

Kemisk riskprofil för dricksvatten

av Kettil Svensson, Ulla Beckman-Sundh, Per Ola Darnerud, Christina Forslund,
Håkan Johnsson, Torbjörn Lindberg och Salomon Sand



**LIVSMEDELS
VERKET**

NATIONAL FOOD
ADMINISTRATION, Sweden

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Bakgrund	7
Syfte	7
Avgränsningar	8
Sveriges dricksvattenförsörjning	9
Gränsvärden och cancerrisker	10
Praxis vid bestämning av ”gränsvärden” för kemiska ämnen	10
Praxis vid cancerrisker	11
Ämnesbeskrivningar	12
Arsenik (oorganisk)	13
Förekomst och exponering	13
Hälsoeffekter	14
Befintlig riskvärdering	14
Riskkaraktisering	14
Riskhantering	14
Referenser	15
Bor	16
Förekomst och exponering	16
Hälsoeffekter	16
Befintlig riskvärdering	17
Riskkaraktisering	18
Riskhantering	18
Referenser	18
Fluorid	19
Förekomst och exponering	19
Hälsoeffekter	20
Befintlig riskvärdering	20
Riskkaraktisering	21
Riskhantering	21
Referenser	21
Mangan	22
Förekomst och exponering	22
Hälsoeffekter	23
Befintlig riskvärdering	23
Riskkaraktisering	23
Riskhantering	24
Referenser	24
Uran	25
Förekomst och exponering	25
Hälsoeffekter	25
Befintlig riskvärdering	26

Risckarakterisering.....	26
Risckhantering.....	26
Referenser.....	26
Nitrat/nitrit.....	28
Förekomst och exponering	28
Hälsoeffekter	29
Befintlig riskvärdering.....	30
Risckarakterisering.....	30
Risckhantering.....	30
Referenser.....	30
Mikrocystiner – toxiner från cyanobakterier (blå-gröna alger).....	32
Förekomst och exponering	32
Produktion av toxiner	32
Hälsoeffekter	33
Befintlig riskvärdering.....	33
Risckarakterisering.....	33
Risckhantering.....	34
Referenser.....	34
Allmänt kontaminanter (utom läkemedelsrester) samt nanopartiklar	36
Förekomst och exponering	36
Nanopartiklar.....	36
Hälsoeffekter	37
Befintlig riskvärdering.....	37
Risckarakterisering.....	37
Risckhantering.....	37
Referenser.....	37
Läkemedelsrester.....	38
Förekomst och exponering	38
Hälsoeffekter	39
Befintlig riskvärdering.....	40
Risckarakterisering.....	40
Referenser.....	40
Radioaktiva ämnen	42
Förekomst och exponering	42
Hälsoeffekter	43
Befintlig riskvärdering.....	43
Risckarakterisering.....	43
Risckhantering.....	43
Referenser.....	44
Dricksvattenmaterial.....	45
Förekomst och exponering	45
Befintlig riskvärdering.....	45
Risckarakterisering.....	45
Risckhantering.....	46
Referenser.....	46

Desinfektionsmedel (beredningskemikalier)	47
Förekomst och exponering	47
Hälsoeffekter	48
Befintlig riskvärdering	48
Riskkaraktisering	48
Riskhantering	48
Referenser	49
Kontroll och analysmetoder	51
Analys av dricksvatten	51
Normal kontroll	51
Utvidgad kontroll	52
Ackreditering	52
Internationellt arbete	52
Analysmetoder	53
Semikvantitativa analyser	53
Kvantitativa analyser	53
Klimat effekter	57
Riskkaraktisering	58
Slutsatser med riskhanteringsåtgärder	59
Ämnen med gränsvärden och som undersöks rutinmässigt	59
Ämnen som saknar gränsvärden eller som inte undersöks rutinmässigt	59
Förnyad exponeringsuppskattning önskvärd	60

Förkortningar

SoS = Socialstyrelsen
SLV = Livsmedelsverket
SSM = Strålsäkerhetsmyndigheten; tidigare SSI = Statens strålskyddsinstitutet
SGU = Sveriges Geologiska Undersökning
SBU = Statens beredning för medicinsk utvärdering
SMHI = Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut
WHO = World Health Organisation (Världshälsoorganisationen)
EFSA = European Food Safety Authority (Europeiska Livsmedelsverket)
USEPA = Environmental Protection Agency (USA; motsvarar Naturvårdsverket i Sverige)
ICRP = International Commission on Radiological Protection
JECFA = Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives
IPCC = Intergovernmental Panel on Climate Change
IARC = International Agency for Research on Cancer
NRC = National Research Council (USA)
IPCS = International Programme on Chemical Substances
ISO = International Organization for Standardization
CEN = European Committee for Standardization
NTP = National Toxicology Program (USA)
FoU = Forskning och utveckling
TDI = Tolerabelt dagligt intag
TID = Total Indikativ Dos
NOAEL = No-Observed-Adverse-Effect Level är den lägsta experimentella dos som applicerats utan att ge någon skadlig effekt/riskökning. Vanligen tas NOAEL fram direkt från dos-responssamband, men sk. expert judgement kan även ingå i denna bedömning. NOAEL utgör startpunkt vid etablerandet av ett TDI.
BMD = Benchmarkdos är en dos/exponeringsnivå som motsvarar en specificerad effekt eller risknivå. BMD beräknas genom att en dos-responsmodell anpassas till data; utifrån den anpassade modellen kan den dos som ger den definierade effekten/riskökningen erhållas. Ett konfidensintervall som mäter osäkerheten i BMD beräknas även (se BMDL).
BMDL = BMDL är det lägre 95 % konfidensintervallet för BMD. BMDL mäter osäkerheten i BMD. BMDL utgör startpunkt vid etablerandet av ett TDI i denna modell.
RfD = referensdos; motsvarar TDI, se ovan.
ICPMS = Inductively coupled plasma mass spectrometry
GC = Gas Chromatography
HPLC = High Pressure Liquid Chromatography
MX = 3-chloro-4-(dichloromethyl)-5-hydroxy-2-(5H)-furanone
CHF = klorhydroxyfuranoner
PCB = polyklorerade bifenyler
DMP = dimetylftalat
DOP = dioktylftalat
DEHP = di-(2-etylhexyl)ftalat
PAH = polyaromatiska kolväten
POPar = Persistent Organic Pollutants

Sammanfattning

Sedan några år tillbaka utför Sveriges Geologiska undersökning (SGU), tillsammans med andra myndigheter en kartläggning i Sverige av kemiska ämnen i framför allt enskilt dricksvatten, men också i något enstaka fall allmänt dricksvatten. I några fall har högre halter av både naturliga och/eller radioaktiva kemiska ämnen påvisats. För mikroorganismer i dricksvatten har sedan tidigare en riskprofil tagits fram vid Livsmedelsverket. Mot denna bakgrund var det angeläget att också göra en översyn av dricksvattenområdet, beträffande halten av kemiska ämnen och dess eventuella hälsorisker, för att få ett underlag till Livsmedelsverkets fortsatta agerande.

Flera av de ämnen som behandlas i riskprofilen, till exempel arsenik, bor, nitrat, nitrit, tri- och tetrakloretylen, riskhanteras utifrån hälsomässigt grundade, legalt bindande gränsvärden och undersöks rutinmässigt. För de flesta av ämnena verkar riskhanteringen vara framgångsrik i den meningen att överskridanden verkar vara sällsynta eller att riskerna vid överskridanden är mycket små. För fluorid och mangan kvarstår dock relativt många överskridanden trots bindande gränsvärden. Ett generellt problem är att det saknas detaljerad kunskap om exponeringen i Sverige. Det gör att det inte är möjligt att säga i vilken mån nuvarande riskhantering är tillräcklig.

Enskilda brunnar har generellt sett sämre dricksvatten än de anläggningar som omfattas av livsmedelslagstiftningen. Riskhantering av enskilda brunnar finns inte med i rapportens slutsatser, men igår i Livsmedelsverkets råd ”Mat till småbarn”.

Ämnen som inte har gränsvärden undersöks inte rutinmässigt. Eventuella fynd som görs av kommunerna utvärderas normalt från fall till fall, bland annat med stöd från Livsmedelsverket.

Uran kan behöva ytterligare reglering via nationella eller EU-gränsvärden. Livsmedelsverket har i detta fall lämnat underlag till Jordbruksdepartementet, som ansvarar för svenskt ställningstagande.

Kommissionen förväntas under året lägga ett förslag på hur regelbundna, föreskrivna undersökningar av radioaktivitet ska utföras. Därefter är det viktigt att snabbt få igång regelbundna föreskrivna undersökningar och eventuella åtgärder.

För cyanobakterietoxiner, liksom för nitrosodimetylamin (NDMA) från kloramin-användning som desinfektionsmedel, behövs närmare kartläggningar som underlag till exponeringsberäkningar.

För kontaminanter (inklusive läkemedelsrester) och nanopartiklar, material i kontakt med dricksvatten och andra desinfektionsbiprodukter än kloramin behövs fortsatt kunskapsinhämtning, inklusive kartläggningar.

Det försök till exponeringsuppskattning som gjorts för de studerade kemiska ämnena i denna riskprofil baseras på kartläggningar av allmänt dricksvatten (t ex SSI-rapport om radioaktiva ämnen och uran), på information från kommunernas rapportering om överskridanden av gränsvärden, och på uppskattningar, bland annat utgående från data från enskilda vattentäkter.

Livsmedelverket har nyligen avtalat med SGU, att systematiskt samla in dricksvattendata från kommunerna. På grund av att kommunernas rapportering av halter av kemiska ämnen i dricksvatten precis påbörjats kan inte den här riskprofilen utnyttja sådana data för en bättre exponeringsuppskattning i nuläget. Baserat på inkomna data från kommunerna bör följaktligen en uppföljning av exponeringen ske efter några år.

Bakgrund

I sin egenskap av livsmedel hanteras dricksvatten lagstiftningsmässigt i Livsmedelslagen, Livsmedelsförordningen och i Livsmedelsverkets föreskrifter. Även om livsmedelslagstiftningen är viktig och central, täcker den inte alla aspekter av dricksvattenförsörjningen. Som exempel är dricksvattnets kvalitet central för Livsmedelsverkets myndighetsområde, medan tillgång och pris regleras av annan lagstiftning. Dricksvatten är inte bara vatten avsett att konsumeras utan används samtidigt som tvättvatten, duschvatten, släckvatten, badvatten, bärare av avlopp m.m. I sin egenskap av samhällsfunktion behandlas dricksvattenfrågor även i Miljöbalken och i Lagen om allmänna vattentjänster. Antalet lagar och myndigheter som direkt eller indirekt behandlar vattenfrågor är avsevärt, vilket ger dricksvattenfrågor en stor komplexitet.

På Livsmedelsverket behandlas riskhanteringsaspekterna på tillsyns- och regelavdelningarna medan de kemiska riskvärderings- och FoU-frågorna ingår i de kemiska enheternas och den toxikologiska enhetens uppgifter. De senaste åren har ny lagstiftning i form av EU:s nya dricksvattendirektiv införlivats. I och med upptäckten i Sverige av förekomster av naturliga och/eller radioaktiva kemiska ämnen i högre halter i dricksvatten (både enskilt och allmänt), pågår en kartläggning med flera myndigheter inblandade. Mot denna bakgrund samt att det redan tidigare tagits fram en riskprofil för mikroorganismer i dricksvatten vid Livsmedelsverket är det angeläget att göra en översyn också av dricksvattenområdet vad gäller kemiska ämnen och dess eventuella hälsorisker för att få ett underlag för Livsmedelsverkets fortsatta agerande. Således har i denna riskprofil en mycket grov uppskattning av risken (eller frånvaro av risk) för den population i Sverige som erhåller dricksvatten från allmänna vattentäkter givits under rubriken ”Riskkaraktärisering” (Risk-karaktärisering är den kvalitativa/kvantitativa bedömningen av sannolikheten och allvarligheten att tänkbara eller kända skadliga effekter kan uppkomma hos en given population baserat på en identifierad fara, karaktäriseringen av denna fara och exponeringen; Codex Alimentarius definition), för varje studerat ämne.

Då Socialstyrelsen i sin Miljöhälsorapport 2009 behandlat vissa kemiska ämnen i enskilt dricksvatten (arsenik, fluorid, mangan, uran, läkemedelsrester samt nitrat och nitrit) vilka även behandlas i denna riskprofil, har dessa texter använts som underlag också i den här rapporten.

Syfte

Riskprofilen innebär en genomgång av relevant litteratur för att sammanfatta kunskapsläget inom området ur ett svenskt perspektiv. Riksprofilen är tänkt som ett underlag för beslut om åtgärder för att förebygga och att minska risken för

konsumenter att utsättas för kemiska ämnen vilka kan ha negativa hälso-konsekvenser på sikt. Syftet är

- att identifiera viktiga kemiska ämnen,
- att identifiera befintligt underlag för att uppskatta exponeringen och eventuella hälsokonsekvenser för svenska konsumenter,
- att identifiera viktiga kunskapsluckor,
- att ge underlag till fortsatt agerande.

Avgränsningar

Riskprofilen omfattar de delar av dricksvattenförsörjningen där Livsmedelsverket har ett myndighetsansvar. Det innebär att profilen är inriktad på storskalig vattenförsörjning. Mellan 1,0 och 1,5 miljoner svenskar får sitt dricksvatten helt eller delvis från enskild vattenförsörjning. Sådan dricksvattenförsörjning ligger utanför Livsmedelsverkets myndighetsansvar och ingår inte i riskprofilen annat än som exempel. Riskprofilen omfattar problem och frågeställningar för dricksvatten som distribueras till användarna via ledningsnät. Det innebär att förpackat vatten (naturligt mineralvatten, källvatten, bordsvatten) inte ingår, trots att området är Livsmedelsverkets myndighetsansvar. Risker förknippade med terroristhandlingar ingår inte i riskprofilen. Riskprofilen är begränsad till kemiska ämnen som kan ge upphov till akuta eller framför allt kroniska effekter som t ex cancer, genom direkt konsumtion av dricksvatten. Dricksvattnets kvalitet påverkar även andra livsmedel både i enskilda hushåll och vid yrkesmässig hantering och produktion av livsmedel. Ett dåligt dricksvatten kan kontaminera andra livsmedel och, under vissa förutsättningar, ge upphov till hälsorisker. Denna överföringsväg ingår inte i riskprofilen.

Utformandet av en riskprofil över dricksvatten är en komplicerad uppgift även med dessa avgränsningar. Vi försöker ge tillräckligt djup i de olika områdena som behandlas utifrån syftet med rapporten. Av nödvändighet blir detaljeringsnivån mycket varierande mellan olika områden då ett urval är nödvändigt, och bakgrundkunskapen varierar för olika områden och substanser.

Sveriges dricksvattenförsörjning

En dricksvattenanläggning består i princip av vattenverk och distributionsanläggning. En större dricksvattenanläggning kan vara komplicerad med flera olika vattenverk och en distributionsanläggning som består av långa ledningsnät, reservoarer och tryckstegringsstationer. Omkring 85 % av befolkningen får sitt dricksvatten från cirka 2 000 allmänförklarade, i princip kommunägda, dricksvattenanläggningar. De flesta anläggningarna är relativt små. Det är bara cirka 10 % av anläggningarna som försörjer fler än 5 000 personer. Det största vattenverket (Norsborg i Stockholm) i Sverige producerar cirka 80 Mm³ per år och försörjer cirka 700 000 konsumenter. Majoriteten av kommunerna har mellan 1 och 10 vattenverk, och drygt 60 kommuner köper allt, eller delar av sitt dricksvatten, från andra kommuner.

Cirka 60 % av det producerade dricksvattnet används i enskilda hushåll, cirka 10 % i industrin och cirka 10 % för andra ändamål. Återstående 20 % används i vattenverket eller läcker ut under distributionen. Utslaget per person är hushålls-användningen knappt 200 l per dag, varav bara en liten del används för mat och dryck.

Det finns cirka 1700 allmänna anläggningar som försörjs med grundvatten och cirka 300 anläggningar som försörjs med ytvatten. Eftersom ytvattenanläggningarna normalt är större än grundvattenanläggningarna försörjs ändå ungefär hälften av konsumenterna med ytvatten, en fjärdedel med naturligt bildat grundvatten och en fjärdedel med grundvatten, där grundvattenbildningen förstärks genom infiltration eller induktion.

I Sverige finns det ungefär 67 000 kilometer ledningsnät. Drygt hälften består av järn och omkring en femtedel av olika plastmaterial. Eftersom nästan all förnyelse görs med plast ökar proportionen plaströr. Ledningsnätets genomsnittsålder är cirka 35 år, men skulle hela ledningsnätet bytas ut med nuvarande hastighet skulle detta ta cirka 230 år.

