



Miljömedicinsk bedömning av metaller i rödstybb på löparbanor och liknande träningsanläggningar

Sandra Johannesson, yrkes- och miljöhygieniker

Gunilla Wastensson, överläkare

Sammanfattning

Rödfyr är den skifferaska som återstår efter förbränning av alunskiffer. I Götene kommun bedrivs en täktverksamhet där rödfyr bryts från den historiska utvinningen av skifferolja på Kinnekulle. Materialet från denna täkt krossas och säljs som beläggningsmaterial för löparbanor, tennisbanor och liknande träningsanläggningar, och benämns då rödstybb.

Rödstybb innehåller förhöjda halter av oorganisk arsenik, uran, vanadin och molybden, ämnen som förekommer naturligt i alunskiffer. Arsenik är det ämne som bedöms vara mest kritiskt vid en hälsoriskbedömning av rödstybb. Oorganisk arsenik är toxiskt och kan vid långvarig exponering öka risken för cancer i hud, lunga och urinblåsa. Kunskapen om dessa effekter bygger främst på studier av befolkningar i områden där grundvattnet innehåller höga halter arsenik från berggrunden. Oorganisk arsenik kan även orsaka akuta hälsoeffekter efter enstaka höga intag.

Det extra tillskottet av oorganisk arsenik vid träning på löparbanor med rödstybb är mycket litet jämfört med det dagliga intaget vi får i oss via kosten, som är den klart dominerande exponeringskällan. Den beräknade riskökningen för cancer är mycket låg och bidrar endast marginellt till den totala cancerrisken från oorganisk arsenik. Bedömningen utgår från ett scenario där barn och ungdomar tränar två till tre gånger per vecka på löparbanor belagda med rödstybb, och där exponering kan ske via inandning och nedsväljning av damm samt via oralt intag av små mängder rödstybb, till exempel från damm på händerna. Eftersom träning vanligtvis sker under en begränsad del av livet blir den faktiska risken ännu lägre. Bedömningen gäller även tennisbanor och andra liknande anläggningar med rödstybb.

För små barn med uttalat hand-till-mun-beteende finns en risk för akuta hälsoeffekter, men det förutsätter att de sväljer en större mängd rödstybb. En mängd på ca 5–10 gram skulle kunna orsaka övergående mag-tarmbesvär. Det är därför olämpligt att små barn vistas på träningsbanor med rödstybb.

Övriga metaller som förekommer i förhöjda halter i rödstybben bedöms inte innebära några hälsorisker, vare sig för barn och ungdomar som tränar eller för små barn som råkat svälja en större mängd rödstybb.

Bakgrund

En miljömedicinsk bedömning av rödstybb på löparbanor och andra liknande träningsanläggningar har utförts med anledning av att Länsstyrelsen i Västra Götalands län genomför en revidering av sin publikation *Vägledning om rödfyr*.

Rödfyr är en restprodukt från förbränning av alunskiffer. Alunskiffer i sin tur är en bergart som förekommer på flera platser i Sverige och som historiskt sett haft flera olika användningsområden. Den har använts för framställning av alun för medicinskt bruk och under en begränsad tidsperiod tillverkades en speciell typ av lättbetong, så kallad blåbetong. Alunskiffer innehåller mineralolja och har därför även använts som bränsle vid kalkbränning. Under tiden för andra världskriget bedrevs verksamhet på Kinnekulle för att genom pyrolys utvinna oljan ur alunskiffer.

Skifferaskan som återstår efter förbränning av alunskiffer brukar kallas *rödfyr* på grund av den kraftigt rödbruna färgen. I Västra Götalands län finns ett stort antal rödfyrshögar kvarlämnade framför allt runt Halle- och Hunneberg, Kinnekulle och Billingen. Merparten av rödfyren härrör från kalkbränning. Rödfyr som restprodukt innehåller förhöjda halter av arsenik, uran, vanadin och molybden som kommer från alunskiffen. Halterna av de olika metallerna i rödfyr kan variera beroende på ursprungsmaterialet, från vilken process rödfyren härrör samt eventuell uppblandning med annat material.

