



**WETENSCHAPPELIJK COMITE
VAN HET FEDERAAL AGENTSCHAP VOOR DE VEILIGHEID
VAN DE VOEDSELKETEN**

ADVIES 15-2010

Betreft : Zware metalen en uranium in putwater te Ukkel (dossier Sci Com 2010/02).

Advies gevalideerd door het Wetenschappelijk Comité op 23 april 2010.

Samenvatting

Naar aanleiding van een (lokale) grondwater- en bodemverontreiniging met arseen, lood en uranium te Ukkel, heeft het Wetenschappelijk Comité de acute en chronische risico's voor volwassenen en kinderen geëvalueerd in het geval van consumptie van het verontreinigd grond- of putwater in een school, en van groenten en fruit geteeld in een aangrenzende moestuin gesitueerd in een andere school.

Het verontreinigd putwater werd gebruikt voor sanitaire doeleinden (toiletten en douches) in een sporthal van een school, en niet als drinkwater. Evenwel, in de veronderstelling dat het water gedronken zou worden, zouden de toxicologische richtwaarden voor arseen en uranium (chemisch + radiologisch) overschreden worden. Het gecontamineerde water mag bijgevolg niet als drinkwater gebruikt worden. Uit voorzorg wordt aangeraden om het water voor geen enkele toepassing aan te wenden.

De blootstelling aan uranium, lood en arseen via de consumptie van gewassen geteeld in de moestuin van de andere school werd bij gebrek aan concentratiegegevens in de gewassen berekend m.b.v. in de literatuur vermelde bodem-gewas transferfactoren. Op basis van de berekening blijkt dat de chemische en radiologische blootstelling aan uranium en de blootstelling aan arseen en lood beneden de toxicologische richtwaarden gelegen zijn. Op basis van de waarden die in de bodem van de moestuin aangetroffen werden en in de veronderstelling dat de 'hot spot' van contaminatie gelegen is bij de sporthal, kan aldus aangenomen worden dat de consumptie van de gewassen uit de moestuin geen risico inhoudt.

Summary

Advice 15-2010 of the Scientific Committee of the FASFC regarding the presence of heavy metals and uranium in well water (Uccle).

Following a (local) soil and groundwater contamination with arsenic, lead and uranium in Uccle, the Scientific Committee evaluated the acute and chronic risks for adults and children on consumption of the contaminated ground- or well water in a school and of the vegetables and fruit grown in an adjacent garden situated in another school.

The contaminated well water was used for sanitary purposes (toilets and showers) in a gymnasium of a school, and not for drinking. However, assuming that the water would have been consumed, the toxicological guideline values for arsenic and uranium (chemical and radiological) would have been exceeded. The contaminated water should therefore not be used as drinking water. As a precaution, it is recommended not to use the water for any other application.

The exposure to uranium, arsenic and lead through consumption of the crops cultivated in the vegetable garden of the other school was calculated by means of soil-to-crop transfer factors mentioned in literature due to a lack of concentration data in the crops. Calculations show that the chemical and radiological exposure to uranium and the exposure to arsenic and lead are well below the toxicological guideline values. Based on the values measured in the soil of the vegetable garden and assuming that the 'hot spot' of contamination is located at the gymnasium, it thus can be assumed that the consumption of the crops grown in the garden poses no risk.

Sleutelwoorden

Arseen, lood, uranium, bodem-plant transfer, blootstellingsschatting, risico-evaluatie, drinkwater, groenten, fruit

1. Referentietermen

1.1. Vraagstelling

Er wordt aan het Wetenschappelijk Comité gevraagd:

- 1) de acute en chronische risico's voor kinderen en volwassenen te evalueren bij consumptie van met uranium, arseen en lood verontreinigd putwater aan concentraties zoals vermeld in het GEOSAN N.V. verslag van 21/10/2009 en de VIVAQUA studie van 28/07/2009;
- 2) na te gaan welke gehalten of eigenschappen m.b.t. uraniumopname verwacht kunnen worden bij het fruit en de groenten van de moestuin, rekening houdend met de concentraties van deze elementen aanwezig in de bodem zoals vermeld in het verslag van GESOSAN N.V.; en
- 3) de acute en chronische risico's voor kinderen en volwassenen te evalueren bij consumptie van groenten en fruit waarin uranium, arseen en lood werd aangetroffen, en aan te geven bij welke concentratiegrenzen van deze elementen er geen risico's zijn voor de gezondheid.

1.2. Wetgevende context

De chemische, microbiologische en radiologische normen waaraan drinkwater dient te voldoen, worden gegeven in:

Richtlijn nr. 98/83/EG van de Raad van 3 november 1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water.

Voor wat de omzetting in Belgisch recht betreft, wordt verwezen naar:

- Koninklijk besluit van 14 januari 2002 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water dat in voedingsmiddeleninrichtingen verpakt wordt of dat voor de fabricage en/of het in de handel brengen van voedingsmiddelen wordt gebruikt;
- *Brussels Hoofdstedelijk Gewest*: Besluit van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering van 24 januari 2002 betreffende de kwaliteit van het leidingwater;
- *Vlaams Gewest*: Decreet van 24 mei 2002 betreffende water bestemd voor menselijke aanwending; Besluit van de Vlaamse Regering van 13 december 2002 houdende reglementering inzake de kwaliteit en levering van water, bestemd voor menselijke consumptie;
- *Waals Gewest*: Decreet van 12 december 2002 betreffende de kwaliteit van het voor menselijke consumptie bestemde water; Besluit van de Waalse regering van 15 januari 2004 betreffende de parameterwaarden geldend voor het voor menselijke consumptie bestemd water.

Overige wetgeving waarnaar verwezen wordt:

- Koninklijk Besluit van 14 juni 2002 tot vaststelling van maximale gehalten aan contaminanten waaronder zware metalen in voedingssupplementen;
- Verordening (EG) nr. 1881/2006 van de Commissie van 19 december 2006 tot vaststelling van de maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen;
- Richtlijn 96/29/Euratom van de Raad van 13 mei 1996 tot vaststelling van de basisnormen voor de bescherming van de gezondheid der bevolking en der werkers tegen de aan ioniserende straling verbonden gevaren.
- Richtlijn 2009/2/EG van de Commissie van 15 januari 2009 tot eenendertigste aanpassing aan de vooruitgang van de techniek van Richtlijn 67/548/EEG van de Raad betreffende de aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen inzake de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke stoffen (http://ec.europa.eu/environment/chemicals/dansub/home_en.htm).

1.3. Afkortingen & Terminologie

- Becquerel (Bq): de eenheid om het verschijnsel radioactief verval te beschrijven; men spreekt van één Becquerel (1 Bq) als per seconde één atoom verval.
- BMDL₀₁: De 'benchmark dose' (BMD) is een gestandaardiseerd referentiepunt dat bekomen wordt door mathematische modellering van experimentele data uit dierproeven.

De BMD schat de dosis die een lage, maar meetbare respons induceert (meestal 5 of 10% incidentie boven de controle) (IPCS, 2001). De 'benchmark dose low level' $BMDL_{01}$ is de ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval bij een respons van 1%.

