

Radioaktivt nedfall i ytvattentäkter: Delrapport 1 – Beredningsprocessers påverkan på kontaminerat dricksvatten

ULRIKA NYGREN, LINDA KARLSSON,
TORBJÖRN NYLÉN, ANNIKA TOVEDAL



Ulrika Nygren, Linda Karlsson, Torbjörn Nylén,
Annika Tovedal

Radioaktivt nedfall i ytvattentäkter: Delrapport 1 – Beredningsprocessers på- verkan på kontaminerat dricksvatten

Titel	Radioaktivt nedfall i ytvattentäkter: Delrapport 1 – Beredningsprocessers på- verkan på kontaminerat dricksvatten
Title	Radioactive fallout in surface water sources: Interim report 1 – The impact of treatment processes on contaminated drinking water
Rapportnr/Report no	FOI-R--4176--SE
Månad/Month	December
Utgivningsår/Year	2015
Antal sidor/Pages	32 p
ISSN	1650-1942
Kund/Customer	SSM
Forskningsområde	2. CBRN-frågor och icke-spridning
FoT-område	
Projektnr/Project no	E4116
Godkänd av/Approved by	Åsa Scott
Ansvarig avdelning	CBRN-skydd och säkerhet

Bild/Cover: Ytvattentäkt Piparbölesjön, foto Annika Tovedal

Detta verk är skyddat enligt lagen (1960:729) om upphovsrätt till litterära och konstnärliga verk, vilket bl.a. innebär att citering är tillåten i enlighet med vad som anges i 22 § i nämnd lag. För att använda verket på ett sätt som inte medges direkt av svensk lag krävs särskild överenskommelse.

This work is protected by the Swedish Act on Copyright in Literary and Artistic Works (1960:729). Citation is permitted in accordance with article 22 in said act. Any form of use that goes beyond what is permitted by Swedish copyright law, requires the written permission of FOI.

Sammanfattning

Denna rapport innehåller en sammanställning av svenska ytvattenverk och vattenberedningsprocesser samt hur dessa kan påverka koncentrationen av radionuklider i dricksvattnet efter ett radioaktivt nedfall. Cirka hälften av Sveriges befolkning får sitt dricksvatten från ytvattenverk. De dominerande beredningsstegen i svenska ytvattenverk som kan minska koncentrationen av radionuklider är föralkalisering, kemisk fällning, sandfiltrering och filtrering genom aktivt kol. Beredningsstegen används i ett flertal olika kombinationer och bildar olika beredningsprocesser, och de fyra vanligaste beredningsprocesserna står för 80 % av det producerade dricksvattnet från svenska ytvattentäkter. Upprenings effektiviteter för olika beredningssteg redovisas för cirka 30 olika radionuklider från 17 olika grundämnen, som har bedömts ha störst betydelse när det gäller kontamination av dricksvatten vid radioaktivt nedfall från en kärnkraftsolycka eller en kärnvapendetonation. Upprenings effektiviteterna för dessa nuklider/grundämnen baseras i huvudsak på det vetenskapliga underlaget till en brittisk handbok från Health Protection Agency (numera Public Health England, PHE) publicerad av Brown *et al.* 2008. Dessutom berörs hur koncentrationen av radionuklider i dricksvatten påverkas av distributionsnätet, vattenreningsutrustning för enskilda hushåll och rening av brunnsvatten.

Nyckelord: radionuklid, vattenverk

Summary

This report constitutes a compilation of Swedish surface water treatment plants and water treatment processes, and how they can affect the concentration of radionuclides in drinking water. Approximately half of the population in Sweden is supplied with drinking water from surface water sources. The dominating preparation steps used in Swedish surface water plants that may affect the concentration of radioactive nuclides in drinking water are lime-soda softening, chemical flocculation, sand filtration and filtration through activated carbon. These preparation steps are used in multiple combinations, which form different preparation processes. The four most common processes produce 80% of the drinking water from Swedish surface water sources. The purification efficiencies of different preparation steps for about 30 radionuclides of 17 different elements are accounted for. These radionuclides are considered to be the most significant in terms of contamination of drinking water by radioactive fallout from a nuclear power plant accident or a nuclear detonation. The efficiency in removal of these nuclides/elements from water are mainly based on the scientific support to a British handbook from the Health Protection Agency (now the Public Health England, PHE) published by Brown *et al.*, 2008. In addition, the effects on nuclide concentration depending on the distribution network, water purification equipment for households and well water purification are also briefly discussed.

Keywords: radionuclide, waterworks

Innehåll

Förkortningar och begrepp	7
Inledning.....	8
Beredning och distribution av vatten.....	9
Föralkalisering	9
Kemisk fällning	9
Snabb- och långsamfiltrering (sandfilter)	9
Övrig metodik för beredning av dricksvatten	10
Efterbehandling	10
Distribution.....	11
Aktuella nuklider	12
Upprenings effekter för aktuella nuklider och beredningssteg.....	15
Strontium	16
Yttrium	16
Zirkonium och Niob	17
Molybden och Teknetium	17
Rutenium	17
Tellur.....	17
Jod	17
Cesium	17
Barium	18
Cerium	18
Uran.....	18
Plutonium.....	18
Americium.....	19
Curium	19
Dosnivåer i vattenverken	20
Radionuklider i distributionssystemet.....	21
Vattenrening för enskilda hushåll	22
Ytvattenverk i Sverige	23
Vanligaste beredningsstegen	23
De vanligaste kombinationerna	24
Sveriges största ytvattenverk - topp fem	25
Diskussion och slutsatser	26
Fortsatt arbete	28
Referenser	29

Förkortningar och begrepp

Alkalinitet	Vattnets förmåga att neutralisera syror, anges som vätekarbonathalt (mg/l HCO_3)
Aktinider	Grundämnen med atomnummer från 89 (aktinium) och över. Här ingår t.ex. uran och plutonium
COD	Kemisk syreförbrukning, ett äldre mått på mängden organiskt material i vattnet
Lantanider	Grundämnen med atomnummer från 57 (lantan) till 71 (lutetium)
Patogen	Sjukdomsalstrande
Sandfilter	Samlingsnamn för snabb- och långsamfilter där filtermaterialet består av sand
TOC	Totalt organiskt kol, aktuellt mått på mängden organiskt material i vattnet
Turbiditet	Grumlighet, ett mått på hur mycket partiklar det finns i ett vatten
Upprening	Reducering av koncentrationen av ett specifikt ämne, i detta fall en radionuklid

Inledning

Utsläpp och nedfall från en kärnkraftsolycka eller en kärnvapendetonation kan bl.a. leda till kontaminering av råvatten, vilket riskerar att göra dricksvattnet otjänligt. Tillfälliga rekommendationer som att inte konsumera det lokala dricksvattnet, byta/lägga till en mindre kontaminerad råvattenkälla och att införa extra rening (beredning) av vattnet i vattenverken, är exempel på åtgärder som kan minska allmänhetens exponering för radioaktivitet via dricksvatten. Erfarenheter från Tjernobyl visar att motåtgärder som sätts in vid eller efter beredningen är betydligt mer effektiva jämfört med att försöka att minska kontaminationen av råvattnet med hjälp av barriärer m.m. [Smith 2001]. Vid kärnreaktorhaveriet i Fukushima gjordes kontinuerliga mätningar av ^{131}I , ^{134}Cs och ^{137}Cs i dricksvatten. Halter över riktvärdena uppmättes för ^{131}I på sex platser, och där infördes restriktioner mot att dricka det lokala vattnet [Hamada 2012].

För att kunna uppskatta den påverkan ett nedfall kan få på dricksvattenförsörjningen är kunskap om utsläppets karaktär, nuklidernas flöde i naturen och effekten av dricksvattenberedning och distribution väsentlig. Kunskap om olika motåtgärder och deras effektivitet är viktig för att kunna fatta välgrundade beslut. Det är också önskvärt att resultaten från mätningar av relevanta radionuklider efter ett nedfall kan kopplas till giltiga och på förhand fastställda gränsvärden.

Denna rapport är en underlagsrapport till projektet ”Radioaktivt nedfall i vattentäkter” som genomförs inom ramen för nationella expertgruppen för sanering (NESA) och finansieras av medel från MSB 2:4 krisberedskap. Syftet med projektet är att förbättra förmågan att värdera och hantera dricks- och bruksvattensfrågor vid radioaktivt nedfall från kärnkraftsolyckor och kärnvapendetonationer. De olika delmomenten inom projektet är inventering av vattentäkter och beredningsprocesser samt beräkningar av halter av radionuklider kopplat till ett antal typscenarier, vattentäkter och beredningsprocesser. Resultaten av arbetet i projektet kommuniceras löpande med övriga deltagare i NESA i form av workshops, utbildningar och rapportskrivning. Fokus för projektet är ytvattentäkter eftersom det framför allt är dessa som kontamineras i akutfasen vid ett nedfall, till skillnad från grundvattentäkter där kontaminationen fördröjs p.g.a. att nukliderna transporteras genom mark och berggrund innan de når grundvattnet. Denna fördröjning innebär bl.a. att kortlivade nuklider hinner sönderfalla innan vattnet bereds.

Syftet med denna rapport var att sammanställa aktuell kunskap om vilken effekt beredning av vatten har på koncentrationen av radionuklider. Beredningsprocessen består av ett eller flera beredningssteg.

Inledningsvis beskrivs de olika steg som används vid beredning av dricksvatten i svenska vattenverk.

Därefter redogörs för hur beredningsstegen påverkar koncentrationen av radionuklider i dricksvattnet.