I Kinne-Kleva i Götene kommun finns en täktverksamhet för brytning av rödfyr från den historiska oljeutvinningen. Den är numera länets, och troligen även landets, enda tillståndsprövade täkt för kommersiell brytning av rödfyr. Efter krossning kallas materialet *rödstybb* och används som beläggning på idrottsanläggningar, mestadels löparbanor och tennisbanor. Rödstybben har en kornstorlek på mindre än 1 cm.

Underlag för bedömningen

I samband med en miljömedicinsk bedömning av rödstybb på en löparbana i Åhus (AMM Syd, 2023) analyserades prover från rödstybben avseende innehåll av metaller (1) samt biotillgänglighet (biolöslighet) (2). I syfte att undersöka om biolösligheten är annorlunda för rödstybb som legat utomhus under flera års tid (och därmed utsatts för regn mm) jämfört med nyinköpt produkt togs även ett prov direkt från en säck med rödstybb. Detta prov genomgick samma analyser avseende metallinnehåll (3) respektive biolöslighet (4). Analys av biolöslighet gjordes enligt Unified Barge Method (UBM).

1. Analysrapport AR-22-QI-118480-01. Eurofins Environment Testing Sweden AB. Samlingsprov 177-2022-11290754. Halt per kg TS: arsenik 94 mg/kg, molybden 150 mg/kg, vanadin 420 mg/kg, uran 73 mg/kg, bly 15 mg/kg.

2. Analysrapport AR-23-R1-001043-01. Eurofins Environment Testing Sweden AB. Bioaccessibility measurement of trace elements (arsenic, vanadium) in soils. Version 2023-02-14. Delprov 177-2022-11290755. Halt per kg TS: arsenik 125 mg/kg, vanadin 416 mg/kg. Uppmätt biotillgänglighet: arsenik 50 %, vanadin 13 %.

3. Analysrapport AR-23-QI-024508-1. Eurofins Environment Testing Sweden AB. Samlingsprov 177-2022-12080920. Halt per kg TS: arsenik 99 mg/kg, molybden 160 mg/kg, vanadin 480 mg/kg, uran 95 mg/kg, bly 15 mg/kg.

4. Analysrapport AR-23-R1-001398-01. Eurofins Environment Testing Sweden AB. Bioaccessibility measurement of trace elements (arsenic, vanadium) in soils. Version 2023-03-06. Prov 177-2022-12080920. Halt per kg TS: arsenik 75,5 mg/kg, vanadin 369 mg/kg. Uppmätt biotillgänglighet: arsenik 67 %, vanadin 15 %.

Hälsorisker kopplade till de metaller som förekommer i förhöjd halt i rödfyr

Arsenik

Arsenik är ett halvmetalliskt grundämne som förekommer naturligt i varierande halter i berggrunden beroende på dess sammansättning. Arsenik kan lösas ut till grundvattnet och återfinnas i enskilda brunnar och vattentäkter. Arsenik förekommer bundet i olika kemiska föreningar och kan delas in i två former, organisk och oorganisk. Organiskt bunden arsenik finns i exempelvis fisk och skaldjur, men denna form är betydligt mindre toxisk och anses inte innebära några hälsoproblem för människor (IMM, 2026). Den oorganiska formen av arsenik är däremot toxisk och kan orsaka flera allvarliga hälsoeffekter.

Oorganisk arsenik kan orsaka akuta hälsoeffekter efter enstaka större intag. Övergående akuta symptom från magtarmkanalen har rapporterats för engångsintag motsvarande 35–70 µg per kg kroppsvikt (White, 1999). I underlaget för Naturvårdsverkets beräkningsmodell för riktvärden för förorenad mark har man utgått från 50 µg per kg kroppsvikt som en tolerabel dos för akuta effekter (Kemakta och IMM, 2016).