- GM, geometrisch gemiddelde: Het meetkundig gemiddelde of geometrisch gemiddelde van n getallen wordt verkregen door de getallen met elkaar te vermenigvuldigen en vervolgens van het product de n^{e} -machtswortel te nemen; het rekenkundige gemiddelde is de som van n verschillende waarden gedeeld door hun aantal n .
- GSD, geometrische standaardafwijking: standaardafwijking van het GM.
- LOAEL, 'Lowest Observed Adverse Effect Level': De laagste dosis in een studie waarbij een toxisch of nefast effect waargenomen wordt (zie ook NOAEL) (WHO, 2009). MOE, 'Margin of exposure': De MOE is de ratio tussen een bepaald punt op de dosis-respons curve (bv. BMD, $BMDL_{10}$, T_{25}) en de blootstelling (IPCS, 2001).
- MRL, Minimal Risk Level: Geschat blootstellingsniveau dat een minimaal risico voor de mens inhoudt (ATSDR, 2007).
- NOAEL, 'No Observed Adverse Effect Level': De NOAEL of dosis zonder waarneembaar schadelijk effect is de hoogste concentratie of hoeveelheid van een stof gevonden via experimenten of waarneming die niet leidt tot schadelijke wijzigingen van de morfologie, de functionele capaciteit, de groei, de ontwikkeling of de levensduurte van de doelorganismen, en dit onder nauwkeurig omschreven blootstellingscondities (WHO, 2009).
- PTWI, Provisional Tolerable Weekly Intake: de voorlopig toelaatbare wekelijkse inname (zie TDI).
- RfD, Referentiedosis: schatting van de dagelijkse blootstelling waarbij waarschijnlijk geen schadelijk effect optreedt, zelfs bij levenslange, continue blootstelling. Meer algemeen: de geraamde maximale dosis of concentratie van blootstelling van een agens waaraan een individu gedurende een specifieke periode blootgesteld kan worden zonder merkbaar risico (WHO, 2009).
- Sievert (Sv): een maat voor de opgelopen dosis door blootstelling aan ioniserende straling, waarbij de schadelijke effecten aan het menselijk lichaam in rekening zijn gebracht.
- TDI of toelaatbare dagelijkse inname: is de maximale hoeveelheid van een bepaalde verbinding, waarvan een dagelijkse inname gedurende een volledige levensduur kan getolereerd worden, zonder dat hierdoor gezondheidsproblemen ontstaan (IPCS, 2001).
- TF, transferfactor: de verhouding van de radio-isotopenconcentraties of de concentratie van andere chemische verbindingen in de plant tot deze in de bodem.
- Uraniumisotopen: "varianten" van het chemisch element uranium, met steeds 92 protonen in de kern, maar met een verschillend aantal neutronen. De meest courante uraniumisotopen zijn ^{238}U en ^{235}U met respectievelijk 146 en 143 neutronen in de kern.

Overwegende de besprekingen tijdens de vergadering van de werkgroep van 11 februari 2010 en de plenaire zitting van 23 april 2010,

geeft het Wetenschappelijk Comité het volgende advies :

2. Inleiding

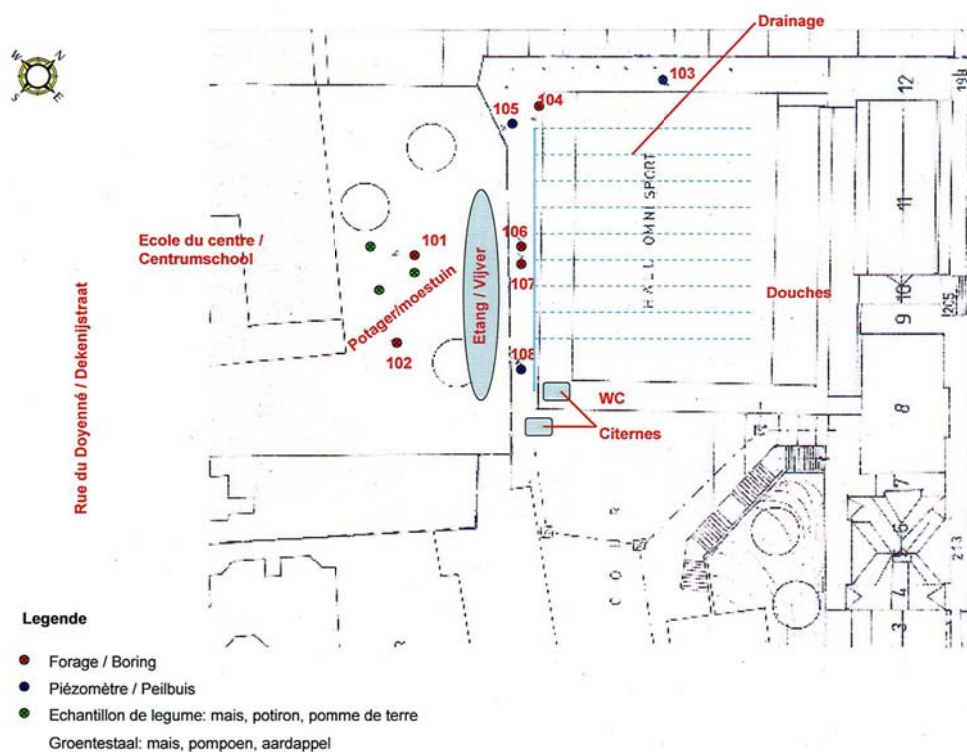
Bij routineanalyses door VIVAQUA (Brusselse Intercommunale voor Waterdistributie) van het water uit een reservoir dat wordt gevoed door lokaal grond- en regenwater te Ukkel (putwater), werden verhoogde uraniumconcentraties aangetroffen. Het betreft grond- en regenwater dat via een apart circuit wordt opgevangen en dat gebruikt wordt voor sanitaire doeleinden (toiletten en douches) van de sporthal van een school. Het putwater wordt niet gebruikt als drinkwater en is niet met het drinkwater- en het leidingwaternetwerk verbonden. De gemeten uraniumconcentratie bedroeg zo'n 0,4 mg/l. Hoewel er voor grondwater geen specifieke normen bestaan, is deze concentratie 30 tot 40 maal hoger dan de maximaal

aanvaardbare waarde voor drinkwater, die 0,015 mg/l bedraagt (WHO, 2005). Hierop werden het Brussels Instituut voor Milieubeheer (BIM) en het Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle (FANC) betrokken bij het dossier en werden bijkomende bodem- en grondwaterstalen geanalyseerd in de omgeving van het reservoir en de sporthal (figuur 1), evenals ten noorden en ten zuiden van de school. Zo ook werd het water van een naastliggende vijver geanalyseerd. Deze bevatte eveneens een verhoogde uraniumconcentratie van 0,15 mg/l. Deze vijver grenst onmiddellijk aan een moestuin. Het water van de vijver wordt gebruikt om deze moestuin te besproeien.

Naast een verhoogd uraniumconcentratie, werd tevens een verhoogd gehalte aan arseen en lood aangetroffen in enkele van de bodem- en grondwaterstalen.

Uit de beschikbare analyseresultaten volgt dat het hoogst waarschijnlijk om een lokaal probleem gaat. Op basis van de genomen stalen wordt vermoed dat de 'hot spot' van de contaminatie gelegen is bij de sporthal. De herkomst van het uranium, arseen en lood is ongekend, maar op basis van de aangetroffen stoffen en historische informatie lijkt de bron van de vervuiling een voormalige stortplaats van glas te zijn waarbij het aangetroffen uranium en de zware metalen residuen van kleurpigmenten zouden kunnen zijn.