Avslutningsvis finns en sammanställning av 152 svenska ytvattenverk och deras dricksvattenproduktion.

Vattenverken är indelade efter typ av beredningssteg eller beredningsprocesser, antal anslutna (antal personer) och den årliga produktionen.

Beredning och distribution av vatten

Råvatten genomgår ett eller flera beredningssteg innan det distribueras som dricksvatten. Vilken typ av och hur många beredningssteg som krävs avgörs av råvattnets kvalitet och variationerna är många. I Sverige används både ytvatten och grundvatten för dricksvattenproduktion. Oftast kräver ytvatten mer beredning än grundvatten p.g.a. ett högre innehåll av naturligt organiskt material (NOM) och mikrobiologisk aktivitet. Initialt blir även kontaminationen av ytvatten större än den för grundvatten vid ett nedfall. För att öka grundvattentillgången förekommer på vissa håll konstgjord infiltration av ytvatten, genom t.ex. en grusås. Livsmedelsverket rekommenderar att råvatten som härrör från konstgjord infiltration av ytvatten normalt kan betraktas som ett opåverkat grundvatten om vattnets verkliga uppehållstid mellan infiltrations- och uttagpunkterna är 14 dagar eller längre samt att avståndet mellan infiltrationspunkterna och uttaget är 40 meter eller mer. Den omättade zonen bör helst överstiga en meter [Livsmedelsverket 2014].

Här nedan följer en kort sammanställning och beskrivning av de beredningssteg som används i Sverige idag. Informationen är hämtad från Svenskt Vattens publikationer ”Dricksvattenteknik” nr 1, 2, 3 och 4 [Svenskt Vatten 2010] när inget annat anges.

Föralkalisering

För att efterföljande beredningssteg ska bli så effektiva som möjligt kan råvattnet behöva föralkaliseras. Det sker genom tillsats av t.ex. lut, kalk, krita eller soda. I svenska vattenverk förekommer föralkalisering alltid i kombination med kemisk fällning.

Kemisk fällning

Vid kemisk fällning tillsätts salter av aluminium eller trevärt järn, t.ex. aluminiumsulfat, järnsulfat eller järnklorid, till råvattnet. I Sverige används i första hand aluminiumsulfat. Vid optimalt pH hydrolyseras Al^{3+} och Fe^{3+} och bildar mono- och polynukleära amorfa komplex. Tillsatsen av Al^{3+} och Fe^{3+} och bildningen av katjoniska hydrolyserade produkter innebär att negativt laddade kolloida föroreningar (partiklar med en diameter $< 0,1 \mu m$) neutraliseras och koagulerar. Föroreningar fångas även upp (flockulerar) när den amorfa hydroxidfällningen bildas [Duan 2003]. Faktorer som påverkar flockbildningen är typ av fällningsmedel och dosering, pH, omrörningshastighet, tid och temperatur. Hjälpkoagulanter (aktiverad kiselsyra eller polymerer) kan tillsättas om vattnet är svårflockat, har låg temperatur eller om vattenverket är överbelastat. Svårflockade vatten har som regel låg alkalinitet och hög humushalt, men även mycket klara vatten är svårflockade. Kemisk fällning är ett effektivt sätt att rena vattnet från många olika föroreningar, t.ex. oorganiska partiklar, patogena mikroorganismer och löst organiskt material. Lågmolekylära oladdade organiska föreningar separeras inte bort i samma utsträckning som större, mer hydrofoba humusmolekyler. Därför kombineras ofta kemisk fällning med filtrering genom aktivt kol. En del av det organiska materialet passerar dock även genom kolfiltret.

Det flockulerade och utfällda materialet separeras från vattnet via sedimentering och ibland flotation. Sedimentation sker antingen i en stor bassäng eller i ett uppströmsfilter där det sedimenterade materialet (slam) tas omhand för att processas vidare. De vanligaste metoderna i Sverige är att leda slammet tillbaka till vattentäkten eller till ett avloppsreningsverk. Vid flotation används tryckluft för att skapa mikroskopiska luftbubblor som adsorberar till eller fångas upp av flocken. Flocken förs till ytan och kan avskiljas från vattnet.

Snabb- och långsamfiltrering (sandfilter)

Efter en grovavskiljning med sedimentering eller flotation följer en finavskiljning med snabbfilter. Snabbfilter är ett fysikaliskt filter med inert filtermaterial (vanligtvis sand eller filterkol) och en bäddtjocklek på ca 1 m. Kvarstående flock, fibrer, slam, lera, mikroorganismer m.m. fastnar, adsorberar eller sedimenterar i filtermaterialet. Effektiviteten i avskiljningen varierar, filtret är inte en fullständig barriär för mikroorganismer m.m. Vattenflödet är mellan 5 och 10 $m^3/(m^2 \cdot h)$ och filtret rengörs regelbundet (dagligen eller veckovis) genom backspolning.

En annan filterteknik som används är långsamfiltrering som nyttjas som ett slutsteg innan desinfektion. Långsamfilter består liksom snabbfiltret av en sandbädd med ca 1 m djup. Skillnader är att vattenflödet är

långsammare, mellan 0,1 och 0,2 m³/(m²·h), och att en zon med biologisk aktivitet (Schmutzdecke) byggs upp i filtret. Där bryts organiska ämnen ner, vilket reducerar bl.a. lukt och färg. Bakteriehåll i vattnet minskas med ca 99 %. Efterhand täpps filtret igen och rensas då genom att Schmutzdecke skyfflas bort och det översta lagret av sand tvättas eller byts ut.

Filtermaterialet i snabb- och långsamfilter i svenska ytvattenverk består i de flesta fall av sand och därför används fortsättningsvis samlingsnamnet sandfilter.

Övrig metodik för beredning av dricksvatten

Ytterligare beredningssteg som används vid dricksvattenproduktion är filtrering genom aktivt kol, ozonering, luftning, jonbyte och membranfiltrering.

Aktivt kol kan användas som ett separat beredningssteg eller tillsättas i snabbfiltret. Kålet absorberar framför allt organiska föreningar. Ozon är ett starkt oxidationsmedel och används som desinfektionsmedel och för att bryta ner organiskt material. Luftning används för att avlägsna flyktiga ämnen, främst koldioxid, radon och svavelväte, och att öka syrehalten i grundvatten. Luftning används även för att oxidera järn och mangan, ofta tillsammans med ett oxidationsmedel. De oxiderade metallerna avskiljs sedan genom filtrering. Luftning används inte i de svenska ytvattenverk som diskuteras i den avslutande delen av rapporten. Jonbyte används för att minska halten av nitrat, fluorid, uran och humus i vattnet. Jonbyte för reducering av humus förekommer men omfattningen i Sverige är idag mycket låg. Jonbyte är även en viktig teknik vid behandling av hårt vatten. Hårt vatten förekommer framför allt i grundvattentäkter och innebär ett högt innehåll av främst Ca²⁺ och Mg²⁺. När hårt vatten används t.ex. i hushållen kan kalk, CaCO₃, fällas ut, vilket skapar problem av olika slag. Hårt vatten måste därför avhärddas och detta görs med hjälp av jonbytare, utfällning av CaCO₃ eller med membranfiltrering (nanofilter).

Vid membranfiltrering pressas eller sugas vatten genom ett membran. Membranets porstorlek avgör vad som separeras. De porstorlekar som används är:

- Mikrofilter, porstorlek 1-0,1 µm, avskiljer t.ex. partiklar, bakterier och alger.
- Ultrafilter, porstorlek 10-100 nm, avskiljer t.ex. partiklar och virus. Används för att separera bort flock och partiklar.
- Nanofilter, porstorlek 1-10 nm, avskiljer t.ex. lösta föreningar, pesticider och mineralsalter. Används för att avskilja Ca²⁺, Mg²⁺ och humusämnen.
- Omvänd osmos, porstorlek ≤1 nm, avskiljer oorganiska joner m.m. Används bl.a. för att rena havsvatten. I Sverige används tekniken främst för att rena grundvatten från fluorid.

Vid nanofiltrering och omvänd osmos domineras transporten över membranet av olika diffusionsprocesser snarare än av filtrering.

Efterbehandling

Innan vattnet distribueras efterbehandlas det för att minska korrosion i ledningsnätet och i vissa fall inaktivera mikroorganismer. För att minska korrosionsrisken justeras pH till 8-8,5. Även vattnets alkalinitet och hårdhet justeras, och riktvärden är 50-150 mg/l HCO₃⁻ och >5 mg/l Ca²⁺. Till detta används CaCO₃, Na₂CO₃, NaHCO₃, Ca(OH)₂, NaOH och CO₂. När alkaliniteten och hårdheten höjs via filtrering av vattnet genom alkalisk massa benämns beredningssteget alkalisk filtrering.

För att minska mängden mikroorganismer i vattnet använder sig vattenverken av olika mikrobiologiska säkerhetsbarriärer. Säkerhetsbarriärerna bygger på två principer, avskiljning och inaktivering [Livsmedelsverket 2014]. Avskiljning sker via beredningssteg som kemisk fällning och olika typer av filtreringar och inaktivering genom desinfektion med klor, klordioxid, ozon eller UV-ljus. Bäst fungerar konceptet om man kombinerar de båda principerna.

Ingen av de inaktiverande säkerhetsbarriärerna för mikroorganismer ger någon uppreningseffekt av radionuklider och behandlas därför inte vidare i rapporten.