Kunskapen om arseniks negativa hälsoeffekter efter långvarigt intag kommer framför allt från studier av människor som bor i områden där vattnet innehåller höga halter oorganisk arsenik från berggrunden, främst i Asien (Bangladesh) och i Sydamerika. Vattnet används ofta även för risodling. Oorganisk arsenik är klassad som cancerframkallande för människor (IARC, 2012) och kan orsaka cancer i hud, urinblåsa och lungor samt troligen även i lever, njure och prostata. Långvarig exponering för oorganisk arsenik kan även ge upphov till hudförändringar, hjärt-kärlsjukdom, leverskada och kronisk hosta. Barn anses vara känsligare än vuxna. Arsenik passerar moderkakan och vid exponering hos foster eller små barn finns risk för hämmad tillväxt och kognitiv utveckling samt försämrat immunförsvar (IMM, 2026).

Riskvärderingar av oorganisk arsenik i kosten har tagits fram av europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (Efsa) och Världshälsoorganisationens expertkommitté (WHO/JECFA). Båda har valt att använda en metod baserad på BMD (benchmark dose), vilket innebär att den dos som motsvarar en förutbestämd responsnivå beräknas utifrån modellerad dos-responsdata. Den nedre gränsen av det 90-procentiga konfidensintervallet (BMDL) för BMD användes därefter för att jämföra med uppskattad exponering för arsenik. Efsa angav en dos på 0,3–8 µg per kg kroppsvikt och dag som bedömdes motsvara en riskökning på 1 procent för cancer i lunga, hud och urinblåsa samt hudförändringar (Efsa, 2009). JECFA angav att en dos på 3 µg per kg kroppsvikt och dag motsvarade en riskökning på 0,5 procent för lungcancer (FAO/WHO,

2011). En dos på 5 µg per kg kroppsvikt och dag motsvarade samma riskökning för cancer i urinblåsan.

Efsa har nyligen gjort en ny riskvärdering av oorganisk arsenik och tagit fram ett BMDL på 0,06 µg per kilo kroppsvikt och dag som avser hudcancer. Till skillnad från de tidigare riskvärderingarna som angett riskökningen i *absoluta* termer har Efsa denna gång angett en 5-procentig *relativ* ökad risk för cancer vid ett intag av 0,06 µg arsenik per kilo kroppsvikt och dag. Denna relativa riskökning motsvarar en låg *absolut* ökad risk för cancer som ligger ungefär i samma nivå som de båda tidigare riskvärderingarna. Eftersom det BMDL-värde som tagits fram för hudcancer ligger lägre än BMDL-värdena för cancer i lunga och urinblåsa anses det skydda även för dessa hälsoeffekter (Livsmedelsverket).

Den främsta källan till oorganisk arsenik är kosten eller via dricksvatten om det är förorenat med arsenik. I många länder används vatten med hög halt arsenik för bevattning av risfält och ris är dessutom en gröda som tar upp och ansamlar arsenik effektivt. Enligt Livsmedelsverket är ris den enskilt största källan till oorganisk arsenik i Sverige (Livsmedelsverket, 2015). Medianintaget i Sverige har uppskattats till 0,07 µg per kg kroppsvikt och dag för vuxna. För barn har intaget skattats till 0,10 µg (11/12-åringar), 0,13 µg (8/9-åringar) och 0,18 µg (4-åringar) per kilo kroppsvikt och dag. Barn är att betrakta som en riskgrupp både när det gäller exponering och hälsoeffekter av oorganisk arsenik. Upptag av arsenik via huden är lågt och har angetts till 3 procent (US EPA, 2004).

Det svenska gränsvärdet för oorganisk arsenik i dricksvatten baseras på livstidsrisken för cancer (enligt ovan). Gränsvärdet har relativt nyligen sänkts från 10 µg/L till 5 µg/L (Livsmedelsverket 2022). För enskilda brunnar gäller fortfarande 10 µg/L som gräns för otjänligt dricksvatten.