Allmänna anläggningar omfattas av livsmedelslagstiftningen. Dessutom omfattas minst 1 500 offentliga och kommersiella dricksvattenanläggningar av livsmedelslagstiftningen. Det kan vara skolor och vårdinrättningar eller restauranger och konferensanläggningar med egen vattenförsörjning. Den direkta myndighetskontrollen (offentliga kontrollen) är kommunal. Livsmedelsverket ansvarar för lagstiftningen och för att informera, utbilda och ge råd om tillämpningen av lagstiftningen. Sedan 1999 har Livsmedelsverket årligen gjort omkring 20 normerande kontroller för att utvärdera hur den offentliga kontrollen och egenkontrollen fungerar på dricksvattenområdet.

Gränsvärden och cancerrisker

I denna riskprofil används några huvudbegrepp som ingår i riskanalysens principer; riskvärdering och riskhantering. Om en allmänt accepterad riskvärdering finns utförd av Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), World Health Organisation (WHO), Environmental Protection Agency in the US (USEPA), National Research Council in the US (NRC), International Agency for Research on Cancer (IARC), International Commission on Radiological Protection (ICRP) eller European Food Safety Authority (EFSA) etc har denna givits under rubriken ”Befintlig riskvärdering”. Vidare har en mycket grov uppskattning av risken, eller frånvaro av risk, för den population i Sverige som erhåller dricksvatten från allmänna vattentäkter givits under rubriken ”Riskkaraktärisering” för varje studerat ämne. ”Riskkaraktäriseringen” är dock normalt sett ett underordnat begrepp som ingår som en del i ”Riskvärderingen”.

Praxis vid bestämning av ”gränsvärden” för kemiska ämnen

De flesta gränsvärden för kemiska ämnen i dricksvatten baseras på ett tolerabelt dagligt intag (TDI) av ämnet satt utifrån ett NOAEL (no observed adverse effect level) på försöksdjur med en säkerhetsfaktor, oftast 100. I vissa fall har TDI beräknats med hjälp av en benchmark-dos (BMD) i stället.

Saknas specifika underlag för exponeringen för det kemiska ämnet från dricksvatten respektive livsmedel avsätts generellt (enl WHO) ett bidrag från dricksvatten på 10 % av TDI, dvs endast en tiondel av exponeringen får komma från dricksvatten. Finns kännedom om att exponeringen från dricksvatten är stor jämfört med exponeringen från livsmedel kan en högre andel avsättas för exponeringen från dricksvatten, ända upp till 80 %, som t ex för uran.

För genotoxiska ämnen används oftast en matematisk exponeringsmodell för att beräkna en högsta tolerabel halt i dricksvattnet.

De gränsvärden eller riktvärden som diskuteras i denna rapport är vanligtvis satta utifrån en standardmässig daglig konsumtion på 2 liter dricksvatten (enligt WHO) för en vuxen, från både dryck och livsmedel. WHO har också räknat med en genomsnittlig vikt på 60 kg för en vuxen person. I några få fall har WHO också tagit hänsyn till små barns lägre kroppsvikt varvid 1 liters konsumtion per dag använts för ett barn med en kroppsvikt på 10 kg som standard. För spädbarn har tillämpats ett intag på 0,75 liter vatten per dag med en kroppsvikt på 5 kg (t ex avseende bly). Det bör beaktas att för ett litet barn kan en konsumtion på upp emot en liter vatten per dag leda till en 3-4 gånger högre exponering per kg kroppsvikt, detta kan ske t ex via modersmjölksersättning beredd på vatten.

Praxis vid cancerrisker

När det gäller WHO:s riktvärden för genotoxiska ämnen som kan orsaka cancer, och som räknats fram med en matematisk modell, uttrycks ofta dessa som en cancerrisk på 1 extra cancerfall per 100 000 individer under en livstid. Ibland uttrycks denna cancerrisk per 10 000 individer och ibland per 1 miljon individer. Antagandet baseras på en exponering för det kemiska ämnet vid riktvärdet utifrån en konsumtion på 2 liter vatten per dag under 70 år.

Ämnesbeskrivningar

Ett selektivt urval av kemiska ämnen i dricksvatten diskuteras i denna rapport utifrån kunskapsbehov och potentiell eller verklig risk för svenska förhållanden. Ett flertal kartläggningar genomförda i Sverige under de senaste 5 åren, både av allmänt och enskilt dricksvatten, utförda av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) tillsammans med Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), Socialstyrelsen (SoS), Livsmedelsverket (SLV), Svenskt Vatten m fl aktörer har resulterat i upptäckten av högre halter av både naturliga (arsenik, bor, fluorid, mangan) och/eller radioaktiva ämnen (t ex uran) än som tidigare varit känt. Klimatförändringen har medfört ökad uppmärksamhet kring redan kända problem med nitrat och med toxiner från cyanobakterier i ytvattentäkter. Nya desinfektionsmedel (t ex kloramin) och nya material (framför allt plast) har fordrat att en genomlysning sker av denna användning. En kontaminering av dricksvatten sker också sporadiskt (t ex tri- och tetrakloretylen, pesticider) eller kontinuerligt (t ex läkemedelsrester, persistent organic pollutants (POPar), ämnen från plastmaterial) varför också ett antal föroreningar översiktligt behandlas i den här riskprofilen.

Den exponeringsuppskattning som gjorts för de studerade kemiska ämnena i denna riskprofil baseras på kartläggningar av allmänt dricksvatten (t ex SSI-rapport 2004:14 om radioaktiva ämnen och uran), på information från kommunernas rapportering om överskridanden av gränsvärden, och på uppskattningar, bland annat data från enskilda vattentäkter.

Livsmedelverket har nyligen avtalat med SGU, att systematiskt samla in dricksvattendata från kommunerna. På grund av att kommunernas rapportering av halter av kemiska ämnen i dricksvatten precis påbörjats kan inte den här riskprofilen utnyttja sådana data för en bättre exponeringsuppskattning i nuläget. Baserat på inkomna data från kommunerna bör följaktligen en uppföljning av exponeringen ske efter några år.

Arsenik (oorganisk)

(huvudsaklig källa SoS Miljöhälsorapport 2009)

Hälsoeffekter	Cancer (hud, urinblåsa, lunga), hudförändringar, kronisk hosta, nervskador, fosterskador vid höga halter.
Gränsvärde	10 µg/l (otjänligt; hälsomässigt) (SLVFS 2001:30)
Exponering	Okänd, dock mycket få överskridanden av gränsvärdet 10 µg/l under 2007 enligt kommunrapporteringen. För enskild vattentäkt se avsnittet Förekomst och exponering.

Förekomst och exponering

Arsenik är ett grundämne som förekommer naturligt i berggrunden. I områden med höga halter av arsenikinnehållande mineral kan arseniken lösas ut till grundvattnet. Det beror på att berggrunden oftast har höga pH-värden och låg syrehalt vilket gör arseniken mer rörlig. Dricksvattnet kan därför vara en källa till betydande arsenikexponering och globalt sett använder många miljoner människor dricksvatten med så hög arsenikhalt, ofta flera hundra µg/l, att det finns en stor risk för allvarliga hälsoeffekter. Värst drabbade är fattiga områden som Bangladesh, Indien, delar av Sydamerika och Mongoliet (IARC, 2004), men förhöjda halter finns även i Sverige.

Dricksvatten innehåller framför allt oorganisk arsenik (arsenit och arsenat). I vissa marina organismer kan den oorganiska arseniken till viss del omvandlas till organiska arsenikföreningar, framför allt arsenobetain, arsenokolin och olika arseniksockerföreningar, som inte är särskilt giftiga och som därför inte anses utgöra något hälsoproblem. Fisk och skaldjur kan innehålla flera mg arsenik per kilo, främst som arsenobetain.

Analys av arsenik i dricksvattnet från ett representativt urval bergbörade brunnar i Sveriges alla län (Ek et al., 2008), visar att arsenikhalterna generellt sett är låga. Det finns dock förhöjda halter, speciellt i områden där berggrunden har höga halter av arsenik, t ex i Västerbotten (Skelleftefältet) samt i områden i Västernorrland, Enköping, Västerås och Smedjebacken. I Skelleftefältet orsakas de förhöjda arsenikhalterna av en sulfidrik berggrund. I andra riskområden kommer arseniken framför allt från glimmergnejser, skifferar och sk gråvackor. Det beräknas att cirka 3 % (28 000 personer) med egen brunn har dricksvatten med arsenikhalter över 10 µg/l.

Hälsoeffekter

Oorganisk arsenik är mycket giftig och kronisk exponering kan ge en mängd olika hälsoeffekter. De första symtomen är förändringar i hudens pigmentering och hyperkeratos, dvs att hornlagret förtjockas, framför allt på handflator och fotsulor.

Epidemiologiska studier visar att arsenik är starkt cancerframkallande och ökar risken för tumörer i hud, lunga och urinblåsa, troligen även i lever och njure (IARC, 2004; WHO, 2001). Det har även rapporterats samband mellan arsenikexponering och perifera kärlskador, leverskador, diabetes, kronisk hosta och högt blodtryck. Dessutom ger arsenik effekter på foster och barns utveckling.

Oorganisk arsenik omvandlas (metaboliseras) i kroppen genom metylering till mono- och dimetylarseniksyra. Dessa metaboliter utsöndras i urinen och detta kan betraktas som en avgiftningsmekanism. Halten av arsenikmetaboliterna i urin används för att uppskatta exponeringen för arsenik. Det krävs en analysmetod som skiljer dessa metaboliter från de organiska arsenikföreningar som finns i kosten, särskilt i fisk och skaldjur, eftersom dessa kan förekomma i betydligt högre halter än metaboliterna av oorganisk arsenik. Även arsenik i hår och naglar kan användas för att uppskatta exponeringen för oorganisk arsenik.

Hur effektivt kroppen omvandlar arsenik varierar stort från person till person. Variationen beror på ärftliga faktorer, men även miljöfaktorer spelar in. I allmänhet har kvinnor mer effektiv metylering av arsenik än män. Detta har visat sig medföra att män löper större risk än kvinnor att få hud effekter av arsenik, möjligen även andra effekter.

Andra riskfaktorer vid arsenikexponering är rökning och leversjukdom samt brist på vitamin B12 och antioxidanter.

Befintlig riskvärdering

WHO har klassat arsenik som cancerframkallande. Risken för cancer vid 10 µg/l i dricksvattnet har uppskattats till 0,3 procent av NRC (2001). Denna risk är högre än den lågriskenivå på 1 extra cancerfall per 100 000 exponerade som brukar betraktas som "acceptabel" när man sätter hälsobaserade riktvärden.

Riskkaraktärisering

Exponeringen är okänd för personer som erhåller dricksvatten från allmänt vattenverk. Emellertid inrapporterades endast några få överskridanden av gränsvärdet (10 µg/l) under 2007.

Hälsoeffekterna av arsenik är väl dokumenterade på människa och allvarliga; bland annat tumörer i flera organ och klassad av IARC som carcinogen för människa, dvs i grupp 1.

Riskhantering

EUs gränsvärde på 10 µg/l gäller för allmänt dricksvatten.

Referenser

Ek B-M, Thunholm B, Östergren I, Falk R, Mjönes L (2008) Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar. SSI rapport 2008:15. Rapport från Statens strålskyddsinstitut. Strålskyddsinstitutet (SSI) och Sveriges geologiska undersökning (SGU).

IARC. Volume 84. Some drinking-water disinfectants and Contaminants, including arsenic. Lyon: International Agency for Research on Cancer.; 2004.

NRC. 2001. Arsenic in drinking water: 2001 update. Washington, D.C.:National Academy Press.

SGU 1991. www.sgu.se

Vahter ME. Interactions between arsenic-induced toxicity and nutrition in early life. *J Nutr.* 2007 Dec;137(12): 2798-804.

WHO. EHC 224, Arsenic and Arsenic Compounds. 2nd ed. Geneva: World Health Organization; 2001.

Bor

Hälsoeffekter	Skador på utvecklings- och reproduktionssystemet har observerats på försöksdjur.
Gränsvärde	1,0 mg/l (otjänligt; hälsomässigt) (SLVFS 2001:30)
Riktvärden	0,5 mg/l enligt WHO
Exponering	I stort sett okänd; några överskridanden skedde 2008 på Gotland; 250 hushåll berördes, 2/3 av dessa har åtgärdats.

Förekomst och exponering

Bor finns naturligt i grundvatten, primärt som ett resultat av att det lakas ut från berggrund och jord. Det finns även i ätbara växter. Det förekommer naturligt i form av borsyra och borater (natriumsalter av bor, t ex borax), och existerar även i dessa former i livsmedel (WHO, 2003 och 2006).

Intag av bor kommer i huvudsak från livsmedel. Frukt och grönt, svamp, nötter, vin, cider och öl utgör goda källor. Svenska data på intag och halter i olika livsmedel, inklusive vatten från allmänna vattentäkter är bristfälliga. I England har medelintaget från livsmedel för vuxna beräknats till 1,5 mg/dag (den 97,5 percentilen motsvarade 2,6 mg/dag), och medelintaget från vatten beräknades till 0,2-0,6 mg/dag (EFSA, 2004). Enligt WHO är halten i dricksvatten mellan 0,1 och 0,3 mg/l i större delen av världen, och man uppskattar att det totala intaget av bor vanligen är mellan 1,5 och 2 mg/dag (WHO, 2004).

I en studie av SSM och SGU observerades halter på över 0,5 mg/l i cirka 5 % av alla dricksvattenprover från enskilda vattentäkter (totalt cirka 300 prover). Halterna över 0,5 mg/l observerades i sydvästra Skåne och på Gotland. I övrigt var halterna låga (SSI, 2008).

Hälsoeffekter

Bor har inte identifierats som essentiellt för människa. Det finns dock vissa indikationer på att bor kan påverka metabolism och vissa näringsämnen, speciellt kalcium, och kan ha en nyttoeffekt med avseende på underhåll och förkalkning av ben (EFSA, 2004).

Studier i försöksdjur har visat på testikelskador hos råttor, mus och hundar då borsyra eller borax har administrerats via livsmedel eller dricksvatten. Effekter på utvecklingen har demonstrerats i råttor, mus och kanin. Ett stort antal studier har indikerat att borsyra och borax inte är genotoxiska. Borsyra och borax har i långtidsstudier i mus och råttor inte resulterat i en ökad tumörincidens (WHO, 2003).

Intag av bor via födan i doser över 13 mg/kg kroppsvikt/dag har i kort- och långtidsstudier på försöksdjur (t ex mus, råtta, hund och gris) visat på skadliga effekter. Skador på utvecklings- och reproduktionssystemet har ansetts som mest kritiska (EFSA, 2004).

Vid granskning av förgiftningsfall hos människa har de vanligaste symtomen varit kräkningar, magsmärtor och diarre (EFSA, 2004; USEPA, 2004).

I dessa fall har det rört sig om intag via föda på 140-430 mg borsyra/kg kroppsvikt/dag (motsvarande cirka 25-76 mg bor/kg kroppsvikt/dag) under några dagar till veckor (EFSA, 2004). För borsyra har minimal letal dos (vid oral administration) approximativt uppskattats till 15 000-20 000 mg för en vuxen, 5 000-6 000 mg för barn och 2 000-3 000 mg för foster (WHO, 2003; USEPA, 2004).

Befintlig riskvärdering

Riskvärderingen av bor baseras på data från djurstudier. Den kritiska effekten är förändring i kroppsvikt hos foster (Price et al., 1996, 1994).

Tolerabelt dagligt intag (TDI) av bor har fastställts till 0,16 mg bor/kg kroppsvikt/dag (EFSA, 2004; WHO, 2003). Utgångspunkt är ett NOAEL på 9,6 mg bor/kg kroppsvikt/dag (Price et al., 1996). Vid etablerandet av TDI har NOAEL dividerats med en total säkerhetsfaktor på 60, för att ta hänsyn till skillnader mellan djur och människa, samt för att beakta skillnader i känslighet hos människa. Vid etablerandet av ett riktvärde för dricksvatten så allokerar WHO 10 % av TDI till dricksvatten, dvs 10 % av TDI får komma från dricksvatten. Vidare så antas en konsumtion på 2 l vatten/dag, och en kroppsvikt på 60 kg. Detta ger riktvärdet 0,5 mg/l (WHO, 2003).