Distribution

Systemet för dricksvattendistribution består av ledningar, reservoarer och tryckstegringsstationer. Vattnets kvalitet kan förändras i distributionssystemet och detta beror främst på aktivitet i den biofilm som bildas på ledningsväggar, utfällning av aluminium, organiskt material, järn och mangan samt invändig korrosion av vattenledningar. De vanligaste ledningsmaterialen i Sverige idag är gjutjärn, polyeten och polyvinylklorid [Malm 2011].

Vilka och hur många processer som används för att bereda ett råvatten varierar. Hur det ser ut för svenska ytvattenverk behandlas längre fram i rapporten. Ett exempel på beredning av yt- respektive grundvatten visas i tabell 1.

Tabell 1. Exempel på beredning av yt- respektive grundvatten¹

Ytvatten	Grundvatten
Intag	Konstgjord infiltration
Silning	Pumpning från grundvattenmagasin
Kemisk fällning/flockulering	Luftning/oxidation
Snabbfiltrering	Snabbfiltrering
Långsamfiltrering	Justering av pH och/eller desinfektion (t.ex. UV-ljus)
Desinfektion (t.ex. UV-ljus)	
Slamhantering	

¹ www.svensktvatten.se

Aktuella nuklider

Vid en kärnkraftsolycka eller kärnvapendetonation sprids en mängd olika radionuklider. Många av dessa är kortlivade och har ingen betydelse när det gäller dosbidrag via internkontamination, d.v.s. när sönderfallet sker inne i kroppen. Långlivade nuklider anrikas i en kärnreaktor under drifttiden. Därför är den relativa aktiviteten av långlivade nuklider högre vid en kärnkraftsolycka än vid en kärnvapendetonation. Utsläppets aktivitetsnivåer beror på typ av kärnkraftsolycka och kärnvapendetonation. Hur händelsen sedan påverkar råvattenkällan beror bl.a. på avstånd och väderförhållanden. Den kemiska och fysikaliska form som nukliderna befinner sig i är en annan viktig parameter. Större partiklar, från t.ex. bränslematerial, deponerar närmare en havererad reaktor än de mer lättflyktiga nuklider som befinner sig i gasform. Den kemiska och fysikaliska formen avgör också nuklidernas omfördelning i miljön.

De nuklider som är viktigast att beakta när det gäller kontamination av dricksvatten listas i tabell 2. Urvalet av nuklider baseras på erfarenheter från atmosfäriska provsprängningar [UNSCEAR 2000:IC], provsprängningar vid Nevada Test Site [CDC and NCI 2005], Tjernobyl [UNSCEAR 2000:IIJ, UNSCEAR 2008] och Fukushima [UNSCEAR 2013, Steinhauser 2014, Hamada 2012] samt på riktlinjer för vattenkvalitet från Världshälsoorganisationen [WHO 2011] och EU [1987 och 1989]. Det är dock viktigt att påpeka att nuklidinnehållet i ett nedfall varierar och att tabell 2 är ett urval och en generalisering gjord för att täcka olika typer av scenarier utan att bli för omfattande.

Den Guidance level, GL , som anges i tabell 2 definieras som

$$GL = \frac{IDC}{h_{ing} \cdot q}$$

där IDC är ”individual dose criterion” (mSv), h_{ing} är doskoefficienten för intag av respektive radionuklid via mag- och tarmkanalen (mSv/Bq) och q är dricksvattenkonsumtionen 730 liter/år [WHO 2011]. IDC är satt till 0,1 mSv för ett års dricksvattenkonsumtion, vilket är en låg dos som inte förväntas ge några påtagliga negativa hälsoeffekter [WHO 2011]. De Guidance levels som anges är fastställda av WHO och rekommenderas att gälla under normala, rutinmässiga förhållanden. EU:s gränsvärden under normala förhållanden redovisas i Europeiska rådets direktiv 2013/51/Euratom [EU 2013]. Vid en händelse av mer allvarlig karaktär kan andra nivåer bli aktuella [WHO 2011, Hamada 2012]. Inom EU finns gränsvärden för saluförda livsmedel som kan träda i kraft vid en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation. Dessa redovisas i Europeiska rådets förordningar 3954/87 [EU 1987] och 2218/89 [EU 1989].

Tabell 2. De viktigaste nukliderna att beakta vid dricksvattenkontamination efter en kärnkraftsolycka eller en kärnvapendetonation.

Grundämne	Nuklid	T _½ ^a	Guidance level (Bq/l) ^b
Väte	³ H "Tritium"	12,3 y	10 000
Kol	¹⁴ C	5700 y	100
Strontium	⁸⁹ Sr	50,6 d	100
	⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Y	28,8 y/64,0 h	10/100
Yttrium	⁹¹ Y	58,5 d	100
Zirkonium/Niob	⁹⁵ Zr/ ⁹⁵ Nb	64,0 d/35,0 d	100/100
Molybden/Teknetium	⁹⁹ Mb/ ^{99m} Tc/ ⁹⁹ Tc	66,0 h/6,01 h/2,11·10 ⁵ y	100/100/100
Rutenium	¹⁰³ Ru	39,2 d	100
	¹⁰⁶ Ru/ ^{106m} Rh	372 d/2,18 h	10/ej angivet
Tellur	¹³² Te/ ¹³² I	3,20 d/2,30 h	100/ej angivet
Jod	¹²⁹ I	1,61×10 ⁷	1
	¹³¹ I	8,02 d	10
	¹³³ I	20,8 h	ej angivet
Cesium	¹³⁴ Cs ^c	2,06 y	10
	¹³⁷ Cs	30,1 y	10
Barium/Lantan	¹⁴⁰ Ba/ ¹⁴⁰ La	12,8 d/1,68 d	100/100
Cerium	¹⁴¹ Ce	32,5 d	100
	¹⁴⁴ Ce	285 d	10
Uran	²³⁵ U	7,04×10 ⁸ y	1
	²³⁸ U	4,47×10 ⁹ y	10
Plutonium	²³⁸ Pu	87,7 y	1
	²³⁹ Pu	24100 y	1
	²⁴⁰ Pu	6560 y	1
Americium	²⁴¹ Am	433 y	1
Curium	²⁴² Cm	163 d	10
	²⁴⁴ Cm	18,1 y	1

^a Hämtat från ENSDF <http://www.nndc.bnl.gov/ensdf/>^b Fastställt av WHO att gälla under normala, rutinmässiga förhållanden.^c Förekommer inte i ett kärnvapenedfall.

WHO:s Guidance levels omfattar även naturliga radionuklider, men dessa, förutom ³H, ¹⁴C och uran, har utelämnats i tabell 2. Uran förekommer naturligt i dricksvatten i varierande halt beroende på berggrund, men sprids även vid kärnkraftsolyckor och kärnvapendetonationer. Det bör noteras att uran även har en kemisk toxicitet som framför allt påverkar njurarna, och att den "kemiska" Guidance level för uran är 30 µg/l [WHO 2011]. Detta motsvarar 0,4 Bq/l ²³⁸U, vilket är 25 ggr lägre än den "radiologiska" Guidance level.

Både ³H och ¹⁴C bildas av kosmogena processer i atmosfären och finns därför naturligt i vår miljö, men de bildas och sprids även vid kärnladdningsdetonationer och från drift och haverier av kärnreaktorer [UNSCEAR 2000:IC]. Eftersom det långsiktiga, kollektiva dosbidraget från dessa nuklider är högt har vi valt att inkludera dem i tabell 2. Tritium förekommer främst som ³H¹HO i vatten och går därför inte att separera från råvattnet. Kol-14 sprids främst som ¹⁴CO₂ i atmosfären, inkorporeras i nybildat organiskt material och ingår i kolsyrejämvikten i vatten. Även om ¹⁴C teoretiskt skulle kunna separeras från råvattnet måste andra faktorer vägas in innan ett sådant beslut fattas. Kol-14 har lång

halveringstid, 5 700 år, och kommer att finnas i miljön fortsättningsvis men utgör inte ett primärt problem.

Rutenium-106 sönderfaller till ^{106m}Rh . Rhodium-106m kommer att befinna sig i radioaktiv jämvikt med modern ^{106}Ru efter några timmar och därmed blir separation av rhodium i beredningsprocessen inte så relevant. Den finns inkluderad i tabell 2 eftersom den kan bidra till stråldos t.ex. vid hantering av avfall från vattenreningsverket. Samma resonemang gäller för t.ex. ^{90}Y , ^{99m}Tc , ^{132}I och ^{140}La , men eftersom det även finns mer långlivade isotoper av dessa grundämnen blir separationen av dessa grundämnen i sig viktig.

I tabell 2 listas alfastrålande isotoper av uran, plutonium, americium och curium. Dessa tillhör aktinidgruppen och har alla liknande kemiska egenskaper. Det finns ingen enskild av dessa nuklider som utmärker sig med ett högt dosbidrag, men sammantaget kan dosbidraget via mag- och tarmkanalen från dessa nuklider bli betydande.

Uppreningseffekter för aktuella nuklider och beredningssteg

Hur effektivt råvattnet renas från radioaktiva ämnen beror på en mängd olika parametrar:

- Radionuklidernas kemiska egenskaper.
- Råvattnets egenskaper med avseende på innehåll av joner, organiska föreningar, partiklar/lermaterial m.m.
- Vilka och hur många beredningssteg som används.

