VA-Forsk rapport *Nr 2006-27*

Uran i dricksvatten från bergborrade brunnar

– exponering, utsöndring och njurtoxiska effekter

Anders Seldén
Bernt Bergström
Britt-Marie Ek
Britt-Marie Öjstrand
Bror Edlund
Camilla Högdahl
Carin Norberg
Carl-Göran Ohlson
Cecilia Lundholm
Lars Weiss
Lennart Andersson

VA-Forsk

VA-Forsk

VA-Forsk är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är obligatorisk. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-Forsk styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anders Lago, ordförande	Södertälje
Olof Bergstedt	Göteborgs VA-verk
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Daniel Hellström	Stockholm Vatten AB
Stefan Marklund	Luleå
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Anders Moritz	Linköping
Peter Stahre	VA-verket Malmö
Jan Söderström	Sv Kommunförbundet
Göran Tägtström	Borlänge
Agneta Åkerberg	Falkenberg
Steinar Nybruket, adjungerad	NORVAR, Norge
Thomas Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

VA-Forsk
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

VA-Forsk Bibliografiska uppgifter för nr 2006-27

Rapportens titel: Uran i dricksvatten från bergborrade brunnar – exponering, utsöndring och njurtoxiska effekter

Title of the report: Nephrotoxicity of uranium in drinking water from drilled wells

Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien: 2006-27

Författare: Anders Seldén[1], Bernt Bergström[1], Britt-Marie Ek[2], Britt-Marie Öjstrand[3], Bror Edlund[4], Camilla Högdahl[3], Carin Norberg[1], Carl-Göran Ohlson[1], Cecilia Lundholm[1;5], Lars Weiss[6], Lennart Andersson[1]
[1]Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset Örebro, 701 85 Örebro
[2]Sveriges geologiska undersökning, Box 670, 751 28 Uppsala
[3]Miljö- och hälsoskyddskontoret, Årjängs kommun, Box 906, 672 29 Årjäng
[4]Kliniskt kemiska laboratoriet, Universitetssjukhuset Örebro, 701 85 Örebro
[5]Kliniskt forskningscentrum, Universitetssjukhuset Örebro, 701 85 Örebro
[6]Njurmedicinska kliniken, Centralsjukhuset i Karlstad, 651 85 Karlstad

VA-Forsk-projektnr: 23-103

Projektets namn: Uran i dricksvatten från djupborrade brunnar – exponering, utsöndring och njurtoxiska effekter

Projektets finansiering: VA-Forsk, Landstinget i Värmland i samarbete med Universitetssjukhuset Örebro, Livsmedelsverket

Rapportens omfattning
Sidantal: 50
Format: A4

Sökord: Borrade brunnar, epidemiologi, njurfunktion, uran, vatten

Keywords: Drilled wells, epidemiology, kidney function, uranium, water

Sammandrag: Höga halter av uran i dricksvatten misstänks kunna påverka njurfunktionen. I en tvärsnittsstudie av 454 vuxna vattenkonsumenter i västra Värmland med privata, borrade brunnar eller kommunalt vatten observerades inga säkra tecken till njurpåverkan av uran.

Abstract: High levels of uranium in drinking water may affect kidney function. No clear nephrotoxic effects were observed, however, in a cross sectional study of 454 adults with a wide range of uranium exposure from drinking water in private, drilled wells or from public supplies.

Målgrupper: Forskare, tillsynsmyndigheter

Omslagsbild: Detalj från kommunkontoret i Årjäng, den kommun där projektet genomfördes
Fotograf: Jessica Bergström, Årjäng; bildredigering: Maria Bergman, Örebro

Rapporten beställs från: Finns att hämta hem som pdf-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se

Utgivningsår: 2006

Utgivare: Svenskt Vatten AB
© Svenskt Vatten AB

Grafisk formgivning: Victoria Björk, Svenskt Vatten

Förord

Under senare år har ett ökande intresse visats den naturliga förekomsten av grundämnet uran i vissa dricksvatten. Vi har haft förmånen att med epidemiologiska metoder undersöka några aspekter av detta fenomen i en svensk kommun med ställvis uranrik berggrund, vilket i sin tur avspeglat sig i en del dricksvattentäkter; ett ”naturligt experiment”, om man så vill.

Tack
Författarna vill rikta ett varmt tack till alla tålmodiga deltagare i undersökningen. Vi är också vårdcentralerna i Årjäng och Töcksfors stort tack skyldiga för assistans i fältarbetet liksom även berörd personal vid Kliniskt kemiska laboratoriet, Universitetssjukhuset Örebro (USÖ). Ing-Liss Bryngelsson organiserade datamatrisen. Studien har genomförts med stöd av anslag från VA-Forsk (projektnr 23-103), Landstinget i Värmland i samarbete med USÖ samt Livsmedelverket.

Innehåll

Förord ... **3**

Sammanfattning ... **7**

Summary ... **8**

1 Bakgrund ... **9**

2 Syfte ... **11**

3 Material och metoder ... **11**

3.1 Identifiering av bergborrade brunnar och exponerade projektdeltagare ... 11

3.2 Kontrollgrupp ... 13

3.3 Vattenanalyser ... 13

3.4 Urinanalyser ... 13

3.5 Statistiska metoder ... 15

4 Resultat ... **16**

4.1 Enkätdata individer ... 16

4.2 Enkätdata brunnar ... 19

4.3 Vattenanalyser ... 19

4.4 Urinanalyser ... 22

5 Diskussion ... **31**

Referenser ... **34**

Bilagor ... **38**

Sammanfattning

Målsättning: Att undersöka om uran i dricksvatten från bergborrade brunnar påverkar njurfunktionen studerad med känsliga markörer.

Metoder: 301 av 398 tillfrågade personer (75,6 %) i åldrarna 18–74 år och bosatta i de centrala delarna av Årjängs kommun, Värmland, med dricksvattenförsörjning från enskild bergborrad brunn (exponerade) och 153 av 271 tillfrågade personer (56,4 %) i samma kommun med kommunalt dricksvatten (kontroller) besvarade frågeformulär om bl.a. sin vattenkonsumtion och sitt hälsotillstånd samt lämnade vatten- och urinprov för analys.