Environmental Protection Agency i USA (USEPA) har fastställt en oral referensdos (RfD) på 0,2 mg/kg kroppsvikt/dag (USEPA, 2004) baserat på studierna av Price et al., (1996) och (1994). En RfD motsvarar ett TDI. EPA har använt en benchmarkdos (BMDL) på 10,3 mg/kg kroppsvikt/dag som utgångspunkt. Data från båda studierna har använts vid beräkningen av BMDL. Vid etablerandet av RfD har BMDL dividerats med en total osäkerhetsfaktor på 66, för att ta hänsyn till skillnader mellan djur och människa, samt för att beakta skillnader i känslighet hos individer. Vid etablerandet av ett riktvärde för dricksvatten så allokerar USEPA 10 % av RfD till dricksvatten, dvs 10 % av RfD får komma från dricksvatten. Vidare så antas en konsumtion på 2 l vatten/dag och en kroppsvikt på 70 kg. Detta ger riktvärdet 1 mg/l (USEPA, 2006). European Expert Committee on Toxicity and Ecotoxicity föreslog (1996) även ett värde på 1,0 mg/l, vilket har antagits som dricksvattenstandard inom EU.

Riskkaraktärisering

Den generella exponeringen ligger sannolikt långt under gränsvärdet 1,0 mg/l. Undantag kan finnas vid enskilda vattentäkter, speciellt på Gotland.

Bor är ett spårelement och har möjligen nyttoeffekter i människa. Det finns vissa reprotoxiska effekter påvisade i djurstudier. Kunskap saknas om dessa gäller människa.

Riskhantering

Livsmedelsverkets och EUs gränsvärde för bor i allmänt dricksvatten är 1 mg/l (SLVFS 2001:30). Detta överensstämmer med USEPA:s riktvärde, men skiljer sig från WHO:s riktvärde på 0,5 mg/l. Skillnaden mellan värdena beror främst på att olika avrundningar skett vid etablerandet av TDI och RfD. Samma studier ligger dock till grund för riskvärderingarna.

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 Boron (Sodium Borate and Boric Acid). EFSA-Q-2003-018.

Price, CJ, Strong, PL., Marr, MC., Myers, CB., Murray, FJ. (1996). Developmental toxicity NOAEL and postnatal recovery in rats fed boric acid during gestation. *Fund Appl Toxicol* 32, 179-193.

Price, CJ, Marr, MC., Myers, CB. (1994). Determination of the No-Observable-Adverse-Effect Level (NOAEL) for Developmental Toxicity in Sprague-Dawley (CD) Rats Exposed to Boric Acid in Feed on Gestational Days 0 to 20, and Evaluation of Postnatal Recovery through Postnatal Day 21. Final report. (3 volumes, 716 pp). RTI Identification No. 65C-5657-200. Research Triangle Institute, Center for Life Science, Research Triangle Park, NC.

SSI (2008). SSI Rapport 2008:15.

USEPA. (2006). 2006 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. Office of Water U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. EPA 822-R-06-013.

USEPA. (2004). Toxicological review of boron and compounds. In support of summary information on integrated risk information (IRIS). National Center for Environmental Assessment, Washington, DC. EPA 635/04/052.

WHO (2006). Guidelines for drinking-water quality: incorporating first addendum. Vol. 1, Recommendations. - 3rd ed. 2006, WHO.

WHO (2003). Boron in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/54).

Fluorid

(huvudsaklig källa SoS Miljöhälsorapport 2009)

Hälsoeffekter	Skydd mot karies vid låga halter. Vid halter över 1 mg/l finns risk för fläckar på emaljen hos barn (dental fluoros). Möjlig risk för skadliga effekter på skelettvävnad vid betydligt högre halter och vid långvarigt intag.
Gränsvärde	1,5 mg/l (otjänligt; hälsomässigt) (SLVFS 2001:30)
Riktvärde	1,5 mg/l enligt WHO
Exponering	2007 rapporterades 59 överskridanden vid allmänna vattentäkter omfattande cirka 34 000 personer. För enskild vattentäkt se avsnittet Förekomst och exponering.

Förekomst och exponering

Fluorid finns naturligt i vissa mineraler i berggrunden, och kan därför långsamt lösas ut till grundvattnet. Haltdata på fluorid från allmänna vattentäkter i Sverige är bristfälligt. Höga fluoridhalter är vanliga i bergborrade brunnar i stora delar av Sverige. Fluorid förekommer även i grävda brunnar. Fluor används i tandkräm och många tandvårdsprodukter. Barn under sex år kan svälja cirka 0,3 mg fluorid dagligen i samband med tandborstning (SBU, 2002). Man får också i sig fluorid från kosten, till exempel från grönsaker, fisk och te.

Vuxna i Sverige beräknades 1981 få i sig i genomsnitt 0,4 mg per dag från födan. Intaget från vatten och andra drycker beräknades vara 0,3 mg per dag vid låga fluoridhalter ($\leq 0,2$ mg/l), och 1,5 mg per dag vid en fluoridhalt på 1 mg/l. Det sammanlagda intaget bedömdes ligga under 1 mg per dag för större delen av befolkningen (Becker och Bruce, 1981).

I Sverige finns cirka 50 allmänna dricksvattenanläggningar med halter som överstiger gränsvärdet på 1,5 mg/l. De flesta är små och försörjer mindre än 100 personer (Rosling, 2007). Under 2007 rapporterades totalt 59 överskridanden vid allmänna vattentäkter omfattande cirka 34 000 personer.

I Irland, Schweiz och många stater i USA tillsätts fluor i det kommunala dricksvattnet i syfte att förebygga karies. Detta är inte tillåtet i Sverige.

I Sverige beräknas cirka 195 000 personer ha brunnsvatten med halter över 1,3 mg/l, varav cirka 3 000 har vatten med en fluoridhalt över 6 mg/l.

Hälsoeffekter

Fluorid i dricksvatten tas lätt upp i mag-tarmkanalen. Hos vuxna stannar ungefär 60 procent kvar i kroppen, och hos småbarn är andelen ännu större. Fluorid byggs in i kristallstrukturen i benvävnad och tänder (WHO/IPCS, 2002). Effekter på tänder och ben är därför de mest framträdande. Fluorid har en biologisk halveringstid på cirka 20 år (NRC, 2007).

Det är sedan länge känt att fluorid i dricksvatten förebygger karies. Hos barn som är i den ålder då tänderna anläggs (0-8 år) kan stora intag dock ge fläckar i tandemaljen, så kallad dental fluoros. I mild form är fläckarna vita, medan de i allvarligare form blir mörka och gropiga. Vissa studier tyder också på att allvarlig fluoros ökar risken för karies (NRC, 2007).

En sammanställning av många studier visar att risken för fluoros hos barn ökar med dosen fluorid. Vid fluoridhalter på 1 mg/l kan så många som 48 procent ha mild fluoros, och 12 procent estetiskt störande fluoros (McDonagh et al., 2002). Det finns inga aktuella data över hur vanligt det är med fläckar på tänderna hos svenska barn och hur detta korrelerar till fluorid i dricksvatten (SBU, 2002).

Så kallad osteofluoros är ett sjukdomstillstånd som kan uppkomma efter lång tids exponering för förhöjda nivåer av fluorid. Fluorid inlagras i benvävnaden, vilket leder till ökad benmassa och bentäthet, smärta och stelhet i lederna, minskad rörlighet m.m. Osteofluoros är känt från områden i t ex Kina, Indien och delar av Afrika där exponeringen för fluorid är hög (> cirka 10-15 mg/l vatten; WHO/IPCS, 2002).

I flera studier har man undersökt om det finns ett samband mellan fluoridintag och ökad risk för benbrott, men resultaten är inte samstämmiga. Ett par studier har dock visat på en signifikant överrisk, särskilt för höftledsfrakturer, där fluoridhalten varit 4-8 mg/l (WHO/IPCS, 2002). Eftersom särskilt äldre kvinnor drabbas av frakturer kan de också antas vara känsliga för höga halter fluorid.

Det har gjorts många epidemiologiska undersökningar om sambandet mellan fluorid i dricksvatten och cancer, främst skelettcancer (osteosarkom). Jämförelser mellan olika geografiska områden visar sammantaget inget samband (WHO/IPCS, 2002). Det har i epidemiologiska studier inte heller observerats något samband mellan fluorid i dricksvatten och effekter på utvecklingen (WHO, 2004).

Befintlig riskvärdering

Det är endast en liten skillnad mellan de fluoridhalter i vatten som ger positiva respektive negativa hälsoeffekter. Hos barn överlappar det fluoridintag som skyddar mot karies det intag som ökar risken för fläckar på tandemaljen.

Riskvärderingen av fluorid har baserats på dental fluoros (fläckar på tandemalj). Epidemiologiska studier visar på att risken för denna effekt ökar vid halter över 1,5 mg/l, och att halter mycket högre än detta ökar risken för osteofluoros. I en studie finns det indikationer på att en ökad risk för skeletteffekter kan erhållas vid ett totalt intag av fluorid på över 6 mg/dag. Samma studie visar på en tydlig riskökning vid ett totalt intag på 14 mg/dag (WHO, 2004).

Riskkaraktisering

År 2007 inrapporterades 59 överskridanden vid allmänna vattentäkter omfattande cirka 34 000 personer. De potentiella hälsoeffekterna är främst dental fluoros (fläckar på tänderna) hos barn vid halter från 1 mg/l och uppåt (gränsvärdet är 1,5 mg/l).

Riskhantering

Livsmedelsverkets gränsvärde för fluorid i vattenledningsvatten är 1,5 mg/l (SLVFS 2001:30). Det överensstämmer med gränsvärdet i EUs dricksvattendirektiv och WHO:s riktvärde. Gränsvärdet baseras på risken för tandemaljfläckar.

Referenser

Becker W, Bruce Å (1981). Fluortillförsel från födan. *Vår Föda* 1981; 33:suppl 3:197-261.

McDonagh MS, Whiting PF, Wilson, PM et al. (2002). Systematic review of water fluoridation. *BMJ* 321:855-9.

National Research Council (2007). Fluoride in drinking water. A scientific review of EPA's standards. Washington D.C: The National Academies press.

Rosling D (2007). Rapportering av dricksvattenkontrollen 2006. Livsmedelsverket. Rapport 17.

SBU (2002). Att förebygga karies. En systematisk litteraturöversikt. Stockholm: Statens beredning för medicinsk utvärdering.

SoS (2007). Dricksvatten från enskilda vattentäkter, ett nationellt tillsynsprojekt. Artikelnummer 2008-109-15.

WHO (2004). Fluoride in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/96).

WHO/IPCS (2002). Fluorides. Environmental Health Criteria 227. Geneva.

Mangan

(huvudsaklig källa SoS Miljöhälsorapport 2009)

Hälsoeffekter	Mangan är essentiellt. Den potentiella risken är påverkan på nervsystemet. Dock sannolikt inget problem annat än för barn som får bröstmjölksersättning som ofta i sig innehåller mangan upp till 0,4 mg/l (WHO anger ett hälsomässigt riktvärde på 0,4 mg/l) .
Gränsvärde	0,05 mg/l (tjänligt med anmärkning; tekniskt) (SLVFS 2001:30)
Riktvärde	0,4 mg/l enligt WHO
Exponering	Elva anläggningar rapporterade 2007 överskridanden omfattande totalt cirka 10 000 personer. Av dessa personer försörjs 9 000 från två vattenverk. För enskild vattentäkt se avsnittet Förekomst och exponering.

Förekomst och exponering

Mangan finns naturligt i många mineraler i berggrunden, och kan lösas ut till grundvattnet. Mangan är en essentiell metall, vilket innebär att kroppen behöver en viss mängd (2-4 mg/dag), t ex som skydd mot fria radikaler. Denna mängd får de flesta via kosten. Tarmen har ett väl utvecklat reglersystem för att ta upp precis så mycket mangan som kroppen behöver. Därför innebär förhöjda halter mangan i dricksvatten i regel ingen hälsorisk. Reglersystemet är dock outvecklat hos nyfödda barn, och det tar flera månader innan det ger fullgott skydd mot överintag. Därför kan spädbarn ta upp för mycket mangan från till exempel vatten som används för att bereda modersmjölksersättning och välling. Små barn kan inte heller utsöndra mangan med gallan i samma utsträckning som större barn och vuxna.

Haltdata på mangan från allmänna vattentäkter i Sverige är bristfälligt. Elva anläggningar rapporterade 2007 överskridanden omfattande totalt cirka 10 000 personer. Av dessa försörjs 9 000 personer från två vattenverk.

De högsta vattenhalterna av mangan finns i allmänhet i bergborrhade brunnar, men höga halter kan även förekomma i grävda brunnar. För enskild vattentäkt beräknas cirka 9 % (100 000 personer) ha brunnsvatten med manganhalter över 0,4 mg/l.

Hälsoeffekter

Inandning av höga halter mangan vid yrkesmässig exponering har visat att mangan framför allt påverkar nervsystemet. Mangan har länge ansetts vara en av de minst toxiska metallerna vid intag via vatten eller föda, eftersom tarmen reglerar upptaget så strikt. Det finns dock studier som visar samband mellan intag av mangan via dricksvatten och effekter på barns nervsystem (Hafeman et al., 2007; Erikson et al., 2007; Ljung et al., 2007; Ljung och Vahter, 2007). Det är dock oklart om ett högt manganintag påverkar både yngre och äldre barn, eller om symtom hos äldre barn beror på att de fått i sig mangan tidigare i livet. Det finns behov av vidare forskning kring både små barns och äldres manganintag och eventuella samband med symtom från nervsystemet.

Befintlig riskvärdering

Riskvärderingen av mangan är baserad på att den övre gränsen för totalt intag via födan har uppskattats till 11 mg/dag, samt att detta intag inte ansetts representera en överexponering. WHO etablerar utifrån detta ett tolerabelt dagligt intag (TDI) av mangan på 0,06 mg per kg kroppsvikt (WHO, 2004). Detta värde har fastställts genom att 11 mg/dag divideras med en säkerhetsfaktor på 3, samt att en kroppsvikt på 60 kg antagits. Säkerhetsfaktorn används för att ta hänsyn till att biotillgängligheten av mangan möjligen är större vid intag via vatten jämfört med då intaget sker via födan.

Vid etablerandet av ett riktvärde för dricksvatten så allokerar WHO 20 % av TDI till dricksvatten, dvs 20 % av TDI får komma från dricksvatten. Detta ger riktvärdet på 0,4 mg/l (WHO, 2004).

Manganhalter i nivå med riktvärdet på 0,4 mg/l utgör inte någon hälsorisk för vuxna och ungdomar. Det är troligen även lågt nog för att skydda barn över 1 års ålder från negativa effekter, då det endast medför ett intag som motsvarar 20 procent av ett barns totala dagliga manganintag (cirka 2 mg/dag). Foster och ammade spädbarn riskerar förmodligen inte heller att få några negativa hälsoeffekter vid dessa nivåer. Bröstmjolk innehåller cirka 0,01 mg mangan/l, trots att mammors intag via vatten och föda varierar stort (Ljung et al., 2007).

Barn som får bröstmjölksersättning med manganhaltigt vatten löper störst risk för att överexponeras för mangan. Bröstmjölksersättning innehåller i sig ofta upp till 0,4 mg/l mangan (Ljung et al., 2007; Ljung och Vahter, 2007). Det är därför viktigt att det vatten som mjölkpulvret blandas ut med har en låg manganhalt. Både vatten och mjölksersättning för spädbarn bör innehålla låga manganhalter.

Riskkaraktärisering

Överskridande av det tekniska gränsvärdet på 0,05 mg/l inträffar regelbundet. Elva anläggningar rapporterade 2007 överskridanden omfattande cirka 10 000 personer. Av dessa personer försörjs 9 000 från två vattenverk.

Mangan är essentiellt. Den potentiella risken är påverkan på nervsystemet. Dock sannolikt inget problem annat än för barn som får bröstmjölksersättning

som ofta innehåller mangan upp till 0,4 mg/l (WHO anger ett hälsomässigt riktvärde på 0,4 mg/l) .

Riskhantering

För kommunalt dricksvatten är gränsvärdet 0,05 mg/l (SLVFS 2001:30), vilket är ett tekniskt gränsvärde som baseras på risken för att mangan fälls ut i ledningsnätet. Utfällningarna kan släppa och komma ut i form av svarta klumpar, som kan missfärga tvätt och sanitetsporlin. WHO's riktvärde på 0,4 mg/l är hälsobaserat.

Det finns reningsutrustning för att ta bort mangan från dricksvattnet.

Referenser

Erikson KM, Thompson K, Aschner J, Aschner M. (2007). Manganese neurotoxicity: a focus on the neonate. *Pharmacol Ther.* Feb;113(2):369-77.