Een monster van het grondwater werd in detail onderzocht op de aanwezigheid van de verschillende uraniumisotopen (alfa-spectrometrie). Daaruit bleek dat het hier duidelijk om natuurlijk uranium gaat. Op basis van een analyse m.b.t. het radiologisch risico, blijkt er geen risico voor de volksgezondheid te zijn wanneer de voorzorgsmaatregelen nageleefd worden, i.e. indien het grondwater niet geconsumeerd wordt (FANC, 2009). Aan het Wetenschappelijk Comité wordt gevraagd om het chemisch risico van de contaminanten te evalueren (zie 1.1. Vraagstelling).



Figuur 1. Kaart met aangeduide meetplaatsen (101 t.e.m. 108) (bron: analyseverslag VIVAQUA-28/07/2009)

3. Advies

3.1. Gevareidentificatie

3.1.1. Uranium (U)

Uranium (U, CAS nr. 7440-61-1) is een natuurlijk voorkomend zwaar metaal, dat in alle grond- en steensoorten en in alle watercompartimenten wordt gevonden. Er wordt onderscheid gemaakt tussen 'natuurlijk', 'verrijkt' en 'verarmd' uranium. In de natuur voorkomend of natuurlijk uranium (^{nat}U) is een mengsel van 3 isotopen, maar bestaat vnl. uit ^{238}U met voor slechts 0,72% ^{235}U en 0,0054% ^{234}U (WHO, 2005). Uranium werd vroeger gebruikt bij de vervaardiging van gekleurd glas. Ook komt het voor als bijproduct in kunstmest, gips en in destijds gefabriceerde keramiek. Verrijkt uranium, dat voornamelijk wordt gebruikt als splijtstof in kerncentrales en dat enkele procenten ^{235}U bevat (tegenover 0,72% in ^{nat}U), is radioactiever dan 'natuurlijk' en 'verarmd' uranium, die slechts zwak radioactief zijn. Verarmd uranium is een afvalproduct van het verrijgingsproces bij de productie van splijtstof voor kerncentrales en bevat minder dan 0,72% ^{235}U . Het wordt wegens zijn grote gewicht en dichtheid gebruikt voor antitank-munitie. Ook wordt het toegepast als tegengewicht in vleugels of staarten van vliegtuigen. Bovendien wordt het, evenals natuurlijk uranium, in kleine concentraties toegevoegd bij de fabricage van porselein of glas om het een mooie kleur te geven. Omdat het moeilijk doordringbaar is, wordt verarmd uranium ook vaak gebruikt als afschermingsmateriaal voor radioactieve bronnen.

Uranium kan in het lichaam terecht komen door inname (besmet voedsel of water), inademing of penetratie van projectielfragmenten die verarmd uranium bevatten. Alleen de eerste mogelijke route wordt hier uitgewerkt. Eenmaal geabsorbeerd door het maag-darmkanaal, wordt uranium geëlimineerd via de urine. Bij chronische blootstelling kan uranium accumuleren, vooral in bot en lever.

Uranium kan bij te hoge of langdurige inname de nieren aantasten. Het risico wordt vnl. veroorzaakt vanwege de chemische kenmerken en veel minder wegens de radioactieve eigenschappen. Uit onderzoek met proefdieren blijkt dat inname van een belangrijke hoeveelheid uranium (van de orde van milligrammen uranium per kg lichaamsgewicht) kan leiden tot renale tubulopathie (glucosurie, albuminurie, NAG enzymuria, verhoogde eliminatie van beta2-microglobuline gemeld bij de creatinurie, etc.) en bij zeer hoge blootstelling leidt tot acute nierinsufficiëntie. Bij het stopzetten van de blootstelling blijkt bijna steeds de nierfunctie weer te herstellen. Onder gedurende een lange termijn aan verhoogde concentraties van uranium blootgestelde bevolkingsgroepen lijkt geen verhoogde frequentie van chronische nierinsufficiëntie voor te komen. Ook bij oorlogsveteranen met uraniumhoudende scherven in het lichaam zijn daarvan geen indicaties (FANC, 2009; Zamora *et al.*, 2009; WHO, 2005; Zamora *et al.*, 1998).

3.1.2. Arseen (As)

Arseen (As, CAS nr. 7440-38-2) is een metalloïde dat in verschillende organische en anorganische vormen in het milieu voorkomt, zowel van nature als door antropogene activiteit. De anorganische vormen van As zijn meer toxisch dan organisch As.

As komt van nature voor in de aardkorst en is een bestanddeel van meer dan 200 minerale soorten, vooral van de mineralen die sulfide bevatten. As wordt bekomen als bijproduct in de productie van bv. koper, lood, kobalt en goud. Antropogene bronnen van As in het milieu zijn de industriële emissies, vnl. van de non-ferrometaalwinning en –smelterij, de metaalindustrie en de energieproductie op basis van fossiele brandstoffen. Verbeteringen van industriële processen hebben geleid tot een aanzienlijke verlaging van de As uitstoot. De belangrijkste toepassing van As is in de productie van houtverduurzamingsmiddelen, herbiciden en insecticiden (EFSA, 2009).

De voornaamste blootstelling aan As vindt plaats via de voeding. De belangrijkste effecten die geassocieerd worden met chronische blootstelling aan anorganisch As zijn huidletsels, kanker, ontwikkelingstoxiciteit, neurotoxiciteit, cardiovasculaire aandoeningen, abnormaal glucosemetabolisme, cfr. diabetes. Bij acute blootstelling aan As worden naast gastrointestinale, cardiovasculaire, hematologische en respiratoire effecten vnl. neurologische effecten gerapporteerd (EFSA, 2009).

M.b.t. de organische vormen van As wordt algemeen aangenomen dat arsenobetaine, i.e. de belangrijkste vorm in de meeste vis- en zeevruchtensoorten, toxicologisch irrelevant is. Arsenosuikers en -lipiden worden in de mens voornamelijk gemetaboliseerd tot dimethylarsinaat, maar specifieke informatie m.b.t. hun toxiciteit is zeer beperkt. Voor de

overige organoarseenverbindingen zijn er hoegenaamd geen gegevens beschikbaar m.b.t. hun toxiciteit voor de mens (EFSA, 2009).

Het IARC (International Agency for Research on Cancer) classificeert As en As-verbindingen in groep 1, carcinogeen voor de mens (nb: de evaluatie betreft de gehele groep verbindingen en niet zozeer de individuele verbindingen binnen de groep) (IARC, 1987).

Sommige As-verbindingen (zuren, zouten, oxides) worden op Europees niveau geclassificeerd in Carc. Cat. 1; R45 (Richtlijn 2009/2/EG).

3.1.3. Lood (Pb)

Lood (Pb, CAS nr. 7439-92-1) wordt in kleine concentraties aangetroffen in de aardkorst, vooral onder de vorm van loodsulfide (*galena*), maar de wijd verspreide aanwezigheid van lood in het milieu is in grote mate een gevolg van industriële activiteit (gebruik van ertsen in de metaalindustrie, het terugwinnen van oude metalen, batterijen, ...) en het historisch gebruik van lood in leidingen, in verf en als benzineadditief (IARC, 2006). Lood wordt thans vooral gebruikt in zuur-loodbatterijen (batterijen voor wagens en andere accumulatoren) en in mindere mate in bouwmaterialen (vochtdichtheid, bescherming tegen straling, lawaai, trillingen, zuurcorrosie, ...) en chemische producten op basis van lood (IARC, 2006; INERIS, 2003).