Råvattnets egenskaper avgör hur mycket vattnet måste renas innan det kan användas som dricksvatten. Dessa egenskaper delas upp i mikrobiologiska föroreningar samt fysikaliska och kemiska parametrar [Svenskt Vatten 2008]. Den mikrobiologiska aktiviteten är mycket avgörande för hur många beredningssteg vattnet måste gå igenom. Detta påverkar indirekt halterna av radionuklider. De fysikaliska parametrar som främst påverkar separationen av radionuklider är turbiditet (grumlighet) och redoxpotential. Hög turbiditet innebär många partiklar att binda/adsorbera till, och redoxpotentialen styr oxidationsform och kemiska egenskaper hos bl.a. aktiniderna [Choppin 2007]. Begreppet kemiska parametrar omfattar pH, alkalinitet, hårdhet, klorid, sulfat, kväve, fosfor, COD/TOC, järn, mangan, aluminium syrehalt samt föroreningar i form av metaller, organiska ämnen och radionuklider. De kemiska egenskaperna styr vilka kemiska former radionukliderna befinner sig i, t.ex. löslighet/utfällning, komplexbildning och adsorption.

Radionuklider som är i partikulär form separeras från vattnet vid kemisk fällning/flockulering och vid filtrering. Dessa partiklar kan t.ex. vara lerpartiklar som radioaktiva joner bundit eller adsorberats till, men även de partiklar av radioaktivt material som sprids vid en kärnvapendetonation eller kärnkraftsolycka. Cesium har en relativt hög affinitet för lerpartiklar medan t.ex. strontium bildar lösliga komplex i naturvatten. Aktinider och lantanider bildar metallhydroxidkomplex vid relativt låga pH och separeras därför vid kemisk fällning. Många kemiska former av jod absorberas till aktivt kol.

Här nedan följer en sammanställning av kunskapsläget angående hur de grundämnen som listats i tabell 2 påverkas av olika beredningssteg. Sammanställningen baseras på det vetenskapliga underlaget till den handbok som behandlar dricksvattenhantering vid händelser med radioaktiva ämnen som brittiska Health Protection Agency (HPA, numera Public Health England, PHE) publicerat [Brown 2008].

I HPAs publikation har publicerade uppreningseffektiviteter för enskilda grundämnen vid olika beredningssteg sammanställts. Ett urval av dessa, som är aktuella vid de scenarier som berörs i denna rapport, finns listade i tabell 3 nedan. De uppreningseffektiviteter som anges baseras på respektive ämnes kemiska egenskaper, och inte på fysiska egenskaper för t.ex. partiklar av radioaktivt material. Partiklar kommer som nämnts ovan att separeras bort i olika filtreringsprocesser och de effektiviteter som anges i tabell 3 gäller lösliga former av respektive ämne. Uppreningseffektiviteten, E , definieras som

$$E = 1 - \left(\frac{A_2}{A_1} \right)$$

där A_1 är aktivitetsskoncentrationen i vattnet före beredningssteget och A_2 är aktivitetsskoncentrationen i vattnet efter beredningssteget. Eftersom det finns en stor variation i uppreningseffektiviteter även för samma ämne vid samma typ av process har Brown *et al.* valt att använda fyra olika effektivitetsintervall vid sammanställningen av uppreningseffektiviteter. Uppreningseffektiviteten anges i procent.

Omvänd osmos är en mycket effektiv och generell metod för att separera oorganiska joner och kommer därför inte att beröras specifikt för varje ämne [Rana 2013, Montaña 2013].

Tabell 3. Uppreningseffektivitet för olika grundämnen (i löslig form) vid olika typer av beredningssteg. Tabellen är hämtad från EPA [Brown 2008] med vissa tillägg och ändringar som har gjorts baserat på innehållet i denna rapport.

Ämne	Kemisk fällning	Sandfilter (snabb & långsam)	Aktivt kol	Jonbytare	Omvänd osmos
Strontium	XX(XX) ^a	XX	X	XXX	XXXX
Yttrium	XXXX	XXXX	XX	XXXX	XXXX
Zirkonium	XXXX	XX	XX	XXXX	XXXX
Niob	XXXX	XX	XX	XXXX	XXXX
Molybden/Teknetium	XXX	XXX	XX	XXX	XXXX
Rutenium	XXX	XX	XX	XXX	XXXX
Tellur	XXX	XX	XX	XXX	XXXX
Jod	XX	XX	XXX	XXX	XXXX
Cesium	XX	XX	X	XXX	XXXX
Barium	XXXX	XX	X	XXXX	XXXX
Lantan	XXXX	XXX	XX	XXXX	XXXX
Cerium	XXXX	XXXX	XX	XXXX	XXXX
Uran	XXXX	X	XX	XXXX	XXXX
Plutonium	XXXX	XX	XXX	XXXX	XXXX
Americium	XXXX	XX	XXX	XXXX	XXXX
Curium	XXXX	XX	XXX	XXXX	XXXX

X=<10 %, XX=10-40 %, XXX=40-70 % och XXXX=>70 % uppreningseffektivitet.

^a) Kemisk fällning i kombination med föralkalisering med kalk ökar uppreningseffektiviteten för strontium.

Strontium

Strontium binder inte i någon större utsträckning till partikulärt material och behöver ett relativt högt pH för att bilda olösliga hydroxider [Baeza 2004]. Därför är varken kemisk fällning eller sandfilter effektiva metoder för att separera strontium [Haberer 1989]. Gäfvert *et al.* har studerat upprening av radionuklider i ett vattenverk anslutet till sjön Bolmen. Beredningsprocessen bestod av fällning med aluminiumsulfat eller järnklorid följt av sedimentering, snabbfiltrering och långsamfiltrering. Aktivitetskoncentrationen av ⁹⁰Sr var opåverkad genom hela processen [Gäfvert 2002].

Laboratorieförsök visar att strontiumspecifika jonbytare kan vara effektiva och att även tillsats av naturliga adsorbenter/zeoliter kan ha en relativt hög effektivitet [Sato 2011, Haberer 1989]. Dessa metoder är inte så vanliga vid beredning av vatten men kan eventuellt användas som ett tillägg vid ett nedfall.

Även avhårdning av hårt vatten med utfällning av kalk, CaCO₃, har visat sig vara effektivt för att separera strontium [Haberer 1989, Brown 2008]. Avhårdning i vattenverken sker oftast i kombination med kemisk fällning och benämns då föralkalisering.

Yttrium

Yttrium finns inte med i HPAs sammanställning av uppreningsskador. Straus inkluderade yttrium i sin studie angående effekten av olika beredningssteg på halterna av radionuklider [Straus 1955]. Resultaten visade en god rening av yttrium för kemisk fällning (34-99 %), sandfilter (87 %) och jonbytare (86-99 %). Övriga uppreningseffektiviteter i tabell 3 är

egna uppskattningar som baseras på att yttrium är trevärt i vattenlösning och kemiskt liknar lantaniderna.

Zirkonium och niob

Det finns inte så mycket data angående separation av zirkonium och niob vid olika beredningssteg. Kemisk fällning, sandfiltrering och jonbyte anses ha relativt hög effektivitet. Angivna effektiviteter för övriga processer är uppskattningar enligt Brown *et al.* baserade på kemiska likheter med andra ämnen [Brown 2008].

Molybden och teknetium

Enligt Brown *et al.* finns det få studier angående upprening av molybden och teknetium, och resultaten av dessa visar på en uppreningseffektivitet från 0 till 60 % för kemisk fällning och att tillsats av naturliga adsorbenter inte har någon effekt på teknetium [Thomson 2003]. Angivna effektiviteter är baserade på denna information och uppskattningar utifrån ämnens kemiska egenskaper [Brown 2008].

Rutenium

Kemisk fällning är en relativt effektiv metod för separation av rutenium enligt data från ett flertal studier, bl.a. Goossens *et al.* [1989]. Övriga effektiviteter är uppskattningar eller baserade på enstaka studier [Brown 2008].

Tellur

Inga uppreningseffektiviteter finns angivna i litteraturen. Angivna effektiviteter är uppskattningar enligt Brown *et al.* [2008].

Jod

Jod finns i flera olika kemiska former i naturliga vatten, främst som jodid (I^-), jodat (IO_3^-) och bundet till organiska föreningar [Kaplan 2014]. Enligt flera studier är kemisk fällning ineffektivt vid separation av jod, främst för att jod föreligger som jodid och/eller jodat med hög löslighet [Goossens 1989]. Det finns även ett flertal studier angående separation av jod i sandfilter, och resultaten är mycket varierande, vilket speglar att de kemiska formerna av jod beror på råvattnets egenskaper. Den angivna nivån 10-40 % i tabell 3 är en konsensus av dessa studier [Haberer 1989, Brown 2008]. Erfarenheter från Fukushima visar att ^{131}I inte renades vid kemisk fällning och sedimentering, medan uppreningen med aktivt kol var 30-40 % [Kosaka 2012]. Efterföljande laboratorieförsök visade att klorering före upprening med aktivt kol ökade uppreningseffektiviteten. Aktivt kol är sedan tidigare en känd metod för att rena vatten från framför allt jodorganiska föreningar.

Jonbyte har studerats i laboratoriemiljö och är effektivt framför allt för jodid men fungerar även bra för övriga kemiska former. Att tillsätta naturliga adsorbenter eller kalkfällning är däremot inte effektivt för jodseparation [Brown 2008].

Cesium

Det finns flera studier angående upprening av cesium med kemisk fällning och sandfilter, och resultaten visar en låg uppreningseffektivitet för båda processerna [Haberer 1989].

