

Metaller i kontakt med livsmedel

Riskvärderingsrapport

Av Anders Glynn, Salomon Sand och Kettil Svensson

Innehåll

| | |
|--|----|
| Sammanfattning..... | 5 |
| Förord..... | 7 |
| Inledning | 8 |
| Livsmedelsverkets nuvarande råd om metaller i kontakt med livsmedel:..... | 8 |
| Riskvärdering av aluminiumutlösning från husgeråd (Al)..... | 9 |
| Faroidentifiering | 9 |
| Farokarakterisering..... | 9 |
| Toxikokinetik..... | 9 |
| Effekter i djur | 9 |
| Effekter i människa | 10 |
| Hälsobaserat tolerabelt intag | 10 |
| Exponeringsbedömning | 11 |
| Halter i livsmedel | 11 |
| Migration av Al från husgeråd | 12 |
| Intag | 14 |
| Riskkarakterisering..... | 14 |
| Riskgrupper | 14 |
| Scenarieberäkningar | 16 |
| Diskussion | 16 |
| Osäkerheter | 17 |
| Riskvärdering av blyutlösning (Pb)..... | 18 |
| Faroidentifiering | 18 |
| Farokarakterisering..... | 18 |
| Exponeringsuppskattning | 19 |
| Exponeringsscenario – bly i keramik..... | 19 |
| Exponeringsscenario – bly i kristallglas..... | 21 |
| Exponeringsscenario – bly i kranar av mässing | 22 |
| Kadmiumutlösning från keramik (Cd)..... | 23 |
| Faroidentifiering | 23 |
| Farokarakterisering..... | 23 |
| Exponeringsscenario - keramik..... | 23 |
| Riskvärdering av kopparutlösning (Cu)..... | 25 |
| Faroidentifiering | 25 |
| Farokarakterisering..... | 25 |
| Exponeringsuppskattning | 26 |
| Exponeringsscenario - från koppar i dricksvatten och födan | 26 |
| Exponeringsscenario - koppar från husgeråd/processutrustning för livsmedel | 26 |
| Riskkarakterisering..... | 27 |

| | |
|--|----|
| Tennutlösning från konservburkar (Sn) | 28 |
| Faroidentifiering | 28 |
| Farokarakterisering..... | 28 |
| Exponeringsscenario - barns tennexponering från konservburkar i Sverige (2007) | 28 |
| Riskkarakterisering..... | 29 |
| Specifika frågor om metallmigration från material | 30 |
| Referenser:..... | 31 |

Sammanfattning

Aluminium (Al) är den vanligaste metallen i jordskorpan. Al används i stor omfattning som förpackningsmaterial och i husgeråd. Om en skyddande barriär finns mellan livsmedlet och det Al-innehållande materialet så förhindras utlösning av Al från materialet. Al-halten i baslivsmedel ligger normalt under 1 mg/kg, medan livsmedel som innehåller livsmedelstillsatser med Al kan ha halter klart över 1 mg/kg. Sura livsmedel som tillagats i kontakt med Al utan skyddsbarriär kan få Al-halter som ligger mer än 10-fallt högre än halterna i baslivsmedel. Kunskaper saknas om Al-materials bidrag till Al-intag bland den svenska befolkningen. Baserat på en mer än 20 år gammal dubbelpotionsstudie på ett begränsat antal deltagare så ligger Al-intaget bland vuxna i nivå med det tolerabla veckointaget av Al som den Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (Efsa) tagit fram (1 mg/kg kroppsvikt/vecka). Intagen hos barn ligger högre än hos vuxna eftersom barn äter mer mat per kilo kroppsvikt än vuxna. Daglig konsumtion av sura livsmedel som tillagats/förvarats i kontakt med Al kan orsaka veckointag av Al som ligger mer än dubbelt så högt i förhållande till medelintaget. Kvinnor i fertil ålder och barn är riskgrupper för högt Al-intag, liksom njurpatienter.

När det gäller exponering för **bly (Pb)** från material i kontakt med livsmedel handlar det idag i första hand som förorening eller som komponent i ett material alternativt legering och inte som enskilt material i kontakt med livsmedel. Några tidigare användningsområden, t ex blyglaserad keramik och som blykristall (glas) håller på att fasas ut och i mässingskranar har exponeringen minskats varvid den totala exponeringen från material nu går ned. Bly anses kunna skada nervsystemet även vid mycket låga exponeringsnivåer. Särskilt när hjärnan utvecklas hos foster och hos små barn är känsligheten stor. Efsas lägsta referenspunkt för utvecklingseffekter av bly utifrån epidemiologiska studier på barn – en blodblyhalt på 12 µg/liter motsvarar ett blyintag via mat på 0,5 µg/kg kroppsvikt/dag. Denna exponering har associerats med en sänkning av IQ med en enhet på populationsnivå (4 till 10-åriga barn). Förutom att denna referenspunkt gäller för barn anses den även vara tillämpbar på spädbarn och foster. Livsmedelsverket har uppskattat att medelintaget av bly från livsmedel är cirka 0,1 µg/kg kroppsvikt/dag. Enligt Efsas bedömning (2012) ligger det svenska medelintaget av bly via livsmedel för vuxna högre, mellan 0,42 - 0,55 µg/kg kroppsvikt/dag. EUs gränsvärde för blyutlösning från keramik (normalstora föremål) är 4 mg/l. I en norsk undersökning 2004 visade det sig att Efsas lägsta referenspunkt för blyintag överskreds som allra mest med 860 ggr respektive 163 ggr, för en bägare respektive en kopp. Senare undersökningar i mindre omfattning visar på en betydlig förbättring med låga halter av bly, troligen mest förekommande som förorening i keramiken och inte i blyglasyr som fasats ut förutom möjligen i hantverkskeramik.

Exponering för **koppar (Cu)** från material sker dels via vattenledningsrör och dels via matkärl i hushållet och via hantering/processande av livsmedel vid produktion. Negativa hälsoeffekter av koppar är relaterade både till under- och överskott. Brist på koppar ger upphov till anemi och störd benbildning hos barn och störd hjärtfunktion hos vuxna. För högt intag av koppar har akut irriterande effekt på mag- och tarmkanalen. För stora kopparintag kan på sikt även ha leverskadande effekt. Typiska sjukdomar relaterade till kopparexponering är Menkes syndrom som leder till kopparbrist, medan Wilsons sjukdom leder till en ansamling av koppar i framförallt lever och hjärna. Koppar finns i alla livsmedel och högst är halterna i lever, nötter, frön och kakao. En medianhalt i dricksvattnet vid kranen på 0,61 mg/liter uppmättes i samband med en studie på 430 barn i Sverige 2003. För vuxna är den undre gränsen för acceptabelt kopparintag cirka 20 µg koppar/kg kroppsvikt/dag (lika med 1,2 mg/per person och dag). Detta kan jämföras med de rekommenderade nivåerna på 0,9-1,3 mg per dag för vuxna. För barn är den undre gränsen ca 50 µg/kg kroppsvikt/dag (IPCS, 1998). Efsa, har satt ett övre tolerabelt intag på 5 mg/dag för en vuxen baserat på levereffekter. Efsa har även tagit fram övre tolerabla intagsnivåer för barn, baserade på relativa kroppsvikter. Dessa värden är: 1 mg/dag för 1-3 åringar; 2 mg/dag för 4-6

åringar; 3 mg/dag för 7-10 åringar; 4 mg/dag för 11-17 åringar. EU har tagit fram ett gemensamt gränsvärde för koppar i dricksvatten. Gränsvärdet är 2,0 mg koppar/liter och är satt för att skydda mot akuta mag- och tarmbesvär av övergående karaktär.

I dagens läge är det ovanligt med migration av **kadmium (Cd)** från keramik, särskilt hushållsgods. Det beror bl. a. på förbud (sedan 1980-talet) att använda kadmium som färgpigment och då exponering förekommer idag handlar det främst om kadmium som förorening. I en mindre undersökning vid Joint Reserach Centre (JRC, 2013) där keramiska produkter från marknaden fyllts med 4% ättiksyra (standardförfarande av keramik) var det bara ett fåtal föremål som gav högre halter än det föreslagna EU gränsvärdet på 5 µg kadmium/liter (2011) från keramik. Efsa har tagit fram ett tolerabelt veckointag (TVI) för kadmium från livsmedel på 2,5 mikrogram/kg kroppsvikt/vecka (Efsa 2009). Detta TVI baseras på sambanden mellan kadmiumintag hos människor (omräknat från urinhalter av kadmium) och halten av lågmolekylära proteiner i urin, som markerer för mild störning av njurens funktion.

När det gäller **tenn (Sb)** är det huvudsakligen konserverburkar samt i viss mån beläggningar av tenn i kok- och stekkärl som givit upphov till tennutlösning i sur miljö. Flertalet konserverburkar av förtennt plåt är idag belagda på insidan med en lack varvid ingen exponering för tenn förekommer. Undantag är konserverad frukt och grönsaksinläggningar där tennskiktet fortfarande kan vara i direkt kontakt med livsmedlet. Tennföreningar ger akuta effekter och är irriterande för magtarm-kanalens slemhinna, vilket kan ge illamående, kräkningar, diarré, trötthet och huvudvärk. Kronisk toxicitet i människa är okänd. Efsa noterade att det nuvarande dagliga intaget inom EU som mest uppgår till 6 mg/dag (Storbritannien) och att detta verkar vara långt under nivåer som kan sättas i samband med negativa hälsoeffekter.

Förord

Livsmedelsverket arbetar för att skydda konsumenternas intressen genom att arbeta för säker mat och bra dricksvatten, att informationen om maten är pålitlig så ingen blir lurad och för att främja bra matvanor.

En av Livsmedelsverkets uppgifter är att ta fram och förvalta olika konsumentråd som rör livsmedel och dricksvatten. Råden baseras på vetenskapliga rön och behöver löpande uppdateras.

Livsmedelsverkets rapport nr 12 om metaller i kontakt med livsmedel består av två delar, där del 1 är en riskhanteringsrapport och del 2 är en oberoende riskvärdering.

I denna rapport del 2 redovisas en riskvärdering som är uppdaterad utifrån aktuellt kunskapsläge i ämnet. Den har tagits fram och sammanställts av Livsmedelsverkets experter inom området toxicologi.

Rapporten har tagits fram på beställning av Livsmedelsverkets Rådgivningsavdelning och besvarar både allmänna samt specifika frågeställningar. Den är uppdelad i faroidentifiering, farokarakterisering, exponeringsuppskattning och riskkarakterisering och innefattar även en del, där de specifika frågeställningarna besvaras. I riskvärderingen ingår inte åtgärdsförslag till hur eventuella risker ska hanteras. Det redovisas i motsvarande riskhanteringsrapport.

