* 147: 579-584.

73. Zobel, C.R. and M. Beer. 1961. Electron Stains: Chemical studies on the interaction of DNA with uranyl salts. *J. Biophys. Biochem. Cytol.*, 10:336-346.