Resultat: Halten uran i vatten från de bergborrade brunnarna (n=153) varierade stort (spridning <0,20–470 µg/l) men låg i genomsnitt (medianvärde 6,7 µg/l; medelvärde 25,2 µg/l) väsentligt högre än i det kommunala vattnet (<0,20 µg/l i alla prover; n=14). I 32,7 % av brunnsproverna var uranhalten ≥15 µg/l (i Sverige rekommenderad åtgärdsnivå) och flera bergborrade brunnar (23,1 %) hade höga radonhalter (≥1 000 Bq/l). Uranutsöndringen i morgonurin från den exponerade gruppen varierade också kraftigt (spridning 1,3–4 800 ng/l) och var i genomsnitt åtta gånger högre än i kontrollgruppen (geometriskt medelvärde 38 jämfört med 4,3 ng/l; spridning bland kontrollerna <0,48–170 ng/l), men blyhalten i urin skilde sig inte signifikant mellan grupperna. Samvariationen mellan uran i dricksvatten och uran i urin var hög (r^2=0,66). Ingen signifikant skillnad observerades mellan grupperna beträffande urinhalterna av proteiner som albumin, β_2-mikroglobulin, protein HC samt kappa och lambda immunglobulinkedjor. Aktiviteten av det tubulära enzymet NAG (N-acetyl-β-D-glukosaminidas) var signifikant lägre i urinproverna från den exponerade gruppen, men skillnaden mellan grupperna kan ha påverkats av olika lång lagringstid. Vid multivariata analyser (inkluderande kön, ålder och rökvanor) observerades fortfarande ingen effekt på njurfunktionen av uranexponeringen i dricksvatten, men med uranutsöndringen i urin som exponeringsmarkör (grupptillhörigheten upplöst) fanns tecken till en dosrelaterad ökning av β_2-mikroglobulin, kappakedjor och protein HC. Dessa tendenser kvarstod efter uteslutning av diabetiker.

Slutsatser: Uranhalterna i urinprov samvarierade starkt med uran i dricksvatten från bergborrade brunnar. En svag påverkan på njurfunktionen observerades av den totala uranbelastningen mätt som uran i urin, medan inga tydliga tecken på detta kunde ses i relation till uranhalten i dricksvatten. Den kliniska betydelsen av aktuella fynd är osäker, och ytterligare undersökningar är motiverade.

Summary

Objectives: To investigate the association between uranium in drinking water from drilled wells and kidney function measured with sensitive urine tests.

Methods: Three hundred and one of 398 eligible subjects (75.6 %) aged 18–74 years, living in a selected area of the Årjäng municipality, county of Värmland, Sweden, and using drinking water from private, drilled wells (exposed group) volunteered to participate along with 153 of 271 local control subjects (56.4 %) using municipal water. Participants responded to a questionnaire on their water consumption and general health and provided a morning urine sample as well as drinking water for analysis.

Results: Uranium content of well water samples (n=153) showed considerable variation (range <0.20–470 µg/l) and on average it was higher than that in the municipal water (median 6.7 vs. <0.20 µg/l; mean 25.2 µg/l; n=14). About one third of well water samples (32.7 %) had ≥15 µg/l of uranium (recommended Swedish action level) and high levels of radon (≥1 000 Bq/l) were also found in water from 23.1 % of the wells. On average, uranium in urine from the exposed group was eight times higher than in the control group (geometric mean 38 and 4.3 ng/l, respectively), but there were no statistically significant differences in urine lead. There was a good correlation between uranium in drinking water and urine (r^2=0.66). Levels of albumin, β_2-microglobulin, protein HC as well as kappa and lambda immunoglobulin chains in urine did not differ significantly between exposed and controls. The NAG (N-acetyl-β-D-glucosaminidase) activity was significantly lower in the exposed group, possibly secondary to differential median storage time between the groups. In multivariate analyses including sex, age and smoking habits still no association of uranium in water and the parameters of kidney function was observed. With uranium in urine in the entire study group as a marker of exposure, however, there was a tendency of exposure related increases of β_2-microglobulin, protein HC and kappa chains which remained after exclusion of subjects with diabetes mellitus from the analysis.

Conclusions: Uranium in urine was strongly related to uranium in drinking water from drilled wells. There were no clear signs of nephrotoxicity from uranium in drinking water at levels recorded in this study, but some indications of an effect were observed using uranium in urine as a measure of overall uranium exposure. The clinical relevance of these findings remains unclear and further studies are warranted.

1 Bakgrund

Uran är en naturligt förekommande metall i den svenska berggrunden (medianhalt 3,6 ppm, medelvärde 5,0 ppm; Thunholm, Lindén & Gustafsson 2005) där förhöjda (8–20 ppm) eller höga uranhalter (21–300 ppm) främst förekommer i vissa graniter och pegmatiter samt i alunskiffer (Lidén, Lindén & Andersson 1995; SSI 1998; Dock 2002). Naturligt förekommande uran utgörs till 99,25 % av U^{238} (Berlin & Rudell 1986), som bl.a. sönderfaller till radium och radon och kan återfinnas i grundvattnet. Medan radonfrågan (exponering via mark, byggnadsmaterial och vatten) väckt en hel del uppmärksamhet som folkhälsoproblem under senare årtionden har uran i dricksvatten däremot inte varit föremål för något större epidemiologiskt intresse. En förklaring till detta kan vara att stråldosen från uran inte har ansetts utgöra något hälsoproblem då halveringstiden för uran är 4,5 miljarder år.

Utarmat uran från olika vapeninsatser i internationella konflikter (särskilt Gulfkriget 1990/91 och Kosovokonflikten på Balkan 1999) har däremot aktualiserat frågor kring möjliga hälsoeffekter av uranexponering. Medan det utarmade uranet inte ansetts utgöra något problem vare sig med avseende på exponeringen för joniserande strålning eller ur kemisk synvinkel (UNEP 2001) har den naturliga bakgrundsexponeringen för uran kommit i förgrunden p.g.a. dess kemiska toxicitet. Sålunda hade svenska soldater med snart ett halvårs placering i Kosovo endast en fjärdedel så hög utsöndring av uran i urinprover som en kohort soldater, vilka ännu inte hunnit lämna Sverige för utlandstjänstgöring (Sandström & Nygren 2001). De för uran i Sverige mest exponerade soldaterna i denna kohort minskade senare sin uranutsöndring i urin med i medeltal 90 % under ett halvårs tjänstgöring i Kosovo (Sandström 2002). Intag av uranhaltig föda, främst vatten, bedöms vara den troliga förklaringen till den högre uranbelastningen i Sverige.