Hafeman D, Factor-Litvak P, Cheng Z, van Geen A, Ahsan H. (2007). Association between manganese exposure through drinking water and infant mortality in Bangladesh. *Environ Health Perspect.* Jul;115(7):1107-12.

Ljung K, Berglund M, Vahter M. (2007). Manganese in drinking water. Stockholm, Sweden: Institute of Environmental Medicine. Karolinska Institutet, Stockholm.

Ljung K, Vahter M. (2007). Time to re-evaluate the guideline value for manganese in drinking water? *Environ Health Perspect.* Nov;115(11):1533-8.

Rasmusson K, Rasmusson M, Sparrman L, Whitlock H, Ljung K. (2007). Mangan i vatten från enskilda brunnar.: Institutionen för markvetenskap, SLU.

SoS (2007). Dricksvatten från enskilda vattentäkter, ett nationellt tillsynsprojekt. Artikelnummer 2008-109-15.

WHO (2004). Manganese in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/104).

Uran (effekter av stråldosen från uran behandlas under avsnittet "Radioaktiva ämnen")

(huvudsaklig källa SoS Miljöhälsorapport 2009)

Hälsoeffekter	Påverkan på njurfunktionen
Riktvärde	WHO:s provisoriska riktvärde är 15 µg/l.
Svenskt riktvärde	15 µg/l.
Exponering	Uppskattningsvis exponeras cirka 210 000 personer för uranhalter över riktvärdet från allmänna vattenverk. För enskild vattentäkt se avsnittet Förekomst och exponering.

Förekomst och exponering

Grundvatten kan innehålla förhöjda uranhalter i områden med naturligt höga halter i berggrunden. Uranhalten kan även vara hög i vatten från sand- och grusavlagringar. I dricksvatten från sjöar och de flesta grävda brunnar är uranhalten låg (mindre än 1 µg/l).

År 2003 kartlades uranhalterna i de största kommunala grundvattentäkterna i Sveriges alla kommuner (Falk et al; 2004). Av 256 kommunala grundvattenverk hade nio stycken (4 procent) uranhalter som låg över 15 µg/l. 173 vattenprov (68 procent) hade uranhalter under 1,2 µg/l (detektionsgränsen). Det högsta värdet som uppmättes var 41 µg/l.

Generellt får vi inte i oss höga halter av uran från kosten. Intaget av uran via livsmedel har uppskattats till cirka 1–4 µg per dag medan intaget från enskilt dricksvatten i enstaka fall kan vara flera mg/dag i områden med naturligt höga uranhalter i berggrunden (WHO, 2004). Människokroppen tar endast upp lättlösliga uransalter i dricksvatten i låg grad (några procent), men tillsammans med föda kan upptaget höjas till mellan 10 och 30 procent.

Det beräknas att cirka 17 % av Sveriges befolkning (180 000 personer) har brunnsvatten med halter över 15 µg uran/l (gäller både grävda och borrhål). Ända upp till 1 300 µg uran/l har uppmätts.

Hälsoeffekter

Uran utsöndras med urinen, men en mindre andel lagras i lever, njurar och skelett. Studier av djur och människor talar för att uran i höga doser skadar njurarnas förmåga att återresorbera olika ämnen från urinen (Gilman et al, 1998; Kurttio et al; 2002; Kurttio et al; 2006). Därmed utsöndras mer näringsämnen och mineraler i urinen, bland annat kalcium, fosfat, glukos och lågmolekylära proteiner.

Naturligt uran är radioaktivt och har kemisk-toxiska egenskaper som kan påverka njurens funktion vid hög exponering. Det hälsobaserade riktvärdet 15 µg

uran/l för dricksvatten är satt utifrån de kemisk-toxiska egenskaperna, och inte utifrån strålningsriskerna (se Vägledningen till dricksvatten).

Befintlig riskvärdering

Intaget av uran via livsmedel har uppskattats till cirka 1–4 µg per dag globalt sett medan intaget från dricksvatten kan vara flera mg/dag i områden med naturligt höga uranhalter i berggrunden (WHO, 2004). Att få i sig höga halter uran har visats påverka njurfunktionen. Det är troligt att njurfunktionen förbättras om intaget upphör. Långvarig (kumulativ) exponering har inte visats medföra någon ökad risk för allvarliga njureffekter.

Riskkaraktisering

I Sverige beräknas cirka 210 000 personer erhålla dricksvatten med en halt över 15 µg uran per liter från allmänna vattenverk (dvs cirka 2 %), främst i Uppsalaområdet. Till dessa kan adderas de personer som får sitt dricksvatten från enskilda vattentäkter, cirka 180 000 personer; således får i Sverige cirka 4 % dricksvatten med halter över riktvärdet. De möjliga hälsoeffekterna är en svag njurpåverkan. Epidemiologiska studier har visat hälsoeffekter i form av påverkan på njuren vid höga halter (>300 µg/l) i dricksvattnet. Indikation finns att dessa är reversibla. Dock bör ev samverkans effekter med andra tungmetaller som kadmium och bly som också påverkar njuren vägas in i bedömningen.

Riskhantering

Livsmedelsverket och Socialstyrelsen har tillsammans rekommenderat ett riktvärde på 15 µg/l i dricksvatten (se Vägledningen till dricksvatten). Den rekommenderade nivån avser att skydda mot påverkan på njurfunktionen. Den grundar sig huvudsakligen på epidemiologiska data från dricksvattenstudier (Svensson et al., 2005). WHO:s provisoriska riktvärde är också 15 µg/l, men det är baserat på en djurstudie (Gilman et al., 1998).

Referenser

Falk R, Mjönes L, Appelblad P, Erlandsson B, Hedenberg G, Svensson K (2004) Kartläggning av naturligt radioaktiva ämnen i dricksvatten. SSI-rapport 2004:14, Statens strålskyddsinstitut, november 2004.

Gilman AP, Villeneuve DC, Secours VE, Yagminas BLT, Quinn JM, Valli VE, Willes RJ, Moss MA (1998) Uranyl nitrate: 28-day and 91-day toxicity studies in the Sprague-Dawley rat. *Tox. Science* 41: 117-128.

Kurtio P, Auvinen A, Salonen L, Saha H, Pekkanen J, Makelainen I, Vaisanen SB, Penttilä IM, Komulainen H. (2002). Renal effects of uranium in drinking water. *Environ. Health Perspect.* 110: 337-342.

Kurttio P, Harmoinen A, Saha H, Salonen L, Karpas Z, Komulainen H, Auvinen A. Kidney toxicity of ingested uranium from drinking water. *Am J Kidney Dis.* 2006 Jun; 47(6):972-82.

Svensson K, Darnerud P O och Skerfving S. A Risk Assessment of Uranium in Drinking Water. SLV-rapport 10. Livsmedelsverket. Uppsala 2005. Online på www.slv.se

Nitrat/nitrit

(huvudsaklig källa SoS Miljöhälsorapport 2009)

Hälsoeffekter	Akut - syrebrist i blodet (methemoglobinemi) hos framför allt små barn. Kronisk – möjlig risk för nitrosaminbildning och canceruppkomst .
Känsliga grupper	Spädbarn (methemoglobinemi)
Gränsvärde för nitrat	50 mg/l (otjänligt) (SLVFS 2001:30)
Gränsvärde för nitrit	0,5 mg/l (otjänligt) (SLVFS2001:30)
Exponering	Åtta anläggningar rapporterade 2007 överskridanden av gränsvärdet för nitrat omfattande totalt 6 000 personer. För enskild vattentäkt se avsnittet Förekomst och exponering.

Förekomst och exponering

Nitrat (NO_3^-) och nitrit (NO_2^-) ingår i kvävetts kretslopp i naturen. Förhöjda halter av nitrat i vatten påträffas främst i grunda brunnar i jordbruksbygder som en följd av användningen av gödselmedel. Det förekommer att nitrathalten i enstaka kommunala anläggningar överstiger gränsvärdet (Rosling, 2007), men det är huvudsakligen ett problem i enskilda brunnar. Drygt 30 procent av hushållen med egen brunn bor i jordbruksområden. Det uppskattas att cirka 2 procent av de enskilda brunnarna omfattande cirka 17 000 personer har nitrathalter över gränsvärdet 50 mg/l. Nitrit finns alltid i mycket lägre halter än nitrat. Det kan bildas genom bakteriologisk oxidation av ammoniak eller genom kemisk eller bakteriologisk reduktion av nitrat i syrefattiga miljöer som t ex i långa ledningsnät.

Nitrat finns i grönsaker, framför allt i sallad, spenat och rödbetor som kan innehålla upp till mer än 1000 mg/kg. Utifrån svenska mätningar på olika grönsaker har Livsmedelsverket beräknat ett genomsnittligt intag på cirka 20-30 mg per dag från grönsaker (Merino et al., 1997). I regel ger grönsaker det största intaget om nitrathalten i dricksvattnet är under 10 mg/l, men om halten är högre än 50 mg/l blir dricksvattnet den största källan.

Nitrit, som används som konserveringsmedel i charkuteriprodukter, uppges svara för upp till 70 procent av det dagliga direkta nitrit-intaget (<0,1-8,7 mg per dag i Europa; WHO, 2007).

Nitrat tas lätt upp i kroppen och sprids till alla vävnader. Cirka 5-9 procent av intaget omvandlas till nitrit genom att cirka 25 % av den absorberade nitratdosen utsöndras till saliven där munbakterier reducerar en del till nitrit, som sedan sväljs ner igen (JECFA, 2003a). När nitrit tas upp till blodet oxideras det snabbt till nitrat, vilket också är den huvudsakliga utsöndringsprodukten via urinen.

Nitrit och nitrat bildas också i kroppen via syntes av kvävemonoxid (NO), som har viktiga funktioner som signalsubstans i nervsystemet, för vidgning av blodkärl, och som skydd mot bakterier och parasiter (Gustavsson, 1993). Det har beräknats att så mycket som 60 mg nitrat bildas per dag på detta sätt (WHO, 2007). Infektioner och inflammationstillstånd ökar nitratbildningen.

Hälsoeffekter

I samspelet mellan nitrat och nitrit så är nitrat den stabilare formen, medan nitrit är mer obeständig och också den förening som står för eventuella toxiska effekter.

Nitrit oxiderar blodets hemoglobin till s k methemoglobin, som inte kan transportera syre till kroppens vävnader. Om methemoglobinnivån blir så hög som 10 procent blir hud och slemhinnor blåaktiga och vid ännu högre halter leder det till svaghet, andnöd och medvetlöshet. Fall av methemoglobinemi hos spädbarn som druckit brunsvatten med höga nitrathalter har rapporterats internationellt alltsedan 40-talet. De flesta fallen har handlat om barn som fått bröstmjölk ersättning gjord på brunsvatten med höga nitrathalter (WHO, 1977). Fall har även rapporterats från senare tid. Enligt Livsmedelsverket har några allvarigare förgiftningsfall inte rapporterats i Sverige (Merino et al., 1997).

Spädbarn under 6 månaders ålder, och särskilt de under 3 månader, är speciellt känsliga därför att den bakteriella omvandlingen från nitrat till nitrit går lättare hos spädbarn som har högre pH i magsäcken, särskilt i samband med magtarminfektioner. Dessutom har spädbarn kvar en stor andel s k fetalt hemoglobin, som oxideras lättare än hemoglobinet hos äldre barn, samt en brist på skyddande methemoglobin-reduktas (WHO, 2007).

Eventuella cancerrisker med nitrat och nitrit sammanhänger främst med att nitrosaminer kan bildas i magsäcken, genom reaktion mellan nitrit och amininnehållande födoämnen. Många nitrosaminer har visats vara cancerframkallande i olika djurförsök, och det är därför troligt att de är cancerframkallande även på människa. Nitrit i sig är mutagen *in vitro*, men inte nitrat (Victorin, 1994). Varken nitrat eller nitrit har varit entydigt cancerframkallande i djurförsök (NTP, 2001). Både positiva och negativa resultat har erhållits i epidemiologiska studier, men sammantaget bedöms de inte visa på något samband mellan intag av nitrat eller nitrit och ökad risk för magcancer eller andra cancerformer (WHO, 2007; Ward et al, 2005; JECFA, 2003 a och b). De två fall-kontroll studier som indikerar ett samband mellan hjärntumörer hos barn och intag av nitrit via mat och dricksvatten kan vara värda att notera (Preston-Martin et al., 1996; Mueller et al., 2004). Det ska dock påpekas att det är möjligt att en eventuell risk maskeras av det skydd som grönsaker och frukt ger. Bland annat minskar C- och E-vitaminer omvandlingen från nitrat till nitrit och hämmar nitrosaminbildningen (WHO, 2007; JECFA, 2003 a och b).

Befintlig riskvärdering

Riskvärderingen av nitrat och nitrit är komplicerad av flera orsaker. Nitrat i sig är ogiftigt, men omvandling av nitrat till nitrit sker i munhålan och kan också ske i magsäcken hos spädbarn. Den kritiska effekten hos spädbarn är bildning av methemoglobin, medan man för vuxna mest har diskuterat bildning av cancerframkallande nitrosaminer. I båda fallen måste man också ta hänsyn till den kroppsegna bildningen av nitrit/nitrat.

Riskkaraktärisering

Under 2007 rapporterade åtta allmänna vattenverk överskridanden av gränsvärdet för nitrat omfattande totalt 6 000 personer. Problemen med överskridanden av gränsvärdet för nitrat synes större för enskilda vattentäkter.

Hälsoeffekterna är främst methemoglobinemi hos spädbarn pga nitrit bildning. Nitrit har också förknippats med nitrosaminbildning och cancer, men mycket få studier visar ett samband med nitrat/nitrit i dricksvatten och canceruppkomst.

Riskhantering

Livsmedelsverkets och EUs gränsvärden för nitrat och nitrit är 50 respektive 0,5 mg/l (SLVFS 2001:30), vilket också överensstämmer med Socialstyrelsens riktvärden för enskilda brunnar. WHO:s riktvärde för nitrat är också 50 mg/l (WHO, 2004). Socialstyrelsens riktvärde för nitrat och nitrit åtföljs av kommentaren att sådant vatten inte bör ges till barn under 1 års ålder. I Livsmedelsverkets föreskrift anges att parametern $\text{NO}_3^-/50 + \text{NO}_2^-/0,5$, utgående från halterna NO_3^- och NO_2^- i mg/l ska vara ≤ 1 .

Referenser

Gustavsson, L.E. Experimental studies on Nitric oxide. In: Berglund et al. Health risk evaluation of nitrogen oxides. Scand J Work Environ Health 1993;19 Suppl 2: 44-59.

JECFA. Nitrate. WHO Food additives series: 50, 2003a. Tillgänglig via www.inchem.org/documents/jecfa

JECFA. Nitrite. WHO Food additives series: 50, 2003b. Tillgänglig via www.inchem.org/documents/jecfa

Merino L, Sandberg E, Darnerud PO. Låga nitrathalter i svenska grönsaker. Vår Föda 1997; 7: 24-28.

Mueller, B.B., Nielsen, S.S., Preston-Martin, S., Holly, E.A., Cordier, S., Filippini, G., Peris-Bonet, R., Choi, N.W. (2004) Household water source and the

risk of childhood brain tumours; results of the SEARCH International Brain Tumour Study. *Int. J. Epidemiol.* 33, 1209-1216.

NTP. Toxicology and carcinogenesis studies of sodium nitrite in F344/N rats and B6C3F1 mice. National Toxicology Program 2001. US Department of health and human services.

Preston-Martin, S., Pogoda, J.M., Mueller, B.A., Holly, E.A., Lijinsky, W., Davis, R.L. (1996) Maternal consumption of cured meats and vitamins in relation to pediatric brain tumours. *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.* 5, 599-605.

Rosling D. Rapportering av dricksvattenkontrollen 2006. Livsmedelsverket; 2007. Rapport 17.

Ward M, deKok T, Levallois P, Brender J, Gulis G, Nolan T, vanDerslice. Workgroup report: Drinking water nitrate and health - recent findings and research needs. *Environ Health Perspect* 2005; 113: 1607-1614.

Victorin K. Review of the genotoxicity of nitrogen oxides. *Mutat Res* 1994;317: 43-55.

WHO. Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/07.01/16. Geneva: WHO; 2007.
www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/nitratenitrite2ndadd.pdf

WHO. Nitrates, nitrites and N-Nitroso compounds. Environmental Health Criteria 5. Geneva: WHO; 1977.