Följande personer har arbetat med att ta fram denna rapport: Anders Glynn senior risk- och nyttovärderare, Salomon Sand risk- och nyttovärderare samt Kjetil Svensson senior risk- och nyttovärderare. Lilianne Abramsson risk- och nyttovärderare har granskat rapporten innan publicering. Per Bergman, avdelningschef på Risk- och nyttovärderingsavdelningen, har godkänt publicering av rapporten.

Uppsala april 2019

Inledning

Livsmedelsverkets nuvarande råd om metaller i kontakt med livsmedel:

Aluminium - Råd

Undvik att tillaga, värma upp eller förvara sura livsmedel i kastruller, formar, dricksflaskor och andra kärl av aluminium utan skyddande beläggning. Sura livsmedel är saft, juice, soppor, krämer eller mos av rabarber, bär och frukt, liksom soppor, såser och inläggningar av tomat och surkål.

Information.

Undvik att förvara sura livsmedel i kontakt med aluminiumfolie under längre tid. Ha inte folie i kontakt med sura efterrättspajer eller liknande i ugn.

Information

Se upp med galvanisk korrosion som kan ske när aluminiumfolie är i kontakt med annan metall, till exempel rostfritt stål, i kombination med vätska. Aluminiumfolien kan då brytas ned snabbare och små hål kan bildas i folien

Bly - Råd

Köp inte keramikkrärl och emaljerade kärl av okänt ursprung till mat och dryck. Bly kan nämligen lösas ut från glasyr och färg. Det gäller särskilt sura livsmedel, som sura frukter, rabarber, bär, juice och ättiksinläggningar.

Information

Även äldre kristallglas kan innehålla bly, och blyhalterna kan öka i spritdrycker som förvarats en längre tid i kristallkaraffer.

Information

I kökskranar av mässing kan bly lösas ut till det vatten som varit stillastående i ledningarna. Låt därför vattnet rinna tills det fått en låg och jämn temperatur innan du tar av vattnet för mat och dryck.

Kadmium - Råd

Använd inte keramikkrärl av okänt ursprung för att förvara mat. När man lagar mat eller förvarar mat i keramikkrärl och emaljerade kärl kan kadmium lösas ut från glasyren och färgen. Sura livsmedel som sura frukter, ättika och juice ökar risken för att kadmium ska lösas ut.

Koppar och mässing - Råd

Undvik att laga till och förvara livsmedel i koppar- eller mässingskrärl som inte är belagt med annan yta.

Tenn - Råd

Man bör inte förvara rester i öppnade konservburkar eftersom tenn kan lösas ut då. Förvara istället maten i ett annat kärl.

Information

Är det farligt att äta mat från en bucklig konservburk? Nej, inte om burken är tät. Innehållet i en otät burk bör man däremot inte äta.

Riskvärdering av aluminiumutlösning från husgeråd (Al)

Faroidentifiering

Aluminium (Al) är den vanligaste metallen i jordskorpan. Al används i stor omfattning som förpackningsmaterial för drycker, såsom läsk, energidrycker och öl. Al-halten i läsk och öl skiljer sig inte markant mellan Al- och glasförpackningar (Jorhem och Haegglund, 1992), eftersom Al-burkarna är lackerade på insidan. Al används också i bakformar, ugnformar för färdigmat, som aluminiumfolie vid matlagning och förvaring av mat, i kastruller och stekpannor, med mera (Krewski et al; 2007). Om Al-materialet har ett skyddande lager, liknande det i aluminiumburkar, så skyddar det mot migration från materialet ut i livsmedlet så länge det skyddande lagret är intakt. Saknas ett skyddande lager kan migration av Al ske från materialet ut i livsmedlet.

Farokarakterisering

Toxikokinetik

Aluminium är svårösligt vid neutralt pH och upptaget från tunntarmen är därför litet, mindre än 1 % hos människa och absorptionen varierar kraftigt beroende på den kemiska miljön i magtarm-kanalen (Efsa, 2008). Al distribueras till många olika organ i kroppen. Den största delen av Al som absorberats över tarmen utsöndras dock relativt snabbt via urinen med en halvkroppshalveringstid på cirka 50 dygn. En liten del av upptaget Al ackumuleras dock i bland annat benvävnad och halveringstiden för denna fraktion är sannolikt mycket lång, årtal (Efsa, 2008).

Vissa läkemedel innehåller Al (bland annat medel mot "sur mage") och användning av sådana läkemedel kan innebära mycket höga exponeringar. Vid långvarig användning ökar både urinhalter och blodhalter av Al. Blodhalterna ökar dock ofta mindre än urinhalten, vilket visar att njurarna kan ta hand om en del av överskottet av Al i kroppen (Graske et al., 2000). Samtidig administration av citrat innehållande läkemedel eller livsmedel kan ytterligare öka Al-halten i blod (Slanina, 1986).

Effekter i djur

De känsligaste effekterna som identifierats i djurförsök efter oral exponering för olika Al-föreningar har uppkommit på reproduktionsorgan (hundar, gnagare) och nervsystemet (gnagare) hos vuxna djur och utveckling av nervsystemet hos avkomma till hondjur som exponerats oralt under dräktigheten. De lägsta doserna som gav negativa effekter på djuren (Lowest Observed Adverse Effect Level, LOAEL) låg på 50-75 mg Al/kg kroppsvikt/dag (Efsa, 2008).

Effekter i människor

Människor med kraftigt nedsatt njurfunktion löper risk att ackumulera höga mängder Al i kroppen på grund av försämrad utsöndring av Al i urinen (Krewski et al., 2007). Dialyspatienter har drabbats av demenssjukdom (dialysdemens) vid användande av dialysvatten med höga halter av Al. Skelettskador och anemi har också uppkommit efter mycket hög exponering för Al vid dialys. I enstaka fall har liknande symptom uppkommit när njurpatienter tagit Al-innehållande läkemedel i kombination med citronsyra, eftersom citronsyra ökar upptaget av Al i tarmen. Drabbade patienter har i de flesta fall haft förhöjda Al-halter i blodet (>30 µg/l). Hos friska individer, som inte tar Al-innehållande läkemedel, ligger Al-halterna i blodet normalt under 10 µg/l (Krewski et al., 2007).

Det har hittills inte publicerats några studier på friska människor som visar att Al orsakar ohälsa (Willhite, 2014), men sådana studier är svåra att utföra eftersom det är svårt att uppskatta hur mycket Al som studiedeltagarna har utsatts för. Forskningen gällande möjliga hälsoeffekter av Al hos personer med normal njurfunktion har koncentrerats kring demenssjukdomar, framförallt Alzheimers sjukdom (AS). Trots omfattande forskningsinsatser har man hittills inte lyckats visa att Al är inblandad i uppkomsten av AS (Willhite, 2014). Detta beror framförallt på motsägande resultat gällande halter av Al i blodet och i vissa regioner i hjärnan. Vissa studier har antytt att Al-ackumulering i hjärnan är en sekundär effekt orsakad av sjukdomen, det vill säga att redan insjuknade patienter ackumulerar mer Al än friska individer (Willhite, 2014).

Hälsobaserat tolerabelt intag

Den Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, Efsa, har tagit fram ett tolerabelt veckointag (TVI) för Al (Efsa, 2008). TVI baseras på toxiska effekter i försöksdjur och har satts på en nivå som innebär att negativa hälsoeffekter ej ska uppkomma även hos de mest känsliga konsumenterna vid långvarig exponering. Kortvariga överskridanden av TVI innebär inte nödvändigtvis att risken för hälsoeffekter ökar. Däremot minskar marginalerna till de nivåer som gett effekter i djurförsök.

Efsas TVI är på 1 mg/kg kroppsvikt/vecka och är cirka 300 gånger lägre än de lägsta intag som gett negativa effekter på de mest känsliga djuren i djurförsök (Efsa, 2008). De lägsta doserna som gav negativa effekter på djuren (Lowest Observed Adverse Effect Level, LOAEL) låg på 50-75 mg Al/kg kroppsvikt/dag. De känsligaste effekterna uppkom på reproduktionsorgan och utveckling av nervsystemet. På dessa LOAEL lades en osäkerhetsfaktor på 100 x för att ta hänsyn till osäkerheter gällande skillnader i kinetik och känslighet mellan djur och människor. Man påpekade att det finns ytterligare osäkerheter i bedömningen eftersom NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) saknas för reproduktions- och utvecklingseffekter och att långtidsstudier av dessa effekter också saknas. Det ansågs att dessa osäkerheter uppvägdes av att vissa Al-föreningar i mat har låg löslighet vilket innebär att endast en liten del tas upp i kroppen. Det ansågs därför vara tillräckligt med en extra osäkerhetsfaktor på 3x för dessa osäkerheter. Sammantaget så dividerade man det lägsta LOAEL på 50 mg Al/kg kroppsvikt/dag med 300 och räknade om det resulterade dagliga intaget till ett veckointag på 1,2 mg/kg kroppsvikt/vecka som sedan avrundades till 1 mg/kg kroppsvikt/vecka (Efsa, 2008).

Exponeringsbedömning

Halter i livsmedel

Al-halterna är i allmänhet låga i kött, fisk, frukt och grönsaker (mindre än 200 µg/kg), medan halter högre än 1 mg/kg har rapporterats i t.ex. spannmål och te (Jorhem och Haegglund, 1992). Livsmedelsverket utförde 2006 en studie av Al i modersmjölksersättning och barnvälling. I denna uppmättes i allmänhet låga Al-halter i färdiga produkter (under 400 µg/l; Livsmedelsverket, 2007). Användningen av Al-salter i vattenverken (flockulation) ger oftast endast marginella förändringar i dricksvattnets Al-halt (Rosborg, 2006). Al-halten i läsk och öl skiljer sig inte markant mellan Al- och glasförpackningar (Jorhem och Haegglund, 1992), eftersom Al-burkarna är lackerade på insidan till skydd mot Al-utlösning. Normalt ligger Al-halterna i läskedrycker och öl under 200 µg/l även om halterna kan bli högre vid mycket långa lagringstider i aluminiumburkar (Jorhem och Haegglund, 1992, Muller et al., 1993). Vissa Al-salter används som livsmedelstillsatser och i livsmedel med dessa tillsatser är halterna ofta avsevärt högre än 1 mg/kg (Efsa, 2013).