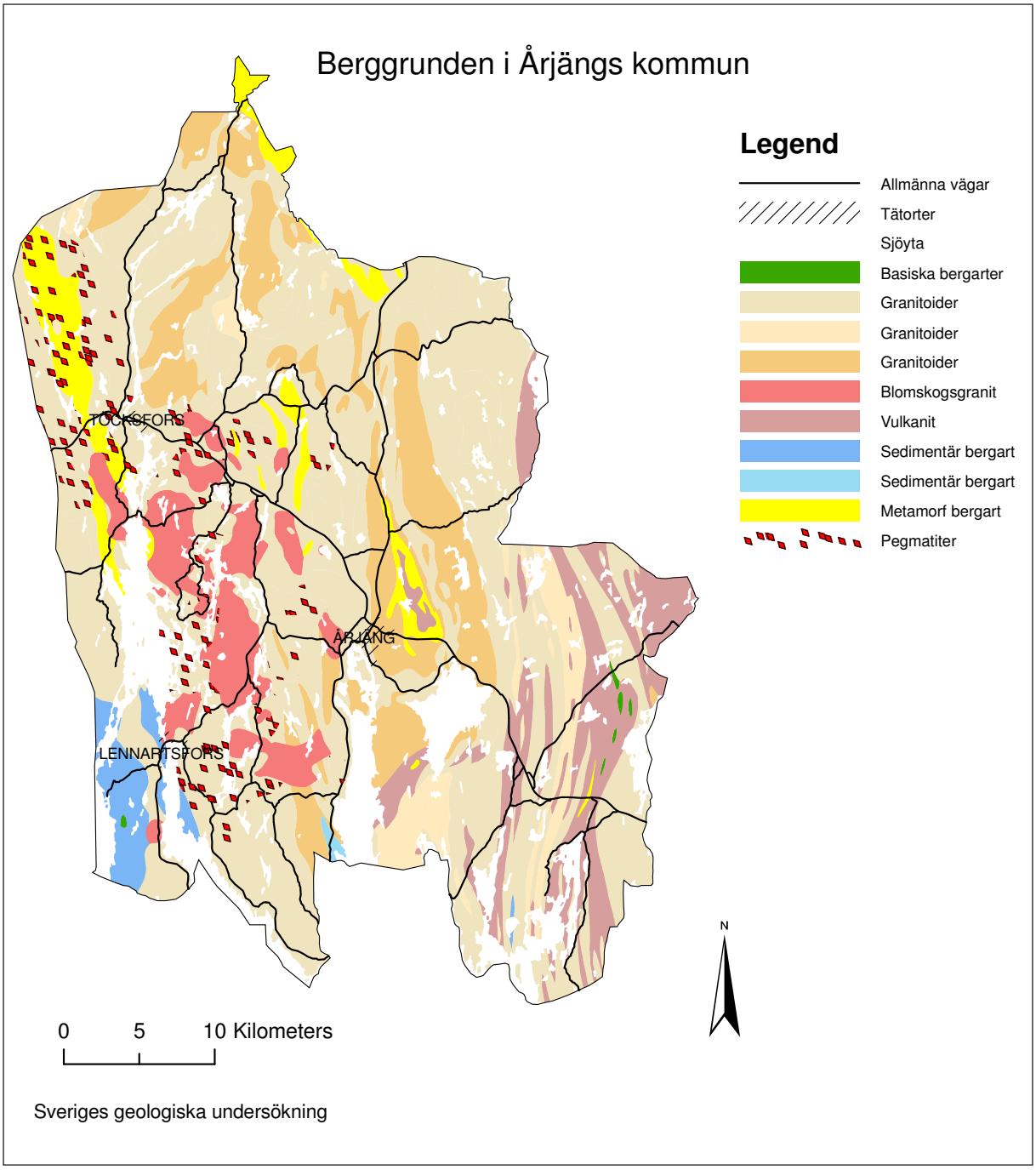
Under senare år har systematiska undersökningar av uranhalten i svenskt dricksvatten påbörjats. I ett tidigt projekt i Uppsala kommun observerades en medianhalt av uran på 12 µg/l (medelvärde 21 µg/l) bland 269 slumpvis utvalda, privata, bergborrade brunnar (Lewin & Simeonidis 1998), och 40 % av vattenproverna hade en uranhalt på mer än 15 µg/l (Lewin-Philblad, pers. medd. 2006). I 23 % av 268 slumpvis utvalda brunnar observerade Sveriges geologiska undersökning (SGU) en uranhalt på mer än 15 µg/l (medianvärde 4,0 µg/l, medelvärde 14 µg/l; Åkerblom *et al.* 2005), medan Länsstyrelsen i Dalarna fann att 26 % av 164 bergborrade brunnar hade uranhalter som överskred denna nivå (Fröberg 2005). En nationell studie fann att vatten från 3,5 % av 256 undersökta kommuner hade en uranhalt i vattnet på minst 15 µg/l, men majoriteten av de kommunala vattenproven (83,6 %) innehöll mindre än 2 µg/l (Falk, Mjönes & Appelblad 2004). Åtta av de nio vattenverken med uranhalter på 15 µg/l eller mer utnyttjade vatten från sand- och grusakviferer. Uranhalten i bordsvatten tillgängliga på den svenska marknaden visade stor spridning mellan olika varumärken, men bara två av 33 undersökta vattenprodukter (6 %) innehöll 15 µg/l eller mer, och medianvärdet var 0,11 µg/l (Rosborg 2002).

Sverige saknar ett gränsvärde för uran i dricksvatten (Livsmedelsverket 2005a), men under sep. 2005 utfärdade Socialstyrelsen och Livsmedelsverket en gemensam rekommendation med en åtgärdsnivå för uran i dricksvatten på 15 µg/l (Socialstyrelsen 2005; Livsmedelsverket 2005b). Denna rekommendation överensstämmer med Världshälsoorganisationens provisoriska riktvärde (WHO 2004) medan miljövårdsmyndigheten i USA fastställt 30 µg/l som gräns (USEPA 2004) och Kanada sänkt sitt gränsvärde från 100 till 20 µg/l (Health Canada 2006).