Cesium har hög löslighet och bildar inte en fast hydroxid, vilket antagligen är orsaken till detta [Baeza 2004]. Studien av vattenrening från sjön Bolmen visade ingen reduktion av aktivitetsskoncentrationen av ^{137}Cs för något av beredningsstegen [Gäfvert 2002].

Erfarenheter från Fukushima visade god rening (från 50 % och uppåt, i de flesta fall kring 90 %) av ^{134}Cs och ^{137}Cs vid kemisk fällning och filtrering för vatten med hög turbiditet,

medan uppreningen var 5-6 % för vatten med låg turbiditet. Tillsats av sediment ökade uppreningen av cesium från vattnet med initialt låg turbiditet [Kosaka 2012].

Jonbyte har studerats i laboratoriemiljö med gott resultat, över 90 % effektivitet. Tillsats av naturliga adsorbenter har också studerats och resultaten visar mellan 35-100 % effektivitet [Haberer 1989, Brown 2008]. Detta är således metoder som skulle kunna läggas till vid behov [Liu 2014]. Varken aktivt kol eller kalkutfällning är effektivt för att separera cesium [Brown 2008].

Barium

Det finns mycket få studier angående separation av barium i olika beredningssteg. I den undersökning som gjordes av Straub 1955 rapporteras gemensamma uppreningsfaktorer för ^{140}Ba och ^{140}La [Straub 1955]. Vid kemisk fällning med aluminium- eller järnsulfat fälls barium ut som bariumsulfat och uppreningseffektiviteten blir hög. Barium tillhör gruppen alkaliska jordartsmetaller och liknar kemiskt strontium. Det har därför antagits att uppreningseffektiviteter för barium i de övriga processerna är i samma storleksordning som för strontium. Angivna intervall i tabell 3 är, med undantag från kemisk fällning, baserade på resultaten från Straub och jämförelser med strontium.

Cerium

Det finns ett fåtal studier angående uppreningseffektivitet för cerium vid kemisk fällning och sandfiltrering. Resultaten visar på en hög separation för dessa processer. Övriga effektiviteter är uppskattningar [Brown 2008].

Uran

Uran finns naturligt i relativt höga halter i grundvatten i bl.a. Skandinavien och Nordamerika. Det finns därför mycket forskning gjord på separation av uran från vatten. Studierna visar att kemisk fällning är ett mycket effektivt sätt att separera uran, medan sandfiltrering inte har så bra effekt [Gäfvert 2002]. Baeza *et al.* har visat att effektiviteten för uranseparation vid fällning med aluminiumsulfat är optimalt vid pH 6, eftersom uran då delvis föreligger som de oladdade komplexen $\text{UO}_2\text{CO}_2(\text{aq})$ och $\text{UO}_2(\text{OH})_2(\text{aq})$ [Baeza 2012, Choppin 2007].

Jonbyte är också effektivt och används för att rena vatten från privata brunnar från uran [Vaaramaa 2000]. Studier angående tillsats av naturliga adsorbenter visar god effektivitet framför allt för fosfatbaserade adsorbenter [Thomson 2003]. Avhärdning av hårt vatten med kalkutfällning har också visat god uppreningseffektivitet för uran [Brown 2008].

Plutonium

För plutonium dominerar det olösliga hydroxidkomplexet $\text{Pu}(\text{OH})_4$ vid pH över 5 i syresatta vatten [Choppin 2007], vilket gör separation med kemisk fällning effektiv [Gäfvert 2002]. Sandfiltrering kan vara effektivt, men visar mer varierande resultat på 10-90 % [Gäfvert 2002, Brown 2008]. Aktivt kol har mycket liten effekt om inte plutoniet är adsorberat till humusmaterial då uppreningseffektiviteten kan bli god. Jonbyte har visat sig vara mycket effektivt för separation av plutonium [Brown 2008].

Laboratorieförsök har bl.a. visat att aluminiumsilikater har hög affinitet framför allt för fyrvärt plutonium [Begg 2013] och att även fosfatbaserade adsorbenter har hög uppreningseffektivitet för plutonium [Thomson 2003].

Americium

Det finns få studier angående separation av americium i olika beredningssteg. Eftersom americium kemiskt liknar uran och plutonium har uppreningseffektiviteter uppskattats baserat på detta [Brown 2008]. Baeza *et al.* studerade kemisk fällning av ^{241}Am från råvatten och konstaterade över 90 % utfällning vid pH över 6, vilket överensstämmer med uppskattad uppreningseffektivitet för kemisk fällning [Baeza 2004]. Thomson *et al.* har studerat sorption av bl.a. americium på apatit vid laboratorieförsök, och konstaterar hög effektivitet [Thomson 2003].

Curium

Det finns inga studier angående separation av curium i olika beredningssteg. Eftersom curium framför allt liknar americium kemiskt har samma uppreningseffektiviteter som för americium antagits.

Dosnivåer i vattenverken

Vid beredning av råvatten som kontaminerats med radionuklider kommer nukliderna att ansamlas i olika steg i beredningsprocessen. Detta kan dels utgöra ett strålskyddsproblem för personalen vid vattenverken, dels bli ett problem vid hantering av avfall från vattenberedningsprocessen. Brown *et al.* har räknat på de aktivitetskoncentrationer som kan uppkomma i filtermaterial, slam och avfallsvatten, d.v.s. vatten från filterrengöring och avvattnings av sedimentet från flockningsanläggningen, baserat på en aktivitetskoncentration av 1 Bq l^{-1} av respektive nuklid i råvattnet. Resultaten visar att de högsta aktivitetskoncentrationerna kommer att finnas i slammet från kemisk fällning. Som en konsekvens av detta beräknas de högsta doserna till personalen komma från hantering av kontaminerat slam [Brown 2008]. Detta är dock endast uppskattningar med stora osäkerheter och variationer i en mängd parametrar, t.ex. vattenproduktion, mängd slam som produceras och storlek på filterbäddar. En fortsättning på arbetet i detta projekt är att koppla angivna uppreningseffektiviteter (tabell 3) till några typscenarier och utsläppshalter för att kunna göra uppskattningar av aktivitetsnivåer i det färdiga dricksvattnet och i olika restprodukter från vattenberedningen. Baserat på detta kan därefter dosuppskattningar göras och preliminära rekommendationer ges angående t.ex. avfallshantering och skydd av personal vid vattenverken.

Strålsäkerhetsmyndigheten har undersökt ansamling av naturligt förekommande radionuklider i filter i svenska vattenverk [Östergren 2005]. Undersökningen omfattade fem vattenverk och en privat vattentäkt, och i de anläggningar som undersöktes utgjorde filtermaterialet inget strålskydds- eller avfallsproblem. Författarna anger dock att detta inte utesluter att det kan förekomma problem med radon eller externstrålning vid andra svenska vattenverk.

Radionuklider i distributionssystemet

Oorganiska ämnen kan fästa vid korroderade väggar och biofilm i vattenledningssystemet, och därefter lossna och kontaminera dricksvattnet. Exempel på detta finns bl.a. från USA, där aktiviteten av ^{226}Ra observerades vara högre i kranvattnet hos konsumenterna än i det vatten som lämnade vattenverket. Detta visade sig bero på en ackumulering av ^{226}Ra under flera års tid följt av desorption p.g.a. rengöring av ledningar eller förändringar i beredningsprocessen [Fisher 2000]. Det finns även en studie som påvisar ackumulering av naturliga torium- och uranisotoper i ledningsnätet [Lytle 2014].

Det finns också forskning som visar att strontium fäster både till järn och cementmaterial, och att adsorptionen ökar med ökat pH och karbonathalt. Även cesium fäster till cement men i betydligt mindre utsträckning än strontium. Cesium kan fästa till järn men detta sker inte om ett vattenflöde upprätthålls. Att tillfälligt sänka pH-värdet kan vara ett sätt att rengöra ledningssystemen från adsorberat cesium och strontium [Szabo 2014], det är dock oklart till vilken nivå.

Olika typer av biomassa kan adsorbera radionuklider. Detta har bl.a. studerats med syfte att kunna använda biosorption för att rena dricksvatten efter utsläpp från en kärnkraftsolycka. Resultaten visar att bl.a. Cs, Sr och Am kan ha en relativt hög uppreningseffektivitet beroende på typ av bakterie/alg, fosforylering av biomassan och vattnets pH [Pohl 2006].

Vattenrening för enskilda hushåll

Vad enskilda hushåll kan göra för att minska exponeringen från radioaktiva ämnen kommer att aktualiseras vid en händelse. En åtgärd kan vara att använda enskilda, mindre vattenreningsanläggningar för att rena dricksvattnet. Det finns olika typer av vattenreningsutrustning för enskilda hushåll, t.ex. kannor där små mängder kranvatten renas ytterligare, större reningsanläggningar som kopplas på befintligt kranvatten och anläggningar för rening av vatten från enskilda brunnar.

Efter olyckan i Fukushima 2011 studerades bl.a. effektiviteten för utrustningar anpassade för rening av kranvatten i hushåll. Sato *et al.* undersökte uppreningseffektiviteten för jodid, jodat, cesium, barium och zirkonium efter rening med s.k. ”pot-type water purifiers”. Filtren i vattenrenarna bestod av en kombination av aktivt kol, mineralpartiklar och partikelfilter eller aktivt kol och jonbytare. Uppreningseffektiviteten för jodid, cesium och barium var generellt hög (75-100 %), medan den för strontium och zirkonium varierade (40-90 % respektive 0-100 %) beroende på typ av utrustning. Uppreningseffektiviteten för jodat var ca 40 % [Sato 2011]. Higaki och Hirota studerade rening av regnvatten med utrustning av samma typ som Sato *et al.*, och konstaterade hög uppreningseffektivitet för ^{131}I (94-98 %) och ^{134}Cs , ^{137}Cs (84-92 %). Ingen speciering av jod genomfördes, men författarna hänvisar till att absorptionen av jodid är högre än den för jodat på aktivt kol för att förklara resultaten [Higaki 2012]. Försök gjordes även att koka kranvatten för att minska halten ^{131}I , vilket inte fungerade [Tagami 2011].

