



Uran i dricksvatten - litteraturstudie om reningsmetoder samt pilotförsök med jonbytesteknik

Frida Öhlund

Handledare: Ing-Marie Karlsson (VA och avfallskontoret, Uppsala kommun)
Examinator: S. Ingvar Nilsson

EXAMENSARBETE, 20 p, D-nivå

Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för markkemi och jordmånslära
Examens- och seminariearbeten Nr 80

Uppsala 2007

ISSN 1102-1381
ISRN SLU-MLE-EXS--80--SE

Förord

I januari 2001 uppmärksammades att det fanns uran i svenskt dricksvatten. Efter vidare kartläggning av förekomsten blev det klart att Uppsala var en av de kommuner som hade ett dricksvatten med uranhalter över riktvärdet på 15 µg/l. Detta examensarbete, finansierat av Uppsala kommun, påbörjades under november 2004 som ett projektarbete. Under projektets gång installerades en småskalig försökspilot med jonbytesteknik först vid vattenlaboratoriet i Uppsala och senare vid vattenverket i Björklinge. Piloten togs i drift vid jul 2004 och därefter har prover av det behandlade vattnet tagits med jämna mellanrum till mitten av november 2006. De data som erhållits är underlag för examensarbetet, vilket även har kompletterats med en litteraturstudie.

Jag vill rikta ett stort tack till alla dem som gjort det möjligt för mig att genomföra detta examensarbete. Tack till personalen på VA- och Avfallskontoret på Uppsala Kommun och vattenlaboratoriet i Uppsala för att jag har fått en plats på kontoret och varit en del i gänget. Ett särskilt tack vill jag ge till min handledare Ing-Marie Karlsson från VA- och Avfallskontoret samt min examinator Ingvar Nilsson från Sveriges Lantbruksuniversitet för de idéer och den konstruktiva kritik de har gett mig. Jag vill även tacka mina kontakter från Livsmedelsverket, SGU, VA-ingenjörerna och SSI.

Sammanfattning

Uran finns naturligt i berggrunden och vid ”rätt” kemiska förhållanden kan det lösas ut till grundvattnet och därigenom hamna i dricksvattnet eftersom många svenskar tar sitt vatten från bergborrade brunnar.

Naturligt förekommande uran är inte en hälsofara genom sin strålning utan främst på grund av sina kemiska egenskaper som tungmetall. Djurförsök och epidemiologiska studier har visat att uran i dricksvattnet kan påverka njurarnas funktion. Signifikanta njureffekter har noterats vid en uranhalt på 200-300 mikrogram per liter vatten. Uranet gör att ämnen som kroppen skulle ha återanvänt förloras till urinen. Genom att lägga till en säkerhetsmarginal och ta hänsyn till hur stor del av det dagliga intaget av uran som kommer från dricksvattnet har riktvärden eller gränsvärden för uran tagits fram i flera länder. I Sverige antogs ett riktvärde på 15 mikrogram per liter dricksvatten i september 2005.

För att reducera höga halter av uran i dricksvatten har flera olika metoder tagits fram. Man kan till exempel låta uranet fastna i ett filter (tryckdriven membranfiltrering), fälla ut det med lämpliga kemikalier (kemisk fällning), byta ut det mot andra joner (jonbytesteknik) eller adsorbera det till en yta (adsorptionsteknik).

I det här pilotförsöket användes jonbytesteknik för att rena vattnet från uran. Vattnet fick passera genom en kolonn fylld med anjonbytarmassa varvid uranet byttes ut mot kloridjoner. Försökspiloten var först lokaliserad till vattenlaboratoriet i Uppsala men flyttades efter 13 månaders drift till vattenverket i Björklinge där den var kvar i 10 månader. Två jonbytarmassor testades parallellt, Dowex 21 K och Amberlite IRA 900 Cl. I samband med flyttningen av piloten startades försöket på nytt och de använda jonbytarmassorna byttes ut mot nya av samma sort.

Båda jonbytarmassorna gav mycket goda resultat, med en reningsgrad på över 99 % vid start och direkt efter regenerering. Om man endast tog hänsyn till uranhalten skulle vattnet i Björklinge förorsaka mättnad av jonbytarmassan fortare än vattnet i Uppsala eftersom det förstnämnda innehåller mer uran. Resultatet visar dock det motsatta trots att samma sort av jonbytarmassor användes vid de två lokalerna. I Uppsala kunde omkring 30 000 bäddvolymmer behandlas innan det blev ett genombrott för uran medan samma anläggning i Björklinge efter ca 120 000 bäddvolymmer fortfarande hade en reningsgrad på 90 %. Detta tyder på att vattnets kemi har stor betydelse för hur bra en metod fungerar. Förutom uranhalten är den största skillnaden mellan de två vattnen att innehållet av löst organiskt material är högre i Uppsala än i Björklinge. Eftersom även löst organiskt material kan tas upp av jonbytarmassorna är nog detta orsaken till den tidigare mättnaden av jonbytarmassan i Uppsala jämfört med i Björklinge.

Jonbytesteknik är en effektiv reningsmetod, men som alla andra metoder har den sina för- och nackdelar. Nackdelar med många metoder, inklusive jonbytesteknik, är oklarheter beträffande förvaringen av förbrukat material och risken för en uppkoncentrering av uran i filter, slam eller jonbytarmassa. Detta kan leda till farliga stråldoser i närheten av anläggningen.

Summary

Uranium (U) is a naturally occurring component in bedrock and under the “right” conditions it can dissolve and move into the ground water. Since many people in Sweden depend on drilled wells as their main drinking water supply, they may be exposed to the uranium in the water.

Radioactive radiation is not the major concern associated with naturally occurring uranium. It is rather the chemical properties of uranium that make it a potential danger to human health. Uranium is proven to have toxic effects with respect to the functioning of the kidneys. In epidemiological studies and experiments performed on animals negative effects have been observed after consumption of drinking water with a uranium concentration of 200-300 micrograms U/l. By adding a safety margin a range of maximum contamination levels (MCL) have been defined for drinking water in a number of countries. In Sweden the intervention level for drinking water is 15 micrograms U/l.

To reduce the uranium level in drinking water a number of different techniques can be used, for example conventional coagulation and filtration, pressure-driven filtration, adsorption or ion exchange. How successful a method turns out to be mainly depends on the chemical constituents in the ground water. Factors such as pH influence the solubility of uranium-complexes as well as their charge.

In this experiment a small scale ion exchange pilot was constructed and tested at two locations. At first the pilot was located at the water laboratory in Uppsala for 13 months and after that at the waterworks in Björklinge for 10 months. Untreated water was pumped to a column containing an anion exchange resin material. After passing through the column samples of treated water were collected and the amount of water passing through the column was measured. During the experiment two anion exchange resins were tested in parallel to each other, Dowex 21 K and Amberlite 900 Cl. Both resins showed very good results, i.e. there was a U reduction of more than 99 %, at the start of the experiment and directly after each regeneration.

With respect to the concentration of uranium in the water the resins used in Uppsala should last longer than those in Björklinge since the water in Uppsala contains less uranium. In reality the opposite occurred despite that the same types of resins were used at the two locations. In Uppsala about 30 000 bed volumes could be treated before breakthrough while in Björklinge the U reduction was still 90 % after treatment of 120 000 bed volumes. Apart from uranium the greatest difference in water chemistry between the two locations was the amount of dissolved organic matter (DOM). There seemed to be an inverse relationship between the concentration of DOM and the capacity of the resin. This indicates that the chemistry of the untreated water is of great importance for the success of the technique.

The results indicate that ion exchange is an effective method to remove uranium from water. However one disadvantage is the lack of information on how to handle used resins. Another disadvantage is the build-up of high concentrations of uranium in the resin which may generate dangerously high loads of radiation.

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	7
1.1 Upptäckten av uran i svenskt dricksvatten.....	7
1.2 Syfte	7
2. Bakgrund	8
2.1 Hur uran hamnar i dricksvattnet.....	8
2.2 Uranets inverkan på hälsan	8
2.3 Riktvärden för uran i dricksvatten.....	9
2.4 Olika tekniker för att rena dricksvatten från uran	9
2.4.1 Jonbyte	11
2.4.2 Kemisk fällning.....	13
2.4.3 Tryckdriven membranfiltrering.....	14
2.4.4 Adsorption.....	15
2.4.5 Avhärdning / Mjukgöring.....	17
3. Material och metoder	20
3.1 Försökupställning	20
3.2 Jonbytarmassor.....	20
3.3 Provtagning och analyser	21
3.4 Regenerering	21
4. Resultat.....	22
4.1 Vattenlaboratoriet i Uppsala.....	22
4.1.1 Allmänt.....	22
4.1.2 Råvatten - kemisk sammansättning.....	22
4.1.3 Behandlat vatten - kemisk sammansättning.....	23
4.1.4 Uranpilotens kapacitet.....	24
4.1.5 Regenereringsvattnet – kemisk sammansättning och strålning.....	26

4.2 Vattenverket i Björklinge	28
4.2.1 Allmänt.....	28
4.2.2 Råvatten - kemisk sammansättning.....	28
4.2.3 Behandlat vatten - kemisk sammansättning	30
4.2.4. Uranpilotens kapacitet.....	31
4.2.5 Regenereringsvattnet – kemisk sammansättning och strålning.....	31
5. Diskussion	32
5.1 Piloten.....	32
5.2 Den optimala reningsmetoden.....	34
6. Slutsats	35
7. Referenser.....	36
Bilagor	38
Bilaga 1. Så fungerar njurarna.....	38
Bilaga 2. Ordning och reda på begreppen om strålning.....	41

1. Inledning

1.1 Upptäckten av uran i svenskt dricksvatten

I januari 2001 uppmärksammades uran i världspresen. I samband med kriget i Jugoslavien användes bomber som innehöll utarmat uran och nu befarades det att detta uran kunde ge cancer. Efter ett larm från Italien där nio hemvändande soldater misstänktes ha leukemi bröt oron ut bland dem som tjänstgjort på Balkan. I Sverige startade försvarsmakten en undersökning där personal som nyss kommit hem från tjänstgöring i Kosovo jämfördes med soldater som ännu inte lämnat Sverige. Soldaterna fick svara på enkäter och lämna urinprov. Resultaten visade inget samband mellan tjänstgöring och cancer, men analysen av urinproverna gav oväntade resultat. Det visade sig att personalen som inte lämnat Sverige hade mer uran i urinen än de som nyss kommit hem från Kosovo. Hur var detta möjligt? Varifrån kom uranet? (Lagercrantz 2003)

De flesta förknippar nog uran med atombomber och kärnkraft. Eftersom man i Sverige inte sysslat med någon av dessa verksamheter i större utsträckning var resultatet från urinproverna oväntat. Analyser av dricksvattenprover från förläggningen i Almnäs, där soldaterna utbildades inför tjänstgöringen i Kosovo, visade att uran fanns i vattnet. Detta blev startskottet för ett flertal projekt relaterade till uran. Några av de frågor som behövde utredas var; Hur höga halter av uran finns i vårt dricksvatten? Var i Sverige finns de högsta halterna? Hur påverkar uran hälsan? Vilka halter av uran kan vara skadliga? Ska ett gränsvärde för uran i dricksvatten införas? Finns det några metoder att ta bort uranet från vattnet?

Sedan 2001 har mycket hänt. En nationell kartläggning av uran i dricksvatten har utförts och ett riktvärde på 15 µg/l har upprättats. Problemet med uran i dricksvatten har fått ökad uppmärksamhet och initiativ för att skapa ett nätverk mellan berörda kommuner har tagits. Det finns redan ett samarbete mellan berörda myndigheter och Statens strålskyddsinstitut (SSI), Livsmedelsverket, Sveriges geologiska undersökning (SGU), Socialstyrelsen och branschorganisationen Svenskt vatten. Man arbetar alltså vidare med frågorna om uran.

Vid kartläggningen av uran i dricksvatten uppdagades det att Uppsala var en av de kommuner som hade ett dricksvatten med uranhalter som var högre än riktvärdet. Eftersom livsmedelsverket rekommenderar att åtgärder för att minska uranhalten bör sättas in på de platser där riktvärdet överskrids startade VA- och avfallskontoret i Uppsala kommun ett projekt för att hitta rätt åtgärd.

1.2 Syfte

Syftet med den här studien är att utvärdera resultat från den försökspilot med jonbytesteknik som Uppsala kommun testat och skapa ett bakgrundsmaterial för det fortsatta arbetet med åtgärder mot höga uranhalter i dricksvattnet.

2. Bakgrund

2.1 Hur uran hamnar i dricksvattnet

Uran finns naturligt i berggrunden. Medelhalten i jordskorpan är 2,3 g/ton, men på vissa platser kan halten vara mycket högre än så. I Kanada finns exempelvis fyndigheter som innehåller närmare 10 000 g/ton. I Sverige ingår uran främst i bergarterna granit, pegmatit och alunskiffer. Under oxiderande förhållanden kan uran lösas ut från berggrund till grundvatten och på så sätt hamna i vårt dricksvatten. Av Sveriges befolkning får omkring fyra miljoner sitt dricksvatten antingen direkt från grundvatten eller från infiltrerat vatten. I områden där berggrunden innehåller höga uranhalter kan även höga halter av uran förväntas i grundvattnet. I ytvatten och i grävda brunnar är halterna av uran lägre än i bergborrade brunnar. (SGU 2003)

Vilken form uranet har beror på grundvattnets pH och vilka ligander som finns tillgängliga i vattnet. Uran löses ut från berggrunden i form av uranyljoner, UO_2^{2+} , vilka därefter kan bilda komplex med en rad olika ligander (exempelvis med fluorid, klorid, nitrat, sulfat, karbonat, fosfat samt löst organiskt material). Vissa komplex är svårslösliga och fälls ut medan andra är lösliga och kan transporteras långa sträckor med grundvattnet. De flesta naturliga vatten innehåller mycket bikarbonat och därför utgörs den dominerande formen av löst uran av karbonatkomplex. Vilken laddning karbonatkomplexet har bestäms av pH (se tabell 1). (SGU 2003)

Tabell 1 De dominerande formerna av uran i vatten utgörs av karbonatkomplex. Laddningen är beroende av pH.

The dominating chemical species of uranium in natural waters are complexes with carbonate. The charge of the uranium complex is pH dependent.

pH	Dominerande form	Jon
<5	UO_2^{2+}	Tvåvärd katjon
5-6.5	UO_2CO_3^0	Neutral molekyl
6.5-7.6	$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$	Tvåvärd anjon
>7.6	$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$	Fyrvärd anjon

Dricksvatten med höga halter av uran är ett problem som kan förekomma i större eller mindre utsträckning i alla de länder som har en berggrund som innehåller mycket uran. Förutom i Sverige finns sådan berggrund bland annat i Finland, Norge, Storbritannien, Spanien, Kanada och USA. Hur omfattande problemet blir beror i hög grad på hur många som utvinnet sitt dricksvatten från bergborrade brunnar samt de kemiska förhållandena i dessa brunnar. (Annamäki *et al* 2000)

2.2 Uranets inverkan på hälsan

Det finns tre isotoper av uran ^{238}U , ^{235}U och ^{234}U . Naturligt uran består till 99 % av ^{238}U . Denna isotop ger i motsats till ^{235}U , som anrikas för användning inom kärnkraft och atomvapen, inte någon nämnvärd radioaktiv strålning vid de halter som förekommer i dricksvatten. Naturligt uran är dock en hälsofara genom sina kemiska egenskaper som tungmetall.