Mikrocystiner – toxiner från cyanobakterier (blå-gröna alger)

Hälsoeffekter	Leverpåverkan, cellskador.
Gränsvärde	-
Riktvärde	Provisoriskt riktvärde/gränsvärde från WHO: 1 µg mikrocystin-LR/l dricksvatten.
Exponering	Okänd. Via otillräckligt renat vatten taget från vattentäkter där toxiska (mikrocystinproducerande) cyanobakterier förekommer.

Förekomst och exponering

I Sverige kommer ungefär hälften av vårt dricksvatten från sjöar, så kallade ytvattentäkter. Flera ytvattentäkter har återkommande problem med blomningar (massförekomst) av cyanobakterier (blå-gröna alger), och generellt anses att mellan en tredjedel och hälften av alla blomningar är toxiska. Blomningar gynnas av övergödning, värme, torrt och stilla väder. Livsmedelsverket utförde år 1996 en stickprovsundersökning av dricksvattentäkter i Sverige då toxinförekomst i sjövattnet, råvattnet och dricksvatten undersöktes. Av 117 sjöar som används som vattentäkter återfanns toxinproducerande arter av cyanobakterier i 29 % av sjövattnet, toxiner återfanns i 16 av 110 sjövattnenprov och i mycket låga halter i 2 av 104 dricksvattenprov (Hult et al, 1997).

Produktion av toxiner

Flera arter av cyanobakterier kan producera toxiner. De flesta toxiner är sekundära metaboliter som inte produceras under cellens hela livscykel, utan produktionen kan plötsligt starta, en blomning kan bli toxisk inom några timmar. Vilka faktorer som påverkar produktion av toxin är till stor del okända. När en toxisk blomning dör sker ofta en stor frisättning av toxin (van Apeldoorn et al, 2007; Ibelings & Chorus, 2007).

Olika typer av toxiner

Toxiner som bildas av cyanobakterier kan grupperas utgående från fysiologisk verkan:

- Toxiner som ger upphov till irritation och inflammation (lipopolysackarid-toxiner (LPS))

- Neurotoxiner (ex anatoxin-a, anatoxin-a(S), saxitoxin)
- Levertoxiner (ex mikrocystiner, nodulariner, cylindrospermopsin)

I Sveriges sötvatten är mikrocystiner de toxiner som är vanligast förekommande. Mikrocystiner är cykliska heptapeptider, det vill säga ringar som består av sju aminosyror. Cirka 70 strukturvarianter är kända. Mikrocystin-LR är en variant som hör till de mest studerade, och är en av de mest vanligt förekommande.

Exponering kan ske vid intag av dricksvatten som är otillräckligt renat, om det förekommer toxiska cyanobakterier i ytvattentäkten.

Hälsoeffekter

Mikrocystiner binder starkt till vissa kroppsegna enzymer (proteinfosfataser), vilket medför att dessa enzymer inte kan fungera. Mikrocystiner har levern som främsta målorgan, på grund av att det sker en transport av toxinerna till levern efter intag. Mikrocystiner är mycket giftiga, de är stabila och behåller sin toxicitet även efter kokning av dricksvatten.

Effekter och symtom som kan uppkomma efter förgiftning med mikrocystiner är förhöjda koncentrationer av levertransaminaser (ASAT, ALAT) och andra enzymer som ökar vid leverskada eller inflammatoriska processer i levern. Symtom på leverskada kan vara allmän sjukdomskänsla, illamående, kräkning och andra mag-tarm problem. Gulsot kan förekomma. Dödsfall har förekommit hos djur som dricker orenat sjövattnet som innehåller toxiner. Svåra förgiftningar hos människa har förekommit runtom i världen, dock så vitt känt ej i Sverige.

Mikrocystiner är potentiella tumörpromotorer. Denna effekt kan i teorin uppstå vid exponering för toxinnivåer som är lägre än de som ger akut leverskada. Dessa effekter är dock inte väl studerade.

Befintlig riskvärdering

Ett provisoriskt TDI på 0,04 µg mikrocystin-LR/kg kroppsvikt finns upprättat av WHO. Det bygger på en 13-veckors studie på mus av Fawell et al. (1994). Det finns inte TDI för några andra varianter av mikrocystin.

IARC (International Agency for Research on Cancer) har utvärderat mikrocystin-LR avseende dess förmodade effekt som tumörpromotor och placerade mikrocystin i grupp 2B, ”The agent is possibly carcinogenic to humans” (Nishiwaki-Matsushima et al, 1992; IARC, 2006).

Riskkaraktärisering

Blomningar gynnas av varmt, torrt, vindstilla väder och god näringstillgång. I Sverige förekommer blomningar främst under sommarhalvåret, och risk för toxinförekomst i dricksvatten från utsatta vattentäkter kan uppstå sporadiskt. Det är oftast samma sjöar som är utsatta för toxiska blomningar som återkommer år efter år. Så vitt känt har ej några svåra förgiftningar hos människor inträffat i Sverige.

Riskhantering

Vid förekomst av mikrocystiner i en vattentäkt kan toxinerna elimineras effektivt vid rening av vattnet. En undersökning av olika beredningssteg i vattenverk i Sverige visade att halten av toxiner minskade i samtliga beredningssteg, varav flockning, sedimentering och kolfilter i gott skick var de mest effektiva (Möller et al., 2000). Aktivt kol kan vara ett effektivt sätt att eliminera fritt toxin från vatten, och granulerat aktivt kol kan användas tillfälligt om behov uppstår och kolfilter saknas. Mikrocystin är biologiskt nedbrytbart, långsam sandfiltrering kan avlägsna toxiner beroende på biologisk aktivitet i sandbädden.

För mikrocystinvarianten mikrocystin-LR finns ett provisoriskt riktvärde ("provisional guidance value") fastställt av Världshälsoorganisationen (WHO) på 1 µg/liter vatten. Att det är ett så kallat "provisoriskt" värde beror på att det finns bevis på hälsofara, men bara begränsad information om hälsoeffekter som en följd av exponering av toxinerna (WHO, 1998).

Riktvärdet ska ge en säkerhet vid en livslång daglig konsumtion. Det innebär att om dricksvatten för kortare perioder överskrider riktvärdet i måttlig grad, så behöver detta inte innebära att det är oacceptabelt för konsumtion. Vid tillfälliga överskridanden av riktvärdet bör ansvariga myndigheter kontaktas för en utvärdering av situationen.

I den nationella lagstiftningen i Sverige finns för närvarande inget gränsvärde för mikrocystiner.

Referenser

Fawell et al. (1994).

Hult A., Beckman Sundh U., Möller T., Willén E., Erlandsson B. (1997) Algotoxiner i sjö- och dricksvatten. Livsmedelsverket Rapport 19/97.

IARC, International Agency on Research on Cancer (2006) IARC monographs, 94 (in preparation).

Ibelings B.W., Chorus I. (2007) Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater "seafood" and its consequences for public health: A review. *Env Poll* 150:177-192.

Möller T., Hult A., Brostedt S., Willén E., Beckman Sundh U. (2000) Reduktion av mikrocystiner vid dricksvattenberedning. Livsmedelsverket Rapport 4/2000.

Nishiwashi-Matsushima R., Ohta T., Nishiwaki S., Suganuma M., Kohyama K., Ishikawa T., Carmichael W.W., Fujiki H. (1992) Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin LR. *J Cancer Res Clin Oncol* 118(6):420-424.

van Apeldoorn M.E., van Egmond H.P., Speijers G., Bakker G.J.L. (2007) Toxins of cyanobacteria. *Mol Nutr Food Res* 51:7-60.

WHO Drinking Water Guidelines 2004;
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html

Allmänt kontaminanter (utom läkemedelsrester) samt nanopartiklar

Hälsoeffekter	se Riskvärdering
Gränsvärde/Riktvärde	Saknas i stort men finns för summan av tri- och tetrakloretylen 10 µg/l, PAH tot 0,10 µg/l (B(a)P 0,010 µg/l), pesticider tot 0,50 µg/l, enskilt 0,10 µg/l (SLVFS 2001:30), WHO Guidelines: DEHP 8 µg/l, 2,4,6-triklorfenol 0,2 mg/l
Exponering	Huvudsakligen okänd. Dock troligen mycket låg och för vissa ämnen bara tillfällig.

Förekomst och exponering

Rapporten "Miljöföroreningar i dricksvatten" (Bergstedt et al., 1999) uppger förekomst av nonylfenol, ftalater samt PAH i dricksvatten vid undersökning av dricksvatten i Göteborg. I 14 av 32 prov detekterades nonylfenol; högsta halt uppgick till 0,29 µg/l vatten.

Förekomst av sex olika ftalater på halter upp till 2,2 µg, varav den allra högsta halten för di-2-etylhexylftalat (DEHP) påvisades. Två ftalater, dimetylftalat (DMP) och dioktylftalat (DOP) detekterades bara i var sitt prov (detektionsgräns 0,01 µg/l). För PAH påvisades endast fluoranten i halter om 0,001-0,003 µg/l dricksvatten (1994).

Tri- och tetrakloretylen förekommer ibland i dricksvatten som förorening efter läckage från kemtvättar etc. Klorfenoler kan också återfinnas i dricksvatten via läckage från sågverk (t ex pentaklorfenol använt som träskyddsmedel).

Nanopartiklar

Det finns uppgifter om att nanopartiklar fastnar i vattenverken pga av att dessa aggregeras eller binds till andra ämnen eller komponenter i vattnet (personlig kommunikation SNV, 2008).

Inom ett pågående projekt om nanomaterial och avloppsvatten har analys-tekniker utvecklats för att koncentrera och detektera nanomaterial i avloppsvatten (effluent eller biomassa) på mikrogramsnivå i vatten. Alla nano-material band starkt till avloppsvattnets biomassa. Resultaten från detta projekt indikerar att de flesta nanomaterial (<90%) troligen finns kvar i det fasta materialet vilket vanligen återförs till land snarare än i avloppsvatten vilket förs ut till ytvatten (Westerhoff, 2008).

Hälsoeffekter

Sporadiskt förekommer rester av bekämpningsmedel, PCB, dioxin, flamskyddsmedel, ftalater, bisfenol A (misstänkt hormonstörande ämne), triklosan, nonylfenol, trikloretylen, tetrakloretylen och klorfenoler som föroreningar i allmänt dricksvatten. Halterna är oftast mycket låga, förutom för tri- eller tetrakloretylen där högre halter (milligramnivå) observerats. Hälsoeffekterna av dessa ämnen varierar, från carcinogena effekter till effekter på fortplantningen inklusive hormonstörande, immunologiska effekter samt ackumulerande egenskaper. Dock är halterna i de flesta fall alltför låga för att ge upphov till någon reell hälsorisk, och i vissa fall upptäcks dessa föroreningar snabbt och åtgärdas.

Befintlig riskvärdering

För flertalat enskilda kemiska ämnen finns riskvärderingar. Emellertid är det troligen inte relevant vid de låga halter och det breda spektrum av kemiska ämnen som det handlar om att försöka göra en sammanfattande riskvärdering. Exponeringen är dessutom tillfällig i flera fall.

Riskkaraktärisering

Oftast mycket låga halter som i många fall är av tillfällig karaktär. Hälsoeffekterna är mycket varierande för de olika ämnena.

Nanomaterial: inga kända hälsoeffekter. Nanopartiklar synes utifrån några enstaka studier aggregeras eller bindas till andra ämnen i vattenmiljö varför troligen inget stort problem.

Riskhantering

Gränsvärden saknas i stort sett men finns för summan av tri- och tetrakloretylen 10 µg/l, PAH totalt 0,10 µg/l (B(a)P 0,010 µg/l), pesticider totalt 0,50 µg/l, enskilt 0,10 µg/l (SLVFS 2001:30).

WHO Guidelines: DEHP 8 µg/liter. Klorfenoler: 0,2 mg/l avseende 2,4,6-triklorfenol.

Referenser

Bergstedt O, Paxeus, N och Rydberg H. (1999) Miljöföroreningar i dricksvatten. VA-Forsk rapport 1999, 2, Stockholm.

P. Westerhoff (2008) Fate of Engineered Nanomaterials During Water and Wastewater Treatment (Abstract). Arizona State University, Tempe, AZ, US.

Screeningmöte; Naturvårdsverket 2008.

Läkemedelsrester

(huvudsaklig källa SoS Miljöhälsorapport 2009)

Hälsoeffekter	Inga kända
Gränsvärden	Saknas
Exponering	Huvudsakligen okänd men troligen mycket låg (se Tabell 1).

Förekomst och exponering

Läkemedelsrester i miljön har uppmärksamats mycket under senare år, och man har kunnat påvisa läkemedelsrester i dricksvatten. Läkemedel sprids till miljön främst via avloppsvatten och med avloppsslam (Läkemedelsverket 2004; Bendz et al; 2005; Helmfrid, 2006). Läkemedel innehåller biologiskt aktiva kemiska substanser som kan medföra risker för miljön. Högst halter förekommer nära avloppsreningsverkens utsläppspunkter, men halterna avtar snabbt på grund av stor utspädning och gradvis nedbrytning (Bendz et al; 2005, Daughton och Ternes, 1999; Apoteket AB, 2005). Veterinärmedicinska preparat sprids direkt från behandlade djur till miljön.

Läkemedelssubstanser i kommunalt dricksvatten har analyserats på flera platser (Helmfrid, 2006; Uppsala läns landsting, 2005 (2006); Stockholms läns landsting, 2007). Inga läkemedelsrester kunde påvisas i Linköping och Motala. I Stockholm och Uppsala användes en känsligare analysmetod, men uppmätta halter är låga och ligger på gränsen till vad som kan mätas. I Uppsala uppmättes låga halter (0,2–0,4 ng/l) av hydroklortiazid (vätskedrivande) i två prover från det kommunala vattenledningsnätet (Landstinget i Uppsala Län, 2006). I Stockholm uppmättes flera substanser i råvatten och i kranvatten. Råvattnet innehöll något högre halter än kranvattnet.

Tabell 1. Medelvärden av uppmätta halter av läkemedelssubstanser i råvatten (före rening) och dricksvatten i Stockholm (max-värden inom parentes, n = antal positiva prover). Som jämförelse se infogade terapeutiska doser i tabellen.

Källa: Stockholms läns landsting 2007 Ett utdrag ur databasen Läkemedelsrester i miljön som är en sammanställning av alla insamlade data av läkemedelsanalyser i Sverige fram till år 2007. Detektionsnivån anges (1000 ng/l = 1 µg/l). Totalt nio provtagningar under åren 2005, 2006, 2007 (ett prov per år och per vattenverk)

Verksam substans	Funktion	Råvatten (ng/l)	Kranvatten (ng/l)	Detektionsnivå (ng/l)	Exempel på terapeutiska doser (mg/dygn)
Dextropropoxifen	Analgetika/smärtstillande	0,4 (0,7)(n=3)	0,1 (0,2)(n=3)	0,1	100-400
Trimetoprim	Antibiotika	0,4 (0,4)(n=2)	<0,3 (<0,3)(n=0)	0,3	150-300
Citalopram	Antidepressiv	0,9 (1,4)(n=4)	0,3 (0,3)(n=1)	0,3	20-60
Diklofenak	Antiinflammatorisk	0,8 (1,1)(n=3)	0,7 (0,7)(n=1)	0,1	50-150
Ibuprofen	Antiinflammatorisk	0,8 (1,2)(n=2)	0,7 (1,3)(n=3)	0,2	600-1200
Naproxen	Antiinflammatorisk	1,2 (2)(n=6)	0,6 (1,3)(n=6)	0,1	500-1000
Atenolol	Betablockerare	0,7 (1,5)(n=7)	<0,1 (<0,1)(n=0)	0,1	50-100
Metoprolol	Betablockerare	1,1 (2,5)(n=9)	0,5 (0,8)(n=9)	0,1	50-200
Etinylöstradiol	Könshormon	0,7 (0,7)(n=1)	0,4 (0,4)(n=1)	0,3	0,025
Oxazepam	Lugnande	1,4 (1,7)(n=2)	1,1 (1,4)(n=2)	1,0	45-100

När det gäller enskilda vattentäkter tyder en pilotstudie från SGU på att läkemedelsrester kan spridas till dricksvattenbrunnar från enskilda avloppsanläggningar (trekammarsbrunn med slamavskiljning; Stockholms läns landsting, 2007). I lantbruksbygder kan enskilda brunnar tänkas vara förorenade med veterinärmedicinska preparat från behandlade djur.

Hälsoeffekter

Sedan år 2005 (Lif, 2005)) pågår miljöklassificering av läkemedel, och åtgärder mot spridning diskuteras bland forskare, läkemedelsföretag, landsting och kommuner. Vetenskaplig litteratur har dock inte rapporterat några kända hälsoeffekter för människan. Läkemedelsrester som sprids i miljön påverkar främst vattenlevande organismer. Det har diskuterats om spridning av antibiotikaresistenta bakterier indirekt kan påverka människan, men vetenskapliga bevis saknas (Schwab et al, 2005).