Det finns relativt mycket arbete gjort vad gäller rening av brunnsvatten från naturligt förekommande radionuklider. Det har bl.a. undersökts i det EU-finansierade projektet TENAWA [Annanmäki 2000]. Däremot finns det inte så många studier gjorda vad gäller rening av brunnsvatten efter ett radioaktivt nedfall. De reningsmekanismer som rutinmässigt används för brunnsvatten är främst luftning, kalkning, jonbyte, aktivt kol och omvänd osmos. För att minska halten järn och/eller mangan i brunnsvatten används t.ex. en kombination av luftning, kalkning och sandfilter, vilket ger utfällning av hydroxider som ansamlas i ett sandfilter, dvs. samma typ av process som kemisk fällning i vattenverken [Vesterbacka 2008]. Eftersom teknikerna för rening av brunnsvatten i stort sett baseras på samma typ av separation som de storskaliga processerna i vattenverken kan uppreningseffektiviteterna i tabell 3 även användas vid frågeställningar som gäller brunnsvatten.

Ytvattenverk i Sverige

Cirka 1750 kommunala vattenverk försörjer större delen av Sveriges befolkning med 900 miljoner kubikmeter dricksvatten per år. Hälften av befolkningen får sitt vatten från ett ytvattenverk. Ytvattenverken är ofta stora, de försörjer bl.a. Sveriges största städer, men de är också relativt få. Endast 170 stycken av de 1750 vattenverken är ytvattenverk [Svenskt vatten 2014].

År 2011 fick Ramböll VA-process i uppdrag av Svenskt vatten att samla in uppgifter om processer vid samtliga vattenverk i Sverige. All data och statistik lagrades i en databas och från denna databas har information om processer hos ytvattenverken i Sverige sammanställts. I databasen finns 152 stycken ytvattenverk med totalt ca 4,3 miljoner anslutna personer. Åtta av verken (ca 17 000 anslutna) blandar både yt- och grundvatten. Dessa har i sammanställningen tagits med som ytvattenverk.

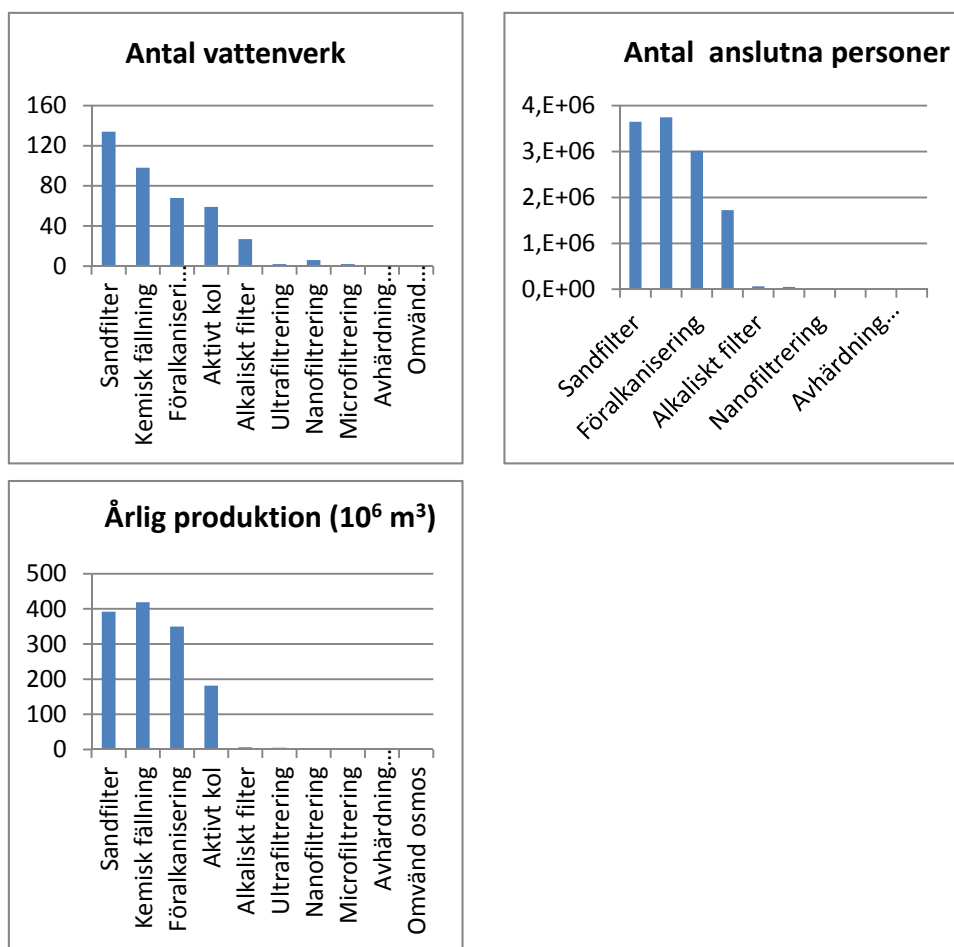
De vanligaste beredningsstegen

Ytvattenverken använder nio olika beredningssteg, som kan ha inverkan på upprening av radionuklider och kombinerar dem på olika sätt. De enskilda beredningsstegen och hur frekvent de används listas i tabell 4 och illustreras i figur 1. Det är tydligt att de beredningssteg som dominerar i svenska ytvattenverk är sandfiltrering, kemisk fällning, föralkalisering och filtrering genom aktivt kol. Notera att den för projektet viktigaste parametern är antalet anslutna personer eftersom den, tillsammans med genomsnittligt dricksvattenintag, kan användas för att beräkna individ- och kollektivdos.

Tabell 4. Beredningssteg, som kan ha inverkan på upprening av radionuklider, i svenska ytvattenverk. Beredningsstegen är listade i fallande ordning med avseende på antal vattenverk.

Beredningssteg	Antal vattenverk	Antal anslutna personer	Årlig produktion (m ³)
Sandfilter	134	$3,65 \cdot 10^6$	$3,92 \cdot 10^8$
Kemisk fällning	98	$3,75 \cdot 10^6$	$4,19 \cdot 10^8$
Föralkalisering ^a	68	$3,02 \cdot 10^6$	$3,50 \cdot 10^8$
Aktivt kol	59	$1,72 \cdot 10^6$	$1,82 \cdot 10^8$
Alkaliskt filter	27	$6,51 \cdot 10^4$	$6,52 \cdot 10^6$
Ultrafiltrering	2	$5,1 \cdot 10^4$	$5,10 \cdot 10^6$
Nanofiltrering	6	$1,8 \cdot 10^4$	$1,03 \cdot 10^6$
Mikrofiltrering	2	$9,5 \cdot 10^3$	$6,0 \cdot 10^5$
Avhärdning jonbyte	1	$4 \cdot 10^2$	$3,6 \cdot 10^4$
Omvänd osmos	1	$5 \cdot 10^2$	$1,3 \cdot 10^4$

^a I cirka hälften av vattenverken samt till 90 % av antalet anslutna och den årliga produktionen används kalk för föralkaliseringen.



Figur 1. Förekomst av olika beredningssteg i svenska ytvattenverk. De flesta vattenverk använder kombinationer av de olika stegen men här är de listade var för sig.

De vanligaste kombinationerna

Vilka och hur många beredningssteg som används varierar stort mellan vattenverken och det förekommer sammanlagt 40 olika kombinationer (beredningsprocesser). Det är dock fyra beredningsprocesser som dominerar med avseende på årlig produktion och antal anslutna personer. Drygt 80 % av alla personer som är anslutna till ytvattenverk får sitt vatten från verk som använder någon av dessa fyra processer. Dessa vattenverk (37 %) producerar också drygt 80 % av det vatten som kommer från ytvattenverk (tabell 5).

Tabell 5. De fyra vanligaste beredningsprocesserna sett till antal anslutna personer och årlig produktion. Andel anslutna personer och årlig produktion anges i förhållande till samtliga svenska ytvattenverk. Vid samtliga föralkaliseringssteg i tabellen används kalk.

Beredningsprocesser	Andel vattenverk	Andel anslutna personer	Årlig produktion
Föralkalisering, kemisk fällning, sandfilter	11 %	44 %	46 %
Kemisk fällning, sandfilter, aktivt kol	9 %	17 %	15 %
Föralkalisering, kemisk fällning, aktivt kol	2 %	12 %	14 %
Sandfilter	15 %	8 %	7 %
Totalt	37 %	82 %	82 %

Sveriges största ytvattenverk - topp fem

De fem största ytvattenverken är sammanställda i tabell 6. Cirka 2,3 miljoner svenskar får sitt vatten från något av de fem största ytvattenverken. Tillsammans står de för ca 55 % av den årliga produktionen av dricksvatten från ytvattentäkter. Tre av de fem ytvattenverken använder samma beredningsprocess: föralkalisering, kemisk fällning och sandfilter. Alla fem använder sig av beredningssteget kemisk fällning.