Ett antal epidemiologiska studier och djurförsök har gjorts för att ta reda på vilka effekter uranet har på hälsan. Studierna är av varierande omfattning och kvalitet men pekar alla i samma riktning, nämligen att uran i dricksvattnet inte orsakar cancer men kan ge skador främst på njurarnas funktion. (Svensson *et al.* 2005)

Av det uran som tas in i kroppen via föda och dricksvatten absorberas ca 1-2% i mag- och tarmkanalen. Hur mycket som absorberas kan dock variera beroende på omständigheterna. Upptaget kan exempelvis öka om intaget sker på fastande mage eller personen i fråga lider av järnbrist (Svensson 2005). Av det uran som absorberats utsöndras ca två tredjedelar med urinen inom 24 timmar efter exponeringen. Därefter sker utsöndringen långsammare eftersom uranet lagras in i skelett och njurar (Orloff *et al.* 2004). I skelettet byter uranet plats med kalcium i benvävnaden och i njurarna binds uranet till proteiner i nefronens proximala tubuli (för en beskrivning av hur njurarna fungerar se bilaga 1). Proteinerna i proximala tubuli är viktiga för återabsorptionen av vatten, salter och näringsämnen. Om dessa proteiner är ur funktion kan det få till följd att kroppen förlorar ämnen som den annars skulle ha återanvänt. Djurförsök har även visat att höga halter av uran kan skada tubulicellerna i så hög grad att de dör, vilket resulterar i ett läckage av enzymer. (Health Canada 2001)

Exponering för uran medför alltså att njurarna läcker. Denna kunskap kan användas för att bedöma hur bra njurarna fungerar genom att studera halterna av olika indikatorämnen i urinen. Ju större exponering för uran desto större mängd förväntar man sig att hitta av indikatorämnena i urinen. Glukos, kalciumjoner, fosfatjoner och β_2 -mikroglobulin är några exempel på sådana indikatorer. (Kurtio *et al.* 2002)

Lindrigare skador på njurarna anses vara reversibla medan långvarig exponering för uran ger ökad risk för bestående skador. De celler som ersätter skadade tubuliceller ser ibland annorlunda ut. De kan exempelvis sakna mikrovilli, vilket påverkar deras yta och därmed deras kapacitet för återabsorption av vatten, salter och näringsämnen (Health Canada 2001). Njurarna har stor kapacitet och de effekter som uppkommer vid konsumtion av uranhaltigt dricksvatten anses vara milda. Exponering för uran kan dock ge minskad marginal vid njurskador eller njursjukdomar orsakade av andra anledningar än exponering för uran såsom diabetes, infektioner eller exponering för andra tungmetaller (Svensson 2005). Enligt en studie i Finland kan exponering för uran genom sin påverkan på kalciumbalansen även vara en bidragande orsak till benskörhet (Kurtio *et al.* 2005).

Strålning från uran i dricksvatten utgör som tidigare nämnts inte någon avsevärd hälsorisk. Vid behandling av vattnet i olika anläggningar kan dock uranet koncentreras i så stor utsträckning att problem med strålning uppstår. Uran är ett radioaktivt ämne som vid sönderfall avger alfa- och gammastrålning (för en sammanfattning av begrepp om strålning se bilaga 2). Denna strålning kan i tillräckligt hög dos orsaka vävnadsskador, mutationer och i värsta fall cancer. (Strålskyddsinstitutets hemsida)

2.3 Riktvärden för uran i dricksvatten

I Sverige antog livsmedelverket tillsammans med socialstyrelsen i september 2005 ett riktvärde på 15 µg uran per liter dricksvatten. Det betyder att man rekommenderar att åtgärder ska sättas in om dricksvattnets uranhalt överstiger detta värde. (Svensson *et al* 2005)

Sveriges riktvärde, vilket är det samma som världshälsoorganisationens (WHO), är baserat på uranets kemiska egenskaper. Särskild vikt har lags vid ett djurförsök på råttor utfört av Gilman *et al* 1998. I djurförsöket bestämdes LOAEL (lägsta observerade skadliga effekt) till 60 µg uran/kg kroppsvikt och dag. Om man beräknar att en människa i medeltal väger 60 kg och tar hänsyn till skillnader inom och mellan arter (råtta jämfört med människa) genom att dela med en säkerhetsfaktor (100) får man ett maximalt dagligt intag av 36 µg uran. Om hela det dagliga intaget av uran är allokerat till (kommer från) dricksvattnet och en människa i medeltal dricker två liter vatten per dag ger det ett riktvärde på 18 µg uran per liter dricksvatten. Det nuvarande riktvärdet tillämpar 80 % allokering till dricksvattnet och därför blir riktvärdet 15 istället för 18 µg/l . De resterande 20 procenten utgörs av uran från andra källor, exempelvis från födan. De flesta länder som har ett riktvärde baserat på uranets kemiska egenskaper använder Gilmans djurförsök som grund, men storleken på säkerhetsfaktorn och allokeringen kan variera vilket medför att olika länder har olika riktvärden. USA och Kanada har exempelvis riktvärden för uran på 30 µg/l respektive 20 µg/l. (Svensson *et al* 2005)

En del länder har ett riktvärde baserat på uranets strålningsegenskaper. Enligt EG:s dricksvattendirektiv 98/83/EG antaget i november 1998 får dricksvatten inte ge en högre stråldos (total indikativ dos, TID) än 0,1 millisievert (mSv) per år. Det motsvarar en normal årskonsumtion av dricksvatten med uranhalt 100 µg/l. (Falk *et al* 2004)

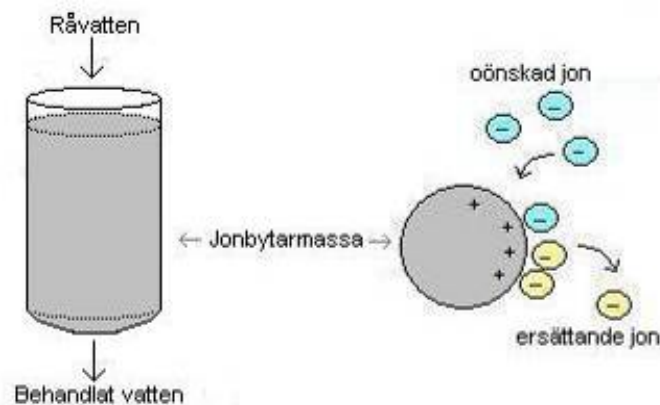
2.4 Olika tekniker för att rena dricksvatten från uran

Höga halter av uran i dricksvattnet upptäcktes i USA redan under tidigt 1980-tal i samband med en undersökning av radon i vatten från 2 500 vattenverk (Horton 1983). Detta resulterade i ett antal studier där olika metoder för att rena dricksvatten från uran testades. Under 1980- och 1990-talet kom de flesta studierna från USA men idag sker forskning på många håll i världen. Bland annat Finland är ett av de länder som ligger långt framme och gjort flera studier. I Sverige upptäcktes problemet sent och de studier som sker har nyligen inletts.

Det finns flera olika sätt att avlägsna uranet från dricksvattnet. Man kan till exempel låta det fastna i ett filter, fälla ut det med en lämplig kemikalie, byta ut det mot andra joner eller adsorbera det till en yta. Hur bra de olika metoderna fungerar beror till stor del på råvattnets sammansättning. En metod som fungerar bra för ett råvatten kan fungera dåligt eller inte alls för ett annat. Faktorer som pH och innehåll av möjliga ligander är mycket viktiga eftersom det kan påverka uranets form, laddning och löslighet. Även råvattnets innehåll av partiklar, organiskt material och konkurrerande joner kan påverka valet av metod eftersom det styr kostnaden för driften av anläggningen. Ytterligare variabler som inverkar på metodvalet är kostnaden för inköp av anläggningen samt hanteringen av eventuellt uranhaltigt avfall som uppstår i processen. För rening av dricksvatten i enskilda hushåll kan man välja att behandla allt vatten (på engelska "point-of-entry") eller endast dricksvattnet (på engelska "point-of-use"). För behandling av endast dricksvatten kopplas anläggningen till kallvattenledningen i köket.

2.4.1 Jonbyte

Jonbytestekniken innebär att ett ämne i jonform kan skiljas från en vätska (i det här fallet uran från dricksvatten) genom att den oönskade jonen ersätts av en annan jon med samma typ av laddning (positiv eller negativ). Jonbytet utförs oftast genom att vätskan får passera genom en eller flera kolonner fyllda med jonbytarmassa av antingen katjonbytande eller anjonbytande karaktär. Vid vattenrening byter en katjonbytande jonbytarmassa ut positivt laddade joner i vattnet mot Na^+ eller H^+ medan en anjonbytande jonbytarmassa byter ut negativt laddade joner mot SO_4^{2-} , OH^- eller Cl^- . När råvattnet passerar genom kolonnen fastnar de oönskade jonerna på jonbytarmassan (se figur 1) medan de ersättande jonerna återfinns i det behandlade vattnet. (Persson och Nilson 2005)

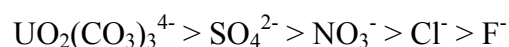


Figur 1 Genom jonbyte ersätts den oönskade jonen med en annan jon med samma laddning (positiv eller negativ) Den oönskade jonen fastnar på jonbytarmassan medan den ersättande jonen återfinns i det behandlade vattnet.

By ion exchange the ion to be removed can be replaced by another similarly charged ion which is released from the resin and ends up in the treated water, while the former ion becomes adsorbed to the resin.

Det finns fyra huvudgrupper av jonbytarmassor. Utöver indelningen med avseende på vilken typ av joner som jonbytarmassan ersätter (anjoner eller katjoner) brukar jonbytarmassorna även delas in i starka respektive svaga. Det som skiljer en stark jonbytarmassa från en svag är att den förstnämnda fungerar vid alla pH-värden (utgörs av en stark syra eller bas) medan en svag jonbytarmassa endast fungerar inom vissa pH-intervall (utgörs av en svag syra eller bas). Då uran kan förekomma både som positiv och negativ jon beroende på pH kan i teorin både anjonbytande och katjonbytande jonbytarmassor användas för att rena dricksvatten från uran. Den jonbytarmassa som i försök gett bäst resultat hör dock till kategorin starka anjonbytare. (Clifford 1999)

Jonbytarmassan kan bestå av naturligt material såsom torv, men vanligast är ett konstgjort material i form av små plastliknande kulor. Konstgjorda jonbytarmassor har den fördelen att de kan skräddarsys till att vara mycket selektiva för det ämne som ska skiljas av från vätskan (Persson och Nilson, 2005). Varje jonbytarmassa har en egen prioritetsordning beträffande vilka joner den föredrar. För många starka anjonbytare gäller följande:



Jonen längst till vänster är den som är mest prioriterad (binds selektivt) medan den längst till höger är minst prioriterad. Alla joner till vänster om den jon som jonbytarmassan från början

är laddad med kan plockas upp från råvattnet. När jonbytarmassan inte längre kan ta upp fler joner av en viss sort är den mättad beträffande dessa joner. När jonbytarmassan är mättad kommer det behandlade vattnet att innehålla lika mycket eller mer av den aktuella jonen än vad som finns i råvattnet. Detta kallas även för genombrott. Joner långt ner i prioriteringsordningen mäts före dem som är högre upp och därför kommer den jon som är högst prioriterad att mättas sist. Utbytet styrs dock även av mängdförhållanden mellan de olika jonerna. En lågt prioriterad jon kan delvis kompensera detta genom att förekomma i en hög koncentration i vattnet. I praktiken begränsas jonbytarmassans kapacitet mer av igensättning eller risk för strålning än att jonbytarmassan blir mättad med uran. (Clifford 1999)

En jonbytesanläggnings kapacitet, det vill säga hur mycket vatten anläggningen kan behandla innan genombrott av uran inträffar, mäts i antal bäddvolym. En bäddvolym motsvarar den volym av jonbytarmassa som finns i kolonnen. Flera försök med jonbytarmassor har gjorts världen över och i ett amerikanskt laborieförsök var reningsgraden 95 % efter behandling av 300 000 bäddvolym (Clifford och Zhang 1994). Vattnets koncentration av uran påverkar hur länge anläggningen kan vara i drift innan genombrott sker. Ju mer uran desto kortare tid i drift förväntas och tvärt om. I det amerikanska försöket hade råvattnet en urankoncentration av 125 µg/l. Även tiden som råvattnet är i kontakt med jonbytarmassan påverkar anläggningens kapacitet. Ju långvarigare kontakt desto mer uran kan tas upp ur råvattnet. Råvattnets sammansättning i övrigt kan också påverka kapaciteten eftersom höga halter av järn, mangan, humusämnen eller partiklar kan sätta igen jonbytarmassan och därmed minska kapaciteten. (Clifford 1999)

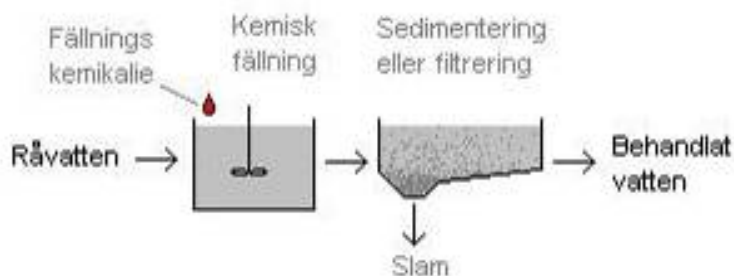
Jonbyte är en jämviktsreaktion som alltså kan gå i två riktningar. Om jonbytarmassan spolats med en lösning som innehåller hög koncentration av de joner som fanns på jonbytarmassan från början (exempelvis kloridjoner) kan den återställas till sin ursprungliga form (regenereras) för att sedan användas på nytt. Försök har visat att omkring 96 % av det uran som fastnat i jonbytarmassan kan avlägsnas genom regenerering. (Huikuri och Salonen 2000).

I socialstyrelsens vägledning för dricksvattenrening anses jonbyte vara en bra metod för att rena vattnet från uran. Detta gäller dock främst för enskilda hushåll (Socialstyrelsen 2006). Anledningen till denna begränsning är att risken för strålning ökar när stora mängder av uran koncentreras i en och samma behållare. I vattenverk används mycket större behållare än i det enskilda hushållet och därmed ökar också risken för att farliga stråldoser uppstår. Jonbyte är en relativt enkel metod att rena vatten eftersom regenereringen av anläggningen går att automatisera så att den utförs med jämna mellanrum. Risken för strålning och oklarheterna beträffande vad man ska göra med uranhaltigt regenereringsvatten samt förbrukade massor hör dock till nackdelarna med denna metod.

<i>Fördelar med jonbyte:</i>	<i>Nackdelar med jonbyte:</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Går att automatisera • Jonbytarmassan håller länge och går att återanvända 	<ul style="list-style-type: none"> • Strålningsrisk • Problem med hantering av regenereringsvatten och förbrukade massor • Jonbytarmassan kan sätta igen. Eventuellt krävs förbehandling med partikelavskiljning.

2.4.2 Kemisk fällning

Vid kemisk fällning överförs en förorening från löst till olöslig form genom tillsats av en lämplig kemikalie. Utfällningen kan sedan skiljas från vattnet genom sedimentering eller filtrering. För att få bästa möjliga resultat är det viktigt att både dosen av fällningskemikalien och pH-värdet är optimerade för ändamålet. En anläggning med kemisk fällning (se figur 2) kräver noggrann skötsel och regelbunden kontroll av råvattnet. (Persson och Nilson, 2005)



Figur 2 Kemisk fällning med lämplig kemikalie medför att föroreningen övergår från en löst form till svårlöslig form vilken kan avlägsnas från vattnet genom sedimentering eller filtrering.

By conventional coagulation/flocculation an aqueous pollutant can be transformed into a precipitate by adding a suitable chemical and then remove the precipitate from the water by sedimentation or filtration.

Laboratorieförsök har visat att uran kan fällas ut med järn(II)sulfat (FeSO_4) eller aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). En reningsgrad av 70 till 90 % har erhållits vid tillsats av järnsulfat och en reningsgrad av upp till 95 % vid tillsats av aluminiumsulfat (Sorg 1988). Som nämnts är dosen av fällningskemikalien och pH-värdet mycket viktiga faktorer för utfallet och i andra försök har inte lika höga reningshalter uppnåtts (White och Bondietti 1983).

Ytterligare en metod att avlägsna uran från dricksvatten är att utnyttja kemisk fällning av det järn som är löst i råvattnet. När vatten ska renas från järn oxideras det från sin vattenlösliga form (Fe^{2+}) till den betydligt mera svårlösliga Fe^{3+} -formen som fälls ut till exempel som amorft $\text{Fe}(\text{OH})_3$ eller någon liknande trevärd järnförening. Fällningen kan avlägsnas genom filtrering. Negativt laddade urankomplex adsorberas till $\text{Fe}(\text{OH})_3$ vilket gör att man kan avlägsna uranet samtidigt med järnet. Oxidationen av Fe^{2+} sker genom luftning av vattnet och/eller tillsats av kraftiga oxidationsmedel såsom klor (Cl_2), ozon (O_3), väteperoxid (H_2O_2) eller kaliumpermanganat (KMnO_4). (Socialstyrelsen 2006)

Enligt socialstyrelsen fungerar kemisk fällning bättre för vattenverk än för enskilda hushåll på grund av den omfattande skötseln (Socialstyrelsen 2006). Om man kan utnyttja en befintlig anläggning för kemisk fällning av i råvattnet förekommande järn blir kostnaden för att avlägsna uran inte så stor eftersom kemikalier och anläggning redan finns. Problemet med vad man ska göra med avfallet från anläggningen, dvs. det uranhaltiga slammet eller de förbrukade filtren, återstår dock.