Bij de niet-beroepsmatig blootgestelde bevolking is voeding de belangrijkste blootstellingsroute. Loodverontreiniging van voeding is een gevolg van de vervuiling van de atmosfeer en de bodem. In 2009 bracht het Wetenschappelijk Comité een advies uit m.b.t. de blootstelling van de Belgische bevolking aan lood (Sci Com, 2009).

Blootstelling aan lood kan nefaste gevolgen hebben voor de gezondheid, gaande van gastro-intestinale en hematologische stoornissen tot hepato-, nier-, neuro- en ontwikkelingstoxiciteit. Overmatig lood accumuleert vnl. in het bot. Lood stapelt zich ook op in tanden, nagels en haren. Lood passeert gemakkelijk de placenta door eenvoudige diffusie en prenatale blootstelling is een aanzienlijk risico voor zeer jonge kinderen (INERIS, 2003).

Op basis van gegevens uit dierproeven (niertumoren) en beperkte gegevens bij de mens worden de anorganische loodderivaten ingedeeld in IARC groep 2A, i.e. waarschijnlijk kankerverwekkend voor de mens (IARC, 2006). Sommige verbindingen worden op Europees niveau geclassificeerd in Carc. Cat. 1; R45, of in Carc. Cat. 2; R45 (Richtlijn 2009/2/EG). Ze worden eveneens geclassificeerd m.b.t. hun effect op de voortplanting (effect op de fertiliteit en/of de ontwikkeling).

Lood heeft een zwak mutagene activiteit, maar zou de genotoxiciteit van straling en chemische agentia verhogen (co-carcinogene werking) (Lauwerijs, 2007). Een verhoogd risico van long-, maag- of blaaskanker werd gesuggereerd bij de mens (Steenland en Boffetta, 2000).

Organische verbindingen van lood worden niet ingedeeld bij de carcinogene stoffen voor de mens (i.e. IARC groep 3), zelfs als zij gedeeltelijk worden omgezet in anorganisch lood.

3.2. Gevarenkarakterisatie

3.2.1. Uranium (U)

De WHO (Wereld Gezondheidsorganisatie) bepaalde een TDI op basis van de resultaten van een 91 dagen durende drinkwaterstudie bij ratten. In deze studie werd een LOAEL van 0,96 mg uranyl nitraat hexahydraat/l bekomen voor degeneratieve laesies van de proximale niertubuli, wat equivalent is aan 0,06 mg U/kg lg per dag. Op basis van deze LOAEL en een onzekerheidsfactor van 100 (voor intra- en interspecies variatie)¹ werd een TDI van 0,6 µg/kg lg per dag bepaald (WHO, 2005).

¹ Het werd niet noodzakelijk geacht een bijkomende onzekerheidsfactor toe te passen om het gebruik van een LOAEL in plaats van een NOAEL in rekening te brengen, vanwege de minimale mate van de ernst van de gerapporteerde laesies. Een bijkomende onzekerheidsfactor voor de lengte van de studie (91 dagen) werd evenmin nodig geacht omdat de geschatte halfwaardetijd van U in de nieren 15 dagen bedraagt, en er geen aanwijzing is dat de ernst van de renale laesies toeneemt bij verdere blootstelling.

Uitgaande van een volwassene van 60 kg die 2 l water per dag drinkt en in de veronderstelling dat 80% van de inname (TDI) gerelateerd kan worden aan drinkwater, werd voor drinkwater een (afgeronde) richtwaarde van 15 µg/l bekomen. Door de beperkingen in de databanken over de gezondheidsgevolgen van uranium, door het gebrek aan analytische epidemiologische studies en doordat deze richtwaarde niet altijd gehaald kan worden met de beschikbare technologieën voor waterbehandeling, is deze richtwaarde een voorlopige waarde.

De chemische risico's van uranium treden sneller op dan de radiologische, wat ook blijkt uit de indicatieve richtlijnen. Richtlijn 98/83/EG vermeldt voor water bestemd voor menselijke consumptie een indicatieve dosis van 0,1 mSv/jaar, wat in de veronderstelling van een waterconsumptie van 2 l/dag ongeveer overeenkomt met 3 Bq/l of ongeveer 0,120^{nat}U mg/l.² Dit is hoger dan de WHO chemische richtwaarde van 0,015 mg/l.

3.2.2. Arseen (As)

In de meest recente EFSA opinie m.b.t. de aanwezigheid van As in de voeding, wordt gesteld dat de door het JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) bepaalde voorlopige PTWI van 15 µg/kg lg (FAO/WHO, 1989) niet meer geschikt is, aangezien er ondertussen nieuwe gegevens gepubliceerd zijn, die aantonen dat anorganisch As naast huidkanker eveneens kanker aan de longen en de urinewegen kan veroorzaken, en dat er een aantal schadelijke effecten zijn die zich bij lagere blootstellingsniveaus manifesteren dan deze die door het JECFA geëvalueerd werden (EFSA, 2009). In de opinie werden de dosis-respons gegevens van de belangrijkste epidemiologische studies gemodelleerd en werd een benchmark respons van 1% extra risico geselecteerd (BMDL₀₁). T.g.v. de onzekerheden in de epidemiologische studies m.b.t. de blootstelling, werd een reeks van BMDL₀₁ waarden tussen 0,3 en 8 µg/kg lg per dag geïdentificeerd voor kanker aan de longen, de huid en de blaas, evenals voor huidletsels.

Het US EPA (Amerikaanse Environmental Protection Agency) leidde uit een aantal drinkwaterstudies een NOAEL af voor anorganisch As. Op basis van de blootstelling van het deel van de populatie dat geen huidletsels ontwikkelde, werd een NOAEL van 9 µg/l bekomen. Na toepassing van een onzekerheidsfactor 3 (ontbreken van gegevens m.b.t. de reproductietoxiciteit als kritisch effect en onzekerheid m.b.t. gevoelige individuen), werd als referentiedosis (RfD) 0,3 µg/kg lg per dag bekomen. De US EPA drukte evenwel een beperkt vertrouwen uit in deze RfD evenals in de studie waarop de berekening van deze RfD gebaseerd is (US EPA, 2001).

Het ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) legde door toepassing van een soortgelijke benadering als deze voor de US EPA RfD waarde, op basis van een NOAEL voor huidletsels van 0,8 µg/kg lg per dag, een chronisch oraal minimaal risico (MRL) van 0,3 µg/kg lg per dag voor de mens vast (ATSDR, 2007).

De huidige WHO richtwaarde voor As in drinkwater bedraagt 10 µg/l, maar in het licht van de wetenschappelijke onzekerheden wordt deze als een voorlopige richtwaarde beschouwd. Ofschoon er een aanzienlijke hoeveelheid gegevens is over de associatie tussen inwendige kanker en huidkanker en de inname van As via het drinkwater, blijft er grote onzekerheid over de werkelijke risico's bij inname van lage As concentraties, en leveren de beschikbare gegevens over de actiewijze geen biologische basis om een lineaire of een niet-lineaire extrapolatie toe te passen op de toxicologische gegevens. Bovendien stelt de WHO dat de richtwaarde van 10 µg/l ook gebaseerd is op praktische overwegingen (detectielimiet en haalbaarheid/kosten voor verwijdering van As) (EFSA, 2009; WHO, 2001).