Uran

Uran är ett metalliskt grundämne som förekommer naturligt i berggrunden, förhöjda halter finns i alunskiffer och vissa delar av urberg. Vattnet i vissa bergborrhållade brunnar kan därför innehålla höga halter uran, medan halterna normalt är låga i de flesta grävda brunnar och i dricksvatten som kommer från sjöar och andra ytliga vattendrag. Att dricka vatten med hög halt av uran kan innebära påverkan på njurarnas funktion. Intaget av uran från dricksvatten kan bli flera mg per dag i områden med höga uranhalter i berggrunden. Intaget av uran via kosten är däremot generellt lågt, omkring 1 till 4 µg per dag (WHO, 2012). Baserat på epidemiologiska studier har ett tolerabelt dagligt intag (TDI) på 1 µg per kg kroppsvikt och dag beräknats, och utifrån detta har ett riktvärde för uran i dricksvatten på 30 µg/L fastställs för att skydda mot njurpåverkan (WHO, 2012). Livsmedelsverket anger 30 µg/L som gräns för uran i både kommunalt dricksvatten och enskilda brunnar. Uran i rödfyr har visat låg löslighet i laktester (Länsstyrelsen, 2014). Hudupptag av mer svårösliga former av uran har beskrivits som lågt (Nordberg, 2015).

Molybden

Molybden är ett metalliskt grundämne som förekommer naturligt i varierande halter i mark. Molybden ingår i kroppens enzymer som är nödvändiga för proteinomsättningen, där 65 µg för vuxna och 15 µg för småbarn har angetts som ett tillräckligt dagligt intag (Efsa, 2017). Ett tillräckligt intag av molybden har även fastställts i de nordiska näringsrekommendationerna (Livsmedelsverket, 2023). Molybden finns i många livsmedel, exempelvis spannmål, baljväxter, nötter, ägg och mjölkprodukter. Det genomsnittliga intaget har uppskattats till cirka 30 µg per dag hos barn och mellan 60 och 170 µg per dag hos vuxna (Livsmedelsverket, 2023). Ett alltför högt intag av molybden kan försämra tarmens förmåga att ta upp koppar. Efsa har därför fastställt en övre gräns för säkert intag på 10 µg per kg kroppsvikt och dag, vilket motsvarar 600 µg per dag för en vuxen person som väger 60 kg. För små barn (1–3 år) anges en övre gräns för säkert intag på 100 µg per dag, och för barn 11–14 år anges 400 µg per dag (Efsa, 2017).

Vanadin

Vanadin är ett metalliskt grundämne som förekommer naturligt i vissa skifferbergarter och i råolja. Vanadins betydelse för människor är inte helt klarlagd men det anses inte vara ett livsnödvändigt ämne. Kosten är den främsta exponeringskällan och det genomsnittliga intaget har uppskattats till mellan 10 och 20 µg per dag eller 0,2–0,3 µg per kg kroppsvikt och dag (Efsa, 2004). Efsa har inte angett någon övre gräns för tolerabelt intag då underlaget har bedömts som otillräckligt. Kosttillskott för kroppsbyggare kan innehålla vanadin i höga halter. Övergående symtom från magtarmsystemet (diarré och magkramper) har rapporterats vid intag av doser motsvarande 200 µg per kg kroppsvikt och dag (Efsa, 2004). Huden som exponeringsväg har bedömts vara av liten betydelse (Nordberg, 2015).

Exponering för rödstybb

De exponeringsvägar som bedöms vara relevanta för barn och ungdomar som tränar på löparbanor eller andra träningsanläggningar med rödstybb är oralt intag, främst via smutsiga händer, samt inandning och nedsväljning av damm. Exponering genom huden bedöms vara liten och i stort sett försumbar eftersom arsenik, uran och vanadin har lågt hudupptag.