Tabell 6. Sveriges fem största ytvattenverk. Anslutna personer och årlig produktion anges både i absoluta tal och som andel i förhållande till samtliga svenska ytvattenverk. Vid samtliga föralkaliseringssteg i tabellen används kalk. Vid vattenverk 4 används även lut.

Vattenverk	Beredningsprocesser	Anslutna		Årlig produktion	
		Antal personer	Andel	m ³	Andel
1	Föralkalisering, kemisk fällning sandfilter	7·10 ⁵	16 %	8,8·10 ⁷	19 %
2	Kemisk fällning, sandfilter, aktivt kol	5·10 ⁵	12 %	4,3·10 ⁷	9 %
3	Föralkalisering, kemisk fällning, sandfilter	5·10 ⁵	12 %	5,7·10 ⁷	12 %
4	Föralkalisering, kemisk fällning, sandfilter	4·10 ⁵	9 %	4,0·10 ⁷	8 %
5	Föralkalisering, kemisk fällning, aktivt kol	2,5·10 ⁵	6 %	3,2·10 ⁷	7 %

Diskussion och slutsatser

I en ytvattentäkt kan ett radioaktivt nedfall hamna direkt på vattenytan och därför är ytvattentäkter initialt mer utsatta än grundvattentäkter. Vi valde därför att fokusera på ytvattentäkter. Det är dock viktigt att notera att ytvatten under normala förhållanden genomgår en mer omfattande beredning än grundvatten. Det beror på att ytvatten innehåller mer naturligt organiskt material och har en större mikrobiologisk aktivitet.

Endast 10 % av de svenska vattenverken är ytvattenverk. Eftersom de oftast är stora får dock ungefär hälften av Sveriges befolkning sitt dricksvatten från just ytvattenverk. I ytvattenverken används en mängd olika beredningssteg, varav nio stycken kan ha inverkan på upprening av radionuklider. Av dessa nio är det fyra beredningssteg som dominerar: föralkalisering, kemisk fällning, sandfilter och aktivt kol. Kombinationerna av dessa fyra steg står tillsammans för drygt 80 % av både den årliga produktionen och av antalet anslutna personer till ytvattenverken. Dessutom får ca 2,3 miljoner svenskar sitt vatten från något av de fem största ytvattenverken, varav samtliga använder kombinationer av de fyra beredningsstegen. Tre av dessa fem vattenverk använder för övrigt samma typ av kombination: föralkalisering, kemisk fällning och sandfilter. Sammantaget är det därför lämpligt att, vid de beräkningar som ska göras längre fram i projektet, fokusera på de fyra vanligaste beredningsstegen och de vanligaste kombinationerna (tabell 5).

Vad gäller kontamination av dricksvatten vid radioaktivt nedfall från en kärnkraftsolycka eller en kärnvapendetonation (åskådarfallet) bedömdes 29 olika radionuklider från sammantaget 17 olika grundämnen vara viktiga att beakta. Dricksvatten räknas som livsmedel och bl.a. WHO har tagit fram riktvärden som rekommenderas att gälla under normala, rutinemässiga förhållanden (Guidance levels, tabell 2). Vid en händelse av mer allvarlig karaktär kan andra nivåer bli aktuella och inom EU finns gränsvärden som kan träda i kraft vid en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation [EU 1987, EU 1989, EU 2013].

Vilken effekt de olika beredningsstegen har på koncentrationen av radionuklider beror till stor del på om nukliderna förekommer i partikulär eller löslig form. Till exempel har cesium en relativt hög affinitet för lerpartiklar medan strontium bildar lösliga komplex i vatten. Radionuklider i partikulär form separeras väl vid såväl kemisk fällning som vid filtrering genom sandfilter. Hur de fyra vanligaste beredningsstegen påverkar reningen från radionuklider i löslig form kan utläsas av sammanställningen i tabell 3. Eftersom det är många olika parametrar som påverkar uppreningen och genomförda studier dessutom visar på en stor variation i uppreningseffektiviteter, även för samma ämne vid samma typ av process, är måtten på uppreningen relativt grovt hållna: <10 %, 10-40 %, 40-70 % och >70 %. Många kemiska former av jod absorberas till aktivt kol och uppreningseffektiviteten för det beredningssteget är 40 -70 %, medan den är relativt låg (< 40 %) i de övriga stegen. Lösligt cesium har en relativt låg uppreningseffektivitet, < 40 % i vart och ett av de fyra beredningsstegen. Strontiums uppreningseffektivitet är också relativt låg, men ökar från 10-40 % till >70 % vid en föralkalisering med kalk. Aktinider och lantanider bildar metallhydroxidkomplex vid relativt låga pH och separeras därför vid kemisk fällning. För de grundämnen där undersökningar saknas (tellur och curium, men i vissa fall även yttrium, zirkonium, niob, rutenium, cerium och americium) är uppskattningarna baserade på deras kemiska likheter med andra grundämnen.

Föralkalisering med kalk innan kemisk fällning påverkar reningen av strontium. I svenska ytvattenverk görs även föralkalisering med lut, soda eller krita. Denna rapport visar inte hur dessa typer av föralkaliseringar påverkar uppreningseffektiviteten, men eftersom det i 90 % av fallen är kalk som används får de övriga varianterna mindre betydelse. Omvänd osmos är den mest effektiva uppreningsprocessen för att separera oorganiska joner men används endast i ett svenskt ytvattenverk med endast 500 anslutna personer (tabell 4). Även jonbytare har generellt hög uppreningseffektivitet men används också bara i ett, lika litet, ytvattenverk (tabell 3). Omvänd osmos och jonbyte skulle kunna sättas in som extra reningssteg vid ett radioaktivt nedfall (tabell 4). Eftersom jodisotoperna kan ge en försvarlig del av den interna stråldosen vid ett nedfall kan det vara värt att undersöka möjligheten

till ett extra reningssteg med aktivt kol i slutet av reningsstegen. Detta skulle kunna öka reningseffektiviteten särskilt för organiskt bunden jod. Även tillsats av naturliga adsorbenter, t.ex. lermineral, kan vara verkningsfullt. I HPAs studie anges tillsats av naturliga adsorbenter ge en uppreningseffektivitet på 10-70 % för de flesta av de viktigaste grundämnena [Brown 2008]. Som exempel kan nämnas 10-40 % för jod och 40-70 % för cesium. Huruvida det är tekniskt möjligt och ekonomisk försvarbart att sätta in extra reningssteg behöver utredas ytterligare. Det bör även nämnas att utrustningar anpassade för ytterligare rening av kranvatten i hushållen har visat på hög reningseffektivitet för jod och cesium.

Distributionen av vatten, från vattenverket till kranen, kan också i viss mån påverka koncentrationen av radioaktiva ämnen. Oorganiska ämnen kan fästa vid korroderade väggar och biofilm i vattenledningssystemet, och därefter lossna och kontaminera dricksvattnet. Att tillfälligt sänka pH-värdet kan vara ett sätt att rengöra ledningssystemen, det är dock oklart till vilken nivå.

Tekniker för beredning av brunnsvatten baseras i stort sett på samma processer som i vattenverken och därför kan uppreningseffektiviteterna i tabell 3 även användas vid frågeställningar som rör brunnsvatten.

Fortsatt arbete

Nästa steg i projektet blir att koppla ihop uppreningseffektiviteterna för olika radionuklider och beredningsprocesser med några typscenarier för radioaktivt nedfall. Källtermer, tidpunkter från utsläppstillfället, vattenflöden m.m. kommer att behöva studeras, modelleras och exemplifieras. Målsättningen är att det utifrån utsläppshalter ska gå att göra uppskattningar av aktivitetsnivåer både i det färdiga dricksvattnet och i olika restprodukter från vattenberedningen, exempelvis slam. Baserat på aktivitetsnivåerna går det sedan att göra dosuppskattningar och formulera preliminära rekommendationer angående dels vattnets användbarhet, dels avfallshantering och skydd av personal vid vattenreningsverken.

Referenser

- Annanmäki 2000 M. Annanmäki, T. Turtiainen (eds.), Treatment Techniques for Removing Natural Radionuclides from Drinking Water. STUK-A169. Helsinki (2000)
- Begg 2013 J. D. Begg, M. Zavarin, P. Zhao, S. J. Tumey, B. Powell, A. B. Kersting, *Pu(V) and Pu(IV) sorption to montmorillonite*, Environ. Sci. Technol. 47 (2013) 5146-5153
- Brown 2008 J. Brown, D. Hammond, B. T. Wilkins, *Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinking water and risks to operatives at water treatment works: Supporting scientific report*, Health Protection Agency, HPA-RPD-041, 2008
- Baeza 2004 A. Baeza, M. Fernández, M. Herranz, F. Legarda, C. Miró, A. Salas, *Elimination of man-made radionuclides from natural waters by applying a standard coagulation-flocculation process*, J. Radioanal. Nucl. Chem., 260 (2004) 321-326
- Baeza 2012 A. Baeza, A. Salas, J. Guillén, *Adaptation of working conditions of an operating drinking water treatment plant to remove naturally occurring radionuclides*, Water Air Soil Pollut., 223 (2012) 5057-5069
- CDC och NCI 2005 *Report on the feasibility of a study of the health consequences to the American population from nuclear weapons tests conducted by the United States and other nations*, Prepared for the US Congress by the Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention and National Cancer Institute (2005)
- Choppin 2007 G. R. Choppin, *Actinide speciation in the environment*, J. Radioanal. Nucl. Chem. 273 (2007) 695-703
- Duan 2002 J. Duan, J. Gregory, *Coagulation by hydrolyzing metal salts*, Adv. Colloid Interfac. 100-102 (2003) 475-502
- ENSDF Evaluated Nuclear Structure Data File, <http://www.nndc.bnl.gov/ensdf/>
- EU 1987 *Rådets förordning (Euratom) nr 3954/87 av den 22 december 1987 om gränsvärden för radioaktivitet i livsmedel och djurfoder efter en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation*
- EU 1989 *Rådets förordning (Euratom) nr 2218/89 av den 18 juli 1989 om ändring av förordning (Euratom) nr 3954/87 om gränsvärden för radioaktivitet i livsmedel och djurfoder efter en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation*
- EU 2013 *Rådets direktiv 2013/51/Euratom om fastställande av krav avseende skydd av allmänhetens hälsa mot radioaktiva ämnen i dricksvatten*
- Fisher 2000 E. L. Fisher, L. J. Fuortes, R. L. Valentine, M. Mehrhoff, R. W. Field, *Dissolution of ²²⁶Radium from pipe-scale deposits in a public water supply*, Environ. Int. 26 (2000) 69-73
- Goossens 1989 R. Goossens, A. Delville, J. Genot, R. Halleux, W. J. Masschelein, *Removal of the typical isotopes of the Chernobyl fall-out by conventional water treatment*, Wat. Res. 23 (1989) 693-697