I den senaste Matkorgsundersökningen (Livsmedelsverket, 2017), som Livsmedelsverket genomförde 2015, låg Al-halterna i baslivsmedel i allmänhet under 1 mg/kg (Tabell 1). Låga halter uppmättes i drycker trots att många av dessa var förpackade i Al-burkar. De låga halterna beror på att burkarna har ett skyddande lager av lack på insidan, vilket förhindrar migration av Al från burken till drycken. Cerealieprodukter, bageriprodukter och socker och sötsaker hade dock Al-halter över 1 mg/kg (Livsmedelsverket, 2011). Detta kan bero på att det använts livsmedelstillsatser som innehåller Al vid tillverkningen av vissa livsmedel i dessa grupper. Matkorgs-prover består av en blandning av livsmedel som vart och ett köps in i en mängd av 0,5 kg eller mer per år. De flera hundra livsmedel som köps in från de största livsmedelskedjorna i Sverige blandas ihop i 12 olika livsmedelsgrupper och dessa samlingsprover analyseras sedan på näringsämnen, spårämnen och föroreningar. Eftersom samlingsproverna består av många olika livsmedel går det inte att säga vilka livsmedel som bidrar mest till de uppmätta halterna.

Tabell 1. Al-halter i livsmedelsprover från Matkorgen 2015 (medelvärde (min - max)).

| Livsmedel | Halt (mg/kg) |
|---------------------|---------------------|
| Cerealieprodukter | 1,2 (0,87-10,8) |
| Bageriprodukter | 1,5 (1,1-2,4) |
| Köttprodukter | 0,37 (0,31-0,76) |
| Fiskprodukter | 0,23 (0,19-0,53) |
| Mejeriprodukter | 0,52 (0,23-1,1) |
| Ägg | 0,053 (0,053-0,082) |
| Fett och oljor | 0,54 (0,41-0,96) |
| Grönsaker | 0,24 (0,16-0,37) |
| Frukt | 0,44 (0,32-0,63) |
| Potatisprodukter | 0,22 (0,097-0,26) |
| Socker och sötsaker | 3,3 (2,6-6,9) |
| Drycker | 0,064 (0,045-0,069) |

Migration av Al från husgeråd

Det är väl känt att tillagning av livsmedel i Al-kärl under vissa förutsättningar orsakar migration av Al från kärlet till livsmedlet (Tabell 2). Studier från Livsmedelsverket har visat att Al-halten i sura livsmedel blir klart högre om de tillagas i aluminiumkärl än om de tillagas i kärl av rostfritt (Mattsson, 1981). Om rabarbersoppa kokades i 15 minuter i en rostfri kastrull erhöles en Al-halt på 0,1 mg/kg, medan kokning i en ny eller gammal Al-kastrull resulterade i 33 mg Al/kg och 39 mg Al/kg (Tabell 2).

En finsk studie visade att tillagning av saft i en saftmaja¹ i vissa fall kan resultera i mycket höga Al-halter i det färdiga saftkoncentratet (Liukkonen-Lilja och Piepponen, 1992). Outspätt svarvinbärs- och rabarberkoncentrat som producerats utan socker nådde Al-nivåer på över 100 mg/l mot slutet av ångkokningen. Enligt författarna så klagade konsumenter ofta på att koncentratet i den sista flaskan ur en batch smakade metall (Liukkonen-Lilja och Piepponen, 1992). Tre batcher av vinbärssaftskoncentrat som producerats med socker innehöll 19-54 mg Al/l.

Kokning av vatten i Al-kastruller under 30-60 min kan orsaka förhöjda halter av Al i vattnet, speciellt om vattnet är saltat, men inte i lika hög grad som vid kokning av sura livsmedel (Tabell 1). Livsmedel som kokats i vatten tycks ackumulera en del av det utlösta aluminiumet (Muller et al., 1993, Liukkonen-Lilja och Piepponen, 1992, Gramiccioni et al., 1996). Kaffe som tillretts i kärl innehållande Al kan också få förhöjda halter Al, men utlösningen minskar med tiden (Gramiccioni et al., 1996). Olika typer av ytbehandling av Al-innehållande kärl, t ex Teflon, skyddar från Al-utlösning (Muller et al., 1993). Fekete et al. (2012) modellerade Al-läckage till livsmedel från olika typer av husgeråd. Temperatur, kontakttid, pH och saltkoncentration påverkade läckaget. Författarna drog slutsatsen att i jämförelse med läckage från kärl av keramik, glas och rostfritt så dominerar läckage från Al-folie och aluminiumformar utan skyddande barriär (Fekete et al., 2012).

Al-folie används ofta i köket vid tillagning, uppvärmning och lagring av livsmedel. Livsmedelsverket har gjort en liten studie av utlösning av Al från Al-folie (Glynn et al., 2006) där sura livsmedel, såsom rabarberkräm, rabarbermos och äppelmos, förvarades i plasttråg eller rostfria tråg täckta med Al-folie i rumstemperatur eller i kylskåp under 24 timmar (Tabell 2). Livsmedlen var i kontakt med både folien och kärlet. Al-halten i livsmedlen blev höga (6-17 mg Al/kg) i de fall livsmedlen lagrades i rostfritt i kylskåp, och detta förklarades med att ett galvaniskt element bildats. Lagring av sura livsmedel i rumstemperatur orsakade också kraftig utlösning av Al trots att det inte bildats ett galvaniskt element (Tabell 2). En studie, där olika tillagningssätts påverkan på Al-läckage från aluminiumfolie undersöktes, visade på kraftigt Al-läckage till lösningar innehållande köttextrakt, tomatjuice och salt och olika mängd citronsyra (Bassioni et al., 2012). Ugnsbakning av olika typer av kött visade att ett visst läckage skedde utan tillsats av sura ingredienser (Turhan, 2006). Al-halten ökade 75-115 % vid bakning i 60 minuter vid 150 °C jämfört med halten i rått kött (på torrviktsbasis). Vid 250°C i 20 minuter var ökningen 153-78% (Turhan, 2006).

Bakformar av Al utan skyddande barriär läcker också Al (Sockerkaka som gräddats i Al-formar hade förhöjda Al-halter på ytan (0,8 mg Al/kg), men Al-halten späddes ut (0,5 mg/kg) när hela kakan analyserades. Halten i kärnan av kakan, som inte hade varit i kontakt med Al-formen innehöll <0,5 mg Al/kg (Liukkonen-Lilja och Piepponen, 1992).

¹ En saftmaja är ett tredelat kärl, oftast av aluminium för beredning av saft. Den understa delen fylls med vatten, som av värmen från spisplattan kokas upp, och ånga tränger upp genom ett högt placerat hål i nästa del av kärlet. Översta delen har en perforerad botten, och i den lägger man de bär och andra frukter (eller t ex rabarber) som ska saftas. Av värmen från vattenångan spricker de, och saften från dem rinner genom perforeringshålen ner i mellandelen av kärlet, varifrån saften sen kan tappas av genom ett sidorör, som oftast förses med en gummislang och slangklämma. Av resterna i den övre delen kan man eventuellt göra mos.

Tabell 2. Läckage av Al från olika husgeråd med och utan aluminium.

| Husgeråd | Livsmedel | Tillagning | Al-halt (mg/kg) | Ref |
|----------------------------|-----------------|-------------------------|-----------------|-----|
| Kastrull, rostfri | Apelsinmarmelad | Kokning 60 min | 0,5 | [1] |
| Kastrull, Al ny/gammal | Apelsinmarmelad | Kokning 60 min | 7,3/8,7 | [1] |
| Kastrull, rostfri | Rabarbersoppa | Kokning 15 min | 0,1 | [1] |
| Kastrull, Al ny/gammal | Rabarbersoppa | Kokning 15 min | 33/39 | [1] |
| Kastrull, rostfri | Jordgubbssylt | Kokning 30 min | 2,7 | [2] |
| Kastrull, Al gammal | Jordgubbssylt | Kokning 30 min | 4,7 | [2] |
| Saftmaja, Al gammal | Rödvinbärssaft | Ångkokning med socker | 19-54 | [2] |
| Kastrull, rostfri | Levergryta | Kokning 30 min | 1,9 | [1] |
| Kastrull, Al ny/gammal | Levergryta | Kokning 30 min | 7,7/5,9 | [1] |
| Kastrull, Al ny | Vatten | Uppkokning | 1,1 | [3] |
| Kastrull, Al gammal | Vatten | Uppkokning | 0,1 | [3] |
| Kastrull, Al ny | Vatten | Kokning 60 min | 4,2 | [3] |
| Kastrull, Al gammal | Vatten | Kokning 60 min | 5 | [3] |
| Glaskärl | Vatten saltat | Kokning 15 min | 0,4 | [4] |
| Kastrull, Al | Vatten saltat | Kokning 15 min | 4 | [4] |
| Kastrull, Al gammal | Kranvatten | Kokning | 6-11 | [2] |
| Kaffekokare, Al ny | Kranvatten | Upphettning | 0,8-1,4 | [2] |
| Kaffekokare, 100 kokningar | Kranvatten | Upphettning | 0,2 | [2] |
| Kaffekokare, olika typer | Kaffe | Normal användning | 0,05-0,1 | [3] |
| Kastrull, rostfri | Potatis | Kokning 30 min | 0,2 | [3] |
| Kastrull, Al | Potatis | Kokning 30 min | 0,4 | [3] |
| Kastrull, rostfri | Pasta | Kokning 30 min | 0,3 | [3] |
| Kastrull, Al | Pasta | Kokning 30 min | 0,8 | [3] |
| Kastrull, rostfri | Ris | Kokning 30 min | 0,5 | [3] |
| Kastrull, Al | Ris | Kokning 30 min | 1,1 | [3] |
| Al-flaska | Apelsinjuice | Lagring 120 tim | 1,6-2,9 | [3] |
| Plastkärl+Al-folie | Lutfisk | Lagring 24 tim rumstemp | 0,1 | [5] |
| Plastkärl+Al-folie | Rabarbermos | Lagring 24 tim rumstemp | 10 | [5] |
| Plastkärl+Al-folie | Rabarbermos | Lagring 24 tim kylskåp | 0,3 | [5] |
| Rostfritt kärl+Al-folie | Rabarbermos | Lagring 24 tim kylskåp | 17 | [5] |
| Rostfritt kärl+Al-folie | Lutfisk | Lagring 24 tim rumstemp | <0,1 | [5] |

1. Mattsson et al., 1981
2. Liukkonen-Lilja och Piepponen, 1992
3. Muller et al., 1993
4. Gramiccioni et al., 1996
5. Glynn et al., 2006

Intag

I Matkorgen 2015 uppskattades per capita-intaget av Al till 1,4 mg/dag (Livsmedelsverket, 2017), det vill säga cirka 0,15 mg/kg kroppsvikt/vecka vid en kroppsvikt på 60-70 kg. Detta är cirka 3 gånger högre än medelintaget som beräknades från Al-halter i baslivsmedel i början på 1990-talet (Jorhem och Haeggglund, 1992). En dubbelpotionsstudie från samma tid antyder dock att Al-intaget underskattas om endast Al-halter från baslivsmedel används vid intagsberäkningen (Jorhem och Haeggglund, 2012). I en dubbelpotionsstudie lägger deltagarna upp 2 identiska portioner av allt de äter under 24 timmar och den ena portionen analyseras sedan på Al. Denna studie visade att medelintaget av Al låg runt 10 mg/dag (spridning 1-99 mg/d) för de vuxna kvinnor som deltog (Jorhem och Haeggglund, 2012), innebärande ett medelintag på ca 1 mg/kg kroppsvikt/vecka vid en kroppsvikt på 60 kg. Högst intag registrerades när kvinnorna ätit en choklad/mintkaka innehållande en Al-tillsats (72 mg/dag, spridning 61-99 mg/dag), vilket innebär att intaget av Al den veckan ungefär fördubblades. Efsa (2008) rapporterade intag på 0,2-1,5 mg Al/kg kroppsvikt/vecka från olika europeiska studier.