För att uppskatta exponering för rödstybb via oralt intag har vi använt US EPA Exposure Factors Handbook, den senast uppdaterade versionen av kapitlet "Soil and dust ingestion" (US EPA, 2017). Intag av jord och damm beskrivs i handboken kunna ske på olika sätt; indirekta intag t. ex. via smutsiga händer (hand-till-mun) och via mat som tappats på marken, eller avsiktliga intag genom att stoppa jord eller grus i munnen och svälja ner vilket förekommer främst hos små barn.

US EPA (2017) anger exponering (mg/dag) för barn (0–12 år) uppdelat i några åldersgrupper. Värden anges för totalt dagligt oralt intag av jord och damm, samt uppdelat på jord respektive damm. *Jord* avser jord utomhus inklusive deponerat damm utomhus samt även jord från blomkrukor inomhus. *Damm* avser deponerat damm inomhus inklusive jord/grus inomhus som härrör utifrån och blåst in eller dragits in av boende. Angivna mängder inkluderar även nedsväljning av inandade uppvirvlade jord- och dammpartiklar.

Eftersom träning på löparbanor sker utomhus har det rekommenderade intaget av jord och deponerat damm utomhus använts. För barn i åldern 6–12 år anges som genomsnitt **30 mg per dag**. För barn från 12 år och uppåt anges **10 mg per dag** (US EPA, 2017), denna åldersgrupp omfattar även vuxna.

Oral biolöslighet

Biotillgänglighet är ett centralt begrepp inom toxikologin och avser den mängd av en förorening som tas upp i kroppen (absorberas), når blodbanan och organen och där kan ge upphov till negativa hälsoeffekter. Eftersom ett ämnes biotillgänglighet är svår att studera och kräver in vivo-försök (djurförsök), analyseras i stället ämnets biolöslighet. Biolöslighet avser den mängd av ett ämne som förekommer bundet i ett material, till exempel jordpartiklar, som löses upp efter passagen genom mag-och tarmkanalen och blir tillgänglig för upptag i kroppen. Det innebär dock inte att hela den lösta mängden tas upp i kroppen. Analys av biolöslighet kan vara värt att beakta vid riskbedömning av förorenad mark, där föroreningar förekommer bundna till jordpartiklar, grus eller aska. I dricksvatten förekommer oorganisk arsenik i löslig form, och är därmed tillgänglig för upptag i kroppen.

The Unified Barge Method (UBM) är ett laborietest som simulerar ett ämnes biolöslighet efter passage genom munhåla, magsäck och tunntarm. Testet består av sekventiell lakning i artificiella kroppsvätskor (saliv (pH 6,5), magsaft (pH 1,2) respektive tunntarmsvätska (pH 6,3)). Testet anger hur stor andel (procent) av den totala mängden förorening som föreligger i löslig form efter passagen genom magsäcken (gastric) respektive efter passagen genom både magsäck och tunntarm (gastro-intestinal). Det sista steget i biotillgängligheten, absorption av ämnet i kroppen, omfattas dock inte av testet. UBM-metoden är standardiserad enligt ISO 17924 och har validerats mot in vivo-modeller för arsenik, bly och kadmium men inte för vanadin.

Exponeringsbedömning

Arsenik

Arsenik är det ämne som bedöms som kritiskt när det gäller eventuella negativa hälsoeffekter till följd av exponering för rödstybb. Vi har utgått från ett scenario där barn och ungdomar tränar två till tre gånger per vecka utomhus på löparbana med beläggning av rödstybb. Träningen sker under åtta av årets tolv månader vilket blir omkring 80 träningstillfällen per år. Vidare har vi antagit ett intag om **15 mg/dag** för yngre barn och **5 mg/dag** för tonåringar, vilket innebär att hälften av den totala mängden jord och damm som sväljs ner utomhus består av rödstybb under de dagar då barnen tränar. Antagandet om att rödstybb bidrar med halva mängden grundar sig på att andra utomhusaktiviteter, utöver träningen, också kan bidra till att barn får i sig jord eller damm. Mängden 15 respektive 5 mg per dag ska ses som ett genomsnitt över en längre tid.