3.2.3. Lood (Pb)

De WHO hanteert een PTWI van 25 µg/kg lg. Deze PTWI werd vastgelegd voor kinderen, maar wordt eveneens toegepast voor volwassenen. Deze PTWI stemt overeen met een TDI van 3,6 µg/kg lg per dag (WHO, 2003). Bij dit innameniveau wordt een netto accumulatie van lood in humane weefsels als zeer onwaarschijnlijk ingeschat (WHO, 2003; Baars *et al.*, 2001).

² Gebruik makend van een dosis conversiefactor van 4,5E-08 Sv/Bq voor een volwassene (Richtlijn 96/29/Euratom) en een conversiefactor van 25280 Bq/g voor ^{nat}U.

3.3. Blootstellingsschatting en risicokarakterisatie

3.3.1. Acute & chronische risico's bij consumptie van het putwater

Het KB van 14 januari 2002 (Richtlijn nr. 98/83/EG) legt de parameters vast die in drinkwater moeten gecontroleerd worden. Voor As en Pb bedraagt de wettelijke norm 10 µg/l. Voor het radiologisch risico worden referentiewaarden voor verschillende radioactieve stoffen afgeleid, ervan uitgaande dat de totale jaarlijks opgelopen dosis door de inname via drinkwater niet meer dan 0,1 mSv/jaar mag bedragen. Voor ²³⁸U en ²³⁴U leidt dit tot een referentiewaarde van respectievelijk 3,0 en 2,8 Bq/l (FANC, 2009). M.b.t. de chemische toxiciteit van uranium zijn er (voorlopig) geen specifieke chemische normen waaraan drinkwater dient te voldoen, maar kan de WHO richtwaarde van 15 µg/l aangenomen worden (WHO, 2005). In het grond-/putwater werden deze normen voor As en voor uranium overschreden (tabel 1). Op basis van deze normen mag het water aldus niet als drinkwater geconsumeerd worden.

Tabel 1. Gemeten As- en U-gehalten (µg/l) in grond- en putwater (bronnen: analyseverslagen VIVAQUA-28/07/2009 en GEOSAN S.A.-21/10/2009)

Parameter	Vijver college	toiletten sporthal	Cisterne grondwater college	Grondwater (andere meetpunten)
As			/	21
U	152,93 (4 Bq/l) ^a	433,47 - 476,22 (11-12 Bq/l) ^a	460,71 (12 Bq/l) ^a	14,10 – 89,82 (0,4-2 Bq/l) ^a

^a: op basis van de conversiefactor van 25280 Bq/g voor ^{nat}U

Indien er net zoals bij de bepaling van de WHO richtwaarde voor uranium in drinkwater uitgegaan wordt van een volwassen persoon van 60 kg die 2 l water per dag verbruikt, wordt een blootstelling van 0,7 µg As/kg lg per dag (21 µg/l) en van 15,9 µg U/kg lg per dag (476,22 µg/l) bekomen, wat een significante overschrijding is van de toxicologische richtwaarden van 0,3 µg/kg lg per dag voor anorganisch As en van de TDI van 0,6 µg/kg lg per dag voor uranium. Voor kinderen zal de overschrijding van de richtwaarden hoger zijn, gezien zij per kg lichaamsgewicht een relatief hogere consumptie en bijgevolg een hogere blootstelling hebben (bv. voor een kind met een gemiddeld lichaamsgewicht van 13 kg en een consumptie van 0,7 l drinkwater per dag, wordt een blootstelling van 1,1 µg/kg lg per dag en van 25,6 µg/kg lg per dag bekomen voor respectievelijk As en uranium).

M.b.t. de radiologische blootstelling, komt op basis van een dosis conversiefactor van 4,5E-08 Sv/Bq en van 3,4E-07 (Richtlijn 96/29/Euratom) en een consumptie van 2 l en van ~0,7 l drinkwater per dag voor respectievelijk volwassenen en kinderen, 12 Bq/l ongeveer overeen met een blootstelling van 0,39 mSv/jaar voor volwassenen en van 1,02 mSv/jaar voor kinderen. Deze waarden zijn vele malen hoger dan de referentiewaarde van 0,1 mS/jaar.

Dit betreft een worstcase scenario, waarbij verondersteld werd dat het water effectief gedronken wordt, terwijl het putwater niet als drinkwater maar vnl. voor sanitaire doeleinden (douches en toiletten) gebruikt wordt en niet met het drinkwater- en het leidingwaternetwerk verbonden is. Uit voorzorg wordt evenwel geadviseerd om het water uit deze opslagtank voor geen enkele toepassing te gebruiken.

3.3.2. Acute & chronische risico's bij consumptie groenten en fruit

In de (groente)tuinen die aan de vijver grenzen kan door verontreiniging van de grond en door het eventueel besproeien met het verontreinigd vijverwater, een kleine hoeveelheid van het aangetroffen uranium, As en Pb in de gekweekte groenten en fruit opgenomen en geaccumuleerd worden. Er zijn evenwel geen bruikbare gegevens m.b.t. de uranium-, As- en Pb-concentratie in de groenten die in de moestuin grenzend aan de vijver gekweekt worden. De gegevens m.b.t. de bodem worden in tabel 2 weergegeven. Bodem-planttransfergegevens (transferfactoren TF) zijn echter schaars, hangen af van verschillende variabelen en gaan met een grote onzekerheid gepaard. Het gehalte aan metalen dat accumuleert in de plant is niet alleen afhankelijk van de totale metaalconcentratie in de bodem, maar ook van de

bodemeigenschappen, die de fractie van de metalen dat aanwezig is in het poriënwater en bijgevolg beschikbaar is om door de plantenwortels te worden geabsorbeerd, bepalen. De belangrijkste factoren die de opname van metalen door planten bepalen, zijn het gewastype, het type contaminant en zijn bodem-water partiticoëfficiënt (K_p), de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC), de bodem pH, het gehalte aan organische stof, het kleigehalte en de concentratie aan metaaloxiden en metaalhydroxiden.

Tabel 2. U-, As- en Pb-gehaltenes (mg/kg d.s.) gemeten in de bodem (bronnen: analyseverslagen VIVAQUA-28/07/2009 en GEOSAN S.A.-21/10/2009)

Parameter	Moestuin ^a	Norm Brussel ^b
As	7,8-11	110
Pb	250-256	700
U	1,3-1,7 (32-42 Bq/kg) ^c	

^a: meetpunten 101 en 102

^b: Ordonnantie 'Bodem'; meer informatie op de website van het BIM, <http://www.leefmilieubrussel.be/Templates/Professionnels/Informer.aspx?id=2416&langtpe=2067>

^c: op basis van de conversiefactor van 25280 Bq/g voor ^{nat}U

3.3.2.1. Uranium

Radio-isotopen kunnen door de vegetatie via het externe plantenoppervlak (bladeren, stengels) of via het wortelsysteem uit de atmosfeer, de bodem of uit geresuspendeerd materiaal opgenomen worden.