Fördelar med kemisk fällning:

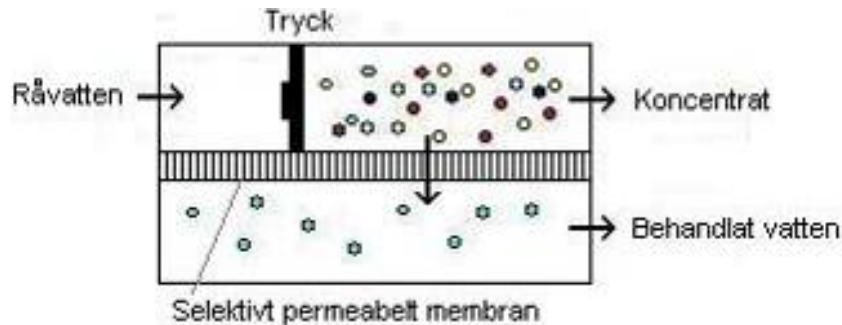
- Kan utnyttja metod för fällning av järn

Nackdelar med kemisk fällning:

- Kräver noggrann skötsel med regelbundna kontroller av pH och dosering av fällningskemikalien
- Oklart hur uranhaltigt slam eller filter ska omhändertas/ destrueras

2.4.3 Tryckdriven membranfiltrering

Membranfiltrering är en process som bygger på att man har ett selektivt permeabelt membran som är genomsläppligt för en del ämnen men håller tillbaka andra. Genom att driva processen med tryck blir filtreringen effektivare (Se figur 3). Membranets kapacitet dvs. storleken på flödet genom membranet (flux på engelska), bestäms av membranets tjocklek och porernas storlek. (Persson och Nilson, 2005)



Figur 3 Genom tryckdriven membranfiltrering kan en förorening separeras från vattnet eftersom membranet är selektivt permeabelt.

By pressure-driven membrane filtration a pollutant can be separated from the water as the membrane is selective and allows some substances to pass through while other substances are retained.

Mikrofiltrering, ultrafiltrering, nanofiltrering och omvänd osmos är alla tryckdrivna processer som skiljer sig åt med avseende på vad membranet släpper igenom och hur stort tryck som behövs (se tabell 2). De laddade uranylkomplex som finns i vattnet är antingen tvåvärda eller fyrvärda (se tabell 1) och därmed kan både nanofiltrering och omvänd osmos användas för att skilja uranet från vattnet. I försök har en reningsgrad på upp till 99 % kunnat uppnås för omvänd osmos (Sorg 1988) och 95 % för nanofiltrering (Raf & Wilken 1999).

Tabell 2 Användningsområden, tryckbehov och vattenförlust vid mikrofiltrering, ultrafiltrering, nanofiltrering och omvänd osmos.

Applications, pressure requirement and loss of water at microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis.

	Användningsområde	Tryckbehov (MPa)	Vattenförlust till koncentratet
Mikrofiltrering	Skiljer av material i storleksordningen mikrometer (10^{-6} m) och större, exempelvis bakterier och suspenderat material	0,01-0,1	Liten
Ultrafiltrering	Skiljer av material i storleksordningen nanometer (10^{-9} m) och större, exempelvis kolloider och organiska makromolekyler såsom stärkelse och proteiner	0,2-1,5	Liten
Nanofiltrering	Skiljer av material i storleksordningen ångström (10^{-10} m) och större, exempelvis joner (främst di- och polyvalenta joner) och lågmolekylärt organiskt material	2-4	Mindre än med omvänd osmos
Omvänd osmos	Skiljer av material i storleksordningen ångström (10^{-10} m) och större, exempelvis joner (i stort sett alla, även monovalenta) och lågmolekylärt organiskt material	2-10	Omkring 50 %

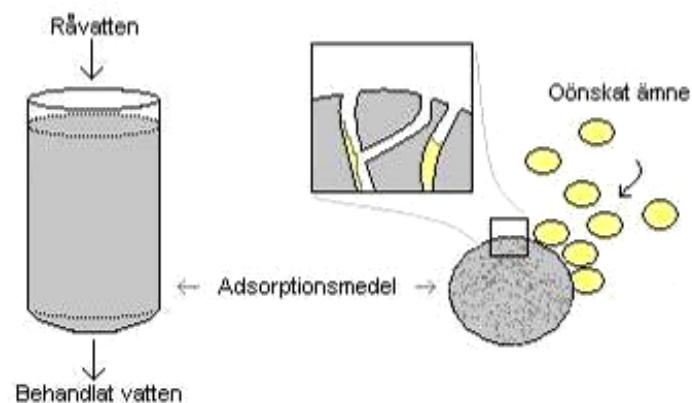
Tryckdriven membranfiltrering är en effektiv metod att avlägsna uran från dricksvattnet men det är även en dyr metod eftersom driften (tryckdrivningen) kräver energi. Ytterligare en kostnad är förknippad med rengöring och utbyte av membranet. Hur ofta membranet måste bytas beror till stor del på råvattnets sammansättning. Membranet sätter lätt igen (fouling på engelska) om vattnet innehåller partiklar eller höga halter av salter. Salter är problematiska eftersom de kan fällas ut och bilda kristaller på membranets yta. För att förlänga membranets livslängd kan råvattnet behandlas genom exempelvis partikelavskiljning eller tillsats av en beläggningshämmande produkt. (Hilal *et al* 2004)

När vattnet passerar genom membranet förändras dess kvalitet eftersom salter avlägsnas från vattnet. Saltfritt vatten har en fadd smak och är korrosivt i vattenledningarna. Detta medför att efterbehandling av vattnet kan behövas. Membranfiltrering är även en vattenkrävande process. Detta innebär att upp till 50 % av det råvatten som leds in i anläggningen kommer att hamna i koncentratet som i sin tur leds direkt till avloppet. En fördel med detta ”vattenslöseri” är att höga koncentrationer av uran inte kommer att uppstå och därmed blir risken för strålning minimal. (Socialstyrelsen 2006)

<i>Fördelar med membranfiltrering:</i>	<i>Nackdelar med membranfiltrering:</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Liten strålningsrisk • Färdiga anläggningar finns att köpa 	<ul style="list-style-type: none"> • Dyr i drift (tryckdrivning kräver energi) • Både för- och efterbehandling av vattnet kan behövas • Membranet sätter lätt igen • Vattnets kvalitet kan förändras. Saltfritt vatten är korrosivt och har fadd smak

2.4.4 Adsorption

Adsorption är en process som kan skilja föroreningsmolekyler från en vätska, i det här fallet uran från dricksvatten, genom att molekylerna fäster på ytan av ett adsorptionsmedel och därmed avlägsnas från råvattnet (se figur 4). Det finns många olika adsorptionsmedel på marknaden, men gemensamt för dem alla är att de har en stor specifik yta där föroreningar kan fästa. När adsorptionsmedlet är mättat kan det vanligtvis inte regenereras utan måste bytas ut. I de fall där regenerering är möjlig, är processen ofta invecklad och förlusten av kapacitet stor. (Persson och Nilson, 2005)



Figur 4 Adsorption avlägsnar föroreningar från råvattnet genom att de binder till ytan av ett adsorptionsmedel

Adsorption removes pollutants from water by attaching them to an adsorptive matrix

Ett av de vanligaste adsorptionsmedlen är olika typer av kolfilter (på engelska granular activated carbon, GAC). Kolfilter kan användas för att avlägsna uran från dricksvatten, men metoden har visat sig ineffektiv eftersom kolfiltrets kapacitet att fånga uran är begränsad. I försök har omkring 1000 bäddvolymeter kunnat behandlas innan det sker ett genombrott av uran. Kolfilter kan dock binda ett brett spektrum av ämnen, exempelvis radionukleiderna radium och radon. Kolfilter laddade med radium och radon kan orsaka problem med strålning i närheten av anläggningen. (Annamäki 2000)

Uran kan även adsorberas till aktiverat aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$). Aktiverat aluminium består av korn av aluminiumhydroxid som har värmebehandlats och därmed expanderat och fått många små porer. Den porösa ytan ger aktiverat aluminium de egenskaper som gör det lämpligt som adsorptionsmedel. Processen är pH-beroende och anjoner adsorberas starkast vid pH mindre än 8,2 medan katjoner adsorberas vid pH högre än 8,2. I laboratorieförsök har en reningsgrad på upp till 99 % uppnåtts för uran, men kapaciteten är begränsad och efter omkring 5 000 bäddvolymeter sker ett genombrott (Socialstyrelsen 2006). Aktiverat aluminium går att regenerera, men starka kemikalier (både syra och bas) behövs och omkring en tredjedel av kapaciteten förloras vid regenereringen. (Persson *et al* 2003)

Metalliskt järn (Fe^0) är ytterligare ett adsorptionsmedel som testats för att avlägsna uran från dricksvatten. Det metalliska järnet ("zero valent iron" på engelska) kan reducera sexvärt uran till fyrvärt vilket är mindre lösligt och binder till järnets yta i skikt bestående av ett molekyllager. Processen är dock känslig för förändringar i vattnets kemi och utfällt material återgår lätt till vattenlösningen. (Fiedor *et al* 1998)

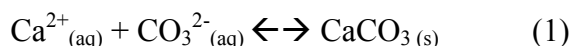
Flera företag har tagit fram egna adsorptionsmedel och ett exempel på en sådan produkt är Uranex från Krüger i Tyskland. Uranex bygger på adsorption som är specifik för uran och därmed inte förändrar vattnets sammansättning i övrigt. Adsorptionsmedlet har hög kapacitet och kan adsorbera upp till flera gram uran per liter massa. Bindningen av uran till adsorptionsmedlet är irreversibel och det kan därför inte regenereras. När uranex-massan är mättad eller processen stoppats på grund av risk för uppkomst av farliga stråldoser måste massan bytas ut mot nytt material. (Krügers hemsida, 2006)

<i>Fördelar med adsorption:</i>	<i>Nackdelar med adsorption:</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Massan kan vara specifik för uran och därmed inte påverka vattenkemin i övrigt 	<ul style="list-style-type: none"> • Regenerering krånglig/ alternativt omöjlig • Risk för strålning • Oklart hur förbrukad massa ska omhändertas/destrueras

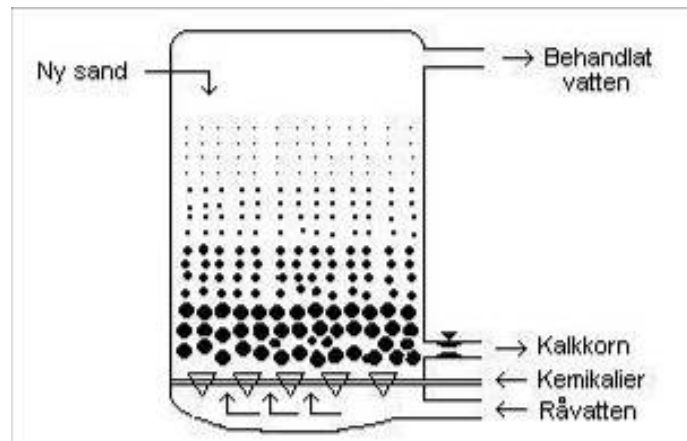
2.4.5 Avhärdning / Mjuktgöring

”Hårt” vatten, dvs. vatten som innehåller höga halter av kalcium (Ca^{2+}) och magnesium (Mg^{2+}), har flera nackdelar jämfört med mindre hårt vatten. Det påverkar vattnets smak, det löser ut koppar från vattenledningarna, det medför en ökad tvättmedelsförbrukning och vita utfällningar på diskbänkar och kakel mm. Det finns flera olika metoder för att göra vattnet mindre hårt, det vill säga avhärda/mjuktgöra vattnet. Jonbyte, membranfiltrering och kemisk fällning är exempel på sådana metoder. I Sverige finns ungefär ett hundratal vattenverk som behandlar råvattnet med avseende på hårdhet och majoriteten av dessa använder jonbyte med stark anjonbytare. (Hedberg och de Blois 2003)

Laboratieförsök har visat att avhärdning genom kemisk fällning (”lime softening” på engelska) förutom hårdhet även kan avlägsna 85-90 % av uranet från dricksvattnet (Sorg 1988). Resultatet är dock starkt beroende av pH och för att uppnå bra resultat krävs ett pH på minst 10,6. Vid lägre pH-värden minskar reningsgraden kraftigt och vid pH 9 är den endast omkring 15%. För att höja råvattnets pH tillsätts soda (Na_2CO_3), kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) eller lut (NaOH). Kalciumjoner fälls ut, se reaktionsformel (1), när löslighetsprodukten för kalciumkarbonat (CaCO_3) överskrids. En förutsättning för detta är höga bikarbonatkoncentrationer och pH-värden, vilka uppkommer enligt reaktionsformel (2) vid tillsats av soda, kalk eller lut. (Hedberg och de Blois 2003)



Kalciumkarbonatet kan sedan avlägsnas genom flockning och sedimentering eller genom kristallisering i en fluidiserande bädd med sand. I den första metoden bildas ett vattenrikt slam som måste avvattnas innan det kan deponeras. Slammet innehåller ofta mycket föroreningar däribland uran. I den andra metoden bildas kristaller av kalciumkarbonat på sandkornen i den fluidiserande bädden. Ju mer kristaller desto större och tyngre blir sandkornen, vilket gör att de sjunker nedåt i reaktor där de kan tas ut ur anläggningen. Kristalliseringen kan störas om det finns höga halter av fosfat, järn, sulfat eller organiska ämnen i råvattnet. (Hedberg och de Blois 2003) Det är oklart vad som händer med uran vid kristallisering i en fluidiserande bädd. Men vid stickprov före och efter avhärdningsreaktorn vid vattenverket i Lejsta, Uppsala kommun, har en reningsgrad av 25 till 35 % kunnat uppmätas för uran vid tillsats av kalk och 10 till 20 % vid tillsats av lut. Detta tyder på att uranet kan bindas till gittret av kristaller på sandkornen.



Figur 5 Avhärdning genom kemisk fällning kan förutom hårdhet även avlägsna uran från vattnet. Reaktorn på bilden är en fluidiserade bädd med sand där kristaller av kalciumkarbonat bildas på sandkornen. Råvattnet leds in vid botten av reaktorn tillsammans med pH-höjande kemikalier medan det behandlade vattnet tas ut i toppen av reaktorn.

Lime softening can reduce the concentration of uranium as well as water hardness. In this pellet reactor the untreated water enters at the bottom together with chemicals that raise the pH. Calcium carbonate crystallizes on sand grains in the pellet reactor and the treated water exits at the top of the reactor.