Befintlig riskvärdering

En riskvärdering är inte genomförbar och troligen inte relevant vid de låga halter och det breda spektrum av läkemedelsrester som det handlar om.

Riskkaraktärisering

Uppmätta halter av läkemedelsrester i Sveriges i dricksvatten från allmänna vattentäkter är mycket låga (<1 ng/l). Den terapeutiska dygnsdosen av etinyl-estradiol är 25 µg och av östradiol och östriol 1–2 mg. Av övriga uppmätta substanser är den terapeutiska dygnsdosen högre (20 mg–1,2 g; WHO, 2008). Jämfört med dessa doser är uppmätta halter av läkemedelsrester i allmänt dricksvatten mycket låga. De bedöms inte medföra några hälsorisker.

Referenser

Apoteket AB, Stockholms läns landsting, Stockholms Universitet. Läkemedel och miljö. Apoteket AB. Stockholm, 2005.

Bendz D., Paxeus N., Ginn T., Loge F. Occurrence and fate of pharmaceutically active compounds in the environment, a case study: Höje River in Sweden. *Journal of Hazardous Materials* 2005;122:195-204.

Daughton C.G., Ternes T.A. Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Agents of subtle change? *Environ. Health Perspect* 1999;107:907-944.

Halling-Sørensen B., Sengeløv G., Tjørnelund J. Toxicity of Tetracyclines and Tetracycline. Degradation Products to Environmentally Relevant Bacteria, Including Selected Tetracycline-Resistant Bacteria. *Arc. Environ. Contam. Toxicol.* 2002;42:263-271.

Helmfrid I. Läkemedel i miljön. Läkemedelsflöden i Östergötlands och Jönköpings län samt stora sjöarna Vättern, Vänern och Mälaren. Landstinget i Östergötland, Linköping. Rapport 2006:1.

Landstinget i Uppsala län. Kartläggning av läkemedelsrester i avloppsvatten och dricksvatten. Provtagning vid Akademiska sjukhuset, Uppsala och Lasarettet i Enköping hösten 2005. 2006.

Läkemedelsverket. Miljöpåverkan från läkemedel samt kosmetiska och hygieniska produkter. Rapport från läkemedelsverket. Augusti, 2004.

Läkemedelsindustriföreningen (LiF), svensk miljöklassificering av läkemedel, broschyr, Stockholm.

Schwab et al 2005.

Stockholms läns landsting. Läkemedelsrester i akvatisk miljö, 2007.
<http://www.sll.se/sll/templates/NormalPage.aspx?id=32619>

WHO Collaborating Centre for Drug Statistics Methodology, 2008
<http://www.whocc.no/atcddd/>

Radioaktiva ämnen

Hälsoeffekter	Strålningsinducerad cancer
Gränsvärde	Total indikativ dos (TID); 0,1 milli Sievert(mSv)/år och för radon 1 000 Bq/l (otjänligt) och 100 Bq/l (tjänligt med anmärkning).
Exponering	Någon procent av grundvattenverken överskred TID vid undersökningen 2003, detta rörde dock mycket små anläggningar omfattande totalt cirka 500 individer.

Förekomst och exponering

Naturligt förekommande radioaktiva ämnen kan finnas allmänt i dricksvatten, särskilt i vatten från grundvattentäkter. Grundvatten i berg kan innehålla relativt höga halter av naturligt radioaktiva ämnen, i synnerhet i områden med uranrika graniter och pegmatiter. Sverige har förhållandevis höga halter av naturligt radioaktiva ämnen i grundvattnet. Alfaaktiviteten kommer främst från uran-238 (238U), uran-234 (234U), radium-226 (226Ra) och polonium-210 (210Po) och betaaktiviteten från bly-210 (210Pb), vismut-210 (210Bi) och radium-228 (228Ra). En första indikation på att TID kan vara för hög är att den totala alfaaktiviteten (förutom radon) överstiger 0,1 Bq/l eller att den totala betaaktiviteten överstiger 1 Bq/l (se avsnittet Riskhantering för förklaring).

För att kartlägga uran och andra radioaktiva ämnen i dricksvatten erbjöds år 2003 alla kommuner med grundvattenverk provtagning i det största grundvattenverket i kommunen under året. 256 prover kom in för analys. Proverna analyserades med vätskescintillationsspektrometri för bestämning av total alfa- och betaaktivitet samt bestämning av radium-226 och olika uranisotoper. I 42 prov överskreds antingen alfa- eller betaaktiviteten (0,1 Bq/l resp 1,0 Bq/l).

Eftersom uran är radioaktivt finns risk för cancer till följd av strålning. Enligt EGs dricksvattendirektiv bör stråldosen från dricksvatten inte överstiga 0,1 millisievert per år (0,1 mSv/år; SLVFS 2001:30). Enligt SSMs beräkningar uppnås denna stråldos vid en normal årskonsumtion av vatten med uranhalt 100 µg/l (Falk et al; 2004).

Stråldosen från de radioaktiva ämnen i dricksvatten som undersökts är låg. De två vattenverk där stråldosen TID överskred 0,1 mSv/år har följts upp med ytterligare analyser. Hälften av allt vatten som lämnar de kommunala vattenverken kommer från ytvatten som har låga nivåer av radioaktivitet jämför med grundvatten. De fyra vattenproverna i denna studie som var ytvatten hade koncentrationer av radioaktiva ämnen under detektionsgränsen. Studien visar således att

endast i undantagsfall kan dricksvatten från allmänna vattenverk innehålla radioaktiva ämnen i sådan koncentration att de behöver övervakas i enlighet med EG:s dricksvattendirektiv.

Hälsoeffekter

Radon-222 och radondöttrar som inandas finns i kroppen (lungor och luftvägar) under kort tid (minuter – timmar) på grund av deras korta halveringstider. Större delen av stråldosen från radon i vatten kommer från inandning av det radon som avgått från vattnet till luften.

De effekter som kan förväntas av de låga stråldoserna från radioaktiva ämnen i dricksvatten är en beräknad ökad risk för cancer. Risken att få cancer när man utsätts för strålning antas vara proportionell mot stråldosens storlek. Effekterna från låga stråldoser kan dock vara svåra att urskilja från effekterna av andra faktorer i vår miljö och från t ex effekterna av rökning.

Den genomsnittliga stråldosen för människor i Sverige från olika strålkällor är cirka 2-4 mSv/år.

Befintlig riskvärdering

Exponering för radon ökar risken för cancer, lungcancer, särskilt vid inandning, vilket även gäller vid duschning med radoninnehållande vatten. Risken är betydligt högre för rökare, cirka 10 ggr. Radon som intas via föda eller dricksvatten betraktas som en mycket marginell risk (SSM, 2009).

Riskkaraktärisering

Radon kan ge lungcancer, det är dock en mycket marginell risk om radonet intas via dricksvatten. Överskrids TID (total indikativ dos) 0,1 mSv/år ökar risken för strålningsinducerad cancer något. Jämför dock med den normala bakgrundstrålningen på 2-4 mSv/år. Någon procent av vattenverken i undersökningen 2003 beräknades överskrida TID (dessa undersökta vattenverk försörjer totalt cirka 500 individer och är således mycket små.)

Ett överskridande av TID, dvs en extra stråldos på 0,1 mSv, innebär en ökad årlig risk för att dö i cancer med 5 extra fall på en miljon individer.

Riskhantering

Gränsvärden för radon i dricksvatten har funnits i Sverige sedan 1997 i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten. I denna betecknades radonhalter i dricksvatten över 100 Bq/l som ”tjänligt med hälsomässig anmärkning” och över 1000 Bq/l som ”otjänligt”. I SLVFS 2001:30 (Livsmedelsverket, 2001) som började gälla 25 december 2003 anges 1000 Bq/l som otjänlighetsgränsvärde och vatten som innehåller högre halter än 100 Bq/l som tjänligt med anmärkning.

Gränsvärden för andra vissa radioaktiva ämnen s k total indikativ dos (TID) finns i EGs dricksvattendirektiv (EU, 1998). För TID finns ett referensvärde på 0,1 mSv/år. TID omfattar alla radioaktiva ämnen, både artificiella och naturligt förekommande i dricksvatten med undantag för radon, radonets sönderfallsprodukter, kalium-40 (40K) och tritium (3H). Stråldosen från radioaktiva ämnen i vatten beräknas utifrån aktivitetskoncentrationen (Bq/l), ett årligt vattenintag (2 liter per dag) och en dosfaktor för de olika radionukliderna (mSv/Bq vid oralt intag). För att underlätta beräkning av TID har ”referenskoncentrationen” för ett antal radionuklider beräknats (SSI, 2000). Referenskoncentrationen är den koncentration av ett radioaktivt ämne i dricksvatten som ger en årlig stråldos på 0,1 mSv. Till exempel ger radon-226 en årlig stråldos på 0,1 mSv vid en koncentration av 0,5 Bq/l vatten. För jod-131 är denna koncentration 6 Bq/l. För cesium-134 är koncentrationen 7 Bq/l och för naturligt förekommande uran, mest uran-238, är denna 100 Bq/l.

SLVFS 2001:30 baserar sitt gränsvärde på EGs dricksvattendirektiv 98/83/EG. I den svenska föreskriften ger TID halter över 0,1 mSv/år bedömningen ”tjänligt med anmärkning”.

Referenser

EU (1998) Rådets Direktiv 98/83/EG av den 3 november 1998 om kvaliteten på dricksvatten.

SLV (2001) Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30.

SLV (1997). Statens livsmedelsverks kungörelse om ändring i kungörelsen (SLVFS 1989:30) med föreskrifter och allmänna råd om dricksvatten, SLVFS 1997:32.

SSI (2000) Doskoefficienter för beräkning av interna stråldoser. SSI Rapport 2000:05, Statens strålskyddsinstitut.

Dricksvattenmaterial

Hälsoeffekter	Se avsnittet Riskvärdering
Gränsvärde	Saknas i huvudsak; finns för epiklorhydrin (0,10 ug/l) och vinylklorid (0,50 ug/l) från läckage från dricksvattenmaterial.
Exponering	Okänd. Dock troligen mycket låg.

Förekomst och exponering

Föroreningskällorna från dricksvattenmaterial är många, det handlar om flera olika material från järn/stål och asbest/betong till plast som polyeten (high density polyeten; HDPE), tvärbunden polyeten (PEX) samt PVC. Framför allt avger nya plaströr eller renoverade ledningar kemiska ämnen då de tas i bruk. Stillastående vatten är en annan källa till utlösning av högre halter från dessa material. Material i kontakt med dricksvatten är inte alltid avsedda för dricksvattenkontakt. Framför allt synes PEX och PE mer problematiska än PVC då de avger åtskilliga flyktiga ämnen, dock i små mängder (mikrogram-mängder). De högsta halterna av dessa ämnen har rört nedbrytningsprodukter av antioxidanter som t ex 2,4-di-tert-butylphenol (2,4-DTBP) från HDPE-plast men också MTBE (metyl t-butyleter) förekommer i höga halter i PEX. Kopplingar tätade med smörjoljor och smörj-fetter ute i det fasta nätet kan bidra som föroreningskällor. Biofilmbildning på speciellt plast (PEX är betydligt sämre än metaller) bidrar till smak, lukt och mikrobiologiska problem. Renovering av gamla vattenledningar med hjälp av ytbeläggningar av epoxi som anläggs på insidan av ledningar (strump teknik; relining) kan leda till att kemiska ämnen som t ex bisfenol A diglycidyleter (BADGE) eller bisfenol A och epiklorhydrin löses ut från dessa (Stockholm Vatten).

En dansk fältstudie visar på mycket låga halter av föroreningar från material till dricksvatten (Vattenpanelen, 2004)).

Befintlig riskvärdering

En riskvärdering är inte genomförbar och troligen inte relevant vid de låga halter och det breda spektrum av kemiska ämnen som det handlar om.

Riskkaraktärisering

Vissa plastmaterial som tvärbunden polyeten (PEX) och HDPE är mer problematiska än PVC, och ger en högre migration av framför allt flyktiga ämnen. Ur hälsomässig synpunkt är halterna av kemiska ämnen i de allra flesta fall så låga vid kranen hos konsumenten att det knappast innebär någon risk. Smak-, lukt- och mikrobiologiska problem kan dock finnas.

Låga halter av bisfenol A kan förekomma efter relining (misstänkt hormonstörande ämne). Dock troligen långt under de halter som är godkända i livsmedel (0,6 mg/kg livsmedel). Kunskap om omfattningen av ”relining” av gamla rör saknas.

Riskhantering

Inom EU pågår arbete att ta fram gemensamma riktlinjer (regler) för ”material i kontakt med dricksvatten”, bland annat med hjälp av det reglerade området ”material i kontakt med livsmedel” under DG SANCO som modell. Då arbetet går långsamt jämförs på EU-basis också de olika nationella regelverk och typgodkännanden som finns inom EU med harmonisering som mål. Där ligger Tyskland främst följt av Frankrike, England och Nederländerna. I Norge görs också utvärderingar av dricksvattenmaterial via Folkehelse (Public Institute for Health). Det finns också uppgifter om att i Norge har cirka hälften av vattendistributörerna utfört migrations- eller annan test på materialet avseende dricksvattenkvalitet och hälsomässiga aspekter.

I Sverige saknas motsvarande möjlighet till utvärdering.

Referenser

Afsmitning til drikkevand fra plastrør anvendt til vandforsyningsformål - Identifikation af potentielle stoffer. Rapport udarbejdet for Vandpanelet September 2004 ; Plast rapport.

Brocca D, Arvin E and Mosbaek H Quantification of Organic Compounds Being Released From Polyethylene Pipelines into Drinking Water. Submitted to Environmental Science & Technology. Confidential, only for personal use.

Brocca D, Arvin E and Mosbæk H, Identification of organic compounds migrating from polyethylene pipelines into drinking water. Water Research 36 (2002) 3675–3680.

Skjevrak I, Lund V, Ormerod K, Herikstad H Volatile organic compounds in natural biofilm in polyethylene pipes supplied with lake water and treated water from the distribution network. Water Research 39 (2005) 4133–4141.

Skjevrak I, Due A, Gjerstad K O, Herikstad H Volatile organic components migrating from plastic pipes (HDPE, PEX and PVC) into drinking water. Water Research 37 (2003) 1912–1920.

Skjevrak et al., 2004, Wat. Sci. Tech., 49, 9, 211-217.

Desinfektionsmedel (beredningskemikalier)

Hälsoeffekter	Se avsnittet Riskvärdering
Gränsvärden	Finns för trihalometaner (100 µg/l) samt bromat (10 µg/l)
Exponering	Okänd. Dock troligen låg.

Förekomst och exponering

Då olika kloreringsmetoder som klor, klordioxid, kloramin samt ozon används vid desinfektion kan en mängd olika kloreringsbiprodukter bildas som t ex trihalometaner (exempelvis kloroform), halogenerade ättiksyror, klorhydroxy-furanoner (CHF's; t ex MX; se nedan) samt nitrosodimetylamin (NDMA) från kloramin-användning.

I Finland har förekomst av kloroform i dricksvatten noterats från 10-100 µg/l (max >300 µg/l), för klordibrommetan 0-5 µg/l (max >200 µg/l), för bromdiklorometan 1-50 µg/l (max >200 µg/l) och för bromoform 1-10 µg/l (max >200 µg/l). Halogenerade ättiksyror har observerats i halter om 1-50 µg/l för triklorättiksyra och 1-50 µg/l för diklorättiksyra (Finland). För CHF's har halter i dricksvattnet om 0-300 ng/l observerats, också i Finland.

Kloramin är ett desinfektionsmedel som leder till minskad bildning av kända mutagena ämnen som MX (3-chloro-4-(dichlorometyl)-5-hydroxy-2-(5H)-furanone) och trihalometaner vid kloreing av dricksvatten. Användningen av kloramin vid desinfektion av dricksvatten antas öka. Kloramin kan dock i sin tur ge upphov till bildning av NDMA. Exponeringen för NDMA kan därför antas omfatta många människor, och i ökande antal. NDMA är en industriell förorening och som också kan finnas som förorening i pesticider. Exponeringen för NDMA via kosten är i storleksordningen 0,5 µg/dag men underlaget är osäkert. Rapporter om fynd av NDMA i dricksvatten till följd av kloramin-användning anger stora skillnader i halter men mycket är fortfarande oklart om bildning och förekomst av NDMA. Den högsta halten NDMA som rapporterades i dricksvatten från Kalifornien skulle ge ett dagligt intag av cirka 0,06 µg/dag.