Riskkaraktärisering

Denna del av riskvärderingen fokuserar på frågorna:

Finns det några riskgrupper som är särskilt känsliga för olika metaller i livsmedel?

Finns det uppdaterade migrationsstudier för olika metaller, och kan de då användas i scenarioräkningar?

Riskgrupper

Det är väl känt att fostret, som är under snabb utveckling, kan vara extra känslig för toxiska effekter av kemikalier och dessa effekter kan på lång sikt orsaka sjukdom i vuxen ålder (Heindel, 2008). För Al så ingår effekter på avkommans neurologiska utveckling efter exponering av moderdjuren under dräktighet som en av de kritiska effekter som används vid framtagandet av TVI (Efsa, 2008). Mammans kroppsbelastning av kemikalier under graviditeten avgör fostrets exponering och det är därför mammans intag av aluminium före och under graviditet behöver begränsas om det är för högt.

Barn äter mer mat per kilo kroppsvikt och har därför en högre exponering. Barns kroppar är också under snabb utveckling vilket kan ge en högre känslighet för toxiska effekter av kemikalier (Piersma et al., 2012, Felter et al., 2015). För denna riskgrupp finns inte någon testmetod på djur som specifikt undersöker djurs känslighet innan puberteten, varför data för Al saknas i detta fall.

Människor med nedsatt njurfunktion har en sämre utsöndring av Al än friska människor och riskerar därför att ackumulera Al i högre grad (Efsa, 2008).

Tabell 3. Intag av Al från livsmedel som tillagats i obelagda Al-kärl eller kärl av rostfritt. Om inte annat anges så är portionsstorleken 150 g eller 1,5dl. Kroppsvikt för kvinnor 60 kg och för barn 20 kg. TVI = 1 mg/kg/vecka.

| Livsmedel | Material | Konsumtion | Al-halt (mg/kg) | Intag från livsmedlet (mg/v)* | Intag kvinna (mg/kg/v) (% TVI) | Barn (mg/kg kv/v) (% TVI) | % ökning från dubbelportion |
|----------------------------|---------------|---------------|-----------------|-------------------------------|--------------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| Dubbelportion ^a | | Medel | | 36 | 0,60 (60) | 1,8 (180) | |
| Rabarbersoppa | Al | 1 portion/mån | 40 | 1,4 | 0,60 (60) | 1,9 (190) | 3,9 |
| Rabarbersoppa | Al | 1 portion/v | 40 | 6,0 | 0,70 (70) | 2,1 (210) | 17 |
| Rabarbersoppa | Al | 1 portion/d | 40 | 42 | 1,3 (130) | 3,9 (390) | 120 |
| Rabarbersoppa | Rostfri | 1 portion/d | 0,1 | 0,02 | 0,60 (60) | 1,8 (180) | <0,1 |
| Vinbärssaft ^b | Al (Saftmaja) | 1 gång/v | 10 | 1,5 | 0,60 (60) | 1,9 (190) | 4,4 |
| Vinbärssaft | Al | 1 gång/d | 10 | 11 | 0,78 (78) | 2,4 (240) | 31 |
| Vinbärssaft | Al | 3 gånger/d | 10 | 31 | 1,1 (110) | 3,1 (310) | 86 |
| Levergryta | Al | 1 portion/v | 8 | 1,2 | 0,60 (60) | 1,9 (190) | 3,3 |
| Levergryta | Rostfri | 1 portion/v | 2 | 0,3 | 0,60 (60) | 1,8 (180) | 0,83 |
| Kaffe | Al ny | 3 koppar/d | 1 | 3,1 | 0,65 (65) | | 8,6 |
| Kaffe | Al gammal | 3 koppar/d | 0,2 | 0,6 | 0,60 (60) | | 0,2 |
| Vatten | Kranvatten | 2 L/d | 0,1 | 1,4 | 0,60 (60) | 1,8 (180) | 3,8 |
| Vatten | Al ny | 2 L/d | 1 | 14 | 0,83 (83) | 2,5 (250) | 39 |

^a Medelintag i dubbelpotionsstudie för deltagare som använde husgeråd innehållande Al i liten grad.

^b Vinbärssaft spädd 1/5

* I scenarieberäkningarna adderas Al-intaget från livsmedel som förorenats från husgeråd till medelintaget för en person som uppgett sig inte använda Al-husgeråd vid tillagning, uppskattat i en dubbelpotionsstudie på svenska kvinnor (36 mg Al/vecka), dvs intaget i denna kolumn från och med rad 2 och nedåt ska adderas till medelintaget 36 mg Al/vecka.

Referenser: (Jorhem och Haegglund, 1992, Muller et al., 1993, Mattsson, 1981, Liukkonen-Lilja och Piepponen, 1992)

Scenarieberäkningar

Det är svårt att bedöma intaget av Al bland Sveriges befolkning, eftersom Al finns överallt i människors omgivning. Matkorgen 2015 uppskattade per capita-intaget till 0,13 mg/kg kroppsvikt/vecka, om en kroppsvikt på 76,6 kg antas (Livsmedelsverket, 2017). I dubbelpotionsstudien från 1992 låg medelintaget av Al på runt 70 mg/vecka för de vuxna kvinnor som deltog (Efsa, 2008). Det innebär ett medelintag på cirka 1 mg/kg kroppsvikt/vecka vid en kroppsvikt på 60 kg. Medelintaget låg alltså på samma nivå som TVI. I Efsas riskvärdering från 2008 drogs slutsatsen att medelintaget som rapporterats från olika studier av allmänbefolkningen i Europa låg på 0.2-1.5 mg Al/kg kroppsvikt/vecka vid en kroppsvikt på 60 kg.

I scenarieberäkningarna (Tabell 3) adderas Al-intaget från livsmedel som förorenats från husgeråd till medelintaget för en person som uppgett sig inte använda Al-husgeråd vid tillagning, uppskattat i en dubbelpotionsstudie på svenska kvinnor (36 mg Al/vecka; Jorhem och Haegglund, 1992). I exemplen beräknas intag för en vuxen ung kvinna (vikt 60 kg) och ett barn (vikt 20 kg, 4 år), vilka med stor sannolikhet är de viktigaste riskgrupperna för Al-toxicitet vid normal njurfunktion.

Diskussion

Användningen av aluminiumkorkkärl, aluminiumfolie och andra Al-innehållande husgeråd i hushållet, som inte har skyddande beläggning, ger ett bidrag till Al-intaget. Hur stort bidraget blir beror på hur omfattande användningen av husgeråden är, om skyddande beläggning finns, hur surt livsmedlet är och hur ofta livsmedlen i fråga konsumeras. Scenarieberäkningarna pekar på att en frekvent konsumtion av sura livsmedel såsom rabarbersoppa, rabarbersaft och vinbärssaft, som tillagats i Al-kärl eller Saftmajor utan skyddsbeläggning, kan ge ett stort tillskott till Al-intaget (90-120% av medelintaget). Användning av Al-folie i kontakt med sura livsmedel orsakar utlösning av Al ut i livsmedlet. Al-bidraget från denna användning är svår att uppskatta, men halterna kan i vissa fall närma sig de nivåer man finner i sura livsmedel som tillagats i Al-kärl. En frekvent användning av Al-husgeråd i hushållet vid all matlagning innebär ett tillskott av Al enligt principen "många bäckar små".

Livsmedelsverket saknar aktuella uppgifter om användning av husgeråd/material tillverkade av Al utan skyddsbeläggning i hemmen, restauranger, storkök och livsmedelsindustri. Troligen har användningen av Al-kastruller/stekpannor utan ytbehandling minskat sedan början på 1990-talet. Användningen av Al-formar kan ha ökat eftersom marknaden för färdigmat har expanderat. Här finns dock möjligheten att formarna är ytbehandlade, vilket skyddar mot Al-utlösning.

Vi vet inte hur stort intaget av Al är i Sverige för närvarande. Om intagen ligger i nivå med de som uppskattades i dubbelpotionsstudien för mer än 20 år sedan så ligger intagen för vuxna i nivå med TVI. För barn är osäkerheten ännu större eftersom det inte finns någon dubbelpotionsstudie att luta sig emot. Om barn har ungefär samma totalintag av Al som vuxna så överskrids TVI i hög grad, särskilt bland små barn. Detta bekräftas i Efsas riskvärdering (Efsa, 2008) där slutsatsen dras att TVI för Al troligen överskrids av en stor del av den Europeiska befolkningen. Efsa menar också att det, utifrån tillgängliga matvaneundersökningar, inte är möjligt att dra slutsatser om vilka källor som bidrar till Al-innehållet i olika livsmedel och därmed till befolkningens exponering. Al i maten kan vara naturligt förekommande eller komma från livsmedelstillsatser och från material som kommer i kontakt med livsmedlet under processande, tillagning eller förvaring (Efsa, 2008).

Gravida kvinnor är en riskgrupp eftersom fostret sannolikt är känsligt för Al. Även om det saknas data för Al, så är det troligt att det för gravida finns känsliga exponeringsfönster under fostrets utveckling där hög Al-exponering bör undvikas.

Aluminium kan finnas i hög koncentration i vissa läkemedel och regelbunden användning kan innebära 100-faldigt högre Al intag än från maten och orsakar ökade Al-halter i blodet hos friska individer (Graske et al., 2000). För njurpatienter så är sjukvården medveten om riskerna med Al-innehållande läkemedel (FASS, 2016). Eventuella risker för njurpatienter med intag från livsmedel som ligger något över bakgrunden är inte studerade.