I laboratorieförsök har reningsgraden kunnat ökas ytterligare, upp till 99 %, genom tillsats av magnesiumkarbonat ($MgCO_3$) utöver kalken. Detta fungerar dock bara om pH är över 10,6 annars försämras reningsgraden vid tillsats av magnesiumkarbonat. (Sorg 1988) Hur avhärdning fungerar i praktiken för att avlägsna uran från dricksvatten är oklart eftersom pH-värdet vid normal drift sällan höjs till de nivåer som krävs för hög reduktion av uran. Att producera ett dricksvatten med pH så högt som 10,6 är inte tillåtet. Enligt livsmedelsverket föreskrifter (SLV 2001:30) ska dricksvatten ha ett pH-värde mellan 7,5 och 9. Vid pH-värden över 10,5 klassas vattnet som otjänligt. pH-höjningen kan även göra att vattnet blir mer avhärdat än man önskar. En viss halt av framför allt magnesium anses vara bra för hjärta och kärlsystem och därför måste man undvika att totalavhärda vattnet. (Socialstyrelsen 2006)

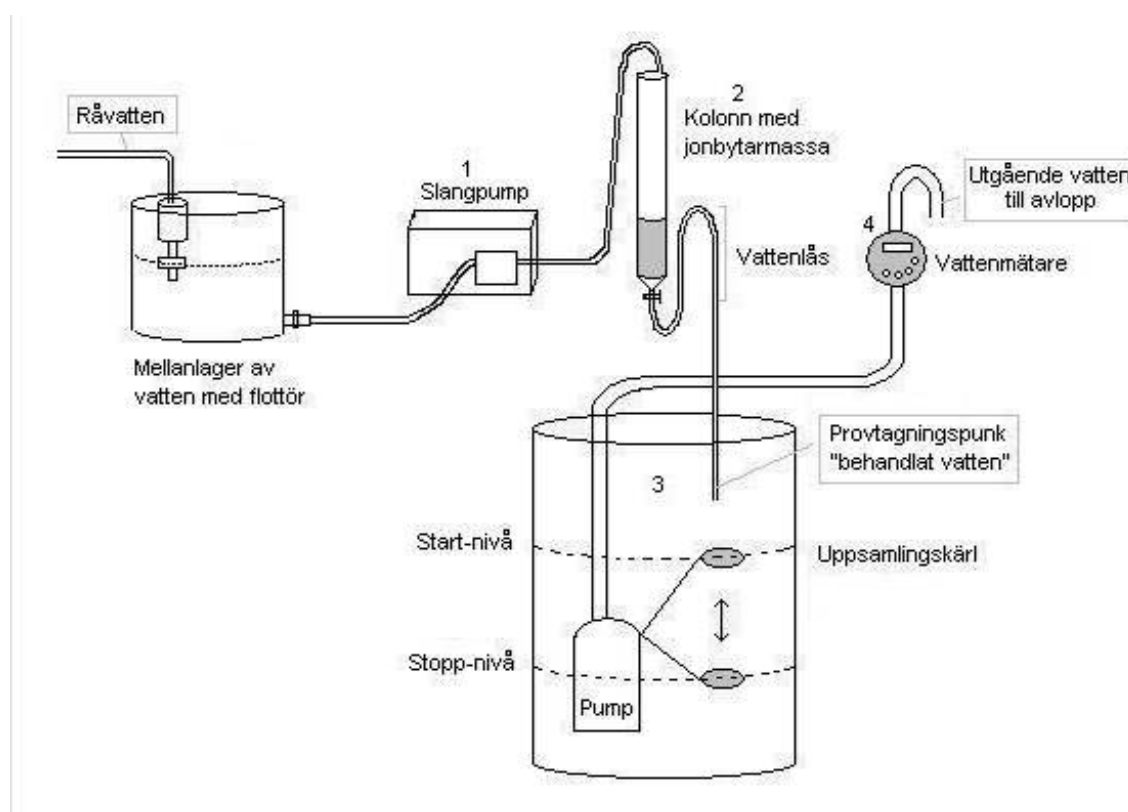
Enligt socialstyrelsen anses avhärdning, som en metod för att rena dricksvatten från uran, fungera bäst för extremt hårda vatten eftersom de inte blir totalavhärdate vid det pH-värde som krävs för att metoden ska vara effektiv för uran. Man anser också att avhärdning genom kemisk fällning är en metod som troligen lämpar sig bättre för vattenverk än för enskilda hushåll på grund av den omfattande skötseln. Både för- och efterbehandling kan vara nödvändig för dricksvatten som har genomgått kemisk fällning. (Socialstyrelsen 2006)

<i>Fördelar med avhärdning/mjukgörning:</i>	<i>Nackdelar med avhärdning/mjukgörning:</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Befintliga avhärdningsanläggningar som använder kemisk fällning kan användas för att rena vattnet från uran 	<ul style="list-style-type: none"> • Kan kräva både för- och efterbehandling av vattnet

3. Material och metoder

3.1 Försöksupställning

I försökspilotens centrum fanns en kolonn med jonbytarmassa som råvattnet passerade igenom (se skiss i figur 5 och fotografi i figur 6). I den här studien användes en kolonn med en volym av ca 1 liter (längd 50 cm och diameter 5 cm), vilken fylldes med omkring 200 ml jonbytarmassa (125 g). För att hålla råvattnets uppehållstid i kolonnen konstant installerades en slangpump där flödet kunde ställas in. I den här studien användes flödet 70 ml/min, vilket resulterade i en uppehållstid av knappt tre minuter (2 min 51 sek). Eftersom det är av stor vikt att jonbytarmassan inte torkar ut monterades ett vattenlås efter kolonnen. Vattenlåset hindrade vattennivån i kolonnen att bli för låg om slangpumpen av någon anledning skulle stanna. För att mäta hur mycket vatten som passerade kolonnen behövdes en vattenmätare. Vattenmätare för små flöden är dock dyra och därför samlades det behandlade vattnet av kostnadsskäl istället i ett stort uppsamlingskärlet för att sedan pumpas via en grövre slang till en vanlig vattenmätare av den typ som används i villor. Pumpen i uppsamlingskärlet var utrustad med en flottör som registrerade när vattnet nått en viss nivå och då startade pumpen.



Figur 6 Schematisk skiss av uranpilotens uppställning. Råvattnet pumpades via en slangpump (1) med ett konstant flöde till kolonnen med jonbytarmassa (2). Det behandlade vattnet samlades upp i uppsamlingskärlet (3) innan volymen mättes med en vattenmätare (4). Vattenlåset efter kolonnen hindrar jonbytarmassan att torka ut om slangpumpen skulle stanna.

The small scale laboratory pilot used in the experiment. The untreated water was pumped (1) at a constant flow rate through the column which contained ion exchange resin (2). After passing through the column the treated water was collected in a barrel (3) before the water volume could be measured by a water meter (4).



Figur 7 Fotografi av uranpiloten. Råvattnet pumpades via en slangpump (1) med ett konstant flöde till kolonnen med jonbytarmassa (2). Det behandlade vattnet samlades upp i uppsamlingskärl (3) innan volymen mättes med en vattenmätare (4). Under försöket testades två jonbytarmassor parallellt i var sin kolonn med tillhörande uppsamlingskärl och vattenmätare.

Photo of the small scale laboratory pilot used in the experiment. The untreated water was pumped (1) at a constant flow rate to the column which contained the ion exchange resin (2). After passing through the column the treated water was collected in a barrel (3) before the volume could be measured by a water meter (4). During the experiment two different ion exchange resins (each with its own column, barrel and water meter) were tested concurrently.

Försöket med uranpiloten startade i december 2004 och avslutades i november 2006. Från starten till januari 2006 var piloten placerad vid vattenlaboratoriet i Uppsala. Därefter flyttades den till vattenverket i Björklinge, där den var kvar till slutet av försöket. I samband med flyttningen startades försöket på nytt och de använda jonbytarmassorna byttes ut mot nya av samma sort.

3.2 Jonbytarmassor

De två jonbytarmassor som testats är Dowex 21K 16-30 och Amberlite IRA 900Cl. Innan försöket startades fick jonbytarmassan (125 g) svälla i avjoniserat vatten över natten, vilket gav en bäddvolym av 200 ml. Dowex 21 K och Amberlite IRA 900Cl är båda av typen starkt basiska anjonbytare som regenereras med saltlösning (NaCl). Uranet i råvattnet byts alltså ut mot kloridjoner. Dowex 21 K valdes eftersom den anses specifik för uran och Amberlite IRA 900Cl eftersom en tidigare examensarbetare på VA- och avfallskontoret, Lisa Fernius, använt den i sina studier.

Jonbytarmassan Dowex 21 K består av små fiskromsliknande kulor av materialet styren och har en kapacitet av 1,2 mol laddningar per liter. Jonbytarmassor av märket Dowex har använts inom uranbrytningsindustrin i drygt 20 år och har ett gott rykte eftersom de har god hållfasthet och hög kapacitet. (Dowex hemsida, 2006)

Amberlite IRA 900Cl består av små vita plastliknande kulor av materialet styren och har en kapacitet av 1,0 mol laddningar per liter. Jonbytarmassor av den här typen har använts inom vattenreningstekniken främst som fälla för organsikt material. (Rohm and Haas, 2006)

3.3 Provtagning och analyser

Prover av det behandlade vattnet togs med ungefär två till tre veckors mellanrum. Vid varje provtagningstillfälle fylldes tre flaskor med vatten per kolonn. En flaska (å 125 ml) skickades för totalurananalys till Analytica AB i Luleå. Vattnet i de två övriga flaskorna (å 100 ml) analyserades av vattenlaboratoriet i Uppsala med avseende på kemisk syreförbrukning (COD-Mn) samt UV-absorption (vid 254 nm) och halterna av F^- , Cl^- , NO_3^- och SO_4^{2-} .

Analysen av totaluran utfördes med högupplösande induktivt kopplad plasmaemission och mass-spektrometri (ICP-SFMS). Analytica anger mätosäkerheten som ett intervall inom vilket det "sanna" värdet finns med 95 procents sannolikhet. Detektionsgränsen för uran i dricksvatten är 0,0005 µg/l.

Även referensprover av råvattnet från de två lokalerna och prover av regenereringsvattnet samlades in. Vid provtagning av regenereringsvattnet togs provet efter den första behandlingen med saltlösning (se steg 2 nästa avsnitt).

3.4 Regenerering

Jonbytarmassorna regenererades med mättad saltlösning. Metoden ändrades något efter den andra regenereringen eftersom resultatet tydde på att regenereringen hade varit ofullständig i en av kolonnerna. Originalversionen av regenereringsutförandet beskrivs nedan:

- 1) Jonbytarmassan flyttades från kolonnen till en bägare för att minimera igensättning av filtret i botten på kolonnen.
- 2) Under omrörning hälldes omkring två bäddvolymmer (~ 400 ml) mättad saltlösning över jonbytarmassan, vilket fick verka under ca 10 minuter.
- 3) Därefter avdekanterades saltlösningen och ersattes med två bäddvolymmer ny saltlösning (~ 400 ml), vilket också fick verka under 10 minuter.
- 4) Steg nummer tre upprepades ytterligare en gång vid behov (dvs. om regenereringsvattnet fortfarande var färgat som 'starkt te'.)
- 5) Sedan sköljdes jonbytarmassan i fyra omgångar för att tvätta bort överskottet av klorid genom att under omrörning hålla på ca 1,25 bäddvolymmer (~250 ml) vatten.
- 6) Jonbytarmassan flyttades tillbaka till kolonnen.

Efter den andra regenereringen förändrades tiden i steg 2 till ca 16 timmar (saltlösningen fick verka över natten). Tiden i steg 3 och 4 ändrades till 30-60 min. Totalt användes omkring fyra till sex bäddvolymmer saltlösning samt omkring fem bäddvolymmer sköljvatten till regenereringen av varje kolonn.

I samband med regenereringen rengjordes glasfiltret i botten av kolonnen genom att det behandlades med 100 ml 35-procentig saltsyra. Syran hälldes i den tomma kolonnen varefter ungefär hälften fick rinna ut innan kranen stängdes. Den resterande mängden syra fick verka över natten. Innan kolonnen åter togs i bruk sköljdes den flera gånger med vatten.

4. Resultat

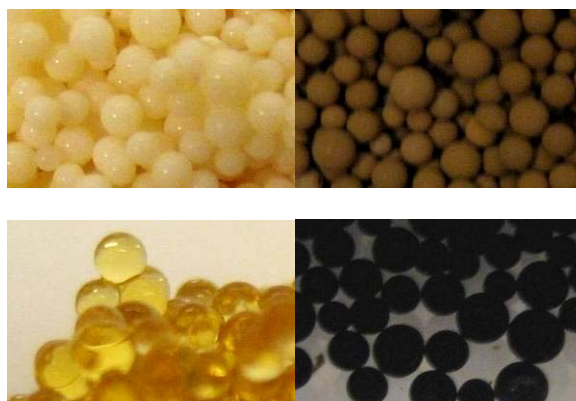
4.1 Vattenlaboratoriet i Uppsala

4.1.1 Allmänt

Under perioden december 2004 till januari 2006 då uranpiloten var placerad på vattenlaboratoriet i Uppsala behandlades omkring 180 000 bäddvolymeter råvatten per kolonn (178 036 bäddvolymeter för Dowex 21K och 176 864 bäddvolymeter för Amberlite 900 Cl).

Båda jonbytarmassorna regenererades vid sex tillfällen. Inga prover togs direkt efter regenerering.

Efter en tids användning förändrades jonbytarmassornas färg. Amberlite IRA 900 Cl blev mörkbrun medan Dowex 21 K blev mörkt lila (se figur 8). Vid regenerering lossnade en del av färgen vilket gjorde att regenereringsvattnet liknade starkt te.



Figur 8 Efter en tid i drift förändrades jonbytarmassornas färg och blev successivt blev allt mörkare. På den övre raden är jonbytarmassan Amberlite IRA 900 Cl och på den undre är jonbytarmassan Dowex 21 K. Bilderna till vänster visar jonbytarmassorna i nytt skick medan bilderna till höger visar dem i slutet av försöket.

The resins changed colour after a period of use. At the top the resin Amberlite IRA 900Cl is shown and at the bottom the resin Dowex 21 K. To the left the “fresh” resins are shown and to the right the same resins by the end of the experiment.

4.1.2 Råvatten - kemisk sammansättning

Referensprover från råvattnet vid vattenlaboratoriet i Uppsala togs vid fem tillfällen. Medelvärden med avseende på innehåll av uran, kemisk syreförbrukning (COD-Mn), transmissionen vid UV-mätning vid 254 nm samt koncentrationerna av F^- , Cl^- , NO_3^- och SO_4^{2-} redovisas i tabell 3.

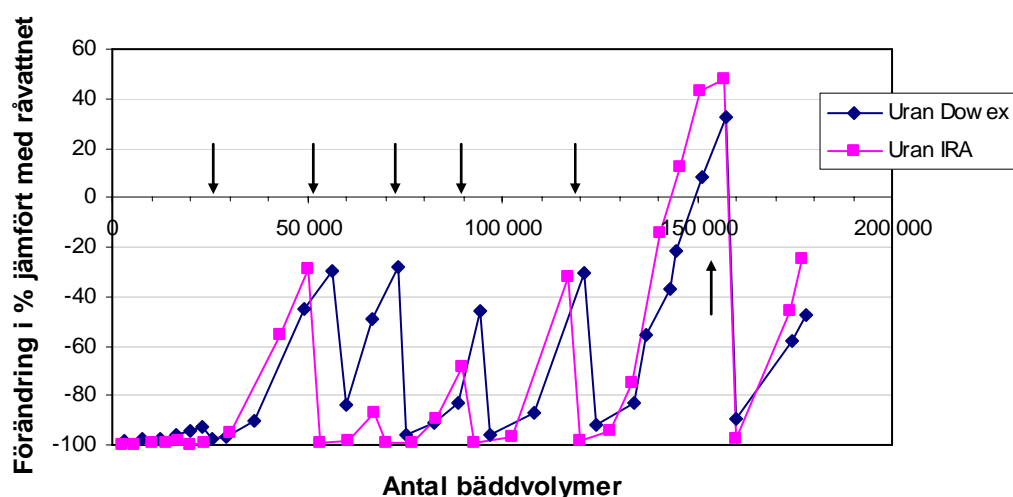
Tabell 3 Råvattnets kemiska sammansättning. Medelvärden av referensprover (n=5) av råvattnet vid vattenlaboratoriet i Uppsala med avseende på innehåll av: uran, F⁻, Cl⁻, NO₃⁻ och SO₄²⁻ samt COD-Mn och UV-transmission.

Chemical data from the untreated water of the water laboratory in Uppsala. Means of reference samples (n=5) concerning uranium, F⁻, Cl⁻, NO₃⁻ and SO₄²⁻ as well as COD-Mn and UV-transmission.

	Råvattnets sammansättning
Uran	18,1 µg/l
F ⁻	0,9 mg/l
Cl ⁻	20,0 mg/l
NO ₃ ⁻	6,5 mg/l
SO ₄ ²⁻	39,0 mg/l
COD-Mn	3,1 mg/l
UV-mätning vid 254 nm	77,2 % transmission

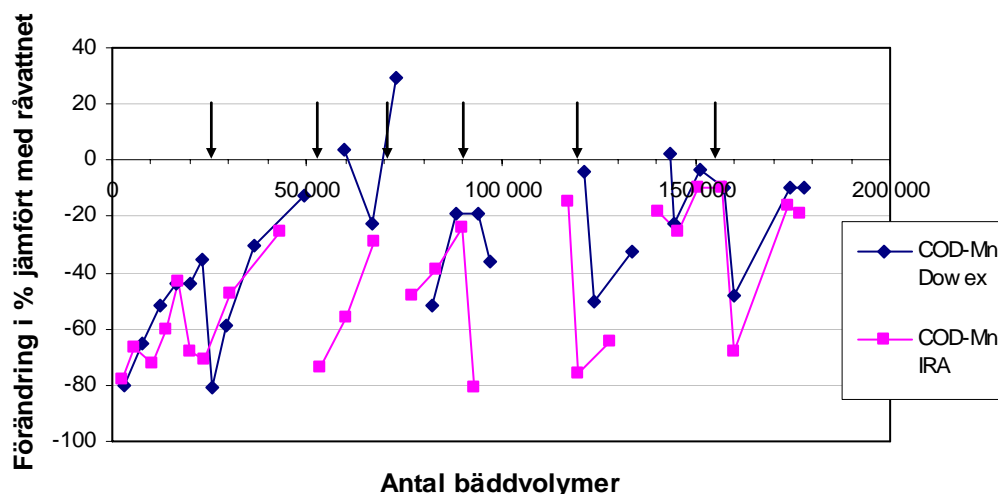
4.1.3 Behandlat vatten - kemisk sammansättning

Vid passage genom kolonnen förändrades vattnets kemiska sammansättning. Halten av uran samt den kemiska syreförbrukningen (COD-Mn) minskade i det behandlade vattnet jämfört med råvattnet. Hur mycket som återfanns i det behandlade vattnet berodde på hur mättad jonbytarmassan var, vilket i sin tur berodde på hur mycket vatten som hade passerat genom kolonnen. Direkt efter regenerering och vid starten av försöket hade jonbytarmassan hög reningsgrad; 99 % för uran (se figur 9) och 80 % för COD-Mn (se figur 10). Efter hand minskade reningsgraden och efter genombrott blev halten av uran i det behandlade vattnet till och med högre än i råvattnet. För de övriga testvariablerna var förändringen vid passage genom kolonnen som högst ±30 procent (se tabell 4).