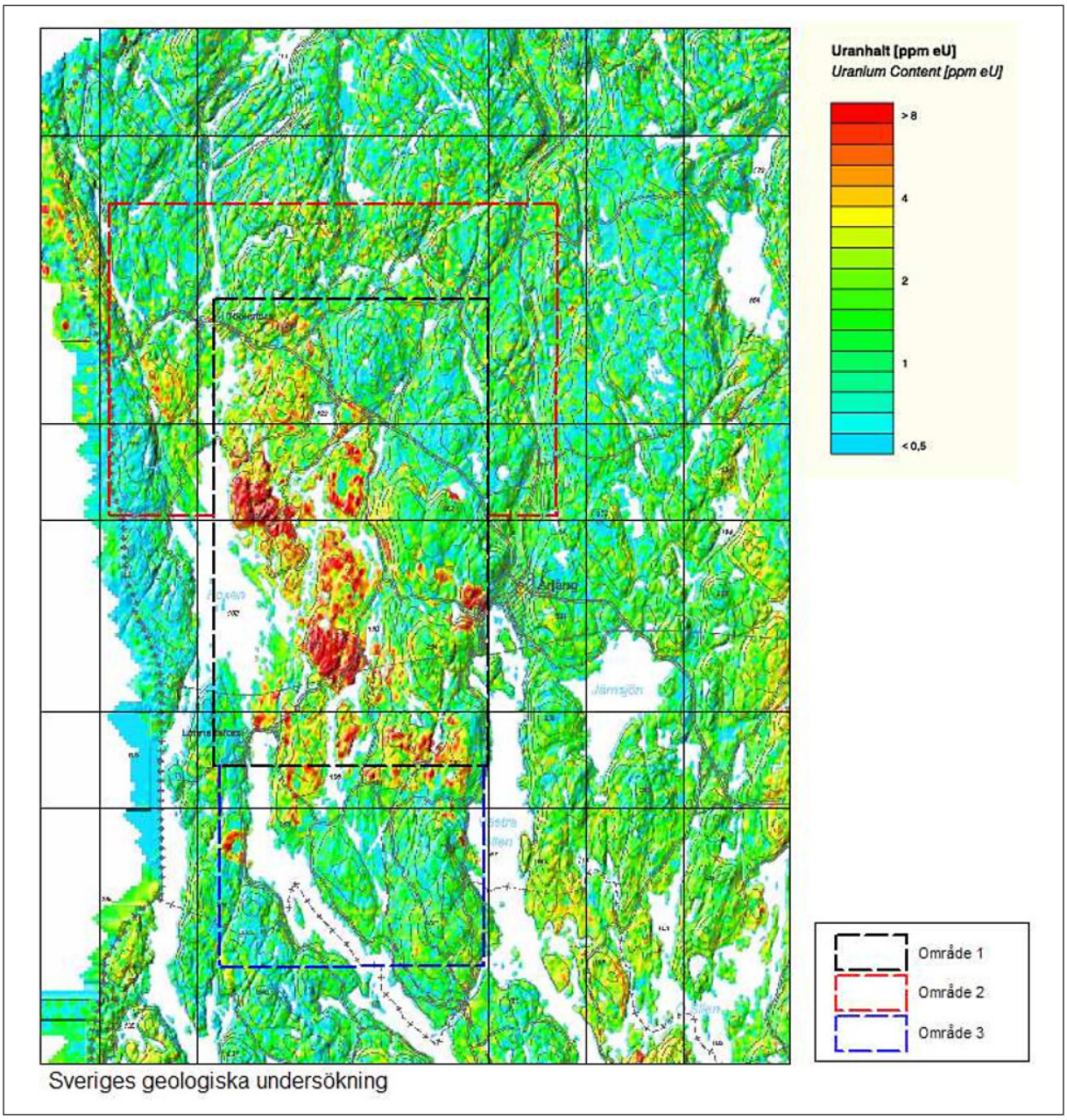
Undersökningar av gruvarbetare talar för att yrkesmässig uranexponering kan medföra vissa toxiska effekter på njurarna, framför allt i proximala tubuli (Berlin & Rudell 1986; Madden 1998; Dock 2002), och liknande observationer har nyligen gjorts i undersökningar av uranexponerad allmänhet (Limson Zamora *et al.* 1998; Kurttio *et al.* 2002). Effekterna förefaller vara dosrelaterade, men hittills finns inga indikationer på att ens mycket hög uranexponering via dricksvatten skulle ge upphov till klinisk njursjukdom. En kritisk litteraturöversikt angående uran i dricksvatten och dess eventuella påverkan av njurarna publicerades parallellt med offentliggörandet av den svenska åtgärdsnivån (Svensson, Darnerud & Skerfving 2005).

I Årjängs kommun, Värmlands län, finns områden med uranrik berggrund. Denna utgörs av

Blomskogsgranit och därmed associerade gångar och massiv av pegmatit (figur 1-1). Berggrunden domineras i övrigt av gnejsgraniter med mestadels låg till normal radioaktivitet. Pegmatitgångar med förhöjda till höga uranhalter förekommer ymnigt både i och mellan granitmassiven, men frekvensen avtar snabbt med avståndet från Blomskogsgraniten (Pettersson & Åkerblom 1985). Flygradiometriska undersökningar av markytans radioaktivitet bekräftar utbredningen av den uranrika Blomskogsgraniten (figur 1-2). Den uranrika berggrunden har medfört att höga radonhalter påträffats i ett förhållandevis stort antal bergborrade brunnar i det aktuella området av kommunen. Vintern 2003 analyserades uranhalten i vatten från 15 brunnar med höga radonnivåer, och i nära hälften av dessa brunnar detekterades mer än 100 µg/l (Seldén, Bergström & Öjstrand 2003). Detta talade för att området lämpade sig för ett större projekt kring möjliga hälsoeffekter av uranhaltigt dricksvatten.



Figur 1-1. Förenklad berggrundskarta över Årjängs kommun. Pegmatiter inom Blomskogsgraniten redovisas inte. Pegmatiter som förekommer i den nordvästra delen av området synes inte vara direkt associerade med Blomskogsgraniten (jfr figur 1-2).



Figur 1-2. Flygradiometriska kartan över Årjängs kommun. Kartan visar fördelningen av uran i de översta markskikten. Studieområdet avgränsat med streckade linjer (tre delar: svart, rött och blått).

2 Syfte

Föreliggande studie avsåg att undersöka relationen mellan uranhalten i hushållsvatten från bergborrade brunnar i ett avgränsat område av Årjängs kommun och tidiga (subkliniska) tecken på njurfunktionspåverkan bland konsumenter av detta vatten.

3 Material och metoder

3.1 Identifiering av bergborrade brunnar och exponerade projektdeltagare

Baserat på tidigare kommunala erfarenheter av radonanalyser på vattenprover identifierades ett område i de centrala delarna av Årjängs kommun, där uranrik berggrund, särskilt Blomskogsgranit, kunde antas vara vanligt förekommande. Området avgränsades

med koordinater inlagda i kartmaterial baserat på flygradiometriskt underlag från SGU (figur 1-2). Det valda området applicerades därefter på Brunnsarkivet vid SGU, ett nationellt register med uppgifter om drygt 250 000 borrade brunnar (år 2005). Från Brunnsarkivet erhölls bl.a. uppgifter om fastighetsbeteckning och borrdjup inrapporterat enligt lag (1975:424; 1985:245) av det företag som genomfört brunnsborrningen. På detta sätt identifierades 467 borrade brunnar inom det valda området.