Endogen bildning i kroppen av NDMA från nitrat och nitrit och sekundära aminer i livsmedel är troligen av större betydelse än bildning från kloramin men mycket svårt att beräkna (Fristachi and Rice, 2007).

Vid ozon-behandling kan istället det carcinogena ämnet bromat bildas (EU-gränsvärde 10 µg/l dricksvatten). Vid UV-behandling saknas kunskap om ev bildning av ämnen med risk för hälsan.

Faktorer som påverkar bildningen av kloreringsbiprodukter totalt sett är förekomsten av naturligt organiskt material (hög halt ökar mängden), kloreringsdosen (hög halt ökar mängden) och förklorering (ökar mängden) m m. Ozonering minskar mängden kloreringsprodukter. Kloreringsbiprodukter är inget problem i grundvattentäkter.

Hälsoeffekter

Kloreringsbiprodukter från klorering misstänks kunna ge upphov till negativa effekter som cancer (lever, njure, tjocktarm och urinblåsa), utvecklingseffekter och reproeffekter vid höga doser. Trihalometaner har observerats ge upphov till tumörer i lever, njure och tjocktarm på försöksdjur. Triklorättiksyra liksom diklorättiksyra ger upphov till levertumörer. Bland dessa kloreringsbiprodukter kan speciellt nämnas MX som är mutagent och carcinogent, och ger tumörer i flera olika organ på råttor. Det anses svara för en stor del av den mutagena effekten observerad vid undersökningar av dricksvatten i Finland.

NDMA har visat sig vara både genotoxisk samt troligen carcinogen för människa (IARC har klassat den som 2A). Exponeringen bör därför vara så låg som möjligt. Misstankar om cancer i mag-tarmkanalen finns.

Befintlig riskvärdering

Utifrån Finlands befolkning och konsumtion av klorerat dricksvatten har tidigare beräkningar uppskattat cirka 50 extra cancerriskfall per år, huvudsakligen orsakat av bildningen av MX.

Enligt EPA skulle en halt av NDMA i dricksvattnet på 7,8 ng/l under en livstid kunna leda till 3-40 extra cancerfall per 1 miljon individer. WHO anger en ökad livstidscancerrisk om ett extra cancerfall per 1 miljon individer vid 10 ng/l.

Risikkaraktisering

Olika kloreringsmetoder ger upphov till olika kloreringsbiprodukter varav NDMA från kloraminanvändning synes vara ett större problem än t ex trihalometaner från vanligt klor. Dessutom finns gränsvärden för trihalometaner (100 µg/l totalt). Kloraminanvändningen ökar. Det beräknas försiktighetsvis att cirka 20 % av vattenverken i Kalifornien som använder kloramin ger en NDMA-bildning som innebär en större livstidscancerrisk än 1 på miljonen.

Ozon kan leda till bromatbildning som är carcinogent. Gränsvärde finns dock för bromat (10 µg/l). Hälsoeffekterna är varierande för de olika ämnena; huvudsakligen carcinogena effekter misstänks vid alltför höga halter.

Riskhantering

EU har ett gränsvärde på 100 µg/l för trihalometaner totalt sett (för summan av kloroform, bromoform, dibromklormetan och bromdiklormetan). För halogenerade ättiksyror saknas EU-begränsning. EU har ett gränsvärde på 10 µg/l för bromat; ämnet kan bildas då ozon används.

Referenser

Hannu Komulainen, National Public Health Institute Department of Environmental Health, Laboratory of Toxicology Kuopio, Finland.

Choi J, Duirk SE, Valentine RL. 2002. Mechanistic studies of N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation in chlorinated drinking water. *J Environ Monit.* 4(2):249-52.

Choi J, Valentine RL. 2003. N-nitrosodimethylamine formation by free-chlorine-enhanced nitrosation of dimethylamine. *Environ Sci Technol.* 37(21):4871-6.

Dich J, Jarvinen R, Knekt P, Penttila PL. 1996. Dietary intakes of nitrate, nitrite and NDMA in the Finnish Mobile Clinic Health Examination Survey. *Food Addit Contam.* 13(5):541-52.

Department of Health i Californien. Studies on the occurrence of NDMA in drinking water. www.dhs.ca.gov/ps/ddwem/chemicals/NDMA/studies.htm (december 2003).

EU. Seminar on Drinking Water. Brussels. Oktober, 2003.
<http://www.drinkingwaterseminar.org/Papers/Chemical.pdf>

Fristachi A., Rice G. 2007. Estimation of the total daily oral intake of NDMA attributable to drinking water. *Journal of Water and Health* 5(3), 341-355

Health Canada. Assessment Report - NDMA.
www.ec.gc.ca/substances/ese/eng/psap/final/NDMA.cfm (december 2003)

IARC. 1978.

IRIS. 1993. N-Nitrosodimethylamine. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~GZxQrd:1> (januari 2004).

Mitch WA, Sedlak DL. 2002. Formation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) from dimethylamine during chlorination. *Environ Sci Technol.* 36(4):588-95.

Ontario, Canada. 2003. Ministry of the environment. Technical Support Document for Ontario Drinking Water Standards, Objectives and Guidelines. <http://www.ene.gov.on.ca/envision/gp/4449e.htm> (januari 2004).

U.S EPA. Federal Register. August 18, 2003. Part II. 40 CFR , parts 141, 142 and 143. National Primary Drinking Water Regulations. Stage 2. Disinfectants and Disinfection byproducts rule; Proposed Rules. http://www.epa.gov/safewater/stage2/pdfs/fr_stage2_full.pdf (januari 2004).

Vermeer IT, Moonen EJ, Dallinga JW, Kleinjans JC, van Maanen JM. 1999
Effect of ascorbic acid and green tea on endogenous formation of N-nitrosodimethylamine and N-nitrosopiperidine in humans. *Mutat Res.* 428(1-2):353-61.

WHO. International Programme on Chemical Safety (IPCS). 2000. Environmental Health Criteria 216. Disinfectants and disinfectant by-products. World Health Organization, Geneva.

WHO. Guidelines for drinking-water quality - 3rd edition. DRAFT.
http://www.who.int/docstore/water_sanitation_health/GDWQ/Updating/draftguidel/draftchap87c.htm#8.7.4 (januari 2004).

Wright JM, Schwartz J, Vartiainen T, Maki-Paakkanen J, Altshul L, Harrington JJ, Dockery DW. 2002. 3-Chloro-4-(dichloromethyl)-5-hydroxy-2(5H)-furanone (MX) and mutagenic activity in Massachusetts drinking water. *Environ Health Perspect.* 110(2):157-64.

Österdahl, BG. 1988. Volatile nitrosamines in foods on the Swedish market and estimation of their daily intake. *Food Add Contam* 5, 587-95.

Kontroll och analysmetoder

Analys av dricksvatten

Enligt Livsmedelsverket föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten ska producenter och tillhandahållare av dricksvatten utföra regelbundna undersökningar för att kontrollera att det dricksvatten som är tillgängligt uppfyller de krav som finns i bilaga 2 i föreskrifterna. Kontrollmyndigheten har möjlighet besluta om inskränkningarna av omfattningen av den utvidgade kontrollen respektive provtagnings- och analysfrekvensen för den normala kontrollen. Undersökningarna ska utföras på laboratorier som är ackrediterade för de analyser undersökningen avser.

De analyser som ingår i den normala kontrollen innehåller förutom vissa mikrobiologiska agens också kemiska parametrar som utgörs av ett antal metaller som aluminium, järn, koppar, magnesium, mangan, natrium och kalcium, men där också analys av nitrit/nitrat, pH, färg och turbiditet ingår. I en utvidgad kontroll kan ett stort antal substanser vara aktuella där inriktningen och innehållet är delvis beroende på rådande omständigheter. I föreskrifternas bilaga 2, är ett antal kemiska parametrar listade med tillhörande gränsvärden. Listan omfattar ett antal metaller, joner samt enkla lågmolekylära men också högmolekylära organiska föreningar. De laboratorier som arbetar med analys av vatten i enlighet med den utvidgade kontrollen och täcker in hela matris- och substansområdet har en bred kemisk-analytisk kompetens.

Normal kontroll

De kommunala laboratorierna som i första hand har till uppgift att analysera inom den normala kontrollen har en verksamhet som omfattas av ett mindre antal analysmatriser där analysmetoderna är av rutinkaraktär och kan betraktas som mindre krävande. Som exempel på analystekniker som används kan nämnas jonkromatografi och ICPMS. I jonkromatografi används en jonbytare i den stationära fasen och som eluent används vid bestämning av anjoner oftast natriumvätekarbonat och natriumkarbonat. Detektorn mäter den elektrolytiska ledningsförmågan, konduktivitet, hos eluatet.

ICPMS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) är en mycket känslig och kraftfull analytisk metod som används för att analysera spårelement. Principen bygger på att de joniserade eller exciterade atomer som bildas vid applicering av provet i ett plasmaflöde överförs till en masspektrometer som separerar och detekterar bildade joner. Metoden är en av de vanligaste spektroskopiska metoder för bestämning av metallkoncentrationer i vatten, livsmedel och miljöprover. Hög känslighet och små mängder prov samt möjlighet till multielementanalys innebär att metoden används rutinmässigt på flertalet kommunala labo-

ratorier men är även ett viktigt instrument/metod på större och kvalificerade laboratorier.

Utvidgad kontroll

Den utvidgade kontrollen av dricksvatten kan omfatta substanser av såväl oorganisk som organisk natur. Utöver metaller och ett antal anjoner ingår ett stort antal organiska substanser som kan betraktas som miljögifter. Till dessa hör polycykliska aromatiska kolväten (PAH), pesticider och trihalometaner, men antalet analyser kan utökas om så anses nödvändigt till att omfatta även andra substansgrupper som exempelvis fenoliska substanser och läkemedelsrester. Samtliga dessa föreningar kräver goda analytiska kemiska kunskaper i det laborativa arbetet för att kunna kvantifieras. Analysarbetet omfattar komplicerade uppberedningsrutiner innehållande olika steg för rening och provkoncentrering varefter, via separation med GC eller HPLC, kvantifiering utförs i första hand med masspektrometri. Denna typ av kvalificerade vattenanalyser utförs på ett begränsat antal laboratorier i landet.

Ackreditering

De laboratorier som arbetar med analys av dricksvatten är ackrediterade. Det innebär att laboratorierna har blivit kvalitetsgranskade och godkända utifrån svensk standard SS-EN ISO/IEC 17025 (Allmänna kompetenskrav för provnings- och kalibreringslaboratorier).

Standarden omfattar allt arbete på laboratoriet från kravet på ett fungerande ledningssystem, väl fungerande analysmetoder inspekterade på detaljnivå, till hur analysresultaten ska redovisas samt hur kunden ska informeras om resultatet. Att vara ackrediterad innebär att laboratoriet har en genomtänkt strategi för hela analyskedjan från provtagning till hur redovisning av resultat ska genomföras på ett kvalitetssäkert sätt.

Internationellt arbete

Ett omfattande internationellt arbete pågår inom ISO och CEN för att ta fram analysmetoder som ur ett internationellt perspektiv är anpassade för analys av såväl oorganiska som organiska spårämnen i dricksvatten. Metoderna är interlaborativt avprövade, dvs de är genomarbetade och testade av ett antal laboratorier (minst 8 st). Har metoderna accepterats och befunnits fungera tillfredställande utser ISO därefter metoderna som referensmetoder/ standardmetoder. Dessa metoder ställs till intresserade laboratoriers förfogande för att användas i den rutinmässiga kontrollen av dricksvatten. CEN har sedan också möjlighet att uppta metoden som referensmetod.

Analysmetoder

Semikvantitativa analyser

Om det råder osäkerhet kring vilka substanser som ingår i ett prov eller om syftet endast är att karaktärisera provet med avseende på organiska föroreningar kan det vara fördelaktigt att genomföra en screeninganalys av provet. Screeninganalyser är ofta så utvecklade att de är substans- eller grupp-specifika med hög känslighet samtidigt som metoderna är relativt billiga och kräver begränsade laboratorieinsatser. Erhållna resultat är att betrakta som preliminära uppskattningar av ingående halter. Screeninganalyser kan vara baserad på kemisk metodik som HPLC med UV detektion, men utgår mera ofta från antikroppar eller receptorer som är substans- eller grupp-specifika och kopplar till aktuella ämnen, vilka därefter kan detekteras bland annat via olika typer av färgreaktioner. Resultatet kan sedan vid behov användas för mer riktade specifika analyser utifrån metoder som både identifierar och kvantifierar med hög säkerhet (kvantitativa analyser). Screeningmetoder har ofta en känslighet som är $< 1\mu\text{g/l}$.

Kvantitativa analyser

Arsenik

Undersökning av arsenik genomförs med atomabsorptionsmetodik men också med ICP-MS (se nedan). Arsenik i olika oxidationsstadium, t ex i organiskt bundet material, överförs genom oxidation till trevärd arsenik (As^{3+}), som efter hydriering överförs till arsenik[3]hydrid (arsin, AsH_3). Arsenikhydriden sönderdelas termiskt i spektrometern varefter arsenikhalten bestäms genom att jämföra resultatet med analysresultat erhållet vid motsvarande analys av standard med känd halt arsenik.

Metodens känslighet: $0,1\mu\text{g/l}$.

Fluorid

Fluorid kan analyseras på ett flertal olika sätt men den metodik som används mest frekvent är en standardmetod (SS EN ISO 10304-1) som baseras på jonkromatografi. Jonkromatografi är en vätskekromatografisk metodik för analys av såväl anjoner som katjoner. En eluent pumpas genom ett system som består av en injektionsventil, en separationskolonn och detektor. Provet injiceras i systemet där ingående joner retarderas på kolonnen utgåendes från storlek och laddning och når detektorn. Detektorn mäter den elektrolytiska ledningsförmågan hos eluatet innehållande joner av intresse som också kvantifieras. För att öka metodens känslighet tillsätts ofta en suppressorlösning vars uppgift är att neutralisera och dämpa bakgrundsstörningar hos eluenten och därmed öka känsligheten för provjonerna. Metodens känslighet: $0,2\text{--}2\text{ mg/l}$

Metaller och vissa halvmetaller - analys med ICP-MS

(induktiv kopplad plasma masspektrometri)

ICP-MS är en vanlig spektroskopisk metod för bestämning av metaller och vissa halvmetaller i låga koncentrationer i vatten och miljöprover. Metoden har låga detektionsgränser och då metoden kräver endast små provmängder är den särskilt väl lämpad för analys av metaller. Principen för tekniken är att provet eller analyten injiceras i en plasmastråle där atomerna joniseras eller exciteras och sedan separeras, identifieras och detekteras utifrån dess massa och laddning i en masspektrometer. Instrumenteringen är förhållandevis dyr men när den väl är installerad på laboratoriet används metodiken rutinmässigt. Metoden har hög provkapacitet och låga detektionsgränser.

Nedan ges exempel på rapporteringsgränser för ett antal metaller och halvmetaller.

Rapporteringsgräns

Arsenik:	0,1 - 0,5 µg/l
Bor:	0,1 µg/l
Mangan:	0,1 - 0,5 µg/l
Uran:	0,05 - 0,05 µg/l

Analys av nitrat och nitrit

Nitrat och nitrit kan analyseras på ett flertal olika sätt men den metodik som används mest frekvent är en standardmetod (SS EN ISO 10304-1) som baseras på jonkromatografi. Jonkromatografi är en vätskekromatografisk metodik för analys av såväl anjoner som katjoner. En eluent pumpas genom systemet som består av en injektionsventil, en separationskolonn och en detektor. Provet injiceras i systemet där ingående joner retarderas på kolonnen utgåendes från storlek och laddning och når detektorn. Detektorn mäter den elektrolytiska ledningsförmågan hos eluatet innehållande joner av intresse. För att öka metodens känslighet tillsätts ofta en suppressorlösning vars uppgift är att neutralisera och dämpa bakgrundstörningar hos eluenten och därmed öka känsligheten för provjonerna. Nitrat och nitritjonerna kan också detekteras med UV vid 205 nm.