Figur 9 Det behandlade vattnets kemiska sammansättning med avseende på uran jämfört med råvattnet (förändring i procent). Pilarna visar när regenerering utfördes.

Relative content (percentage units) of uranium in the treated water compared to the untreated water (raw water). The arrows show when regenerations were carried out.



Figur 10 Det behandlade vattnets kemiska syreförbrukning (COD-Mn) jämfört med råvattnet (förändring i procent). Pilarna visar när regenerering utfördes.

Relative values (percentage units) of chemical oxygen demand (COD-Mn) in the treated water compared to the untreated water (raw water). The arrows show when regenerations were carried out.

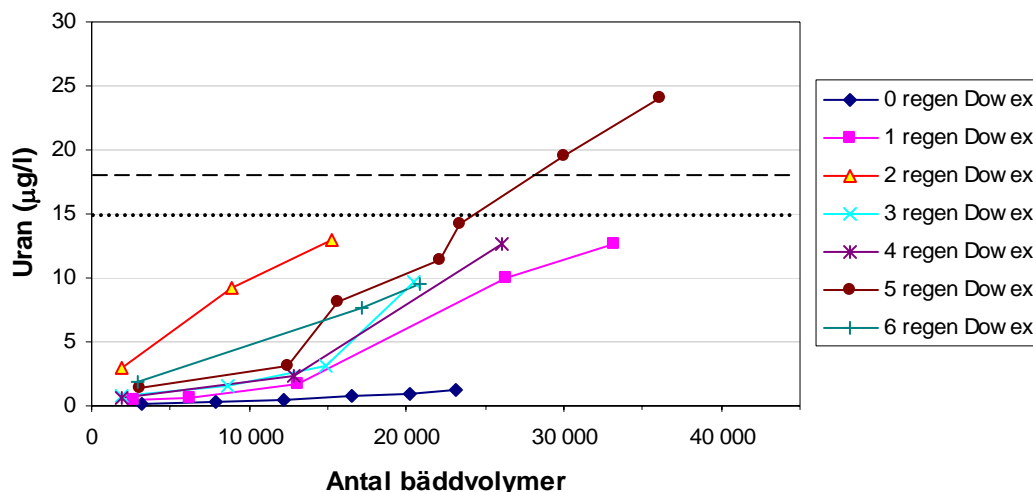
Tabell 4 Det behandlade vattnets kemiska sammansättning i jämförelse med råvattnet med avseende på koncentrationerna av F^- , Cl^- , NO_3^- och SO_4^{2-} samt UV-transmission (förändringar i procent).

Relative content (percentage units) of F^- , Cl^- , NO_3^- and SO_4^{2-} and the UV-transmission (also percentage units) in the treated water compared to the untreated water (raw water). Maximum (max) and minimum (min) changes are shown separately for the Amberlite and Dowex materials.

	Råvatten (mg/l)	Behandlat vatten			
		Amberlite IRA 900 Cl		Dowex 21K	
		Max förändring jämfört med råvattnet (%)	Min förändring jämfört med råvattnet (%)	Max förändring jämfört med råvattnet (%)	Min förändring jämfört med råvattnet (%)
F^-	0,93	+29	-3,2	+29	-3,2
Cl^-	20	+10	-5	+10	-5
NO_3^-	6,5	+18,5	-9,2	+23,1	-7,7
SO_4^{2-}	39	+17,9	-7,7	+17,9	-9,7
UV	77,2% transmission	+24,9	+2,7	+22,2	+3,1

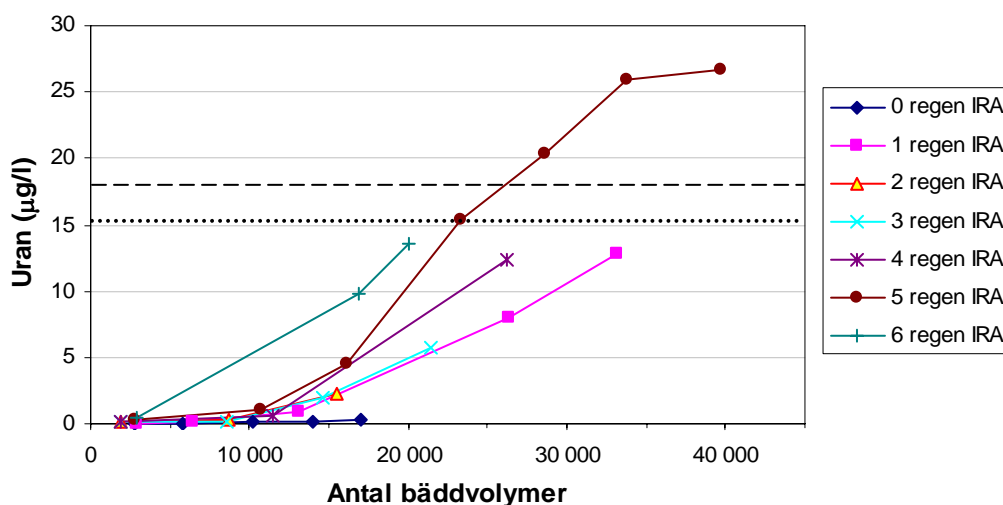
4.1.4 Uranpilotens kapacitet

Vad händer med anläggningens kapacitet över tiden? Påverkas jonbytarmassan av vattnet som passerar genom den? Vilka effekter ger regenereringarna? För att försöka svara på dessa frågor delades analysresultaten från de två jonbytarmassorna in i serier efter antal regenereringar som utförts på dem. Eftersom sex regenereringar genomförts blev det sju serier per jonbytarmassa, där den första serien innehåller data från starten av försöket till den första regenereringen och den andra serien omfattar data efter första regenereringen till den andra regenereringen och så vidare. I figur 11 redovisas de sju serierna för jonbytarmassan Dowex 21K och i figur 12 samma sak för Amberlite IRA 900 Cl.



Figur 11 Det behandlade vattnets innehåll av uran ($\mu\text{g/l}$) indelat i serier efter hur många regenereringar som har utförts. Alla serierna kommer från jonbytarmassan *Dowex 21 K*. Den prickade linjen visar riktvärdet för uran i dricksvatten ($15 \mu\text{g/l}$) och den streckade linjen visar medelvärdet ($18,1 \mu\text{g/l}$) för råvattnet ($n = 5$).

Content of uranium in water treated with Dowex 21K. The data are divided into seven sets according to the number of regenerations performed. The dotted line indicates the Swedish intervention level for uranium in drinking water ($15 \mu\text{g/l}$) and the broken line indicates the mean concentration of uranium ($18,1 \mu\text{g/l}$; $n=5$) in the untreated water (raw water).



Figur 12 Det behandlade vattnets innehåll av uran ($\mu\text{g/l}$) indelat i serier efter hur många regenereringar som har utförts. Alla serierna kommer från jonbytarmassan *Amberlite IRA 900 Cl*. Den prickade linjen visar riktvärdet för uran i dricksvatten ($15 \mu\text{g/l}$) och den streckade linjen visar medelvärdet ($18,1 \mu\text{g/l}$) för råvattnet ($n = 5$).

Content of uranium in water treated with Amberlite IRA 900 Cl. The data are divided into seven sets according to the number of regenerations performed. The dotted line indicates the Swedish intervention level for uranium in drinking water ($15 \mu\text{g/l}$) and the broken line indicates the mean concentration of uranium ($18,1 \mu\text{g/l}$; $n=5$) in the untreated water (raw water).

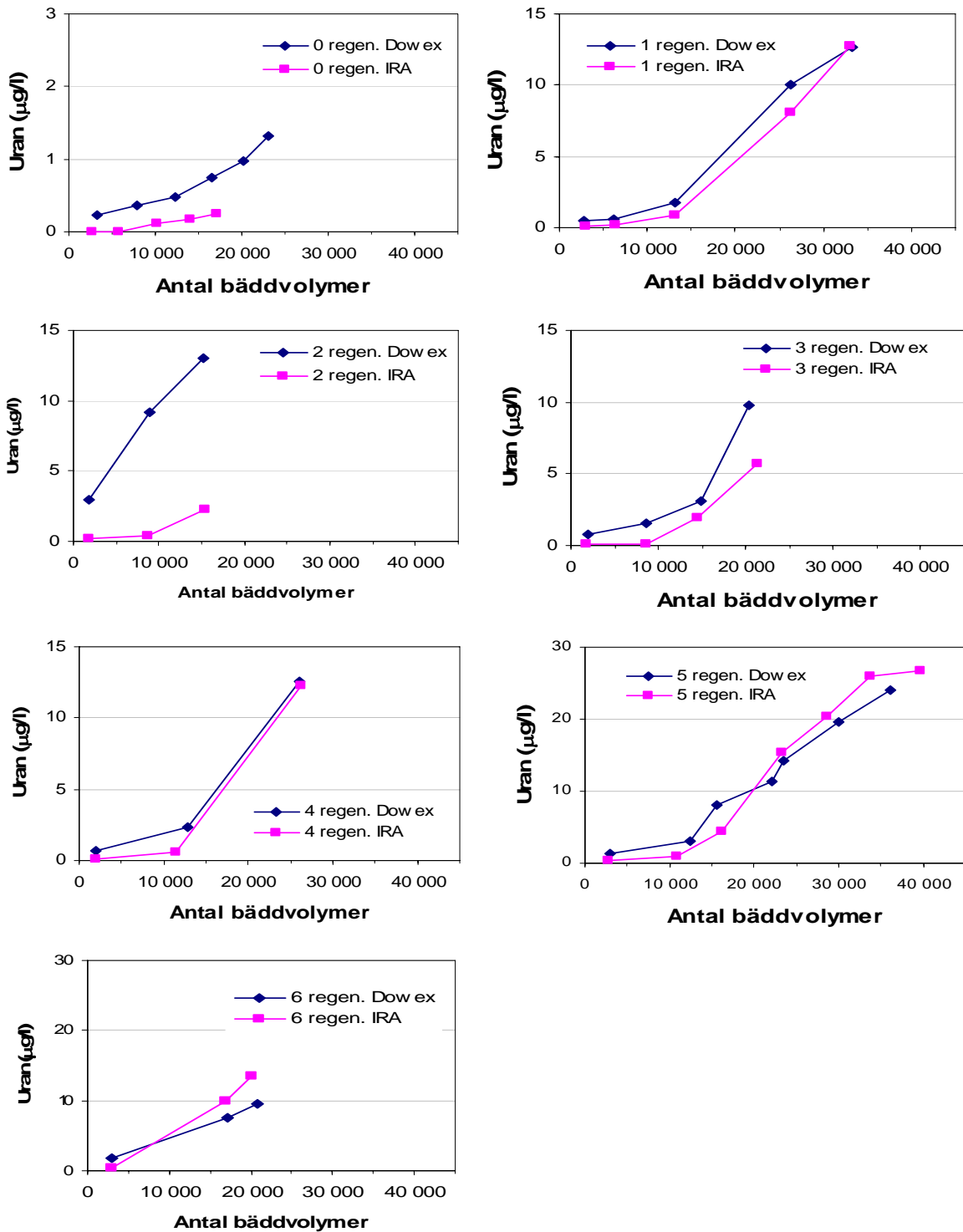
Om man bortser från serien med två regenereringar för jonbytarmassan Dowex 21 K kan man se att lutningen för kurvan blir brantare ju fler regenereringar som utförts. Detta syns särskilt tydligt i figur 11 vid ca 10 000 bäddvolym. Om man jämför serierna med en, fyra respektive sex regenereringar i figur 12 kan man se att antalet bäddvolym som passerat genom kolonnen för att uppnå en uranhalt av omkring 13 µg/l minskat från ca 35 000 till ca 20 000.

I figur 13 jämförs de två jonbytarmassorna genom att avsätta första serien för Dowex 21 K mot den första serien för Amberlite IRA 900 Cl osv. Kurvan för Amberlite ligger i 5 av 7 serier under kurvan för Dowex och har därmed avlägsnat mer uran från vattnet än vad Dowex har gjort. Eventuellt ändras detta i slutet av försöket eftersom kurvorna i jämförelsen av de två sista serierna korsar varandra.

4.1.5 Regenereringsvattnet – kemisk sammansättning och strålning

Prov av regenereringsvattnet togs vid två tillfällen (efter andra och femte regenereringen) och analyserades med avseende på totaluran. Regenereringsvattnet från kolonnen med jonbytarmassan Dowex 21 K innehöll 53 300 respektive 61 200 µg uran per liter och regenereringsvattnet från kolonnen med jonbytarmassan Amberlite IRA 900 Cl innehöll 55 700 respektive 29 100 µg uran per liter.

Vid mätning med handhållen gammaraäknare uppvisades en strålning av omkring 6–8 Bq i kolonnens omedelbara närhet jämfört med 4-6 Bq i bakgrundsstrålningen. Någon ytterligare analys utfördes inte.



Figur 13 Jämförelse mellan uranhalten i det behandlade vattnet från kolonnen med jonbyttarmassan Dowex 21K med det behandlade vattnet från kolonnen Amberlite IRA 900 Cl. Analysresultatet har delats in i sju serier efter antalet genomförda regenereringar och motsvarande serier åskådliggörs i samma diagram till exempel 0 mot 0, 1 mot 1 osv.

Content of uranium in the water treated with Dowex 21K compared to water treated with Amberlite IRA 900 Cl. The data are divided into seven sets according to the number of regenerations performed. Corresponding sets are plotted in the same diagram for example 0 against 0, 1 against 1 and so on.

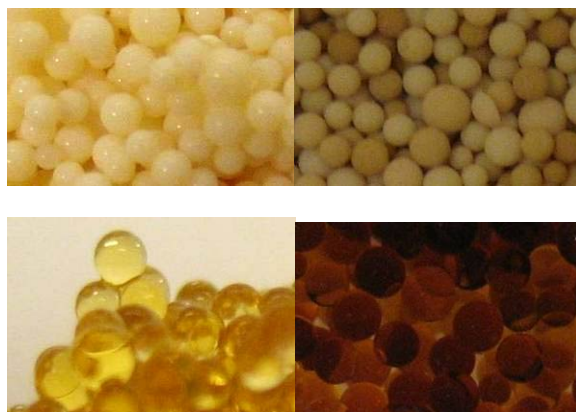
4.2 Vattenverket i Björklinge

4.2.1 Allmänt

Från januari till november 2006 då piloten var placerad på vattenverket i Björklinge behandlades cirka 110 000 - 120 000 bäddvolymeter råvatten per jonbytarmassa (111 596 bäddvolymeter för Amberlite IRA 900 Cl och 119 375 bäddvolymeter för Dowex 21K).

En regenerering utfördes i slutet av försöket. Inget prov togs efter regenereringen.

Efter en tids användning förändrades jonbytarmassornas färg. Både Amberlite IRA 900 Cl och Dowex 21 K blev mörkare (se figur 14). Vid regenerering lossnade en del av färgen vilket gjorde att regenereringsvattnet liknade starkt te.



Figur 14 Efter en tid i drift förändrades jonbytarmassornas färg och blev successivt allt mörkare. På den övre raden visas jonbytarmassan Amberlite IRA 900 Cl och på den undre jonbytarmassan Dowex 21 K. Bilderna till vänster visar jonbytarmassorna i färskt skick medan bilderna till höger visar dem vid slutet av försöket.

The resins changed colour after a period of use. At the top the resin Amberlite IRA 900Cl is shown and at the bottom the resin Dowex 21 K. To the left are the fresh resins and to the right the same resins by the end of the experiment.

4.2.2 Råvatten - kemisk sammansättning

Referensprover av råvattnet vid vattenverket i Björklinge togs vid fem tillfällen. Medelvärden med avseende på koncentrationerna av uran, F^- , Cl^- , NO_3^- och SO_4^{2-} samt kemisk syreförbrukning (COD-Mn) och UV-transmission redovisas i tabell 5.