Wat de transfer van radio-isotopen vanuit de bodem naar de planten betreft, wordt de bodem-plant transferfactor (TF) gedefinieerd als de verhouding van de radio-isotopenconcentraties in de plant (Bq/kg droge massa) tot deze in de bodem (Bq/kg droge massa). Er is een grote variabiliteit onder de TF-gegevens, niet alleen tussen verschillende gewasgroepen maar ook binnen de gewasgroepen. TF-waarden kunnen bijgevolg waardevol zijn voor een screening, maar voor het voorspellen van de daadwerkelijke impact van een verontreiniging, zijn eerder meer plaats specifieke waarden vereist. Doordat slechts zeer weinig TF-ramingen significant verschillen voor de gewasgroepen (t.g.v. de grote variabiliteit), zou een generieke TF-waarde aanbevolen kunnen worden voor een met veel onzekerheden gepaard gaande langetermijn beoordeling. Voor meer plaats specifieke evaluaties zijn op gewas gebaseerde TF-waarden of ramingen wellicht meer geschikt (IAEA, 2010; Vandenhove *et al.*, 2009). Vandenhove *et al.* (2009) leidde op basis van een uitgebreide inventaris van TF-gegevens voor uranium een generieke TF van $2,27 \times 10^{-2}$ kg/kg d.s. (GSD =9,1) af.

Naast de fysicochemische eigenschappen van de radio-isotoop en het soort gewas, worden TF-waarden eveneens beïnvloed door de bodemeigenschappen (zoals organische stof, pH), de bodembeheerscondities, de milieucondities. Hierover zijn evenwel weinig concrete gegevens beschikbaar (IAEA, 2010; Vandenhove *et al.*, 2009).

In onderstaande tabellen (tabel 3 a & b) worden een aantal bodem-planttransferscenario's uitgewerkt m.b.t. uranium, uitgaande van een uranium bodemgehalte van 2 mg/kg (~40 Bq/kg) in de moestuin (tabel 2). Een overzicht van TF-waarden wordt gegeven door het International Atomic Energy Agency (IAEA, 2010) en Vandenhove *et al.* (2009). Voor de moestuin kan een organische bodem verondersteld worden. Omdat TF-waarden voor een organische bodem niet vermeld worden, worden de berekeningen uitgevoerd op basis van de algemene TF en TF vermeld voor een leembodem (schuin weergegeven in de tabel). Naast de TF zelf, is een bijkomende factor van onzekerheid in de berekeningen de omzetting van droge naar verse massa.

Tabel 3a. Raming van de chemische blootstelling aan uranium op basis van transfer van de bodem van de moestuin (~2 mg U/kg) naar verschillende gewassoorten

TF (GM) ^a (10 ⁻² kg/kg)	[U] _{gewas} (d.s.) mg/kg	% d.s. ^b	[U] _{gewas} (v.g.) µg/kg	Blootstelling ^c µg/dag	%TDI ^d
---	---	---------------------	---	--------------------------------------	-------------------

	d.s.)					
algemeen	2,27	0,0454	~15%	6,8	0,7	1,9
bladgroenten	1,97	0,0394	8% (sla)	3,2	0,3	0,9
	4,26	0,0852		6,8	0,7	1,9
wortelgewassen	0,84	0,0168	14% (wortelen)	2,4	0,2	0,7
	2,54	0,0508		7,1	0,7	2,0
knollen	0,50	0,0100	21% (aardappelen)	2,1	0,2	0,6
	2,78	0,0556		11,7	1,2	3,2
fruit	1,20	0,0240	16% (peren – appels)	3,8	0,4	1,1

^a: TF (GM) = geometrisch gemiddelde van de transferfactoren; opmerking: TF zijn veelal lognormaal verdeeld (bronnen: IAEA, 2010 en Vandenhove *et al.*, 2009); op basis van algemene TF; schuin weergegeven berekeningen: op basis van TF voor leembodem.

^b: bron: IAEA (2010)

^c: er wordt een consumptie van 100 g per dag en per categorie verondersteld

^d: voor een persoon van 60 kg, TDI = 0,6 µg/kg lg per dag (WHO, 2005)

Tabel 3b. Raming van de radiologische blootstelling aan uranium op basis van transfer van de bodem van de moestuin (~40 Bq U/kg) naar verschillende gewassoorten

	TF (GM) ^a (10 ⁻² kg/kg d.s.)	[U] _{gewas} (d.s.) Bq/kg	% d.s. ^d	[U] _{gewas} (v.g.) Bq/kg	Blootstelling ^c µSv/jaar	
					volwassene	kind
algemeen	0,0227	0,91	~15%	0,14	0,22	1,67
bladgroenten	0,0197	0,79	8% (sla)	0,06	0,10	0,77
	0,0426	1,70		0,14	0,22	1,67
wortels	0,0084	0,34	14% (wortelen)	0,05	0,08	0,58
	0,0254	1,02		0,14	0,23	1,74
knollen	0,005	0,20	21% (aardappelen)	0,04	0,07	0,51
	0,0278	1,11		0,23	0,38	2,86
fruit	0,012	0,48	16% (peren – appels)	0,08	0,12	0,94

^a: TF (GM) = geometrisch gemiddelde van de transferfactoren; opmerking: TF zijn veelal lognormaal verdeeld (bronnen: IAEA, 2010 en Vandenhove *et al.*, 2009); op basis van algemene TF; schuin weergegeven berekeningen: op basis van TF voor leembodem.

^b: bron: IAEA (2010)

^c: er wordt een consumptie van 100 g per dag en per categorie verondersteld, en een dosis conversiefactor van 4,5E-08 Sv/Bq voor volwassenen en van 3,4E-07 voor kinderen (Richtlijn 96/29/Euratom)

Wanneer de chemische blootstelling vergeleken wordt met de door de WHO bepaalde TDI van 0,6 µg/kg lg, blijken de in de bodem van de moestuin gemeten waarden geen risico in te houden bij consumptie van de geteelde groenten en fruit. Een gelijkaardige conclusie kan getrokken worden voor de radiologische blootstelling wanneer deze vergeleken wordt met de indicatieve dosis van 100 µSv per jaar die voor water vermeld wordt in het KB van 14 januari 2002 (Richtlijn nr. 98/83/EG). De bijdragen van de in de bodem aanwezige vervalproducten van uranium houden evenmin een risico in.

Ook uraniumopname via de bladeren e.a. wanneer de gewassen met het vervuilde vijverwater of grondwater besproeid zouden worden, is te verwaarlozen. De afzetting van uranium vermindert of verdwijnt door wind en regen, uitloging of cuticulare slijtage. Bovendien ondergaan de gewassen nog een transformatie vóór consumptie (wassen, schillen, koken), wat eveneens het uraniumgehalte en aldus de blootstelling vermindert (IAEA, 2010).

→ **concentratiegrenzen:**

In Europa noch in België zijn normen vastgesteld voor het uraniumgehalte in levensmiddelen. Op basis van een TDI van 0,6 µg/kg lg per dag (WHO, 2005) werd door de WHO voor

drinkwater een (afgeronde) richtwaarde van 15 µg/l bepaald (zie 3.2.1.). Op basis van eenzelfde redenering kan voor levensmiddelen op basis van deze TDI geval per geval een risico-evaluatie uitgevoerd worden. Voor een persoon van 60 kg komt deze TDI nl. overeen met een toelaatbare consumptie van 36 µg per dag. Zelfs in de veronderstelling dat per dag 100 g bladgroenten, 100 g wortelgewassen, 100 g knollen en 100 g fruit uit de gecontamineerde moestuin geconsumeerd worden, zou de blootstelling overeenkomen met een geringe fractie van de TDI.

3.3.2.2. Arseen (As) & Lood (Pb)

Aangezien er geen bruikbare gegevens zijn m.b.t. het gehalte aan As en Pb in de moestuin, wordt de blootstelling gelijkaardig als voor uranium geraamd op basis van de transfer van deze zware metalen van de bodem naar de plant. De waarden die gemeten werden in de bodem van de moestuin zijn lager dan de normen voor bodem (tabel 2).