Metodens känslighet för nitrat och nitrit: 0,1 mg/l

Mikrocystin

Mikrocystiner är benämningen på de toxiner som produceras av cyanobakterier. Cirka 70 strukturvarianter är kända där mikrocystin-LR är den mest studerade. Det saknas idag standardmaterial för flertalet av de substanser som är identifierade inom mikrocystingruppen varför kvantitativa analysmetoder endast finns att tillgå för ett begränsat antal substanser. En internationell ISO-standard (ISO 20179) är framtagen för de vanligaste substanserna. Ackrediterade metoder som fungerar utan anmärkning men som något skiljer sig från ISO-standardmetoden

finns framtagna på flera laboratorier inom landet. ISO metoden inleds med att vattenprovet filtreras där biomassan av cyanobakterier avskiljs. Biomassan extraheras med lösningsmedel där extraktet koncentreras på en SPE kolonn varefter mikrocystinerna elueras ut. Eluatet koncentreras varefter det appliceras och separeras på en HPLC och detekteras vanligtvis med UV diode array. För att öka säkerheten vid detektionen och haltbestämningen kan masspektrometri användas som alternativ detektion.

Metodens känslighet: 1,0 µg/l

Analys av miljögifter

Till gruppen miljögifter räknas ett stort antal substanser och substansgrupper som exempelvis polycykliska aromatiska kolväten (PAH), dioxiner, PCBer, olika fenolgrupper osv. Att ge ett specifikt analysförfarande för dessa stora grupper låter sig inte göras. Gemensamt för alla dessa substanser är att de återfinns i miljö i relativt låga halter. Det innebär att ett vanligt förekommande steg i analysproceduren efter provtagning och extraktion är att via ett eller flera steg koncentrera analyten/analyterna i provet. Separationen genomförs sedan antingen med gaskromatografi eller vätskekromatografi med masspektrometrisk detektion. Ett problem inom miljögiftsområdet som innefattar en så stor mängd substanser av olika kemisk struktur är att det ofta saknas standardsubstanser. Detta gör att en haltbestämning ej alltid kan utföras på ett tillfredsställande sätt. Nedan ges exempel på några miljögifter med rapporteringsgränser (Källa: ALkontroll laboratorier, Analyskatalog)

PAH:	10 - 100 ng/l
Bromerade flamskyddsmedel:	1 ng/ml
Dioxiner:	2 pg/l
Klorbensener:	0,01 µg/l
Klorfenoler:	< 0,05 µg/l
PCB:	0,1 ng/l
Alkyfenoler:	0,1 – 0,5 µg/l

Analys av läkemedelsrester

Analys av rester av läkemedel i dricksvatten ingår inte i den regelmässiga kontrollen utan genomförs ofta i projektform. Man har i olika undersökningar konstaterat mycket låga halter i dricksvatten av såväl humana som veterinära läkemedel. De mycket låga halterna kräver extraordinära analysmetoder där framför allt provberedning och koncentration av analyterna ställer stora krav på effektiv upparbetningsteknik. De aktuella analyterna samlas upp genom att låta stora mängder vatten kontinuerligt passera ett kolonnmaterial som effektivt binder analyterna av intresse. Därefter elueras substanserna ut och separeras med GC- eller HPLC- teknik och kvantifieras på en masspektrometer, vars fördelar är hög

känslighet och ger samtidigt goda förutsättningar för identifiering av substanserna. Med denna teknik har halter i nivåer kring 0,2 ng/l påvisats.

Standardmetoder:

ISO-standard kan rekvireras från: SIS, Swedish Standards Institute, Förlaget, 118 80 Stockholm; epost: sis,sales@sis.se

Klimat effekter

Vi ser idag att naturkatastrofer såsom häftiga regn, stormar, översvämningar, ras och jordflytningar har ödesdigra konsekvenser för många delar av samhället. I ett något längre tidsperspektiv måste vi ta hänsyn till hot som härrör från de konsekvenser klimatförändringarna kommer att kunna innebära. En allmän bedömning är att frekvensen extremväder kommer att öka under de närmaste 20-100 åren. Detta innebär att översvämningar, skyfall, stormar, ras och skred, torka och utdragna värmeböljor kan bli mer frekventa och allvarligt påverka samhället i sin helhet.

Klimatförändringarna kan påverka människors hälsa på många sätt. Forskargrupper länkade till FN:s klimatpanel IPCC, tillsammans med Världshälsoorganisationen, har undersökt vilka hälsoeffekter ett förändrat klimat kan få i Europa. Projektet (Climate change and adaptation strategies for human health in Europe, ”cCASHh”) har identifierat två huvudgrupper av effekter som speciellt oroande. Dels de som är direkt orsakade av väderhändelser och ökande temperaturer, dels de som orsakas av successiva förändringar av ekosystemen.

Vi drabbas redan idag hårt av extremväder, flera händelser har förekommit under 2000-talet. Översvämningar, höga flöden och elavbrott har på flera sätt inneburit problem för dricksvattenproducenterna och för samhället i stort. På lång sikt kan kvaliteten försämrans i vattentäkterna som är råvaran för dricksvattenproduktionen. Vatten är ett utmärkt lösningsmedel som när det faller i riklig mängd kan transportera föroreningar av olika slag ned till grundvatten eller till sjöar och vattendrag. Detta kan innebära att vattentäkter blir obrukbara i veckor, månader eller år, beroende på typ av vattentäkt och typ av förorening.

SMHI förväntar sig på sikt en ökad nederbörd, främst i norra och västra Sverige, tillsammans med fler intensiva skyfall vilket skulle öka risken för översvämningar. Översvämningar, ras och skred riskerar att drabba kritisk infrastruktur som dricksvattenförsörjningen genom förorening av vattentäkter, ledningsbrott och långvariga elavbrott. När det gäller kemiska föroreningar kan risk för vattenburen exponering förekomma på grund av läckage från industri- mark, gamla deponier och serviceanläggningar.

Den ökade nederbörden innebär också en påverkan på grundvattenbildning och ytvattentäkter med ökad grumlighet, samt ökade halter av humus- och när- salter. Detta i sin tur påverkar förekomst av alger och cyanobakterier i ytvattentäkter. Hälften av Sveriges kommunala vattenförsörjning kommer från ytvatten och den andra hälften kommer från grundvatten, där ofta infiltration av ytvatten utgör en viktig del i nybildningen av grundvatten. Då kvaliteten på råvattnet generellt är god har det i Sverige räckt med en relativt enkel reningsteknik i de flesta fall. Med de förväntade klimatrelaterade förändringarna riskeras att sådan teknik inte är tillräcklig och nya investeringar kan behöva göras för att upprätthålla en god dricksvattenkvalitet.

I södra och sydöstra Sverige kan minskad nederbörd i kombination med ökad temperatur i råvattentäkter få stora effekter på dricksvattnet, med minskad tillgång och förändringar i smak, lukt och färg som effekt.

De ökade temperaturerna bidrar till att vegetationsperioderna förlängs i hela landet. En ökad odling och torrare somrar kan öka behovet av grundvatten för bevattning av jordbruksmark. De olika scenarieberäkningarna ger att vegetationsperioden förlängs med från ett par veckor till nästan en månad. Detta kan indirekt påverka grundvattnet genom att det möjliggör odling av fler växtslag och medför ökade skördenivåer framförallt i norra delen av landet vilket kan medföra en ökad användning av bekämpningsmedel och växtnäringsämnen. Ett mildare klimat innebär också ökad risk för växtsjukdomar och skadegörare som insekts- och svampangrepp, vilket kan öka behovet av bekämpningsmedel. En utökad vegetationssäsong leder generellt till ett minskat växtnäringsläckage om åkrarna kan hållas beväxta. Denna positiva effekt kan eventuellt försvinna om perioden utanför vegetationsperioden med otjälad mark förlängs. Under sådana perioder kan nitrat frigöras och läcka till grundvattnet.

Risikkaraktärisering

Osäkerhet vad gäller framtida scenarier. Ett varmare klimat kan tänkas ge mer pesticidanvändning med påföljande läckage till vattentäkterna och en ökad förekomst av algblooming med större risk för bildning av toxiner från cyanobakterier. Likaså kan ett varmare klimat leda till en ökad användning av beredningskemikalier (t ex desinfektionsmedel).

Slutsatser med riskhanteringsåtgärder

Ämnen med gränsvärden och som undersöks rutinmässigt

Flera av de ämnen som behandlas i riskprofilen, till exempel arsenik, bor, nitrat, nitrit, tri- och tetrakloretylen, riskhanteras utifrån hälsomässigt grundade, legalt bindande gränsvärden och undersöks rutinmässigt. För de flesta av ämnena verkar riskhanteringen vara framgångsrik i den meningen att överskridanden verkar vara sällsynta, eller att riskerna vid tillfälliga överskridanden är mycket små. Ett generellt problem är emellertid att det saknas mer detaljerad kunskap om exponeringen i Sverige. Det gör att det inte är möjligt att säga i vilken mån nuvarande riskhantering är tillräcklig. För fluorid och mangan kvarstår relativt många överskridanden trots bindande gränsvärden.

Ämnen som saknar gränsvärden eller som inte undersöks rutinmässigt

Ämnen som inte har gränsvärden undersöks inte rutinmässigt. Eventuella fynd utvärderas av kommunerna från fall till fall, bland annat med vanligtvis stöd från Livsmedelsverket.

Uran kan behöva ytterligare reglering via nationella eller EU-gränsvärden. Livsmedelsverket har lämnat underlag till Jordbruksdepartementet, som ansvarar för svenska ställningstaganden.

Kommissionen förväntas under året lägga ett skarpt förslag på hur regelbundna, föreskrivna undersökningar av radioaktivitet ska utföras. Därefter är det viktigt att snabbt få igång regelbundna föreskrivna undersökningar och eventuella åtgärder.

För cyanobakterietoxiner liksom för nitrosodimetylamin från kloraminanvändning som desinfektionsmedel, behövs närmare kartläggningar som underlag till exponeringsberäkningar.

För kontaminanter (inklusive läkemedelsrester) och nanopartiklar, material i kontakt med dricksvatten och andra desinfektionsbiprodukter än kloramin behövs fortsatt bevakning av ny kunskap inklusive kartläggningar.

Ett förändrat klimat ger knappast upphov till några nya, unika kemiska problem utan ökar snarast förekomsten av några av de redan uppräknade. Det gäller i första hand kontaminanter från industrier och deponier, närsalter som nitrat och nitrit, bekämpningsmedel samt cyanobakterietoxiner. Ett förändrat klimat är alltså ytterligare motiv till att fokusera på dessa ämnen inom ramen för de slutsatser som dras ovan.

Förnyad exponeringsuppskattning önskvärd

Det försök till exponeringsuppskattning som gjorts för de studerade kemiska ämnena i denna riskprofil baseras på kartläggningar av allmänt dricksvatten (t ex SSI-rapport 2004:14 om radioaktiva ämnen och uran), på information från kommunernas rapportering om överskridanden av gränsvärden, och på uppskattningar, bland annat från data från enskilda vattentäkter.

Livsmedelsverket har nyligen avtalat med SGU att systematiskt samla in dricksvattendata från kommunerna. På grund av att kommunernas rapportering av halter av kemiska ämnen i dricksvatten precis påbörjats kan inte den här riskprofilen utnyttja sådana data för en bättre exponeringsuppskattning i nuläget. Baserat på inkomna data från kommunerna bör följaktligen en uppföljning av exponeringen ske efter några år.

1. Mikroprofil Nötkreatur. Kartläggning av mikroorganismer på slaktkroppar av M Lindblad.
2. Mögel och mykotoxiner i ris – fokus på basmati och råris av E Fredlund och A M Thim.
3. Interkalibrering av laboratorier. Mikrobiologi – Livsmedel, januari 2008 av C Normark och K Mykkänen.
4. The Swedish Monitoring of Pesticide Residues in Food of Plant Origin: 2006, EC and National Report by A Andersson, G Jansson and A Jansson.
5. The Swedish Monitoring of Pesticide Residues in Food of Plant Origin: 2007, EC and National Report by A Andersson, G Jansson and A Jansson.
6. Rapportering av livsmedelskontrollen 2007 av Doris Rosling.
7. Proficiency Testing – Food Chemistry, Nutritional Components of Food, Round N 41 by L Merino.
8. Proficiency Testing – Food Chemistry, Trace Elements in Food, Round T-16 by C Åstrand and L Jorhem.
9. På väg mot miljöanpassade kostråd. Vetenskapligt underlag inför miljökonsekvensanalysen av Livsmedelsverket kostråd av C Lagerberg Fogelberg.
10. På väg mot miljöanpassade kostråd – delrapport fisk – av F Ziegler.
11. Rapportering av dricksvattenkontrollen 2007 av D Rosling.
12. Riksprojekt 2007 – Kvicksilver i saluhållen fisk.
13. Interkalibrering av laboratorier. Mikrobiologi – Dricksvatten 2008:1, mars av T Šlapokas, C Gunnarsson och A Jentzen.
14. Interkalibrering av laboratorier. Mikrobiologi – Livsmedel, april 2008 av C Normark, M Olsson och I Tillander.
15. Är dagens mat näringsfattig? En kritisk granskning av näringsförändringar i vegetabilier över tiden av I Mattisson, C Andersson, W Becker, H S Strandler, A Strömberg och S Wretling.
16. Salt i lunchrätter i Jönköpings län – Resultat från analysprojekt i 8 kommuner hösten 2007 av W Becker.
17. Fett och fettsyror i den svenska kosten i – Analyser av Matkorgar inköpta 2005 av W Becker, M Haglund och S Wretling.
18. Älgbkött – analys av näringsämnen av M Arnemo, I Mattisson, A Staffas och H S Strandler.
19. Proficiency Testing – Food Chemistry, Nutritional Components of Food, Round N 41 by L Merino and M Åström.
20. Bly och kadmium i vegetabilier odlade kring Rönnskärsverken, Skelleftehamn 2006
21. Revidering av Matmallen av E Amcoff och H Enghardt Barbieri.
22. Proficiency Testing – Food Chemistry, Vitamins in Food, Round V-6 by H S Strandler and A Staffas.
23. Proficiency Testing – Food Chemistry, Trace Elements in Food, Round T-17 by C Åstrand and Lars Jorhem.
24. Rapport från GMO-projektet 2008. Undersökning av GMO-livsmedel – förekomst, spårbarhet och märkning av Z Kurowska.
25. Energi och vikt vid graviditet och amning – Vetenskapligt underlag inför revideringen av Livsmedelsverkts kostråd för gravida och ammande.
26. Näringsämnen vid graviditet och amning – Vetenskapligt underlag inför revideringen av Livsmedelsverkts kostråd för gravida och ammande.
27. Interkalibrering av laboratorier. Mikrobiologi – Dricksvatten 2008:2, september av T Šlapokas och A Jentzen.
28. Interkalibrering av laboratorier. Mikrobiologi – Livsmedel, oktober 2008 av C Normark och M Olsson.

1. Nedkylning av slaktkroppar (nöt) på gårdsnära slakterier – Kartläggning och utvärdering av ny metodik av R Lindqvist och J-E Eriksson.
2. Kompetensprovning av laboratorier. Mikrobiologi – Livsmedel, januari 2009 av C Normark och M Olsson.
3. Proficiency Testing – Food Chemistry, Nutritional Components of Food, Round N 43 by L Merino.
4. Riskprofil – Mögel och mykotoxiner i livsmedel av E Fredlund, L Abramsson Zetterberg, A-M Thim och M Olsen.
5. Proficiency Testing – Food Chemistry, Trace Elements in Food, Round T-18 by C Åstrand and L Jorhem.
6. Kontrollprogrammet för tvåskaliga blötdjur – Årsrapport 2008 – av M Persson och B Karlson.
7. Rapportering av livsmedelskontrollen 2008 av D Rosling.
8. Rapportering av dricksvattenkontrollen 2008 av D Rosling.
9. Kompetensprovning av laboratorier. Mikrobiologi – Livsmedel, april 2009 av C Normark, M Olsson and I Tillander.
10. Kompetensprovning av laboratorier. Mikrobiologi – Dricksvatten, 2009:1, mars av T Slapokas, A Jenzten och M Olsson.
11. Kontroll av rests substanser i levande djur och animaliska livsmedel. Resultat 2008 av I Nordlander, B Aspenström-Fagerlund, A Glynn, A Johansson, K Granelli, E Fredberg, I Nilsson, Livsmedelsverket och K Girma, Jordbruksverket.
12. Fett och fettsyror i den svenska kosten i – Analyser av Matkorgar inköpta 2005 av W Becker, A Eriksson, M Haglund och S Wretling.
13. Färdiga såser, glutenfria produkter och Aloe Vera – analys av näringsämnen av I Mattisson, C Gard, A Staffas och C Åstrand.
14. Kemisk riskprofil för dricksvatten av K Svensson, U Beckman-Sundh, P O Darnerud, C Forslund, H Johnsson, T Lindberg och S Sand.