Arsenikhalten i rödstybb har antagits vara 110 mg/kg TS, vilket är medelvärdet av de två proverna från rödstybben som analyserades (samlingsprov: 94 mg/kg; delprov: 125 mg/kg). Biolösligheten har antagits vara 50 %, baserat på resultat av UBM-analysen (2).

Beräknat intag av arsenik från rödstybb för yngre barn (6–12 år) respektive barn från 12 år och uppåt:

- **Barn 6–12 år** (medelvikt 30 kg): 0,028 µg As/kg kroppsvikt per träningstillfälle. Utslaget över ett år motsvarar det **0,006 µg As per kg kroppsvikt och dag**.
- **Barn från 12 år och tonåringar** (medelvikt 50 kg): 0,0055 µg As/kg kroppsvikt per träningstillfälle. Utslaget över ett år motsvarar det **0,001 µg As per kg kroppsvikt och dag**.

Damm som andas in och sväljs ner är inkluderat i det genomsnittliga dagliga orala intaget av jord och damm som antagits enligt ovan (US EPA, 2017).

Kraftig damning skulle kunna uppstå vid exempelvis krattning av rödstybb eller mycket kraftig blåst. Även om rödstybben har krossats är merparten av partiklarna (gruset) för stora för att kunna komma ner i lungorna. Dessa större partiklar fastnar i de övre luftvägarna (inkl. munnen) varav en del sväljs ner. Vi har antagit ett scenario där träning sker i samband med höga nivåer av damm bestående av rödstybb. En dammhalt på 1 mg/m³ motsvarar en arsenikhalt i luften på 0,1 µg/m³. Under en timmes träning vid sådana förhållanden skulle mängden arsenik som andas in bli 0,004 µg per kg kroppsvikt för yngre barn (6–12 år) och 0,002 µg per kg kroppsvikt för åldersgruppen 12 år och äldre. Inandad luftvolym vid träning är omkring 1,5 m³ per timme (US EPA, 2008). Träning under sådana förhållanden vid några tillfällen per år innebär inget betydande tillskott av arsenik.

Akuttoxicitet av arsenik för små barn vid enstaka större intag av rödstybb

För bedömning av risk för akut toxicitet efter enstaka större intag av rödstybb har vi räknat på två scenarion. Det första avser ett intag om 1 g (US EPA, 2017) vilket skulle för ett litet barn som väger 10 kg innebära en engångsdos av arsenik på 5,5 µg per kg kroppsvikt (biolöslighet 50 %). Ett större intag om 5 till 10 g (Naturvårdsverket, 2016) innebär att dosen blir omkring 30–60 µg per kg kroppsvikt, vilket är i det intervall där övergående akuta symtom har rapporterats kunna inträffa.

Vanadin, molybden och uran

Ett beräknat genomsnittligt intag av vanadin från rödstybb (biolöslighet 13 %) ligger ca 100 gånger lägre än det uppskattade dagliga bidraget vi får i oss via kosten. Ett enstaka större intag av 1 g rödstybb motsvarar en dos av vanadin som betydligt understiger den som skulle kunna orsaka magbesvär hos ett litet barn. Analys av biolöslighet saknas för molybden och uran. Ett beräknat genomsnittligt intag av molybden ligger dock ca 1000 gånger lägre än den övre gräns för säkert intag som angetts av Efsa (Efsa, 2017). Även för uran är det genomsnittliga beräknade intaget betydligt lägre (ca 200 gånger lägre) än det tolerabla dagliga intaget som ligger till grund för gränsvärdet för uran i dricksvatten.

Hälsoriskbedömning

Det extra tillskott av oorganisk arsenik som kan uppstå genom nedsväljning av rödstybb i samband med träning på löparbanor belagda med rödstybb blir mycket litet jämfört med det dagliga intaget via kosten, som är den dominerande exponeringskällan för arsenik hos både barn och vuxna. Den beräknade riskökningen för cancer till följd av intag av rödstybb understiger den nivå som brukar benämnas lågrisknivån för cancerframkallande ämnen. Lågrisknivån motsvarar ett extra beräknat cancerfall per 100 000 människor som exponeras under en hel livstid. Eftersom träning på löparbanor vanligtvis sker under en begränsad del av livet blir riskökningen ännu lägre. Samma bedömning gäller för tennisbanor och andra idrottsanläggningar där rödstybb används.