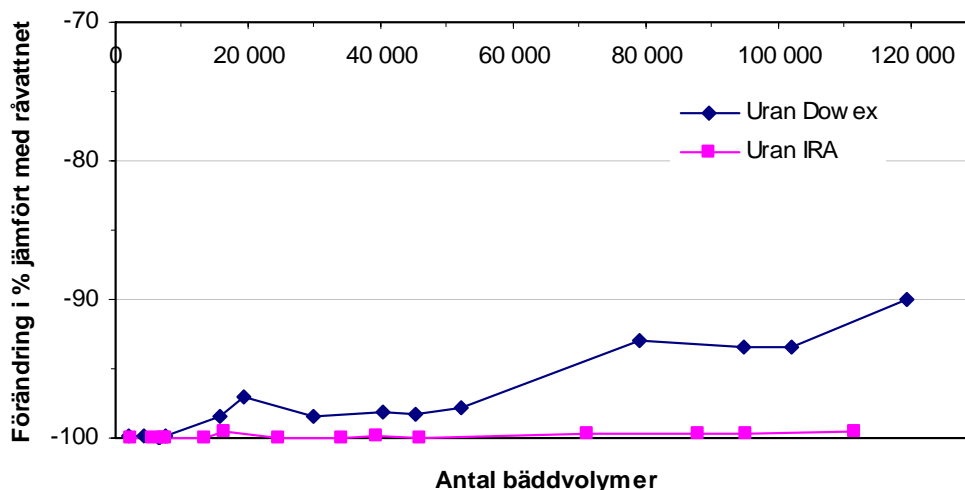
Tabell 5 Råvattnets kemiska sammansättning. Medelvärde av referensprover (n=6) från vattenverket i Björklinge med avseende på koncentrationerna av uran, F⁻, Cl⁻, NO₃⁻ och SO₄²⁻ samt med avseende på COD-Mn och UV-transmission vid våglängden 254 nm.

Chemical data of the untreated water (raw water) from Björklinge. Means of reference samples (n=6) concerning the concentrations of uranium, F⁻, Cl⁻, NO₃⁻ and SO₄²⁻ as well as chemical oxygen demand (COD-Mn) and UV-transmission at 254 nm.

	Råvattnets sammansättning
Uran	48,4 µg/l
F ⁻	1,1 mg/l
Cl ⁻	50,8 mg/l
NO ₃ ⁻	12,6 mg/l
SO ₄ ²⁻	32,2 mg/l
COD-Mn	0,5 mg/l
UV-mätning vid 254 nm	97% transmission

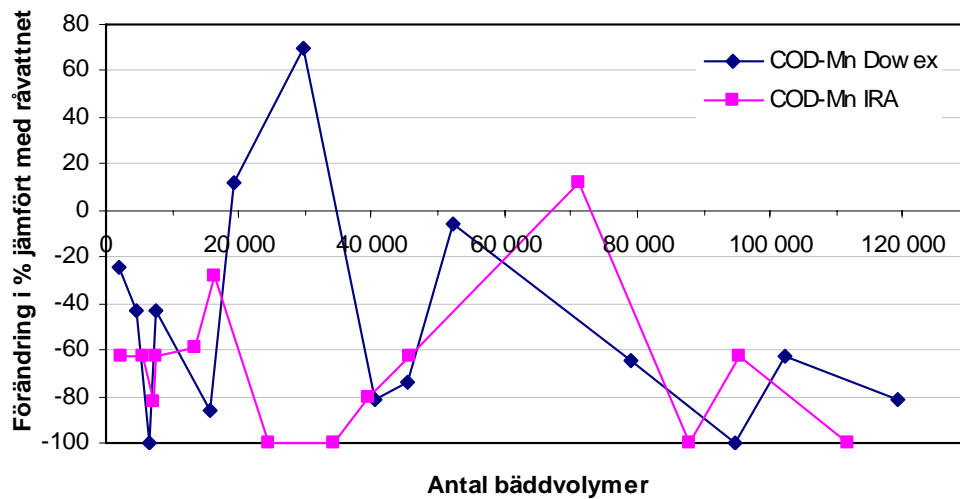
4.2.3 Behandlat vatten - kemisk sammansättning

Vid passage genom kolonnen förändrades vattnets kemiska sammansättning. Halten av uran minskade i det behandlade vattnet jämfört med råvattnet. Vid försökets start var reningsgraden hög, nästan 100 % (se figur 15). Beträffande kemisk syreförbrukning varierade reningsgraden kraftigt under försöket (se figur 16). Eftersom COD-Mn i råvattnet endast var 0,5 mg/l gav dock variationen inte särskilt stort utslag. I det behandlade vattnet var den kemiska syreförbrukningen som mest 0,9 mg/l. För de övriga testvariablerna var förändringen vid passage genom kolonnen som mest ±15 procent (se tabell 6).



Figur 15 Det behandlade vattnets kemiska sammansättning med avseende på uran jämfört med råvattnet (förändring i procent).

Relative content (percentage units) of uranium in the treated water compared to the untreated water (raw water).



Figur 16 Det behandlade vattnets kemiska syreförbrukning (COD-Mn) jämfört med råvattnet (förändring i procent).

Relative values (percentage units) of chemical oxygen demand (COD-Mn) in the treated water compared to the untreated water (raw water).

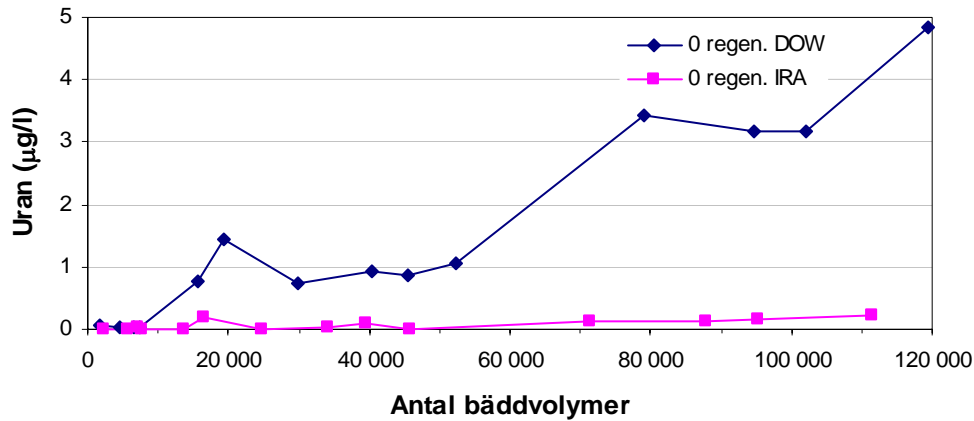
Tabell 6 Det behandlade vattnets kemiska sammansättning i jämförelse med råvattnet med avseende på koncentrationerna av F⁻, Cl⁻, NO₃⁻ och SO₄²⁻ samt UV-transmission (förändring i procent).

Relative content (percentage units) of F⁻, Cl⁻, NO₃⁻ och SO₄²⁻ and the UV-transmission (also percentage units) in the treated water compared to the untreated water (raw water). Maximum (max) and minimum (min) changes are shown separately for the Amberlite and Dowex materials.

	Råvatten (mg/l)	Behandlat vatten			
		Amberlite IRA 900 Cl		Dowex 21K	
		Max förändring jämfört med råvattnet (%)	Min förändring jämfört med råvattnet (%)	Max förändring jämfört med råvattnet (%)	Min förändring jämfört med råvattnet (%)
F ⁻	1,1	+7,9	-14,5	+2,5	-7,2
Cl ⁻	51,2	+3,8	-7,2	+4,0	-5,8
NO ₃ ⁻	12,7	+8,9	-8,1	+3,9	-8,5
SO ₄ ²⁻	32,5	+7,1	-5,0	+7,4	-3,0
UV	96,3% transmission	+2,3	0	+2,1	-0,1

4.2.4. Uranpilotens kapacitet

I Björklinge utfördes inte någon regenerering förrän i slutet av försöket, vilket var efter behandling av nästan 120 000 bäddvolymmer. Koncentrationen av uran i det behandlade vattnet vid slutet av försöket var ca 5 µg/l för Dowex 21K och < 1 µg/l för Amberlite IRA 900 Cl (se figur 17), vilket motsvarar en reningsgrad av 90 % respektive 99 % (se figur 15).



Figur 17 Koncentrationen av uran (µg/l) i vatten behandlat med antingen jonbytmassan Dowex 21 K eller Amberlite IRA 900 Cl.

Concentration of uranium (µg/l) in water treated with either the resin Dowex 21 K or the resin Amberlite IRA 900 Cl.

4.2.5 Regenereringsvattnet – kemisk sammansättning och strålning

Prov av regenereringsvattnet togs vid avslutningen av försöket och analyserades med avseende på totaluran. Då det andra sköljvattnet hade en mörkare färg än det första togs prover även av detta. Regenereringsvattnet från kolonnen med jonbytmassan Dowex 21 K innehöll 237 respektive 2320 mg uran per liter och regenereringsvattnet från kolonnen med Amberlite IRA 900 Cl innehöll 734 respektive 1470 mg uran per liter.

Vid mätning med handhållen gammareäknare konstaterades en strålning av omkring dubbla bakgrundstrålningen i närheten av kolonnen (20 Bq jämfört med 10 Bq). Jonbytmassorna skickades även in till laboratoriet på Statens strålskyddsinstitut (SSI) för mätning av gammastrålning. Det visade sig att Dowex 21K hade 3010 Bq/kg från ^{235}U , 62 115 Bq/kg från ^{238}U och enligt beräkning 93 170-142 400 Bq/kg från ^{234}U . Amberlite IRA 900 Cl hade 2880 Bq/kg från ^{235}U , 58 780 Bq/kg från ^{238}U och enligt beräkning 88 160-117 500 Bq/kg från ^{234}U .

5. Diskussion

5.1 Piloten

Utifrån resultaten från försökspiloten kan vi se att båda jonbytarmassorna, Dowex 21K och Amberlite IRA 900 Cl, är effektiva när det gäller att avlägsna uran från dricksvatten. Vid försökets start och direkt efter regenerering är reningsgraden hög, omkring 99 %, i båda fallen. I takt med att jonbytarmassorna närmar sig mättnad sjunker dock reningsgraden. Vid vattenlaboratoriet i Uppsala kunde omkring 30 000 bäddvolymeter behandlas innan riktvärdet på 15 µg/l uran överskreds i det utgående vattnet, medan samma pilot lokaliserad till Björklinge inte släppte ut mer än 5 µg uran per liter efter behandling av 120 000 bäddvolymeter. Om man tar hänsyn till det faktum att Björklinges vatten innehåller mer uran än Uppsalas, 48 µg/l jämfört med 18 µg/l, borde jonbytarmassan ha en längre varaktighet inne i Uppsala. Att det i verkligheten blev tvärtom visar att det finns andra faktorer än uran i råvattnets sammansättning som påverkar hur lång tid det tar innan jonbytarmassan blir mättad eller sätter igen.

Den största skillnaden mellan råvattnet i Uppsala och Björklinge är den kemiska syreförbrukningen, COD-Mn, som ger en bild av hur mycket organiskt material det finns i råvattnet. I Uppsala är COD-Mn 3 mg/l jämfört med 0,5 mg/l i Björklinge. Nära 80 % av COD-Mn i råvattnet ”fastnar” när vattnet passerar genom kolonnen. Det är oklart på vilket sätt det organiska materialet fäster till jonbytarmassan, men det verkar frigöras när jonbytarmassan regenereras. Urankomplexen binds selektivt av jonbytarmassan och borde kunna ”tvinga” andra joner att ge sin plats till uranet. Detta verkar dock inte fungera fullt ut eftersom genombrottet för uran sker mycket tidigare än i teorin. Detta gäller speciellt för Uppsalas råvatten. Av de fyra konkurrerande anjoner som studerades, det vill säga fluorid, klorid, nitrat och sulfat verkar ingen av dem fastna i kolonnen och därför måste det vara det organiska materialet eller något som vi inte studerat som ”stjäl” platserna på jonbytarmassan som uranet annars skulle ha bundits till.

Troligen orsakar det organiska materialet även jonbytarmassans färgförändring liksom att flödet genom kolonnen blir sämre med tiden. I Uppsala blev båda jonbytarmassorna betydligt mörkare till färgen efter en tid i drift än vad de blev i Björklinge. Förutom den mörkare färgen på jonbytarmassan var även flödet genom kolonnen betydligt sämre i Uppsala än i Björklinge. Detta märktes genom att vattenpelaren i kolonnen ovanför jonbytarmassan blev högre trots ett konstant flöde av råvatten till kolonnen via slangpumpen. Det var glasfiltret i botten av kolonnen som satte igen och ibland gjorde att den översvämmades. Flödet kunde dock förbättras genom att rengöra glasfiltret med stark saltsyra.

Vad kännetecknar en bra jonbytarmassa? Den ska ha hög reningsgrad för uran samtidigt som den inte ska påverka vattnets kemi i övrigt. Den ska fungera under en lång tid och kunna regenereras många gånger utan att kapaciteten försämras. Båda jonbytarmassorna i det här försöket hade mycket hög reningsgrad. Baserat på resultaten verkar dock Amberlite IRA 900 Cl vara något bättre än Dowex 21K på att rena dricksvatten från uran. I fem av sju serier från Uppsala (se figur 13) är reningsgraden någon procent bättre för Amberlite IRA än för Dowex. I Björklinge var reningsgraden (se figur 15) fortfarande 99 % efter behandling av 120 000 bäddvolymeter för Amberlite, medan Dowex hade en reningsgrad på omkring 90 %. I dessa resultat har dock inte hänsyn tagits till mätosäkerheten. Om en felmarginal skulle läggas till

kanske linjen för Amberlite skulle överlappa den för Dowex och därmed hade resultatet varit ett annat.

En viktig fråga vid driften av en jonbytesanläggning är hur ofta jonbytarmassan behöver regenereras. Ett alternativ är att fortsätta reningen av vattnet till dess att massan är mättad på uran. Eftersom jonbytarmassan ofta har en hög kapacitet för uran kan det dock dröja lång tid, kanske flera månader, innan det blir aktuellt med regenerering. I Björklinge var uranpiloten i drift under tio månader och reningsgraden var fortfarande över 90 % då försöket avslutades. Men frågan är om detta är ett bra alternativ? När jonbytarmassa är i drift så länge hinner stora mängder vatten passera genom kolonnen och farliga stråldoser kan byggas upp på grund av koncentrationen av uran inne i jonbytarmassan. Aktivitetsmätningar utförda av SSI visade att jonbytarmassan från Björklinge efter tio månaders drift hade en aktivitet på omkring 60 000 Becquerel (Bq) per kg jonbytarmassa från ^{238}U . Enligt strålskyddsförordningen ska material med en aktivitet över 1 000 Bq/kg behandlas som radioaktivt avfall med särskilda regler för transport, hantering och deponering (Östergren *et al* 2005). Genom att regenerera jonbytarmassan kan dess aktivitet minska dramatiskt, men samtidigt övergår uranet till regenereringsvattnet och frågan är hur man ska hantera detta problem. Analysen av regenereringsvattnet från Björklinge (totalt fyra bäddvolym) visade att vattnet innehöll över två gram uran per liter. Sammanfattningsvis kan man säga att vänta med regenereringen så länge som vi gjorde i Björklinge inte är ett önskvärt alternativ.

Jonbytesanläggningar är lätta att automatisera och kan ställas in så att de regenereras med ett visst tidsintervall. När man regenererar jonbytarmassan ofta, minimeras risken för strålning från anläggningen och regenereringsvattnet kommer sannolikt att innehålla så lite uran att det kan ledas direkt till avloppet. En nackdel med att regenerera ofta är dock att förbrukningen av saltlösning blir mycket större än om man väntar tills dess att jonbytarmassan är mättad. En ökad förbrukning av saltlösning är emellertid att föredra jämfört med ett eventuellt behov av slutförvaring för de förbrukade massorna.

Enligt livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30) får koncentrationen av kloridjoner inte överstiga 100 mg/l. Eftersom inga vattenprover togs direkt efter regenereringen vet vi inte om det fanns förhöjda halter av kloridjoner i detta vatten. Om sköljningen inte var tillräcklig i samband med regenereringen borde det först producerade vattnet ledas till avloppet istället för ut på ledningsnätet. Vi saknar också information om vad som händer med koncentrationerna av de övriga anjonerna i det behandlade vattnet under denna tid. Därför bör ytterligare utredningar göras innan jonbytestekniken kan tas i bruk för att rena vatten från uran.

Med tiden blir jonbytarmassans kapacitet sämre då irreversibla bindningar uppstår. Detta medför att jonbytarmassan mätts fortare än den gjorde när den var ny och att regenereringarna måste utföras oftare. Vid regelbunden regenerering med korta tidsintervall är dock detta knappast ett problem och i en studie i Finland har samma jonbytarmassa kunnat användas i tio år utan att dess kapacitet har blivit för dålig (Huikuri & Salonen 2000). Jonbytarmassan bör bytas när kostnaden för driften blir större än nyttan med att fortsätta använda jonbytarmassan eller när den ur praktisk synvinkel inte längre fungerar i driften.