Uppgifter om aktuell ägare till de identifierade fastigheterna erhölls via Lantmäteriverkets databas Metria-FIR. Via Lantmäteriet korrigerades även beteckningarna för fastigheter som identifierats i Brunnsarkivet men senare visat sig vara avregistrerade. Dessa uppdaterade fastighetsbeteckningar kontrollerades därefter mot ett kommunalt register över sophämtning och slamtömning i syfte att exkludera fastigheter med abonnemang begränsade till sommarhalvåret (sommarbostäder). Även fastigheter vars ägare var mantalsskriven på annan ort uteslöts liksom fastigheter med brunnar för kollektivt bruk såsom skolor, daghem och företag. Återstående 304 fastigheter betraktades som permanentbostad med året-runt-vatten från borrad brunn (tabell 3-1) och utgjorde rekryteringsbasen för projektet.

Samtliga ägare till de identifierade fastigheterna tillskrevs med en förfrågan om att delta i ett forskningsprojekt angående eventuella njurtoxiska effekter associerade med uran i dricksvatten samt uppge vilka vuxna personer mellan 18 och 74 år som bodde på den aktuella fastigheten (bilaga A). Från 177 fastighetsägare (58,2 %) erhölls en sådan intresseanmälan och dessa innehöll information om 350 potentiella projektdeltagare.

Brunnsarkivet uppskattas innehålla cirka 80 % av alla brunnar borrade efter 1974. För att även kunna tillfråga fastighetsägare inom studieområdet, som inte noterats i Brunnsarkivet, om deltagande i projektet infördes annons om detta i lokalpressen (bilaga B). På detta sätt erhölls information om ytterligare 24 fastigheter med borrad brunn och 48 potentiella projektdeltagare. Deras status som permanentbostad kontrollerades på samma sätt som ovan angivits.

Samtliga potentiella, exponerade projektdeltagare (n=398) tillfrågades om intresse av att delta i projektet (bilaga C) och de erhöll samtidigt en förpackning med provtagningskärl och instruktioner för vatten- och urinprovtagning (bilaga D; modifierat för kontrollgruppen) samt två frågeformulär.

Tabell 3-1. Identifiering av fastigheter/hushåll och av studiepopulationen.

Exponerade	**Antal**
Fastigheter	
Identifierade via Brunnsarkivet	467
Exkluderade (sommarbostad[§], kollektiv[#])	163
Tillfrågade	304
Intresserade	177
Deltog	134
Annonssvar	24
Deltog	22
Totalt deltagande	156
Individer	
Tillfrågade	398
Deltog	301
Kontroller	**Antal**
Hushåll	
Tillfrågade	340
Intresserade	155
Deltog	96
Individer	
Tillfrågade	271
Deltog	153

[§]Sophämtning eller slamtömning endast sommarhalvåret
[#]Skolor, daghem, företag och dylikt

Det ena frågeformuläret avsåg den aktuella brunnen (bilaga E; ett formulär per fastighet) och det andra gällde försökspersonens konsumtion av hushållsvatten, hälsotillstånd och medicinförbrukning, arbete och fritidsexponeringar (bilaga F). Totalt deltog 301 personer (75,6 %) från den exponerade gruppen med vatten från borrad brunn (tabell 3-1).

Två vattenprov per fastighet begärdes, ett för radonanalys och ett för bestämning av specificerade metaller (uran, bly, kadmium och kvicksilver). Provet för radonbestämning tappades upp i en 220 ml glasflaska enligt anvisning från analyslaboratoriet, och provet för metallanalys togs i en syradiskad 100 ml polyetenflaska med vid hals. Samma typ av flaska användes även för urinprovet (morgonurin). Proverna inlämnades till det kommunala miljökontoret på provtagningsdagen eller lämnades på någon av de två vårdcentralerna i kommunen, där de hämtades senare samma dag av projektpersonal.

Huvuddelen av den exponerade gruppen rekryterades och lämnade sina prover under våren och försommaren 2004, men provinsamlingen fortsatte även under hösten för att definitivt avslutas i oktober.

3.2 Kontrollgrupp

En kontrollgrupp rekryterades bland abonnenter på hushållsvatten, vanligen villahushåll, från det kommunala vattenverket i kommunens centralort. Efter en tillfrågan om deltagande och inrapportering av potentiella försökspersoner i hushållet inom given åldersram erhöll de frågeformuläret om vattenkonsumtion, hälsotillstånd etc. (bilaga F) samt en flaska för urinprovtagning enligt samma rutiner som den exponerade gruppen. Från 14 slumpmässigt utvalda kontrollhushåll begärdes även ett prov för bestämning av vissa metaller i kranvattnet. Av 340 tillfrågade hushåll erhölls en intresseanmälan från 155 stycken (45,6 %) med totalt 271 potentiella försökspersoner, och av dessa deltog slutligen 153 individer (56,5 %).

Arbetet med kontrollgruppen pågick under april–november 2004.

Ofullständigt ifyllda frågeformulär kompletterades per telefon under hösten 2004 och fältarbetet i projektet avslutades i december.

3.3 Vattenanalyser

Glasflaskorna för bestämning av radonhalten skickades ankomstdagen vidare med post till Gammadata Mätteknik AB, Uppsala, där analys utfördes med gammaspektroskopi (Rönnqvist & Lindholm 1997).

I vattenprovet för bestämning av halten metaller bestämdes pH under ankomstdagen med en pH-meter (pH-Meter 196, Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, Weilheim, BRD), vilket följdes av surgörning med en volymsprocent koncentrerad salpetersyra (Merck suprapur) och nedfrysning till minus 20 °C i väntan på analys. pH-metern kalibrerades med certifierade buffertlösningar vid pH 4 och 7 (perpHect® Buffer, Orion Certified Solutions, Thermo Electron Co., Beverly, MA)

Analys av fyra utvalda metaller (uran, bly, kadmium och kvicksilver) utfördes vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset Örebro (YMK, USÖ) med induktivt kopplad plasma-massspektrometri, ICP-QMS (Agilent 4500, Agilent Technologies Inc., Palo Alto, CA). För kalibrering upprättades en kurva med nio punkter i koncentrationsområdet 0–100 µg/l för uran, kadmium och bly (Multielementstandard QCP-QCS-3, Inorganic Ventures/IV Labs, Lakewood, NJ). Kalibreringen av uran verifierades med en singelelementstandard (CGU1-1, Inorganic Ventures/IV Labs). Kvicksilver i koncentrationen 0–1 µg/l sattes till de fem första kalibreringslösningarna från en singelelementstandard (CGHG1-1, Inorganic Ventures/IV Labs). Vattenproven späddes vid behov med 1 % salpetersyra för att hamna inom kalibrerat område.