Osäkerheter

I nedanstående summering så innebär + att osäkerheten sannolikt går mot ökat intag, - mot minskat intag och ± går ej att säga något om osäkerheten

±Intag av Al hos barn och vuxna i Sverige

±Användning av Al-material i husgeråd utan skyddande barriär i Sverige

±Användning av Al-material i förpackningsmaterial för snabbmat och hämtmat utan skyddande barriär i Sverige

Riskvärdering av blyutlösning (Pb)

Faroidentifiering

När det gäller exponering för bly från material i kontakt med livsmedel handlar det idag i första hand som förorening eller som komponent i ett material alternativt legering och inte som enskilt material i kontakt med livsmedel. Dock kan nämnas några tidigare användningsområden som blyglaserad keramik som idag knappast förekommer ens i hantverkskeramik i Sverige, men som förekommer i turistområden vid Medelhavet i hantverksprodukter. Likaså används knappast karaffer eller glas av blykristall längre eller endast vid specifika händelser och blylödda konservburkar finns inte längre på den svenska marknaden. Istället är dessa svetsade. Kaffemaskiner har visats innehålla blyinnehållande material (legering) liksom dricksvattenledningar och kranar av mässing kan avge bly.

Farokarakterisering

Akut blyförgiftning ger diffusa symtom (från ca 700 µg/liter blod) som trötthet, förstoppning och dålig aptit. Bly skadar även de röda blodkropparna och det kan leda till blodbrist. En allvarligare förgiftning kan också medföra att man förlorar nervfunktionen i extremiteterna (t.ex. armarna), vilket kan leda till partiell förlamning. Bly anses kunna skada nervsystemet även vid mycket låga exponeringsnivåer. Särskilt när hjärnan utvecklas hos foster och små barn är känsligheten stor. I epidemiologiska studier på barn har man uppskattat att blodblyhalter kring 12 µg/liter leder till ett lägre IQ. Dessa effekter anses vara de som uppträder vid de lägsta exponeringsnivåerna.

I Efsas riskvärdering etablerades tre referenspunkter (RP) för blyexponering (Efsa, 2010):

- 1.) Referenspunkt för utvecklingseffekter - blodblyhalt på 12 µg/liter motsvarande ett blyintag via mat på 0,5 µg/kg kroppsvikt/dag. Denna exponering har associerats med en sänkning av IQ med en enhet på populationsnivå (4 till 10-åriga barn). Förutom att denna RP gäller för barn anses den även vara tillämpbar på spädbarn och foster.
- 2.) Referenspunkt för kronisk njursjukdom hos vuxna - blodblyhalt på 15 µg/liter motsvarande ett blyintag via mat på 0,63 µg/kg kroppsvikt/dag.
- 3.) Referenspunkt för effekter på systoliskt blodtryck hos vuxna – blodblyhalt på 36 µg/liter motsvarande ett blyintag via mat på 1,5 µg/kg kroppsvikt/dag.

Marginalen mellan de blodblyhalter som uppmätts hos gravida kvinnor och barn och de nivåer där mätbara effekter på gruppnivå kan börja uppträda är relativt liten. Efsa konstaterar i sin senaste riskvärdering av bly att exponeringen av gravida kvinnor (foster) och barn i Europa ligger på en nivå som är nära eller över det hälsobaserade referensvärdet på 0,5 µg bly/kg kroppsvikt/dag. Det är därför viktigt att blyhalterna fortsätter att sjunka, både i livsmedel och i miljön. Gravida kvinnor som inte har ett tillräckligt högt intag av kalcium under sin graviditet, mobiliserar kalcium från skelettet, vilket innebär att även det bly som är bundet i skelettet frigörs till blodbanan innebärande högre blodblyhalter. Detsamma gäller för ammande kvinnor.

Exponeringsuppskattning

Barn äter mer än vuxna i förhållande till kroppsvikt (dvs. hög exponering) vilket innebär att barn får i sig mer bly än vuxna från livsmedel. Barn har troligen också ett intag av bly från andra källor än livsmedel som är större än för vuxna på grund av "hand till mun" beteende (t.ex. leksaker, damm). Livsmedelsverket har uppskattat att medelintaget av bly från livsmedel är cirka 0,1 µg/kg kroppsvikt/dag. Enligt Efsas bedömningar (2012) ligger det svenska medelintaget av bly via livsmedel för vuxna högre, det vill säga mellan 0,42 - 0,55 µg/kg kroppsvikt/dag.

Här nedan redovisas 3 scenarier varav 2 av dessa, om bly i keramik respektive om karaffer och glas av blykristall, knappast är aktuella idag men ändå som ger en uppfattning av tidigare exponering.

Exponeringsscenario – bly i keramik

För keramik finns följande gränsvärden för läckage av bly (EU-direktiv 84/500/EEG, se nedan). Dessa gränsvärden diskuteras för närvarande inom EU och föreslås bli betydligt lägre, kanske så lågt som 10 µg/liter för bly. Arbetet har dock avstannat (2013) och information om samma uppdelning av kärl som tidigare utifrån storlek enligt nedan saknas.

Tabell 4. Gränsvärden (EU) för bly för olika föremål av keramik (EU-direktiv 84/500/EEG).

| | Gränsvärde |
|--|------------------------|
| Föremål som kan fyllas samt föremål som kan fyllas men vars djup, från botten till den övre kanten, inte överskrider 25 mm | 0,8 mg/dm ³ |
| Kokkärl: förpacknings- och förvaringskärl som rymmer mer än 3 liter | 1,5 mg/liter |
| Andra föremål som kan fyllas | 4 mg/liter |

Det finns inget krav på märkning eller liknande åtgärder för att informera konsumenten om användningsområden vid inköp av keramik. Flera dokumenterade fall av blyförgiftning har inträffat i Sverige under åren 2004-2005 till följd av felaktigt använda keramikföremål. Det handlade då om dekorativ keramik som inhandlats i utlandet (framför all Grekland) och som tagits med hem till Sverige och använts till att förvara livsmedel i. I några fall har de drabbade dagligen druckit saft eller juice som de förvarat i keramikföremål som ej varit avsedda till att förvara mat i. Som exempel kan nämnas en person som druckit 0,5-2 liter juice varje dag under

ca 80 dagar, ur ett blyglaserat kärl inköpt i Grekland, hade 16 μmol bly/liter blod (ca 320 $\mu\text{g/liter}$; normalvärde under 0,2 μmol bly/liter blod (40 $\mu\text{g/liter}$ blod). Värdet på 800 mg utlöst bly/liter vätska i kärlet har uppmätts i keramikkarl inköpta framför allt i Sydeuropa (Lund T, 2005). Från USA finns liknande förgiftningsfall rapporterade, det handlar då om keramik som inhandlats framförallt från Mexiko. Problemet på den svenska marknaden var litet, men kan troligen förekomma än. I en kartläggning av keramik framställd i Sverige år 2000 utförd av Livsmedelsverket framkom endast problem med viss hantverkskeramik producerad på Gotland.

Norsk undersökning (VKM, 2004)

Denna undersökning är idag ganska gammal och resultatet speglar troligtvis inte dagens keramik men ger en uppfattning om tidigare exponering. Undersökningen är däremot en av få förhållandevis omfattande undersökningar och avslutas dessutom med en riskkaraktärisering.

År 2003 genomförde den norska livsmedelskontrollmyndigheten i Oslo en undersökning om migration av metaller från keramik. Artiklarna var till största delen producerade av norska keramik och inte industriellt tillverkade. Av dessa var 631 djupa kärl och 17 tallrikar (mindre än 25 mm djup). Fyrtioen djupa produkter avsedda för drycker testades för blymigration från kanten (2 cm från den övre kanten).

Resultat

I undersökningen var migrationen av bly från djupa keramiska produkter (<3 l) kvantifierbar (> 0,1 mg/liter) i 144 av de 631 undersökta artiklarna (22,8%). I 19 artiklar var migrationen av bly högre än gränsvärdet på 4 mg/liter migration, varav åtta artiklar överförde mer än 10 mg/liter. Den högsta kvantitet bly som erhöles var 30 mg bly/liter. Inte i någon av 17 tallrikar som testades för bly löstes några kvantifierbara mängder bly ut.

I 28 av 41 artiklar löstes bly ut från kanten, även om ingen överskred gränsvärdet för migration (0,8 mg/dm²). Fem artiklar löste ut > 0,2 mg/dm², och det högsta uppmätta värdet var 0,47 mg/dm².

Exponeringsuppskattning

Den norska vetenskapliga myndigheten för livsmedelssäkerhet (VKM) uppskattade intaget av bly. Uppgifterna baserar sig på blyexponering från bägaren och koppen med de allra högsta migrationshalterna av bly, 30 mg/liter (bägare) respektive 5,7 mg/liter (kopp) samt migration vid gränsvärdet 4 mg/liter (EU kommissionen arbetar med ett nytt förslag på 10 $\mu\text{g/liter}$). Ett dagligt intag på 1 liter/person från dessa föremål som kan fyllas förutsattes. I tabellen nedan har intaget av bly beräknats för en person som dricker en liter vätska per dag (50% av ett standard intag på 2 liter (WHO²) från den speciella koppen/bägaren).

² Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization.

Tabell 5. Det beräknade intaget av bly för en vuxen (70 kg) som dricker en liter vätska från en keramisk artikel varje dag. Intaget beräknades under en dag och jämfördes med Efsas referensintag 0,5 µg/kg kroppsvikt/dag för barn (det lägsta referensintaget; Efsa 2010).

| Produkt | Halt av bly (mg/liter) | Konsumtion (l/dag) | Intag av bly (µg/kg/kroppsvikt/dag), 70 kg person | Förhållande mellan intag och Efsas referensintag 0,5 µg/kg kroppsvikt/dag |
|--|------------------------|--------------------|---|---|
| Bägare | 30 | 1 | 430 | 860 |
| Kopp | 5,7 | 1 | 81 | 163 |
| Produkt med migrationshalt samma som gränsvärdet | 4 | 1 | 57 | 114 |

Slutsats

Exponeringsbedömningen visar att de halter som uppmätts i undersökningen kan leda till att människor får ett intag av bly som överskrider Efsas referensintag (0,5 µg/kg kroppsvikt/dag) flera gånger om. Det nuvarande gränsvärdet på 4 mg/liter för migrationen av bly från keramiska (produkter som kan fyllas < 3 liter) skulle ge ett dagligt intag på 57 µg/kg kroppsvikt för en person som väger 70 kg. Detta är 114 gånger över referensintaget, ett faktum som indikerar att nuvarande gränsvärde är för högt.