Oorganisk arsenik kan även orsaka akuta hälsoeffekter efter enstaka höga intag. Små barn är en särskild riskgrupp, dels eftersom de ibland stoppar jord och grus i munnen, dels eftersom de får en högre dos arsenik per kilo kroppsvikt. Om ett litet barn som väger 10 kg skulle få i sig 1 gram rödstybb vid ett enstaka tillfälle bedöms detta inte orsaka några akuta hälsoeffekter. Ett intag av en större mängd rödstybb (5–10 gram) skulle däremot kunna orsaka akuta hälsoeffekter i form av övergående magtarmsbesvär. Det är därför olämpligt att små barn vistas på träningsbanor där rödstybb används.

Bedömningen baseras på ett begränsat antal analyser, vilket innebär att såväl halten av arsenik i rödstybb som dess biolöslighet kan variera och i vissa fall vara högre. Dessa osäkerheter kan ha betydelse för riskbedömningen av akuta magbesvär hos små barn vid enstaka större intag. De påverkar däremot inte riskbedömningen för barn och ungdomar som exponeras för rödstybb i samband med träning.

Övriga metaller som finns i förhöjda halter i rödstybben bedöms inte innebära några hälsorisker, vare sig för barn och ungdomar som tränar eller vid enstaka höga intag hos små barn.

Referenser

Efsa 2004. Opinion of the Scientific Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies on a request from the Commission related to the Tolerable Upper Intake Level of Vanadium. in Food. The EFSA Journal (2004) 33, 1-22.

Efsa 2009. Scientific Opinion on Arsenic in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. EFSA Journal. 7(10):1351, 2009.

Efsa 2017. Dietary Reference Values for nutrients Summary report. EFSA supporting publication 2017: 14(12): e15121. 98 pp.

Efsa 2024. Update of the risk assessment of inorganic arsenic in food. EFSA Journal 2024,22(1):8488

FAO/WHO 2011. Safety evaluation of certain contaminants. Seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO expert committee on food additives (JECFA). WHO food additive report series: 63. World Health Organization, 2011.

IARC 2012. A review of human carcinogens: Arsenic, metals, fibres, and dusts. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, International Agency for Research on Cancer. 2012.

Institutet för miljömedicin 2026. Riskwebben: <https://ki.se/imm/arsenik>.

Kemakta och IMM. Datablad för arsenik. November 2012, reviderad juni 2016.

Livsmedelsverket 2015. Oorganisk arsenik i ris och risprodukter på den svenska marknaden. Del 2: Riskvärdering. Livsmedelsverkets rapportserie nr 16.

Livsmedelsverket 2022. Livsmedelsverkets författningssamling, LIVSFS 2022:12.

Livsmedelsverket 2023. Referensvärden för energi- och näringsämnen. En sammanfattning av de nordiska näringsrekommendationerna.

Länsstyrelsen 2014. Områden med rödfyr. Vägledning 2014-06-24.

Nordberg G, Fowler B and Nordberg M. 2015. Handbook on the toxicology of metals. Volume II. Specific metals. Fourth edition, 2015.

US EPA 2004. Risk assessment guidance for Superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) EPA/540/R/99/005, US EPA, Washington DC.

US EPA 2008. Child-specific Exposure Factors Handbook. EPA/600/R-06/096F.

US EPA 2017. Exposure Factors Handbook. Chapter 5. Soil and dust ingestion.

White J. 1999. Hazards of short-term exposure to arsenic contaminated soil, Office of Environmental Health Assessment Services, Washington State Department of Health.

WHO 2012. Uranium in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/118/Rev/1.