Ett certifierat referensmaterial (TM-28.2, National Water Research Institute, Burlington, Canada) analyserades tillsammans med proven. Samtliga resultat för uran, bly och kadmium låg inom certifierat intervall.

3.4 Urinanalyser

Urinproverna togs omedelbart om hand vid ankomsten till Miljökontoret i Årjäng och delades upp på fem provrör. Resterande urin surgjordes i provtagningsflaskan med en volymprocent koncentrerad salpetersyra (Merck suprapur) och allt material frystes därpå genast ned vid minus 20 °C i väntan på analys.

Uran och bly i urin kvantifierades av Analytica AB, Luleå, med högupplösande ICP-SFMS (Rodushkin *et al.* 2004). Bestämning av en serie proteiner – β_2-mikroglobulin, protein HC (f.d. α_1-mikroglobulin), kappa och lambda immunglobulinkedjor, albumin samt enzymet N-acetyl-ß-D-glukosaminidas (NAG) – kreatinin, glukos, kalcium och fosfat i urin genomfördes vid Kliniskt kemiska laboratoriet, USÖ (tabell 3-2, nedan). För varje biokemisk analys angav laboratoriet ett mätområde med känd mätnoggrannhet, och mätområdets nedre gräns definierades som kvantifieringsgräns. Analysresultat utanför mätområdet hade lägre precision men alla numeriska resultat användes för de statistiska beräkningarna under antagandet att mätosäkerheten var slumpmässigt

Tabell 3-2. Förteckning över biokemiska analyser med mätområden, analysinstrument m.m.

Urinkomponent	Mät-område	Analysinstrument/-metod	Instrumenttillverkare	Reagenstillverkare	Kalibratorleverantör
Glukos	1,1–36,0 mmol/l	Vitros 250/enzymatisk (glukos-oxidas)	Johnson & Johnson, Rochester, New York	Johnson & Johnson	Johnson & Johnson, Rochester, New York
Calcium	0,3–4,4 mmol/l	Idem/kemisk (komplexometri)	Idem	Idem	Idem
Fosfat	1,8–46,0 mmol/l	Idem/kemisk (ammonium-molybdat komplex)	Idem	Idem	Idem
Beta-2-mikro-globulin	4–500 µg/l	Immulite/immunologisk (kemo-luminiscens)	Diagnostics Products Co, Los Angeles, Kalifornien	Diagnostics Products Co	Diagnostics Products Co, Los Angeles, Kalifornien
Kreatinin	0,03–35 mmol/l	Hitachi 911/enzymatisk	Roche/Hitachi Systems, Roche Diagnostics Scandinavia, Stockholm, Sverige	Roche	Johnson & Johnson, Rochester, New York
NAG	0–28 U/l	Idem/idem	Idem	Idem	Roche/Hitachi Systems, Roche Dia-gnostics Scandinavia, Stockholm, Sverige
Kappakedjor	7–3 000 mg/l	Idem/immunologisk (turbidi-metri)	Idem	DakoCytomation	DakoCytomation, Glostrup, Danmark
Lambdakedjor	7–3 000 mg/l	Idem/idem	Idem	Idem	Idem
Protein HC	2–220 mg/l	Idem/idem	Idem	Idem	Idem
Albumin	3–8 000 mg/l	Idem/idem	Idem	Roche	Roche/Hitachi Systems, Roche Dia-gnostics Scandinavia, Stockholm, Sverige

fördelad över hela mätserien för den uranexponerade gruppen och kontrollgruppen. För flertalet analyter beräknades även ett s.k. kreatininindex, där de enskilda komponenternas koncentration i de enskilda proverna dividerades med provets kreatininhalt (Grubb, Christensson & Sterner 2003). Detta utnyttjades i de statistiska analyserna.

Anlitade laboratorier var ackrediterade av SWEDAC och vanligen ingick även de utförda analyserna i ackrediteringen.

Avvikande analysresultat som bedömdes ha klinisk betydelse, framför allt förhöjt glukosvärde i urinen hos personer utan känd diabetes, meddelades vederbörande så snart resultaten förelåg, och samtidigt föreslogs kontrollprov på hemorten. Bland övriga analysresultat noterades särskilt radon i vatten, där varje fastighetsägare i januari 2005 erhöll kopia av analysprotokollet för den egna brunnen.

Allt nedfruset material – vatten och urin – förvarades i Årjäng tills fältarbetet avslutats och transporterades därefter i detta tillstånd till Örebro respektive Luleå för analys.

3.5 Statistiska metoder

Mätvärden för vatten- och urinanalyser under kvantifieringsgränsen för respektive variabel delades med 2 om fördelningen inte var alltför sned (geometrisk standardavvikelse, GSD, <3) och med √2 om fördelningen var mer sned (GSD >3; Hornung & Reed 1990). Om mer än hälften av mätningarna underskred kvantifieringsgränsen gjordes en dikotomisering (över/under). Detaljer kring fördelningen och den statistiska hanteringen av låga värden framgår av tabell 3-3 (brunnar) respektive tabell 3-4 (individer).

Skillnader i bakgrundsvariabler mellan den exponerade gruppen och kontrollgruppen analyserades med χ^2-test (kvalitativa variabler) och Mann-Whitney U-test (kvantitativa variabler).

Tabell 3-3. Andel analyser av tungmetaller i vatten (brunnsnivå) underskridande kvantifieringsgränsen och statistisk hantering av mätvärden.

Variabel	Andel (%) under kvantifieringsgränsen	Statistisk hantering
Kadmium	96,7	#
Kvicksilver	98,7	#
Bly	64,1	Dikotomisering
Uran	2,0	Division med √2

Ej föremål för vidare statistisk analys.

Tabell 3-4. Andel analyser av vatten och urin (individnivå) underskridande kvantifieringsgränsen och statistisk hantering av mätvärden.

Variabel	Antal observationer	Andel (%) under kvantifieringsgränsen	Statistisk hantering
Vatten			
Kadmium	319	97,5	#
Kvicksilver	319	98,4	#
Bly	319	67,7	Dikotomisering
Uran	316	7,8	Division med √2
Urin§			
Glukos	451	97,3	#
Kalcium	451	1,6	Division med 2
β_2-mikroglobulin	450	17,8	Division med √2
Kappakedjor	451	20,8	Division med 2
Protein HC	451	0,7	Division med 2
Albumin	451	24,2	Division med √2
Bly	453	6,0	Division med 2
Uran	453	0,4	Division med √2

Ej föremål för vidare statistisk analys.
§ För fosfat, NAG och lambdakedjor erhölls kvantifierbara värden i samtliga urinprov.