Voor de raming van de blootstelling aan Pb en As werd gebruik gemaakt van de "Rekenmodule voor de opname van zware metalen in planten en transfer in de voedselketen", consulteerbaar op de OVAM (Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij) website³ (tabel 4 a & b). Een volledige beschrijving van de gevolgde werkwijze wordt besproken in een rapport van Ruttens *et al.* (2006) en het OVAM document "Aanvulling bij basisinformatie voor risico-evaluaties – zware metalen en arseen: stofdata" (OVAM, 2009).

Voor het inschatten van de rechtstreekse blootstelling van de mens door consumptie van lokaal geteelde groenten wordt gerekend met een uitgebreid voedselpakket, samengesteld uit diverse wortelgewassen (wortels en knollen) en bladgewassen. Het relatief aandeel van verschillende gewassen aan de groep wortel- en bladgewassen wordt in rekening gebracht via consumptie correctiefactoren. Op basis van de TF-waarden en de berekende correctiefactoren wordt een gewogen TF voor wortelgewassen en bladgewassen afgeleid.

Tabel 4a. Raming van de blootstelling aan lood op basis van transfer van de verontreinigde bodem (250 mg Pb /kg) naar verschillende gewassoorten

	TF ^a (kg/kg d.s.)	Pb] _{gewas} (d.s.) mg/kg	% d.s. ^b	[Pb] _{gewas} (v.g.) µg/kg	Blootstelling ^c µg/dag	%TDI ^d
sla	0,022	5,50	8% (sla)	440,0	44,00	20,37
bladgroenten	0,008 ^e	2,00		160,0	16,00	7,41
wortelen	0,003	0,75	14%	105,0	10,50	4,86
aardappelen	0,001	0,25	21%	52,5	5,25	2,43
wortelgewassen	0,001 ^e	0,25	17,5%	43,8	4,38	2,03

^a: bron: OVAM, 2009; op basis van pH = 6.

^b: bron: IAEA (2010)

^c: er wordt een consumptie van 100 g per dag en per categorie verondersteld

^d: voor een persoon van 60 kg, TDI = 3,6 µg/kg lg per dag (WHO, 2003)

^e: gewogen TF

Tabel 4b. Raming van de blootstelling aan arseen op basis van transfer van de verontreinigde bodem (11 mg As /kg) naar verschillende gewassoorten.

	TF ^a (kg/kg d.s.)	[As] _{gewas} (d.s.) mg/kg	% d.s. ^b	[As] _{gewas} (v.g.) µg/kg	Blootstelling ^c µg/dag	%PTWI/7 ^d	%BMDL ₀₁ ^d
sla	0,085	0,94	8% (sla)	74,8	7,5	5,82	41,56
bladgroenten	0,023 ^e	0,25		20,2	2,0	1,57	11,24
wortelen	0,018	0,20	14%	27,7	2,8	2,16	15,40
aardappelen	0,003	0,03	21%	6,9	0,7	0,54	3,85
wortelgewassen	0,004 ^e	0,04	17,5%	7,7	0,8	0,60	4,28

^a: bron: OVAM, 2009; op basis van de richtwaarden van 2000 mg/kg d.s. voor [Fe], van 1250 mg/kg d.s. voor [Ptot] en van 1025 mg/kg d.s. voor [Al].

³ <http://www.ovam.be/jahia/Jahia/cache/off/pid/176?actionReg=actionPubDetail&fileItem=2073>

^b: bron: IAEA (2010)

^c: er wordt een consumptie van 100 g per dag en per categorie verondersteld

^d: voor een persoon van 60kg, PTWI = 15 µg/kg lg per dag, BMDL₀₁ = 0,3 µg/kg lg per dag (EFSA, 2009)

^e: gewogen TF

Op basis van de resultaten blijkt de potentiële transfer van Pb en As van de gecontamineerde bodem van de moestuin naar de gewassen en de consumptie van de gewassen geen risico in te houden.

→ **concentratiegrenzen:**

Verordening (EG) nr. 1881/2006 legt de toegelaten maximumgehalten aan zware metalen in plantaardige producten vast. Het maximum Pb gehalte dat toegelaten wordt in groenten, met uitzondering van koolsoorten, bladgroenten, verse kruiden en fungi, bedraagt 0,10 mg/kg vers gewicht. In het geval van aardappelen is het maximumgehalte van toepassing op geschilde aardappelen. Voor wat koolsoorten, bladgroenten en gekweekt fungi betreft, bedraagt het toegelaten maximumgehalte aan Pb 0,30 mg/kg vers gewicht.

M.b.t. As worden er geen wettelijke maximumgehalten vermeld. In het KB van 14 juni 2002 wordt vermeld dat het verboden is om voedingssupplementen met gehalten hoger dan 1 mg As / kg product (en dan 1 mg Pb per kg product) in de handel te brengen.

De Codex Alimentarius stelt voor het totaal As gehalte in verschillende levensmiddelen een maximaal toelaatbare concentratie voor, nl. 0,01 mg/l voor natuurlijk mineraalwater, 0,1 mg/kg voor eetbare vetten en oliën, vetten en smeersel (incl. margarine en minarine), bepaalde dierlijke vetten (bv. reuzel), olijfolie en 21 plantaardige oliën; en 0,5 mg/kg voor 'food grade' zout (EFSA, 2009).

Voor Pb wordt een PTWI van 25 µg/kg lg gehanteerd, wat overeenstemt met een TDI van 3,6 µg/kg lg per dag (WHO, 2003). Voor een persoon van 60 kg zou een consumptie van 100 g van elke categorie van de verontreinigde groenten de blootstelling 80,13 µg/dag of 37% van de TDI (216 µg/dag) bedragen.

M.b.t. As kan een gelijkaardige redenering gemaakt worden op basis van de TDI van 129 µg/dag. De blootstelling bij consumptie van 100 g van elke categorie van gecontamineerde groenten zou 10,69 µg/dag bedragen (of 8,3% van de TDI). Daarentegen, op basis van de BMDL₀₁ waarden gelegen tussen 18 en 480 µg per dag die door de EFSA als toxicologische referentiewaarden gegeven worden voor anorganisch As (EFSA, 2009), blijkt de blootstelling (10 µg/dag) de in de EFSA opinie laagst geschatte toxicologische referentiewaarde gevaarlijk dicht te benaderen, waardoor er weinig of geen blootstellingsmarge is (MOE) en een mogelijk risico voor sommige consumenten niet kan worden uitgesloten.

4. Conclusies

Naar aanleiding van een (lokale) grondwater- en bodemverontreiniging met arseen, lood en uranium te Ukkel, heeft het Wetenschappelijk Comité de acute en chronische risico's voor volwassenen en kinderen geëvalueerd in het geval van consumptie van het verontreinigd grond- of putwater in een school, en van groenten en fruit geteeld in een aangrenzende moestuin gesitueerd in een andere school.

Het verontreinigd putwater werd gebruikt voor sanitaire doeleinden (toiletten en douches) in een sporthal van een school, en niet als drinkwater. Evenwel, in de veronderstelling dat het water gedronken zou worden, zouden de toxicologische richtwaarden voor arseen en uranium (chemisch + radiologisch) overschreden worden. Het gecontamineerde water mag bijgevolg niet als drinkwater gebruikt worden. Uit voorzorg wordt aangeraden om het water voor geen enkele toepassing aan te wenden.