5.2 Den optimala reningsmetoden

Tänk om det fanns en metod att rena vatten som fungerade i alla situationer och för alla typer av vatten! Verkligheten är dock sällan så enkel och alla metoder har sina för- och nackdelar. Förutom kostnaden för inköp och drift av anläggningen bör också eventuellt avfall som uppkommer i processen räknas med vid val av metod. De flesta metoder för att avlägsna uran från dricksvatten bygger på att man flyttar uranet från vattnet till ett annat medium, exempelvis till slam genom kemisk fällning, till regenereringsvatten genom jonbytesteknik eller till adsorptionsmedlet genom adsorptionsteknik. Att flytta uranet löser ett problem men skapar samtidigt ett annat: Vad ska man göra av det uranhaltiga slammet, regenereringsvattnet eller adsorptionsmedlet? Det skulle vara optimalt om avfallet var så pass rent att det kunde släppas ut i avloppet eller deponeras på en vanlig kommunal deponi. När man börjar tala om slutförvaring kan man riktigt se hur pengarna flyger iväg. Önskedrömmen skulle vara att anläggningen är billig, håller länge och inte ger upphov till farliga stråldoser eller farligt avfall. Om metoden dessutom inte förändrar vattnets kvalitet i övrigt och inte kräver alltför omfattande för- och efterbehandlingar av vattnet skulle det vara fördelaktigt. Ytterligare en fördel är om tekniken för den valda metoden är väl utprövad och all utrustning finns tillgänglig på marknaden.

Jonbyte är en effektiv teknik att rena vatten från uran, men tekniken är långt ifrån optimal med tanke på risken för strålning och oklarheterna angående vad man ska göra av de förbrukade jonbytarmassorna.

Kemisk fällning skulle kunna vara ett bra alternativ om vattnet innehåller mycket järn. Kostnaderna för fällningskemikalier kan då minimeras genom att uran kan fällas ut samtidigt som järn med hjälp av järnfällningskemikalierna. En nackdel med metoden är dock att det är oklart vad man ska göra av det avfall som uppstår i processen.

Avhärdning genom kemisk fällning kan fungera för att avlägsna uran från vatten. För att erhålla höga reningsgrader måste dock pH höjas rejält och det medför krav på efterbehandling av vattnet. Enligt socialstyrelsen fungerar denna teknik främst för extremt hårda vatten eftersom man inte vill totalavhärda vattnet. På de platser där denna typ av avhärdningsanläggningar redan finns kan man ”slå två flugor i en smäll” och åtgärda uranet samtidigt som man åtgärdar hårdheten i vattnet. Precis som med jonbyte och kemiskfällning är det oklart vad man ska göra av avfallet som uppkommer i processen.

Adsorption är ett annat alternativ till jonbyte. Det finns många olika varianter av adsorptionsmedel med varierande kapacitet. Kolfilter och aktiverat aluminium mättas relativt snabbt medan uranex har mycket hög kapacitet. Fördelen med tekniken är att man slipper regenereringar, men samtidigt finns det en risk att höga stråldoser kan byggas upp i adsorptionsmedlet om det har hög kapacitet för uran. Även med denna teknik finns oklarheter beträffande vad man ska göra med de förbrukade massorna.

Tryckdriven membranfiltrering är en effektiv men relativt dyr metod att rena dricksvatten från uran. Genom att använda nanofiltrering istället för omvänd osmos kan kostnaderna hållas nere eftersom membranet för nanofiltrering är något glesare och därmed inte kräver lika mycket energi. Av samma anledning har nanofiltrering inte riktigt lika hög reningsgrad som omvänd osmos, 95 % jämfört med 99 %. Nanofiltrering släpper igenom fler salter än vad omvänd osmos gör. Det innebär att behovet av efterbehandling av vattnet inte är lika stort för nanofiltrering som för omvänd osmos. Membranfiltrering innebär ett visst ”vattenslöseri”,

upp till 50 % av råvattnet kan komma att hamna direkt i avloppet. Detta är inte önskvärt med tanke på att vatten är en knapp resurs men samtidigt är det bra eftersom risken för uppkomst av farliga stråldoser minimeras då koncentratet kontinuerligt leds till avloppet. En nackdel med metoden är att membranet är känsligt för igensättning, vilket kan ställa krav på förbehandling av vattnet. Membranfiltrering kan med fördel användas för att rena vatten som har flera olika vattenkvalitetsproblem eftersom membranet kan avlägsna många typer av föroreningar.

Valet av metod bestäms även av hur stor reduktion av uranhalt som krävs för att vattnet ska komma under åtgärdsnivån på 15 µg uran/l. Om råvattnet har en uranhalt i närheten av åtgärdsnivån kan det kanske räcka med att optimera eventuella befintliga reningsanläggningar. Uppsala stad försörjs med dricksvatten från vattentäkter i Storvad, Galgbacken, Stadsträdgården, och Sunnersta. De olika vattentäkterna skiljer sig åt med avseende på halten av uran i vattnet (halter mellan 15 och 50 µg/l förekommer). För råvattnet vid vattenlaboratoriet i Uppsala (vilket troligen kommer från Galgbacken) är medelhalten av uran 18 µg/l och därmed krävs en reduktion av omkring 20 % för att komma under åtgärdsnivån. Innan åtgärder sätts in för att sänka halten av uran i Uppsalas vatten inväntar man resultatet av installeringen av de två nya vattenverken, Gränby och Bäcklösa, vilka har central avhårdning i form av kristallisering i fluidiserande bädd. I Björklinge som har en uranhalt av 48 µg/l kommer en reduktion av omkring 70 % att behövas. Detta kan vara svårt att åstadkomma utan installation av någon av de mer effektiva reningsmetoderna.

Problem med höga stråldoser från reningsanläggningar behöver inte vara kopplade enbart till reduktion av uran. De tekniker som nämnts i den här studien har ett stort användningsområde och nyttjas för ett brett spektrum av ämnen. Exempelvis används jonbytarmassor för att rena vatten med höga nitrathalter. Med tanke på att uran prioriteras högt av jonbytarmassor kan betydande mängder uran fastna trots att tekniken är avsedd för ett annat ämne. Förutom uran kan även radium, radon och radondöttrar orsaka problem med strålning vid reningsanläggningar. De olika radionukleiderna har olika egenskaper och en metod som fungerar bra för att avlägsna en av dem behöver inte fungera alls för en annan nukleid. Att exempelvis använda kolfilter för att rena vatten från uran är inte en särskilt effektiv metod, men radon däremot fastnar i kolfiltret och kan ge upphov till strålning.

6. Slutsats

Det finns flera tekniker för att avlägsna uran från dricksvatten. Jonbyte är en effektiv teknik, men den har liksom andra tekniker sina för- och nackdelar. Reningsgraden vid jonbytesteknik är hög, jonbytarmassan håller länge och kan återanvändas med gott resultat genom regenerering med saltlösning. Till nackdelarna med metoder hör dock att farliga stråldoser kan uppkomma om man väntar för länge mellan regenereringarna och att det är oklart vad man ska göra med de förbrukade jonbytarmassorna. Försöken med uranpiloten visar också att vattnets sammansättning har stor betydelse för hur bra metoden fungerar.

7. Referenser

- Annamäki, M., Turtiainen, T., Jungclas, H. & Rausse, Ch. 2000. Disposal of radioactive waste arising from water treatment: recommendations for the EC. STUK-A175, 79 sidor, Helsinki.
- Clifford, A. & Zhang, Z. 1994. Exhausting and regenerating resin for uranium removal. *Journal of American Water Works Association*, 86:228-241.
- Clifford, A. 1999. Chapter 9: Ion exchange and inorganic adsorption. I: Letterman, R.D (ed) *Water Quality and Treatment, a Handbook of Community water supplies*. Femte upplagan, McGraw-Hill, 9.1-9.91.
- Falk, R., Mjönes, L., Appelblad, P., Erlandsson, B., Hedenberg, G. & Svensson, K. 2004. Kartläggning av naturligt radioaktiva ämnen i dricksvatten. SSI Rapport 2004:14, 23 sidor.
- Gilman, AP., Villeneuve, DC., Sexours, VE., Yagminas, BLT., Quinn, JM., Vallie, VE., Willes, RJ. & Moss, MA. 1998. Uranyl nitrate: 28-day and 91-day toxicity studies in the Sprague-Dawley rat. *Toxicological Science*, 41:117-128.
- Hedberg, T. & de Blois, M. 2003. Avhårdning av dricksvatten – tillämpning i Sverige. VA-Forsk rapport nr 35. 69 sidor.
- Hilal, N., AL-Zoubi, H., Darwish, N.A., Mohammad, A.W. & Abu Aragi, M. 2004. A comprehensive review of nanofiltration membranes: treatment, pre-treatment, modelling and atomic force microscopy. *Desalination*, 170:281-308.
- Horton, T.R. 1983. Methods and results of EPA's study of radon in drinking water. EPA 520/5-83/027, 33 sidor.
- Huikuri, P. & Salonen, L. 2000. Removal of uranium from Finnish groundwaters in domestic use with a strong base anion resin. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 245: 385-393.
- Kurttio, P., Auvinen, A., Salonen, L., Saha, H., Pekkanen, J., Mäkeläinen, I., Väsisänen, S., Penttilä, I. & Komulainen, H. 2002. Renal effects of uranium in drinking water. *Environmental Health Perspectives*, 4:337-342.
- Kurttio, P., Komulainen, H., Leino, A., Salonen, L., Auvinen, A., & Saha, H. 2005. Bone as a possible target of chemical toxicity of natural uranium in drinking water. *Environmental Health Perspectives*, 1:68-72.
- Lagercrantz, B. 2003. Utarmat uran en cancerrisk som försvann. *Läkartidningen*, 4:219-221
- Marieb, E. & Hoehn, K. 2006. Chapter 25: The urinary system. I: Marieb, E. & Hoehn, K (ed) *Human Anatomy & Physiology*. Sjunde upplagan, Pearson International Edition, 997-1034.
- Orloff, K., Mistry, K., Charp, P., Metcalf, S., Marino, R., Shelly, T., Melaro, E., Donohoe, AM. & Jones, R. 2004. Human exposure to uranium in groundwater. *Environmental Research*, 94:319-326.

Persson, K., Berghult, B. & Elfström-Broo, A. 2003. Fluoridrening av dricksvatten- en litteraturstudie. VA-Forsk rapport nr 15, 25 sidor.

Persson, PO & Nilson,L. 2005. Kapitel 3: Vattenhantering och vattenreningsteknik. I: Persson, PO (red) Miljöskyddsteknik - Strategier & teknik för ett hållbart miljöskydd. Sjunde upplagan, KTH Kemiteknik, 55-144, Stockholm.

Raf, O. & Wilken, R-D. 1999. Removal of dissolved uranium by nanofiltration. Desalination, 122:147-150.

Socialstyrelsen. 2006. Dricksvattenrening med avseende på uran. Socialstyrelsen artikelnr 2006-123-11, 38 sidor.

Sorg,T. 1988. Methods of removing uranium from drinking water. Journal of American Water Works Association, July:105-111.

Svensson, K. 2005. Uran i dricksvattnet kan påverka njurarna. Vår föda, 5:28-30

Svensson, K., Darnerud, PO. & Skerfving, S. 2005. A risk assessment of uranium in drinking water. Livsmedelsverket rapport 10, 32 sidor,Uppsala.

White, SK & Bonietti, EA.1983. Removing uranium by current municipal water treatment processes. Journal of the American Water Works Association, 75:374-380.

7.1. Internet

Dowex hemsida, http://www.dow.com/liquidseps/prod/dx_21k1630.htm, (Besökt 2006-12-14)

Health Canada. 2001. Uranium - Guideline for Canadian drinking water quality: supporting documentation. 10 sidor. Tillgänglig på Internet: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/uranium/index_e.html (Besökt07-02-05)

Krügers hemsida, <http://krueger-wabag.de/lib/kruegerwabag/1/D72AY8ugt2B28O8ScjCSxZj.pdf> (Besökt 2006-12-15)

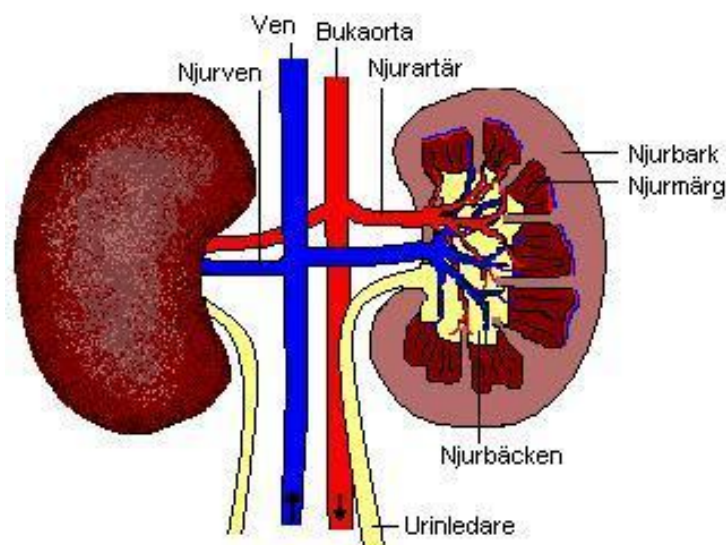
Rohm and Haas hemsida, <http://www.rohmhaas.com/ionexchange/amberlite.htm>. (Besökt 2006-12-14)

Strålskyddsinstitutets (SSI) hemsida.
http://www.ssi.se/fakta_om_stroelning/Stroelningsbroschyr/Enhetermm.html?Menu2=Straldo ser. (Besökt 2006-12-14)

Bilaga 1. Så fungerar njurarna

(Till största delen grundat på kap 25 i Human anatomy & physiology av Marieb, E. 2006)

Njurarna är ett av kroppens viktigaste organ. De kan liknas vid små men mycket effektiva och högteknologiska reningsverk. De har många livsviktiga funktioner såsom att rena blodet från restprodukter, reglera blodtrycket och hålla en optimal balans mellan salt & vatten samt syror och baser i kroppen. Njurarna arbetar dygnet runt och har en rik blodförsörjning (vid vila ca en fjärdedel av hjärtats slagvolym). Blodet kommer till njurarna via njurartärerna, vilka utgör en förgrening av bukaortan. Varje dag passerar hela blodvolymen genom njurarna ett upprepat antal gånger och totalt blir det ungefär 1500 l per dygn.

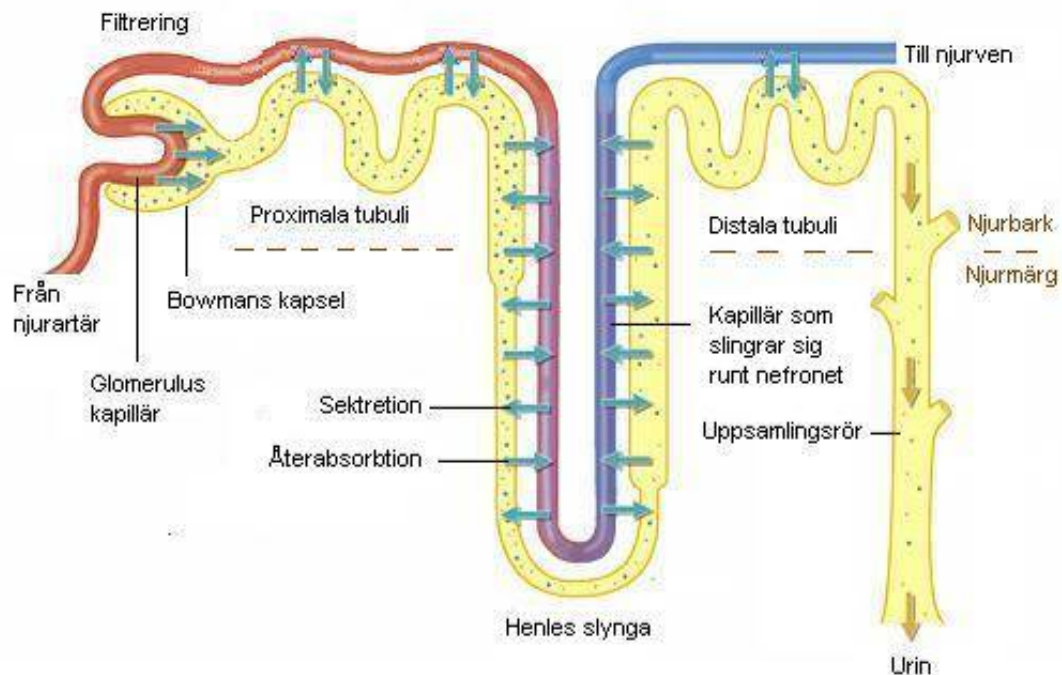


Figur 18 Njurens anatomi med anslutande blodkärl och urinledare. Till höger visas ett tvärsnitt genom en njure.