I en undersökning från 2001 på uppdrag av den tidigare norska livsmedelskontrollmyndigheten konstaterades migration av mätbara mängder bly i 20 av 165 keramiska artiklar. En av produkterna visade på en migrationshalt av cirka 3 mg bly/liter.

Exponeringsscenario – bly i kristallglas

Bly i form av blyoxid finns i varierande halt i kristallglas. Kristalldirektivet (69/493/EEG; EU 1969) anger vilken procent blyoxid som krävs för att glaset skall få marknadsföras som ”helkristall 30 %”, ”helkristall 24 %” eller kristall.

Kärl av kristall som kommer i kontakt med livsmedel skall vara tillverkade enligt gällande standard ISO 7086 2:2000. ISO 7086 anger hur mycket bly som tillåts att lakas ut (migrera) i den 4 % ättiksyralösning som standarden anger. Testet pågår under 24 timmar. ISO 7986 anger följande gränsvärden: flat tallrik 0,8 mg/dm², stora kärl ex vinkaraff 0,75 mg bly/liter och små kärl ex vinglas 1,5 mg bly/liter. Studier visar att migrationen av bly från kristall till livsmedel varierar beroende av två faktorer; typ av livsmedel och tiden som livsmedlet kommer i kontakt med kristallen. En studie från år 2000 visar att koncentrationen av bly i vin ökar från 30 µg/liter till 80 µg/liter efter 5 minuter i ett kristallglas och efter 60 minuter till 118 µg/liter. Det finns också resultat från studier som visar att kristall som inte har använts tidigare släpper mer bly till livsmedel. Vid upprepad användning av kristall sjunker migrationen väsentligt. Att kvantifiera exponeringen av bly från kristall är svårt eftersom användningen av kristall ser väldigt olika ut. Vid intervjuer av konsumenter i olika länder om vanor vad gäller användning av kristall tyder resultatet på att kristall används framför allt av äldre personer vid högtidliga tillfällen. Mer än hälften av de tillfrågade använde kristall mer sällan än 6 gånger per år.

Enligt World Drink Trends 2004³ dricker den genomsnittlige europén ca 35 liter blandad dryck, 30,2 liter vin och 4,1 liter starksprit per år. Om all dryck konsumeras ur kristallglas och har ett approximerat blyinnehåll på 15 µg/liter skulle det leda till ett dagligt intag av bly på 3 µg bly/dag från dryck, vatten ej inkluderat. Denna exponering är väl överskattad, 0,04 µg/kg kroppsvikt/dag, men hamnar under Efsas referenspunkt för en vuxen - 0,63 µg/kg kroppsvikt/dag (effekter på blodtryck) för en person som väger 70 kg.

³ www.oecd.org

Exponeringsscenario – bly i kranar av mässing

Mässing är en legering av koppar (58 – 95 %) och zink. Vanligtvis tillsätts bly (<3 %) för att förbättra bearbetningsförmågan. De risker som är relevanta när det gäller blyinnehållande kopparlegeringar i tappvattenarmaturer, kopplingar, ventiler, rörböjar och T-stycken för användning i dricksvattenssystemet är framförallt hälsorisker kopplat till utlösning av bly till dricksvatten, samt de risker som följer av att bly hamnar i avloppsslam som sprids på jordbruksmark.

Mässingsprodukter med en blyhalt som är högre än 0,1 % uppfyller inte egenskapskriterierna i t.ex. BASTA⁴ och Byggvarubedömningen⁵.

Under förutsättning att man använder legeringar där utlösningen av bly till dricksvatten är godkänd enligt 4MS (gemensam rekommendation av Tyskland, Frankrike, England och Nederländerna⁶) med ett vatten som uppfyller Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:3) så kommer den resulterande blyhalten i vattnet att understiga gällande gränsvärde för dricksvatten. Gränsvärdet (10 µg/liter) är baserat på att man ska kunna dricka 2 liter vatten om dagen utan risk för hälsoeffekter (Livsmedelsverket).

Undersökningar av både Boverket⁷ och privatpersoner visar att bly kan lösas ut från köksblandare. Man har rapporterat blyhalter på mer än 100 µg/liter i vatten taget från köksblandare men det saknas svenska rapporter på området. Boverket har utfört en marknadskontroll av hur mycket bly som totalt 120 blandare avger till dricksvattnet i blandaren. De 120 blandarna bestod av 2 exemplar av vardera 30 stycken tvättställsblandare och 30 stycken köksblandare. Fyra av blandarna släppte ut mer bly än det dåvarande gränsvärdet på 20 µg/blandare enligt NKB 4-metoden (skandinavisk produkttest för dricksvattenmaterial, främst bly).

Dock finns flera rapporter i den vetenskapliga litteraturen om blymigration från material i kontakt med vatten; framför allt från USA och Kanada (Kimborough 2009, Guidooti et al., 2009, Maas et al., 2002, Renner 2007, 2009 och 2010).

Boverket föreslog redan 2014 en ändring av gränsvärdet för utlösning av bly från kranar från tidigare 20 µg bly/mängd vatten i kranen (trädde i kraft 1 januari 2017). Mängden upplöst bly i vattnet bör inte överstiga 5 µg vid testning enligt NKB 4, eller 5 µg/liter vid testning av material enligt SS-EN 15664.

⁴ www.bastaonline.se

⁵ www.byggvarubedomningen.se

⁶ www.umweltbundesamt.de

⁷ www.boverket.se

Kadmiumutlösning från keramik (Cd)

Faroidentifiering

I dagens läge är det ovanligt med migration av kadmium (Cd) från keramik, särskilt hushållsgods. Det beror bl. a. på förbud (sedan 1980-talet) att använda kadmium som färgpigment och då exponering idag förekommer handlar det främst om kadmium som förorening. I en mindre undersökning vid Joint Reserach Centre (JRC, 2013) av olika simulatorer (modellsubstanser) som fyllts i keramiska produkter från marknaden, däribland med 4% ättiksyra (standardförfarande av keramik) var det bara ett fåtal föremål som gav högre halter än det föreslagna EU gränsvärdet på 5 µg kadmium/liter (på förslag 2011) från keramik.

Farokarakterisering⁸

Exponeringsscenario - keramik

Norsk undersökning (samma undersökning som för bly; VKM 2004)

Denna undersökning är idag ganska gammal och resultatet speglar troligtvis inte dagens keramik men ger en uppfattning om tidigare exponering. Undersökningen är en av få förhållandevis omfattande undersökningar och avslutas dessutom med en riskkarakterisering.

År 2003 genomförde den norska livsmedelskontrollmyndigheten i Oslo en undersökning om migration av metaller från keramik. Undersökningen bestod av 648 enskilda keramiska produkter avsedda att komma i direkt kontakt med livsmedel. Artiklarna var till största delen producerade av norska keramiker och inte industriellt tillverkade. Av dessa var 631 djupa kärl och 17 tallrikar (mindre än 25 mm djup). Fyrtioen djupa produkter avsedda för drycker testades för kadmiummigration från kanten (2 cm från den övre kanten).

Resultat: Migration av kadmium (> 0,01 mg/liter) från djupa keramiska kärl (<3 l) påträffades i 12 av 631 undersökta artiklar (1,9%). Ingen av dessa artiklar överförde mer kadmium än

⁸ Se Livsmedelsverkets riskvärdering om kadmium i livsmedel (Glynn, 2017)

gränsvärdet för migration (0,3 mg/liter). Den högsta uppmätta mängden var 0,23 mg Cd/liter. Ingen av de 17 tallrikar som testades överförde mätbara mängder kadmium. Inga mätbara mängder kadmium uppmättes från kanten av 41 testade djupa produkter.

Exponeringsuppskattning: På samma sätt som för bly kan kadmiumexponering från bägare och koppar uppskattas utifrån migrationen. Den norska myndigheten för livsmedelssäkerhet (VKM) har uppskattat dessa intag baserat på den allra högsta migrationen av kadmium bestämd i undersökningen (0,23 mg/liter) samt en migrationsnivå lika med gränsvärdet för kadmium (0,3 mg/liter). En konsumtion av 1 liter/dag/person från dessa föremål (som kan fyllas) antas. I tabellen nedan visas beräknade kadmiumintag för en person som dricker en liter vätska per dag från en viss kopp/bägare.

Tabell 6. Det beräknade intaget av kadmium för en vuxen (70 kg) som dricker en liter vätska från en keramisk artikel varje dag. Intaget beräknades under sju dagar för att underlätta jämförelse med PTWI (provisional tolerable weekly intake; 2,5 µg/kg kroppsvikt/vecka; Efsa 2009).

| Produkt | Halt av kadmium (mg/liter) | Konsumtion (l/vecka) | Intag av kadmium (µg/kg kroppsvikt/vecka), 70 kg person | Förhållande mellan intag och PTWI (2,5 µg/kg kroppsvikt/vecka) |
|--|----------------------------|----------------------|---|--|
| Bägare | 0,23 | 7 | 23 | 9,2 |
| Produkt med migrationshalt samma som gränsvärdet | 0,3 | 7 | 30 | 12,0 |

Beräkningar för kadmium visade att migrationen av de nivåer som uppmätts i undersökningen skulle kunna leda till ett intag (exponering) långt över PTWI på 2,5 µg/kg kroppsvikt/vecka.

Slutsats

Resultaten från riskbedömningen tyder på att det nuvarande migrationsgränsvärdet för kadmium är för högt när det gäller att skydda allmänhetens hälsa.

I en undersökning från 2001 på uppdrag av den tidigare norska livsmedelskontrollen visade det sig att endast 1 av totalt 165 keramiska artiklar läckte kadmium i detekterbara mängder. Koncentrationen av kadmium i denna lösning uppgick till 0,17 mg/liter. 2001 års undersökning omfattade huvudsakligen industriellt tillverkade artiklar från 18 olika länder från hela världen, med tonvikt på produkter från Asien.

Riskvärdering av kopparutlösning (Cu)

Faroidentifiering

Koppar ingår i oxidationsenzymer och deltar i omsättningen av järn och är därför livsnödvändigt för oss. Behovet av koppar är cirka 0,9-1,3 mg/dag för vuxna (IOM, 2001). Negativa hälsoeffekter av koppar är relaterade både till under- och överskott. Det finns således ett acceptabelt, eller idealt, intervall för kopparintag. Brist på koppar ger upphov till anemi och störd benbildning hos barn och störd hjärtfunktion hos vuxna. För högt intag av koppar har akut irriterande effekt på mag- och tarmkanalen och har tidigare använts för att framkalla kräkning vid förgiftningar. För stora kopparintag kan på sikt även ha leverskadande effekt. Normalt reglerar kroppen hur mycket koppar som tas upp och hur mycket som utsöndras. Denna reglering sker i levern. Foster ansamlar stora mängder koppar i levern under den sista tiden före födelsen. Denna depå används sedan under den tidiga nyföddhetsperioden, eftersom intaget av koppar via bröstmjolk är lågt. Det misstänks att spädbarn är speciellt känsliga för högt kopparintag, eftersom kroppens normala metabolism av koppar ännu inte har utvecklats. Vid vissa ärftliga sjukdomstillstånd fungerar inte den normala kopparmetabolismen. Menkes syndrom leder till kopparbrist, medan Wilsons sjukdom leder till en ansamling av koppar i framförallt lever och hjärna.