- Gäfvert 2002 T. Gäfvert, C. Ellmark, E. Holm, *Removal of radionuclides at a waterworks*, J. Environ. Radioact., 62 (2002) 105-115
- Hamada 2012 N. Hamada, H. Ogino, *Food safety regulations: What we learned from the Fukushima nuclear accident*, J. Environ. Radioactiv. 111 (2012) 83-99
- Haberer 1989 K. Haberer, *Radioactivity – Requirements and possibilities of the water treatment*, Water Supply, 7 (1989) 201-205
- Higaki 2012 S. Higaki, M. Hirota, *Decontamination efficiencies of pot-type water purifiers for ^{131}I , ^{134}Cs and ^{137}Cs in rainwater contaminated during Fukushima Daiichi nuclear disaster*, PLoS ONE 7(5). E37184. doi: 10.1371/journal.pone.0037184
- Kaplan 2014 D. I. Kaplan, M. E. Denham, S. Zhang, C. Yeager, C. Xu, K. A. Schwehr, H. P. Li, Y. F. Ho, D. Wellman & P. H. Santschi, *Radioiodine Biogeochemistry and Prevalence in Groundwater*, Crit. Rev. Env. Sci. Tec., 44:20 (2014) 2287-2335
- Kosaka 2012 K. Kosaka, M. Asami, N. Kobashigawa, K. Ohkubo, H. Terada, N. Kishida, M. Akiba, *Removal of radioactive iodine and cesium in water purification processes after an explosion at a nuclear power plant due to the great East Japan earthquake*, Wat. Res., 46 (2012) 4397-4404
- Liu 2014 X. Liu, G. R. Chen, D. J. Lee, T. Kawamoto, H. Tanaka, M. L. Chen, Y. K. Luo, *Adsorption removal of cesium from drinking waters: A mini review on use of biosorbents and other adsorbents*, Bioresource Technol., 160 (2014) 142-143
- Livsmedelsverket 2014 *Vägledning Dricksvatten. Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten. Fastställd 2014-12-19*
- Lytle 2014 D. A. Lytle, T. Sorg, L. Wang, A. Chen, *The accumulation of radioactive contaminants in drinking water distribution systems*, Wat. Res. 50 (2014) 396-407
- Malm 2011 A Malm, A. Horstmark, G. Larsson, J. Uusijärvi, A. Meyer, E. Jansson, *Rörmaterial I svenska VA-ledningar – egenskaper och livslängd*, Rapport Nr 2011-14 (2:a rev.) Svenskt Vatten Utveckling (2011)
- Montaña 2013 M. Montaña, A. Camacho, I. Serrano, R. Devesa, L. Matia, I. Vallés, *Removal of radionuclides in drinking water by membrane treatment using ultrafiltration, reverse osmosis and electrodialysis reversal*, J. Environ. Radioactiv., 125 (2013) 86-92
- Pohl 2006 P. Pohl, W. Schimmack, *Adsorption of radionuclides (^{134}Cs , ^{85}Sr , ^{226}Ra , ^{241}Am) by extracted biomasses of cyanobacteria (*Nostoc carneum*, *N. insulare*, *Oscillatoria geminata* and *Spirulina laxissima*) and *Phaeophyceae* (*Laminaria digitata* and *L. japonica*; waste products from alginate production) at different pH*, J. Appl. Phycol. 18 (2006) 135-143
- Rana 2013 D. Rana, T. Matsuura, M. A. Kassim, A. F. Ismail, *Radioactive decontamination of water by membrane processes – A review*, Desalination 321 (2013) 77-92
- Sato 2011 I. Sato, H. Kudo, S. Tsuda, *Removal efficiency of water purifier and adsorbent for iodine, cesium, strontium, barium and zirconium in drinking water*, J. Toxicol. Sci., 36 (2011) 829-834

- Smith 2001 J. T. Smith, O. V. Voitsekhovitch, L. Håkanson, J. Hilton, *A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and consumption of freshwater foodstuff*, J. Environ. Radioactiv. 56 (2001) 11-32
- Steinhauser 2014 G. Steinhauser, A. Brandl, T. E. Johnson, *Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts*, Sci. Total Environ. 470-471 (2014) 800-817
- Straub 1955 C. P. Straub, *Limitations of water treatment methods for removing radioactive contaminants*, Pub. Health Rep. 70 (1955) 897-904
- Svenskt Vatten 2008 *Råvattenkontroll – Krav på råvattenkvalitet*, Svenskt Vatten 2008 <http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Ravatten/Kvalitet/>
- Svenskt Vatten 2010 *Dricksvattenteknik 1: Vatten i natur och samhälle*, Publikation U6, Svenskt Vatten 2010
Dricksvattenteknik 2: Grundvatten, Publikation U7, Svenskt Vatten 2010
Dricksvattenteknik 3: Ytvatten, Publikation U8, Svenskt Vatten 2010
Dricksvattenteknik 4: Efterbehandling och distribution, Publikation U9 Svenskt Vatten 2011
- Svenskt vatten 2014 Vattenverk i Sverige.
<http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/For-dig-som-soker-information/Vattenverk/>
- Szabo 2014 J. Szabo, S. Minamyer, *Decontamination of radiological agents from drinking water infrastructure: A literature review and summary*, Environ. Int. 72 (2014) 129-132
- Tagami 2011 K. Tagami, S. Uchida, *Can we remove iodine-131 from tap water in Japan by boiling? – Experimental testing in response to the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident*, Chemosphere, 84 (2011) 1282-1284
- Thomson 2003 B. M. Thompson, C. L. Smith, R. D. Busch, M. D. Siegel, C. Baldwin, *Removal of metals and radionuclides using apatite and other natural sorbents*, J. Environ. Eng. – ASCE, 129 (2003) 492-500
- UNSCEAR 2008 *Sources and effects of ionizing radiation, Volume II Scientific Annex D Health effects due to radiation from the Chernobyl accident*, United nations scientific committee on the effects of atomic radiation, 2011
- UNSCEAR 2000:IC *Sources and effects of ionizing radiation, Volume I: Sources, Annex C: Exposures from man-made sources of radiation*, United nations scientific committee on the effects of atomic radiation, 2000
- UNSCEAR 2000:IIJ *Sources and effects of ionizing radiation, Volume II: Sources, Annex J: Exposures and effects of the Chernobyl accident*, United nations scientific committee on the effects of atomic radiation, 2000
- UNSCEAR 2013:IA *Sources, effects and risks of ionizing radiation, Volume I, Scientific annex A: Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and*

- tsunami*, United nations scientific committee on the effects of atomic radiation, 2013
- Vaaramaa 2000 K. Vaaramaa, J. Lehto, T. Jaakkola, *Removal of U-234, U-238, Ra-226, Po-210 and Pb-210 from drinking water by ion exchange*, Radiochim. Acta 88 (2000) 361-367
- Vesterbacka 2008 P. Vesterbacka, L. Salonen, *A case study on removal of natural radionuclides from drinking water using conventional iron and manganese removal equipment*, Vatten 64 (2008) 183-191
- WHO 2011 Guidelines for drinking-water quality – 4th ed., World Health Organization 2011
- Östergren 2005 I. Östergren, G. Åkerblom, B .M. Ek, *Mätningar av naturlig radioaktivitet I och från filter vid några vattenverk*, SSI Rapport 2005:14, Statens Strålskyddsinstitut (2005)

FOI är en huvudsakligen uppdragsfinansierad myndighet under Försvarsdepartementet. Kärnverksamheten är forskning, metod- och teknikutveckling till nytta för försvar och säkerhet. Organisationen har cirka 1000 anställda varav ungefär 800 är forskare. Detta gör organisationen till Sveriges största forskningsinstitut. FOI ger kunderna tillgång till ledande expertis inom ett stort antal tillämpningsområden såsom säkerhetspolitiska studier och analyser inom försvar och säkerhet, bedömning av olika typer av hot, system för ledning och hantering av kriser, skydd mot och hantering av farliga ämnen, IT-säkerhet och nya sensorers möjligheter.



FOI
Totalförsvarets forskningsinstitut
164 90 Stockholm

Tel: 08-55 50 30 00
Fax: 08-55 50 31 00

www.foi.se