Förhållandet mellan uranexponering och biokemiska undersökningar av urin analyserades med linjär regression där korrelationen mellan observationer inom samma hushåll antogs vara konstant (compound symmetry). Tre exponeringsmått användes i analyserna – *uranhalt i vatten*, *ackumulerat uranintag via dricksvatten* respektive *uranutsöndring i urin,* dvs. ett uttryck för den totala uranbelastningen oavsett dricksvattenkälla och andra uranhaltiga livsmedel. Med avseende på uranhalten i vatten delades den exponerade gruppen upp i två delar – en lågexponerad (<15 µg/l) och en högexponerade (≥15 µg/l) del, baserat på Livsmedelsverkets och Socialstyrelsens rekommenderade åtgärdsnivå – medan kontrollgruppen hölls intakt. På liknande sätt dikotomiserades den exponerade gruppen upp med avseende på det ackumulerade uranintaget enligt ovan i en lågexponerad grupp (<0,03 g) samt en högexponerad grupp (≥0,03 g). Även uranhalten i urinproverna användes för kategorisering där hela studiepopulationen hölls samman: En grupp med låg utsöndring (<0,003 nmol/mmol kreatinin), en mellangrupp (0,003–0,0149 nmol/mmol kreatinin) samt en grupp med hög utsöndring (≥0,015 nmol/mmol kreatinin). Gränserna för de båda senare gruppindelningarna valdes så att de tre grupperna skulle få relativt lika storlek. I analyserna togs hänsyn till de bakgrundsvariabler som förändrade punktskattningarna med mer än 10% genom att dessa – kön, ålder (klassindelad) och rökvanor - inkluderades i regressionsmodellerna.

För att utröna om det fanns skillnader i exponeringseffekt mellan grupper, t.ex. att exponeringen hade en negativ effekt i vissa grupper men inte i andra, genomfördes även analyser där interaktionseffekter mellan exponeringsnivå och faktorerna ålder, kön samt rökning inkluderades. Om någon interaktionseffekt var signifikant gjordes separata analyser för de olika kategorierna av den aktuella faktorn. Signifikanta interaktionseffekter är ett tecken på att exponeringen inte har samma betydelse för de olika kategorierna av den aktuella faktorn. Vid sådana fynd analyserades därför kategorierna var för sig.

Resultaten från samtliga biokemiska variabler utom fosfat var snedfördelade och logaritmerades före de statistiska analyserna. Detta medför att de skattade regressionskoefficienterna inte blir direkt tolkningsbara. Om de förklarande variablerna är kategoriska, vilket är fallet i föreliggande studie, kan dock tolkningsbara koefficienter beräknas genom transformering tillbaka till den ursprungliga skalan. Den på detta sätt erhållna koefficienten, e^{β}, blir då kvoten mellan det geometriska medelvärdet för den aktuella kategorin och det för referensgruppen. Följaktligen skall denna kvot, e^{β}, tolkas som procentuell effekt. Ett värde på 1,20 för e^{β} innebär således att det geometriska medelvärdet för gruppen i fråga låg 20 % högre än i referenskategorin sedan hänsyn tagits till övriga förklaringsvariabler i modellen.

Sambandet mellan radon- och uranhalt i vattenprover analyserades med linjär regression. För relationen mellan uranhalt i vatten och densamma i urin användes ett andragradspolynom som regressionsmodell. Alla tre variablerna logaritmerades inför dessa beräkningar.

Regressionsanalyserna utfördes med proceduren PROC MIXED i programvaran SAS, version 8.02 (SAS Institute Inc., Cary, NC), övrig statistisk bearbetning med SPSS, version 13 (SPSS Inc., Chicago, IL).

P-värden <0,05 betraktades som statistiskt signifikanta.

Undersökningen var godkänd av Forskningsetikkommittén vid Örebro läns landsting (dnr 89/03).

4 Resultat

En deltagare i kontrollgruppen med kraftigt avvikande proteinmönster och tecken till tidigare okänd njursjukdom uteslöts ur de statistiska analyserna.

4.1 Enkätdata individer

Könsfördelningen var jämn i de båda huvudgrupperna av projektdeltagare, de potentiellt uranexponerade vattenkonsumenterna och kontrollgruppen med konsumenter av kommunalt dricksvatten (tabell 4-1). Kontrollgruppen var i genomsnitt något äldre än de exponerade (p<0,001), men det förelåg inga

signifikanta skillnader mellan grupperna i ”body mass index” (BMI), ett vanligt mått på kroppskonstitution, eller tobaksvanor (rökning respektive snusning).

Det självrapporterade hälsotillståndet var i allmänhet något bättre i den uranexponerade gruppen än i kontrollgruppen (tabell 4-1), men differensen mellan grupperna var liten, och endast för en sjukdomskategori – ”sökt läkare för astma (kroniska luftvägsbesvär) senaste 12 månaderna” – var den statistiskt säkerställd. Utfallet på den övergripande frågan ”Anser Du Dig vara fullt frisk?” var något mer gynnsamt bland de exponerade än bland kontrollerna, men skillnaden var inte signifikant. Detaljer om läkemedelskonsumtion, bruk av hälsokostpreparat eller kosttillskott redovisas inte här. Ingen projektdeltagare rapporterade emellertid behandling med litiumpreparat.

Bland allmänna miljöfaktorer av övervägande kemisk karaktär i antingen arbetslivet eller på fritid

Tabell 4-1. Några karaktäristika hos studiepopulationen inklusive livsstil och allmänt hälsotillstånd.

	Exponerade (n=301)		Kontroller (n=152)	
	Antal	Andel (%)	Antal	Andel (%)
Kön				
Kvinnor	148	49,2	78	51,3
Män	153	50,8	74	48,7
Ålder, år				
18–24	14	4,7	3	2,0
25–34	29	9,6	11	7,2
35–44	61	20,3	11	7,2
45–54	68	22,6	34	22,4
55–64	68	22,6	63	41,4
65–74	61	20,3	30	19,7
Medelvärde	50,5		55,0***	
Medianvärde	51,0		57,5	
SD	13,9		12,2	
Body mass index, kg/m²				
–18,5	1	0,3	1	0,7
18,5–24,9	131	45,0	68	45,0
25,0–29,9	123	42,3	65	43,0
30,0–34,9	30	10,3	12	7,9
35,0–	6	2,1	5	3,3
Medelvärde	25,7		25,9	
Medianvärde	25,3		25,5	
SD	3,6		4,2	
Tobaksvanor				
Icke rökare	176	58,7	81	53,3
F.d. rökare	72	24,0	45	29,6
Rökare	52	17,3	26	17,1
Snusare	36	12,0	18	11,8
Huvudsaklig källa för hushållsvatten				
Enskild djupborrad brunn	301	100	0	0,0
Kommunalt vatten	0	0,0	152	100,0

*p<0,05 **p<0,01 ***p<0,001

forts. nästa sida

Forts. på tabell 4-1.