Koppar finns i alla livsmedel och högst är halterna i lever, nötter, frön och kakao (omkring 10 mg/kg). Kött, fisk, grönsaker och spannmålsprodukter har lägre halter (0,5-2 mg/kg).

Farokarakterisering

I nedan nämnda studie (exponeringsuppskattning) från 2003 undersöktes dricksvattnets kopparhalt i hemmen hos 430 barn, som var 9 till 21 månader gamla (Pettersson et al., 2003). Förekomst av kräkningar och diarré studerades hos barnen under 12 veckor, men inga samband mellan detta och kopparhalten i dricksvattnet kunde konstateras. Studier, bl.a. från Tyskland, på barn på upp till 12 månader, har visat på att det inte skett någon leverpåverkan vid kopparhalter på upp till 2 mg/liter dricksvatten (Miljöhälsorapporten; Socialstyrelsen, 2005).

Studier från Chile har visat att symtom på illamående hos vuxna börjat uppträda vid 4 mg koppar/liter dricksvatten hos kvinnor och 6 mg/liter hos män. Inga symtom erhöles vid 2 mg/liter (Araya et al., 2004).

En tolvveckorsstudie på 7 friska män, där 10 mg koppar per dag togs som tillskott (koppar glukonat) visade inte några skadliga effekter på leverfunktionen. Ett kopparintag på 10 mg/dag etablerades därför som en s.k. no-observed adverse effect level; NOAEL (Efsa, 2006).

Exponeringsuppskattning

Exponeringsscenario - från koppar i dricksvatten och födan

Intaget av koppar från maten ligger vanligen på 1-2 mg/dag hos vuxna och 0,6-0,8 mg/ dag hos små barn. Mer än 90 procent av hushållens vattenledningsnät i Sverige består av kopparrör. Kopparhalten i dricksvatten varierar beroende på vattnets sammansättning och på uppehållstiden i ledningarna. Hur stort intaget av koppar via dricksvatten är varierar därför mycket, men kan uppgå till några mg per dag. I en svensk studie från 2003 på 430 barn studerades totalt 4 703 prover på kranvatten från barnens hem (Pettersson et al., 2003). En medianhalt i dricksvattnet på 0,61 mg/liter uppmättes i studien och den 10:e och 90:e percentilen för kopparhalten var 0,04 respektive 1,57 mg/liter.

Exponeringsscenario - koppar från husgeråd/processutrustning för livsmedel

Kopparkärl används traditionellt vid olika typer av livsmedelsproduktion, som vid bryggerier och destillerier, vid produktion av ost, choklad, torra grönsaker, sylt och sötsaker. I livsmedelskärl används kopparen vanligen olegerad, t. ex. i kastruller men som dock vanligen är belagda med tenn eller rostfritt material på insidan. Kopparkärl kan också användas som oförtentnat vid tillagning av brända mandlar. Vid lågt eller högt pH löses mer koppar ut från kärlen. Sura livsmedel eller drycker (t ex glögg) kan därför lösa ut större mängder. Beträffande tillagning av brända mandlar (med bränt socker) saknas uppgifter om eventuell migration av koppar till mandlarna. Som jämförelse har rapporterats en förhöjd migration av koppar till sockerkonfektyr framställd vid 125-140 °C och vid pH 5,1- 6. I genomsnitt ökade halten koppar i konfektyren från 0,13 mg/kg till 0,25 mg/kg (BCCCA, 1999). Vid 1 kg intag av konfektyr erhålls således minst ett extra intag på 0,12 mg koppar.

Riskkaraktärisering

För vuxna är den undre gränsen för acceptabelt kopparintag cirka 20 µg koppar/kg kroppsvikt/dag (är lika med 1,2 mg/per person och dag; IPCS 1998). Detta kan jämföras med de rekommenderade nivåerna på 0,9-1,3 mg per dag för vuxna (IOM, 2001). För barn är den undre gränsen ca 50 µg per kg kroppsvikt och dag (IPCS, 1998).

När en övre gräns etablerades för tolerabelt intag beaktades koppars leverskadande potential, eftersom detta ansågs vara en bättre indikator på kronisk (långsiktig) exponering, medan mag- och tarmeffekter mer reflekterar akut påverkan. I USA har Institute of Medicine satt ett övre tolerabelt intag av koppar på 10 mg/dag för vuxna, baserat på levereffekter (IOM, 2001). Den Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, Efsa, har satt ett värde på 5 mg/dag baserat på samma studie (5). Skillnaden är här att Efsa använder sig av en osäkerhetsfaktor på 2 (dvs. $10/2 = 5$) för att ta hänsyn till potentiell variation i populationen. Efsa har även tagit fram övre tolerabla intagsnivåer för barn, baserade på relativa kroppsvikter (standardkroppsvikter används här). Dessa värden är:

- 1 mg/dag för 1-3 åringar;
2 mg/dag för 4-6 åringar;
3 mg/dag för 7-10 åringar;
4 mg/dag för 11-17 åringar.

EU har tagit fram ett gemensamt gränsvärde för koppar i dricksvatten. Gränsvärdet är 2,0 mg koppar/liter och är satt för att skydda mot akuta mag- och tarmbesvär av övergående karaktär. WHO:s riktvärde ligger också på 2,0 mg/liter (WHO, 2003). Enligt svenska föreskrifter är vattnet tjänligt med anmärkning vid kopparhalter över 0,20 mg/liter. Kopparhalter över 1,0 mg/liter kan missfärga sanitetsgods och göra hår blågrönt.

Risken för hälsoeffekter till följd av förhöjda kopparhalter i dricksvatten bedöms vara låg. Spädbarn som ges bröstmjölk ersättning kan dock vara särskilt känsliga.

Tennutlösning från konserverburkar (Sn)

Faroidentifiering

När det gäller tenn (Sb) är det huvudsakligen konserverburkar samt i viss mån beläggningar av tenn i kok- och stekkärl som givit upphov till tennutlösning i sur miljö. Flertalet konserverburkar av förtennt plåt är idag belagda på insidan med en lack varvid ingen exponering för tenn förekommer. Undantag är konserverad frukt och grönsaksinläggningar där tennskiktet fortfarande kan vara i direkt kontakt med livsmedlet.

Farokarakterisering

Oorganiska tennföreningar, särskilt fyrvärd tenn som dominerar i miljön, absorberas dåligt från mag-tarmkanalen (Magos, 1986). Tennföreningar är irriterande för magtarm-kanalens slemhinna, vilket kan ge illamående, kräkningar, diarré, trötthet och huvudvärk (WHO, 2005). Det finns bara ett begränsat antal fall som indikerar möjlig irritation på magtarmkanalen som har rapporterats efter konsumtion av konserverad frukt juice, tomat, körsbär, sparris, sill och aprikoser. De exakta koncentrationerna av tenn var okänd i dessa fall av akut förgiftning, men var förmodligen i intervallet av 300-500 mg/kg livsmedel (WHO, 1980). Tidigare studier tyder på att tenn eventuellt kan störa upptaget av järn samt hemoglobin-bildningen. Tenn har också en hämmande effekt på koppar-, zink- och kalciumupptag (WHO, 2005). Dock är kronisk toxicitet i människa okänd (WHO, 2005). Efsa (2006) citerade en studie som observerat en minskning av zink upptag efter absorption av 50 mg/dag av SnCl₂. Efsa utvärderade tenn 2005, men ansåg att tillgängliga data var otillräckliga för att sätta ett övre dagligt acceptabelt intag (Efsa, 2005). Efsa noterade att det nuvarande dagliga intaget inom EU som mest uppgår till 6 mg/dag (Storbritannien) och att detta verkar vara långt under nivåer som kan sättas i samband med negativa hälsoeffekter.

Exponeringsscenario - barns tennexponering från konserverburkar i Sverige (2007)

Exponeringsuppskattning

Data har hämtats från Livsmedelsverkets matvaneundersökning Riksmaten barn – 2003 (Enghardt-Barbieri et al., 2006). I beräkningen har antagits att exponeringen till 100 procent kommer från fruktkonserver och att alla fruktkonserver läcker ut tenn (flertalet konserverburkar är idag lackerade inom EU, förutom ett fåtal fruktkonserver som är olackerade). I första fallet förutsätts att all frukt enligt nedan är fruktkonserver. Från Riksmaten barn - 2003 (4-åringar, årskurs 2 och årskurs 5) har följande data hämtats; uppgifter om barn som under dag 1 till 4 ätit

någon typ av frukt som kan tänkas ha legat i konservburk. Ananas, päron, persika och aprikos har tagits med även om det inte har noterats att det är en konserv. 494 barn har intagit något av ovanstående livsmedel någon gång under de fyra dagarna. 742 stycken intag är gjorda under denna tiden. Enligt uppgift (ca 8 %) är få intag egentligen från konserver.

Det antas vidare att tennlegeringen i alla fruktkonserver läcker tenn på maximihalten 250 mg/kg livsmedel (Codex-förslag 2007; nu EU-gränsvärden från 50-200 mg/kg beroende på åldersgrupp och typ av livsmedel).

Riskkaraktärisering

För varje barn har en daglig konsumtion av fruktkonserver beräknats uttryckt i g per kg kroppsvikt och sedan räknats om till ett veckointag och multiplicerats med maximihalten av tenn. Baserat på uppgifterna ovan konstaterades att endast 6 barn av 494 konsumerande barn (totalt 2542 barn i studien; dvs 2048 barn konsumerade ej något av ovan angivna livsmedel) överskred JECFAs PTWI (Provisional tolerable weekly intake) på 14 mg/kg kroppsvikt/vecka (Report TRS 930-JECFA 64/40; 2005). Medelvärde var 3,3 mg/kg kroppsvikt och vecka för konsumerande barn. Om vi antar att endast frukt angiven som fruktkonserv verkligen var fruktkonserv blir exponeringen ca 5 % av ovan angivna värden.