Varje njure är uppbyggd av ca 1 miljon små funktionella enheter som kallas nefroner. Dessa kan liknas vid smala rör som i ena änden filtrerar blod och i andra änden tömmer sitt innehåll (urin) i uppsamlingsrör för avlägsnande från kroppen. Bildningen av urin sker i två steg: först sker en filtrering av blodet och sedan en justering av filtratets sammansättning. Till en början har filtratet, som även kallas primärurin, en sammansättning som liknar blodplasma. Under ett dygn produceras ungefär 180 liter primärurin. På vägen genom rörsystemet tas stora delar av det vatten, salt och näringsämnen som finns i primärurinen upp och återförs till blodet, en process som kallas återabsorption. Vissa ämnen transporteras i motsatt riktning, dvs. från blodet till filtratet, detta kallas sekretion. Den slutliga mängden urin blir omkring 1,5 l per dygn.

Varje nefron är intimt kopplat till två kapillärbäddar. Den första, glomerulus, producerar filtrat och den andra, som slingrar sig runt nefronröret, sköter återabsorption och sekretion. Kärnväggen i glomerulus har små hål, ungefär som ett durkslag, som tillåter molekyler mindre än plasmaproteiner att passera. Filtratet fångas upp och leds vidare in i nefronet av Bowmans kapsel som omsluter glomerulus. Bowmans kapsel är utformad ungefär som en baseballhandske som omsluter en boll, dvs. den har insida som är i kontakt med bollen

(glomerulus) och en utsida som gränsar mot omgivningen. Mellanrummet mellan det inre och yttre membranet i Bowmans kapsel utgör början av det smala rör som nefronet består av. För att filtratet ska ledas in i röret måste det förutom att passera kärnväggen i glomerulus även passera det inre membranet av Bowmans kapsel. Detta membran bildar en andra spärr där molekyler som är för stora fastnar och de som har fel laddning repelleras (membranet är negativt laddat). Filtreringen är en process som drivs av blodtrycket. Ju högre blodtryck desto mer filtrat bildas. För att njurarna ska fungera optimalt krävs att filtrat bildas med relativt konstant hastighet. Därför finns flera kontrollsystem som reglerar processerna i njurarna. Regleringen kan ske lokalt i njuren eller kontrolleras utifrån med nervsignaler och hormoner. Filtreringen i glomerulus är mycket effektivare än i andra kapillärer eftersom hålen i kapillärväggen i glomerulus är större och blodtrycket är högre än i andra kapillärer.

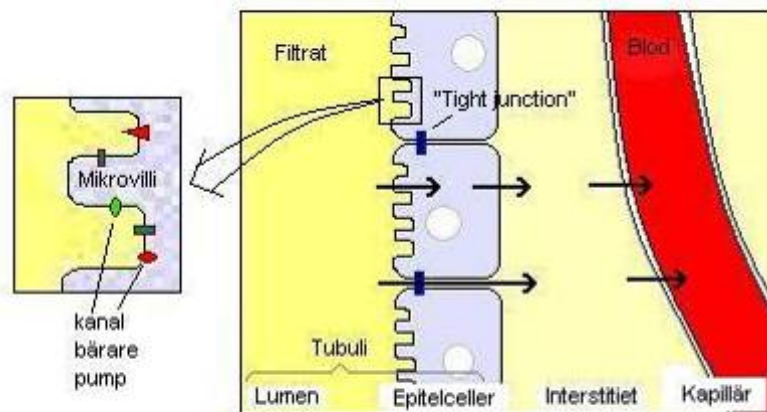


Figur 19 Schematisk bild av ett nefron.

Fortsättningen av nefronröret kan delas in i tre sektioner: Proximala tubuli, Henles slynga och distala tubuli. I proximala tubuli, som slingrar sig i njurens yttre skikt (njurbarken), sker största delen av återabsorptionen. I friska njurar återabsorberas här alla aminosyror och all den glukos som finns i filtratet. Även nästan all HCO_3^- och urinsyra samt drygt hälften av vattnet, samt Na^+ , Cl^- , och K^+ i filtratet återupptas här av blodet. Eftersom cellerna i cellväggen, de sk epitelcellerna, är tätt sammanfogade med "tight junctions" måste ämnena (med vissa undantag) passera genom cellerna för att återabsorberas. Fettlösliga ämnen kan fritt korsa cellmembraner medan vattenlösliga ämnen får använda de proteinkanaler, pumpar och bärarproteiner som finns tillgängliga i endotelcellernas membran. Hur mycket av en substans som aktivt kan återabsorberas beror på antalet kanaler/pumpar/bärare som finns för just den substansen. För ämnen som kroppen har stort behov av finns många kanaler/pumpar/bärare och tvärtom.

Epitelcellerna i proximala tubuli är täckta med mikrovilli som ökar deras yta. En stor yta ger högre kapacitet för återabsorption än en liten. Cellerna i proximala tubuli har även många mitokondrier, (organeller i cellen som producerar energi i form av ATP, vilket behövs för att

driva aktiv transport av ämnen över membran). Återabsorbtionen kan vara både aktiv och passiv. En av de viktigaste processerna är upptaget av natrium. Det är en aktiv process som slukar mycket av den energi som mitokondrierna producerar, men i utbyte skapas både elektrokemiska och osmotiska potentialgradienter. Eftersom naturen strävar efter att jämna ut skillnader i koncentration och laddning medför dessa gradienter att andra ämnen kan transporteras passivt över membranen. Transporten av natrium, som är en katjon, åstadkommer exempelvis att anjonerna (Cl^- och HCO_3^-) kan passera utan ytterligare energiåtgång.



Figur 20 Återabsorbtion. Ämnen från filtratet transporteras genom epitelcellerna och interstitiet till kapillären som slingrar sig runt nefronet. Epitelcellernas membran har proteiner som fungerar som bärare, pumpar eller kanaler för utvalda ämnen.

Henles slynga är en u-formad slinga av nefronröret som sträcker sig från njurens yttre (njurens yttre) till dess inre (njurens inre) och tillbaka igen. Slingan kan delas in i nedåtgående och uppåtgående del. Henles slynga är mycket viktig för förmågan att göra koncentrerad urin. Denna funktion är möjlig genom att nedåtgående och uppåtgående slinga har olika egenskaper beträffande genomsläpplighet för vatten och salter. Ytterligare en förutsättning är att njuren kan skapa och behålla en osmotisk potentialgradient mellan njurens yttre och njurens inre. Gradienten innebär att ju närmare centrum av njuren man kommer desto högre är koncentrationen av salter i interstitiet. Den nedåtgående delen av Henles slynga är genomsläpplig för vatten men inte för salter. Detta i kombination med den osmotiska potentialgradienten gör att vatten lämnar nefronröret (genom osmos) och filtratet (som är kvar i tubuli) blir mer och mer koncentrerat. Den uppåtgående delen är däremot genomsläpplig för salt men inte för vatten. När filtratet rör sig genom den uppåtgående slingan kommer salter att lämna nefronröret, först med passiv transport men sedan även med aktiv transport. Det vatten och salt som lämnar nefronröret tas upp av kapillärbädden som slingrar sig runt nefronet.

I distala tubuli och uppsamlingsröret (som nefronet mynnar i) sker fortsatt återabsorbtion och sekretion. Hur mycket som återabsorberas respektive utsöndras regleras av hormoner, vilka i sin tur styrs av kroppens behov för stunden. Exempelvis reglerar hormonet aldosteron återabsorbtionen av Na^+ och hormonet ADH (Anti Diuretic Hormone) återabsorbtionen av vatten. Uppsamlingsröret är normalt inte genomsläppligt för vatten men hormonet ADH kan göra att kanaler för vatten, så kallade "aquaporiner", öppnas. När kanalerna öppnas reabsorberas mer vatten och urinen blir mer koncentrerad. På detta sätt kan kroppen reglera vattenbalansen och producera urin som har flera gånger högre koncentration av salter än plasman.

Bilaga 2. Ordning och reda på begreppen om strålning

(Till största delen grundat på information från Strålskyddsinstitutets hemsida, 2006)

Vad är strålning?

Strålning är något som uppstår då radioaktiva ämnen sönderfaller. Ett radioaktivt ämne har atomkärnor som befinner sig i obalans och måste avge något för att få en bättre balans. Sönderfallet av ett radioaktivt ämne sker enligt ett visst mönster eller så kallad sönderfallsserie (se figur 21). Exempelvis sönderfaller uran till torium. Den atom som uppstår efter sönderfallet av moderatomen kallas för dotteratom. Torium är alltså en dotter till uran. Sönderfallsserien avslutas alltid med ett stabilt ämne, i fallet med uran-238 är det bly som utgör det stabila ämnet.

Olika typer av strålning

Vid radioaktivt sönderfall kan tre olika typer av strålning avges; α -, β - eller γ -strålning.

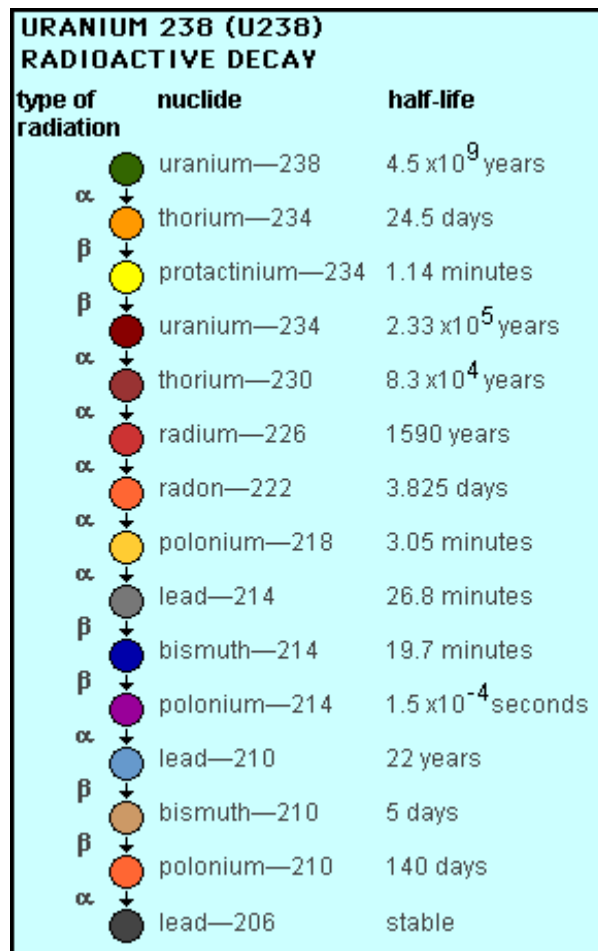
Vid **α -strålning** bryts en partikel med två protoner och två neutroner loss från moderatomen. Alfastrålningen har hög energi men kort räckvidd. Den anses ofarlig om den sker utanför kroppen eftersom hudens hornlager är tillräckligt för att stoppa strålningen, men om det alfastrålände ämnet kommer in i kroppen via föda, dryck eller inandningsluft kan celler skadas.

β -strålning består av elektroner eller positroner som bryts lös från instabila moderatomer. Den har längre räckvidd än α -strålning och kan sprida sig några meter i luft jämfört med ett par centimeter beträffande α -strålning. Den stoppas av tjocka kläder eller glasrutor och utgör en risk för människan bara om den kommer in i kroppen.

γ -strålning består inte av partiklar utan av energirika elektromagnetiska vågor. Strålningen har mycket lång räckvidd och större genomträngningsförmåga än både α - och β -strålning. För att stoppa γ -strålning krävs blyskikt av flera centimeters tjocklek, decimetertjocka betongväggar eller ett par meter av vatten.

Joniserande strålning är ett samlingsnamn för strålning som har sådan kraft att den kan göra om atomer till joner. α -, β - och γ -strålning är exempel på joniserande strålning.

Icke joniserande strålning är strålning som inte ger upphov till jonisation i det material som den tränger in i. Icke-joniserande strålning omfattar bland annat optisk strålning, radiofrekvent strålning, lågfrekventa elektriska och magnetiska fält samt ultraljud.



Figur 21 Sönderfallsserien för ^{238}U med typ av strålning och halveringstider.

Hur påverkar strålning hälsan?

Strålning kan orsaka direkta eller indirekta skador i kroppens celler. Vid direkta skador förstör strålningen genom sin joniserande verkan strukturer i cellen såsom exempelvis cellmembran eller DNA/RNA. Strålningen kan även förvandla ofarliga ämnen till mer aggressiva former av ämnet som i sin tur skadar strukturer i cellen. Normalt repareras de skadade cellerna eller stöts bort, men skadorna kan leda till **cancer**. Höga doser som dödar många av cellerna i vävnaden kan dessutom orsaka akut strålsjuka och fosterskador.

De organ som har celler som delar sig ofta är särskilt känsliga för strålning. Därför drabbas exempelvis tarmslemhinnan och benmärgen hårt vid höga stråldoser. **Strålsjuka** är benämningen på de symptom som uppkommer efter en kraftig dos av joniserande strålning, exempelvis efter en kärnkraftsolycka eller då en atombomb fällts. Strålsjukan börjar med illamående som sedan övergår i diarré då slemhinnan i tarmen slutat fungera. De verkligt allvarliga effekterna märks inte förrän efter några veckor då antalet blodkroppar minskar. Det beror på att benmärgen som gör vita och röda blodkroppar slagits ut.

Vilka enheter mäter man strålning i?

Enheten för radioaktivitet är **bequerel (Bq)**. En bequerel betyder att en atom sönderfaller per sekund. För radioaktivitet i vatten används ofta enheten bequerel per liter (Bq/l) och för radioaktivitet i luft används enheten bequerel per kubikmeter (Bq/m³). Förr användes enheten **curie (Ci)** för radioaktivitet. Enheten curie är baserad på aktiviteten för ett gram radium och därför innebär 1 curie 37 miljarder sönderfall per sekund ($1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$).

Ett radioaktivt ämnes **halveringstid** är den tid det tar för dess aktivitet att minska till hälften. Halveringstiden är unik för varje radioaktivt ämne. Halveringstiden är inte ett mått på hur farligt ämnet är utan bara på hur lång tid det tar för aktiviteten att minska.

De olika typerna av strålning är farliga i större eller mindre grad, därför finns ett begrepp som kallas stråldos. Man skiljer på absorberad dos och effektiv dos. Absorberad dos är den energi som kroppen tar upp per viktsenhet vid bestrålning. Absorberad dos mäts i enheten **gray (Gy)** där en gray är en joule energi per kilo kroppsvävnad. Effektiv dos tar hänsyn till vilken biologisk verkan strålningen har på organen i kroppen. α -strålning har ungefär 20 gånger större verkan än samma absorberade dos av β -strålning. När man pratar om stråldos menar man oftast den effektiva dosen. Effektiv stråldos mäts i enheten **sievert (Sv)**, men eftersom en Sievert är en mycket stor stråldos används oftast millisievert (mSv).

Hur mäter man strålning?

Inom kärnkraftsindustrin använder personalen dosimetrar. En **dosimeter** känner av hur stor stråldos bäraren har varit utsatt för under en viss tid. Strålningens intensitet (antal sönderfall per sekund) kan mätas med en **Geiger-Müller-mätare** eller en **gammaräknare**.

Gränsvärden för strålning

Enligt EU:s dricksvattendirektiv 98/83/EC får stråldosen från dricksvatten inte vara större än 0,1 mSv per år. I denna stråldos eller **totala indikativa dos (TID)** ska alla radioaktiva ämnen, både naturligt förekommande och artificiella, med undantag för radon, radondöttrar, ⁴⁰K och tritium räknas in. För att få en uppfattning om hur stor TID är, brukar man titta på totala alfa- eller betaaktiviteten. Om alfaaktiviteten, med undantag för radon, är större än 0,1 Bq/l eller betaaktiviteten större än 1 Bq/l kan TID kan vara högre än 0,1 mSv/år.

För radon finns det särskilda regler. Om dricksvattnet har en aktivitet större än 100 Bq/l betecknas det som ”tjänligt med anmärkning” medan det betecknas som ”otjänligt” om det har en högre aktivitet än 1000 Bq/l. För inomhusluft i bostaden gäller det att radon inte får ha en högre aktivitet än 200 Bq/m³.

Enligt strålskyddsförordningen 1988:293 ska material med en aktivitet över 1 000 Bq/kg behandlas som radioaktivt avfall med särskilda regler för transport, hantering och deponering.