De blootstelling aan uranium, lood en arseen via de consumptie van gewassen geteeld in de moestuin van een andere school werd bij gebrek aan concentratiegegevens in de gewassen berekend m.b.v. in de literatuur vermelde bodem-gewas transferfactoren. Op basis van de berekening blijkt dat de chemische en radiologische blootstelling aan uranium en de blootstelling aan lood en arseen beneden de toxicologische richtwaarden gelegen zijn. Op basis van de waarden die in de bodem van de moestuin aangetroffen werden en in de veronderstelling dat de 'hot spot' van contaminatie gelegen is bij de sporthal, kan aldus aangenomen worden dat de consumptie van de gewassen uit de moestuin geen risico inhoudt.

Voor het Wetenschappelijk Comité,

De Voorzitter,

Prof. Dr. Ir. André Huyghebaert

Brussel, 26 april 2010

Referenties

ATSDR (2007) Toxicological profile for arsenic. U. S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA.
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.html#bookmark10>

Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L., Zeilmaker M.J. (2001) Re-evaluation of human toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701 025.
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>

EFSA (2009) Scientific Opinion on Arsenic in Food [1]. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal* 7(10):1351.
<http://www.efsa.europa.eu/en/scdocs/scdoc/1351.htm>

FANC (2009) Alles wat u wilt weten over de uraniumconcentratie in Ukkel. [internet: 15/01/2010].
<http://www.fanc.fgov.be/nl/page/alles-wat-u-wilt-weten-over-de-uraniumcontaminatie-in-ukkel/1181.aspx>

FAO/WHO (Food and Agriculture Organization/ World Health Organization) (1989) Evaluation of certain food additives and contaminants. WHO Food Additive Report Series, No. 24. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva.

IAEA (International Atomic Energy Agency) (2010) Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical Report Series 472. http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/trs472_web.pdf

IARC (2006) Inorganic and organic lead compounds - Summary of data reported and evaluation. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Volume 87.
<http://www.inchem.org/documents/iarc/vol87/volume87.pdf>

IARC (1987) Summaries & Evaluations. Arsenic and arsenic compounds (Group 1).
<http://www.inchem.org/documents/iarc/suppl7/arsenic.html>

INERIS (2003) Le plomb et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – ERIS-DRC-01-25590-ETSC-API/SD – N°00df257, Version N°2- du 3-février 03.
http://www.ineris.fr/index.php?action=getContent&id_heading_object=3&module=cms

IPCS (International Programme on Chemical Safety) (2001) Glossary of exposure assessment-related terms: a compilation. Prepared by the Exposure Terminology Subcommittee of the IPCS Exposure Assessment Planning Workgroep for the International Programme on Chemical Safety, Harmonization of Approaches to the assessment of risk from exposure to chemicals. November 1, 2001.
http://www.who.int/ipcs/publications/methods/harmonization/en/compilation_nov2001.pdf

Lauwerys R., Haufroid V., Hoet P., Lison D. (2007) Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles, 5e édition, Masson, Paris.

OVAM (2009) Aanvulling bij basisinformatie voor risico-evaluaties – zware metalen en arseen : stofdata. D/2009/5024/37.
<http://www.ovam.be/jahia/Jahia/cache/off/pid/176?actionReq=actionPubDetail&fileItem=2074>

Ruttens A., Vangronsveld J, Bierkens J., Seuntjens P. & Cornelis C. (2006) Uitwerking van een methodologie voor het verder omgaan met de beschikbare BCF informatie van metalen in gewassen.

Sci Com (2009) Advies 36-2009: Raming van de blootstelling van de Belgische bevolking aan lood (dossier Sci Com 2009/14). <http://www.favv->

[afsca.be/wetenschappelijkcomite/adviezen/ documents/ADVIES36-2009_NL_DOSSIER2009-14_000.pdf](http://afsca.be/wetenschappelijkcomite/adviezen/documents/ADVIES36-2009_NL_DOSSIER2009-14_000.pdf)

Steenland K., Boffetta P (2000) Lead and cancer in humans: where are we now? *Am. J. Ind. Med.* 38(3), 295-299.

US EPA (2001) Integrated Risk Information System (IRIS) on Arsenic, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC. <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0278.htm>

Vandenhove H., Olyslaegers G., Sanzharova N., Shubina O., Reed E. Shang Z., Velasco H. (2009) Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po. *J. Environ. Radioact.* 100, 721-732.

WHO (2009) The Health and Environment Lexicon: Multi-language glossary of health & environment terminology. <http://apps.who.int/thelexicon/entry.php?newsearch>

WHO (2005) Uranium in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. WHO/SDE/WSH/03.04/118. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/uranium.pdf

WHO (2003). Lead in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. WHO/SDE/WSH/03.04/09. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/lead.pdf

WHO (2001) Arsenic and arsenic compounds, Environmental Health Criteria no 224, World Health Organization, Geneva. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>

Zamora M., Zielinski J., Moodie G., Falcomer R., Hunt W., Capello K. (2009) Uranium in drinking water: renal effects of long-term ingestion by an aboriginal community. *Arch. Environ. Occup. Health* 64(4), 228-241.

Zamora M., Tracy B., Zielinski J., Meyerhof D., Moss M. (1998) Chronic ingestion of uranium in drinking water: a study of kidney bioeffects in humans. *Toxicol Sci.* 43(1), 68-77.

Leden van het Wetenschappelijk Comité

Het Wetenschappelijk Comité is samengesteld uit de volgende leden :

D. Berkvens, C. Bragard, E. Daeseleire, P. Delahaut, K. Dewettinck, J. Dewulf, L. De Zutter, K. Dierick, L. Herman, A. Huyghebaert, H. Imberechts, P. Lheureux, G. Maghuin-Rogister, L. Pussemier, C. Saegerman, B. Schiffers, E. Thiry, T. van den Berg, M. Uyttendaele, C. Van Peteghem, G. Vansant

Dankbetuiging

Het Wetenschappelijk Comité dankt het wetenschappelijk secretariaat en de leden van de werkgroep voor de voorbereiding van het ontwerpadvies. De werkgroep was samengesteld uit :

Leden van het Wetenschappelijk Comité

L. Pussemier (verslaggever), C. Van Peteghem, P. Lheureux.

Externe experts

C. Cornelis (VITO), E. Chauveheid (VIVAQUA), B. Dehandschutter (FANC), W. François (BIM), E. Smolders (K.U.Leuven), L. Sombré (FANC), O. Van Cleemput (UGent), C. Vleminckx (WIV).

Wettelijk kader van het advies

Wet van 4 februari 2000 houdende oprichting van het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen, inzonderheid artikel 8 ;

Koninklijk besluit van 19 mei 2000 betreffende de samenstelling en de werkwijze van het Wetenschappelijk Comité ingesteld bij het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen ;

Huishoudelijk reglement, bedoeld in artikel 3 van het koninklijk besluit van 19 mei 2000 betreffende de samenstelling en de werkwijze van het Wetenschappelijk Comité van het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen, goedgekeurd door de Minister op 27 maart 2006.

Disclaimer

Het Wetenschappelijk Comité behoudt zich, te allen tijde, het recht voor dit advies te wijzigen indien nieuwe informatie en gegevens ter beschikking komen na de publicatie van deze versie.