Specifika frågor om metallmigration från material

- Gör en riskbedömning för aluminiummaterial i kontakt med livsmedel och om möjligt sammanställ data på olika sura livsmedels påverkan på aluminiumkärl. Svar: se avsnittet om aluminium.
- Finns det några riskgrupper som är särskilt känsliga för olika metaller i livsmedel? Svar: se avsnittet om aluminium.
- Finns det uppdaterade migrationsstudier (studier över utlösning) för olika metaller, och kan de då användas i scenarierberäkningar? Svar: se avsnittet om aluminium.
- Uppdatera underlaget till rådet om keramik. Finns det fortfarande keramik glasyrer och pigment som kan innehålla bly respektive kadmium? Svar: mycket sällsynt men importerad keramik med färgpigment (förbjudet inom EU) skulle kunna ge högre halter av kadmium.
- Vad finns det för risker med tenn i livsmedel, t.ex. vid öppnade konserverburkar eller kopparkärl som är förtennade på insidan? Svar: se avsnittet om tenn.
- Hur vanligt är det att människor förgiftas i Sverige? Svar: det är mycket ovanligt.
- Vilka risker associeras med förvaring av mat i mässings- och kopparkärl som inte är belagda med en skyddande yta? Svar: se avsnittet om koppar.
- Finns det några riskgrupper som är särskilt känsliga för olika metaller i livsmedel? Svar: ja, t ex exponering för bly av foster och barn under tidig utveckling.
- Finns det uppdaterade migrationsstudier för olika metaller, och kan de då användas i scenarierberäkningar? Svar: enstaka undersökningar finns som oftast är relaterade till specifika produkter och därför är det svårt att säga något generellt om migrationens storlek. Finns dock redovisade scenarier i detta dokument.

Referenser:

Araya M, Olivares M, Pizarro F, Llanos A, Figueroa G, Uauy R. (2004). Community-Based Randomized Double-Blind Study of Gastrointestinal Effects and Copper Exposure in Drinking Water. *Environ Health Perspect* 2004;10:1068-1073.

Bassioni, G., et al.(2012). Risk assessment of using aluminum foil in food preparation. In *J Electrochem Sci*, 7(4498-4505).

BCCCA (1999) Guide to QUID, London, BCCCA 1999.

CoE (2013) Metals and alloys used in food contact materials and articles. A practical guide for manufacturers and regulators.

https://www.edqm.eu/medias/fichiers/literist_of_contents_metals_and_alloys_1st_edition.pdf

Efsa (2005). Opinion of the Scientific Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA) related to the tolerable upper intake level of tin. Efsa, Parma. Available online at www.Efsa.europa.eu/en/scdocs/doc/254.pdf.

Efsa (2006). Tolerable Upper Intake Levels for Vitamins and Minerals by the Scientific Panel on Dietetic products, nutrition and allergies (NDA) and Scientific Committee on Food (SCF). European Food Safety Authority. ISBN: 92-9199-014-0.

Efsa (2008). Safety on aluminium from dietary intake. *The Efsa Journal* 754: p. 1-34.

Efsa (2009). Scientific opinion. Cadmium in food. *The Efsa Journal* 980:1-139.

Efsa (2010). Scientific Opinion on Lead in Food. Efsa Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *The Efsa Journal* 8(4):1570

Efsa (2012). Lead dietary exposure in the European population. Scientific Report of Efsa. *The Efsa Journal* 10(7):2831

Efsa (2013) Dietary exposure to aluminium-containing food additives. Supporting Publications EN-411, 2013: p. 1-17.

http://www.Efsa.europa.eu/sites/default/files/scientific_output/files/main_documents/411e.pdf.

Enghardt-Barberie, H., Becker W. and Pearson, M. (2006) Riksmaten barn- 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige. Livsmedelsverket Uppsala.

EU (2013) Joint Reserach Centre (JRC)

<https://ec.europa.eu/jrc/en/about/jrc-site/ispra>

EU (1969) Rådets direktiv 69/493/EEG av den 15 december 1969 om tillnärmning av medlemsstaternas lagstiftning om kristallglas.

EU (1984) Council Directive 84/500/EEC of 15 October 1984 on the approximation of the laws of the Member States relating to ceramic articles intended to come into contact with foodstuffs.

FASS (2016). FASS Vårdpersonal. <https://www.fass.se/LIF/startpage?userType=0>, 2016.

- Felter, S.P., et al.(2015). Assessment of health risks resulting from early-life exposures: Are current chemical toxicity testing protocols and risk assessment methods adequate? *Crit Rev Toxicol.* 45(3): p. 219-44.
- Fekete, V., et al.(2012). Modelling aluminium leaching into food from different foodware materials with multi-level factorial design of experiments. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 29(8): p. 1322-33.
- Glynn, A.W., et al.(2006). Riskprofil för aluminium i livsmedel. Livsmedelsverket PM.
- Gramiccioni, L., et al. (1996). Aluminium levels in Italian diets and in selected foods from aluminium utensils. *Food Addit Contam* 13(7): p. 767-74.
- Graske, A., et al (2000). Influence of aluminium on the immune system--an experimental study on volunteers. *Biometals*, 13(2): p. 123-33.
- Guidotti, T. L., T. Calhoun, et al. (2007). "Elevated lead in drinking water in Washington, DC, 2003-2004: the public health response." *Environ Health Perspect* 115(5):695-701.
- Heindel, J.J.(2008). Animal models for probing the developmental basis of disease and dysfunction paradigm. *Basic Clin Pharmacol Toxicol*, 2008. 102(2): p. 76-81.
- IOM (2001). Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium and zinc. A report of the Panel on Micronutrients, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of Interpretation and Use of Dietary Reference Intakes, and the Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine. Washington, DC, National Academy Press.
- IPCS (1998). Copper. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 200).
- IVL Svenska Miljöinstitutet och Svensk Armaturindustri "Vägledning för avvikelshantering avseende blyinnehållande kopparlegeringar i tappvattenarmatur, kopplingar, ventiler, rörböjar och t-stycken" 2016.
- JECFA (2005) Report TRS 930-JECFA 64/40.
- Jorhem, L. and G. Haegglund, Aluminium in foodstuffs and diets in Sweden. *Z Lebensm Unters Forsch*, 1992. 194(1): p. 38-42.
- JRC (2013) opublicerat.
- Kimborough, D. E. (2009). "Source identification of copper, lead, nickel, and zinc loading in wastewater reclamation plant influents from corrosion of brass in plumbing fixtures." *Environ Pollut* 157(4): 1310-1316.
- Krewski, D., et al., Human health risk assessment for aluminium, aluminium oxide, and aluminium hydroxide. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev*, 2007. 10 Suppl 1: p. 1-269.
- Liukkonen-Lilja, H. and S. Piepponen (1992). Leaching of aluminium from aluminium dishes and packages. *Food Addit Contam*, 1992. 9(3): p. 213-23.
- Livsmedelsverket (2007). Intagsberäkningar av aluminium från modersmjölksersättningar och barnvällingar. Livsmedelsverket PM, 2006.

- Livmedelsverket (2012). Market basket 2010. Report no 7 – 2012.
http://www.livsmedelsverket.se/globalassets/matvanor-halsa-miljo/kostrad-matvanor/matvaneundersokningar/2012_livsmedelsverket_7_market_basket_20101.pdf
- Livsmedelsverket (2017). Swedish Market Basket Survey 2015. Livsmedelsverkets Rapport, 26: p. 1-202.
- Lund, T (2005). Stora risker med glaserad keramik av okänd kvalitet till mat och dryck. Bulletin från Centrum för yrkes- och miljömedicin Lund /Malmö. Nr 4/2005
- Maas, R. P., S. C. Patch, et al. (2002). "An assessment of lead exposure potential from residential cutoff valves." *J Environ Health* 65(1): 9-14, 28.
- Magos, L. (1986). Tin. In: Friberg, L., Nordberg, G.F., Vouk, V.B. Handbook on the toxicology of metals. Second edition. Elsevier, Amsterdam, New York, Oxford.
- Mattsson, P., et al.(1981). Aluminium i kokkärl. *Vår Föda*, 1981. 33: p. 231-236.
- Miljöhälsorapport (2005). Socialstyrelsen; Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet; Miljömedicin, Stockholms läns landsting. ISBN 91-7201-931-X.
- Muller, J., A. Steinegger, and C. Schlatter (1993). Contribution of aluminum from packaging materials and cooking utensils to the daily aluminum intake. *Z Lebensm Unters Forsch*, 197: p. 332-341.
- Petersson-Grawe (2005) personal communication
- Petersson R, Rasmussen F, Oskarsson A. (2003). Copper in drinking water: not a strong risk factor for diarrhoea among young children. A population-based study from Sweden. *Acta paediatr*. 2003;92:473-80.
- Piersma, A.H.(2012). et al., Juvenile toxicity testing protocols for chemicals. *Reprod Toxicol*, 34(3): p. 482-6.
- Renner, R. (2007). "Lead pipe replacement should go all the way." *Environ Sci Technol* 41(19): 6637-6638.
- Renner, R. (2009). "Out of plumb: when water treatment causes lead contamination." *Environ Health Perspect* 117(12): A542-547.
- Renner, R. (2010). "Exposure on tap: drinking water as an overlooked source of lead." *Environ Health Perspect* 118(2): A68-72.
- Rosborg, I., et al.(2006). Concentrations of inorganic elements in 20 municipal waters in Sweden before and after treatment--links to human health. *Environ Geochem Health*, 28(3): p. 215-29.
- Slanina, P., et al. (1986). Dietary citric acid enhances absorption of aluminum in antacids. *Clin Chem*, 32(3): p. 539-41.
- Socialstyrelsen (2005) Miljöhälsorapporten 2005. Metaller. Koppar. sid 188-189.
- Svensson, K. Underlag till Jordbruksdepartementet; Ärende 2007.

Turhan, S.(2006). Aluminium contents in baked meats wrapped in aluminium foil. *Meat Sci*, 2006. 74(4): p. 644-7.

VKM (2004) Opinion of the Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids, Materials in Contact with Food and Cosmetics of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. Risk assessment of health hazards from lead and other heavy metals migrated from ceramic articles.

WHO (1980). Tin and organotin compounds: a preliminary review.

WHO (2003). Copper in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/88).

WHO (2005). Concise International Chemical Assessment Document 65; Tin and Inorganic Tin Compounds. World Health Organisation 2005.

Willhite, C.C., et al., (2014). Systematic review of potential health risks posed by pharmaceutical, occupational and consumer exposures to metallic and nanoscale aluminum, aluminum oxides, aluminum hydroxide and its soluble salts. *Crit Rev Toxicol*. 44 Suppl 4: p. 1-80.

Ärende RN018_2011_kopparkärl



Livsmedelsverket

Uppsala Hamnesplanaden 5, SE-751 26
www.livsmedelsverket.se