	Exponerade (n=301)		Kontroller (n=152)	
	Antal	Andel (%)	Antal	Andel (%)
Hälsotillstånd				
Sökt läkare senaste 12 mån för				
allergiska besvär, t.ex. hösnuva, nässelfeber	20	6,6	17	11,3
astma (kroniska luftvägsbesvär)	10	3,4	15	9,9**
annan lungsjukdom	5	1,7	5	3,3
högt blodtryck	40	13,4	17	11,3
hjärtsjukdom	13	4,3	10	6,7
mag- eller tarmsjukdom	17	5,7	12	7,9
gall- eller leversjukdom	7	2,3	2	1,3
urinvägsinfektioner (upprepade, långdragna)	12	4,0	3	2,0
annan njur- eller urinvägssjukdom	8	2,7	2	1,3
diabetes (”sockersjuka”)	13	4,3	10	6,6
annan sjukdom	52	17,9	32	21,3
Intar regelbundet receptbelagt läkemedel	134	44,5	75	49,3
Intar regelbundet hälsokostpreparat	36	12,0	23	15,1
Intar regelbundet kosttillskott	70	23,3	43	28,3
Anser sig vara fullt frisk	241	82,0	118	77,6
Regelbundet förekommande arbetsmiljöfaktorer				
Damm	55	19,3*	17	11,7
Rök	21	7,4	15	10,3
Motoravgaser	31	10,9	20	13,8
Andra gaser och lösningsmedel	15	5,3	3	2,1
Övriga kemikalier	23	8,1	9	6,2
Regelbundna fritidsintressen				
Jakt	70	23,3***	12	7,9
Fiske	48	15,9	22	14,6
Porslinsmålning	2	0,7	1	0,7
Målning med oljefärger	9	3,0	3	2,0
Svetsning	14	4,7*	1	0,7
Lödning	4	1,3	3	2,0

*p<0,05 **p<0,01 ***p<0,001

ansåg sig den exponerade gruppen, som bodde på landsbygden, i något högre utsträckning än kontrollgruppen vara utsatt för damm (sten, trä textil m.m.) och svetsrök. De exponerade var också i högre grad än kontrollgruppen engagerade i jakt, en potentiell exponeringskälla för bly.

Den individuella konsumtionen av vatten från egen brunn varierade stort, men drygt två tredjedelar av den exponerade gruppen (69,5 %) angav denna till i genomsnitt minst en liter per dag (tabell 4-2). Antalet konsumtionsår för det aktuella vattnet kunde beräknas på basen av enkätuppgifter och därefter kunde ett estimat erhållas för den ackumulerade vattenkonsumtionen som en produkt av genomsnittligt dagsintag och konsumtionstid. På detta sätt uppskattades 87,3 % av den exponerade gruppen ha konsumerat minst 1 000 liter av det aktuella brunnsvattnet och för 22,1 % beräknades den totala vattenkonsumtionen ha uppgått till minst 10 000 liter (tabell 4-2).

Tabell 4-2. Vattenkonsumtionen på nuvarande fastighet bland exponerade med bergborrad brunn, Årjängs kommun.

	Exponerade	
Vattenkonsumtion	**Antal**	**Andel (%)**
Dagligt intag, liter	298	
<0,5	15	5,0
0,5–0,9	76	25,5
1,0–1,4	102	34,2
≥1,5	105	35,2
Medianvärde	1,0–1,4	
Konsumtionstid, år§	301	
<1	2	0,7
1–9	103	34,2
10–19	107	35,5
≥20	89	29,6
Medianvärde	14,0	
Ackumulerad vatten-konsumtion, liter	298	
<100	3	1,0
100–999	35	11,7
1 000–4 999	97	32,6
5 000–9 999	97	32,6
≥10 000	66	22,1
Medianvärde	5 750	

§ Kalenderåret för inflyttning på aktuell fastighet eller året för brunnsborrningen, vilket som inträffat senast, till året för deltagande i studien.

4.2 Enkätdata brunnar

Av ägarna till de 156 bergborrade brunnar som inkluderades i studien var det bara en som förnekade att brunnsvattnet användes som livsmedel (tabell 4-3). Samma projektdeltagare hade emellertid också på annat formulär angivit att vederbörande hade en daglig men låg konsumtion av sitt brunnsvatten.

Två tredjedelar av alla brunnarna hade borrats under de senaste decennierna, framför allt under 1980-talet. Det vanligaste brunnsdjupet var 50–74 meter, men drygt en fjärdedel av brunnarna var minst 100 meter djupa. Trots att brunnarna definierats såsom tillhörande ett riskområde för höga radonhalter i vattnet så rapporterade endast 7,7 % av brunnsinnehavarna att man installerat radonavluftare. En något högre andel (17,1 %) rapporterade att annan typ av vattenrening fanns installerad i vattensystemet, vanligen avhärdningsfilter för kalk respektive metalljoner som järn och mangan.

Tabell 4-3. Några karaktäristika för de bergborrade brunnarna (n=156).

	Antal	**Andel (%)**
Brunnsvattnet används som livsmedel	155	99,4
Borrad år		
1930–1949	4	2,6
1950–1969	14	9,1
1970–1979	30	19,5
1980–1989	64	41,6
1990–1999	37	24,0
2000–2003	5	3,2
Brunnsdjup, meter		
20–49	29	19,5
50–74	52	34,9
75–99	25	16,8
100–124	41	27,5
125+	2	1,3
Radonavluftare installerad	12	7,7
Annan typ av vattenrening installerad	26	17,1

4.3 Vattenanalyser

Det förelåg en större spridning i vätejonkoncentration, pH, på vattenproverna från de bergborrade brunnarna jämfört med det kommunala vattnet (tabell 4-4, nedan), men ingen av brunnarna hade otjänligt vatten i detta avseende (Livsmedelsverket 2005a). I nära en fjärdedel av brunnarna (23,1 %) uppmättes radonhalter på minst 1 000 Bequerel per liter (Bq/l), dvs. otjänligt vatten (Livsmedelsverket 2005a). Med undantag för det nordöstra avsnittet av studieområdet var brunnarna med höga radonhalter relativt jämnt fördelade (figur 4-1). Det kommunala vattnet (ytvatten) undersöktes inte med avseende på förekomsten av radon eftersom ingen nämnvärd radonförekomst förväntades.

Tabell 4-4. Tekniska analyser på enskilt vatten från bergborrade brunnar och kommunalt vatten, Årjängs kommun.

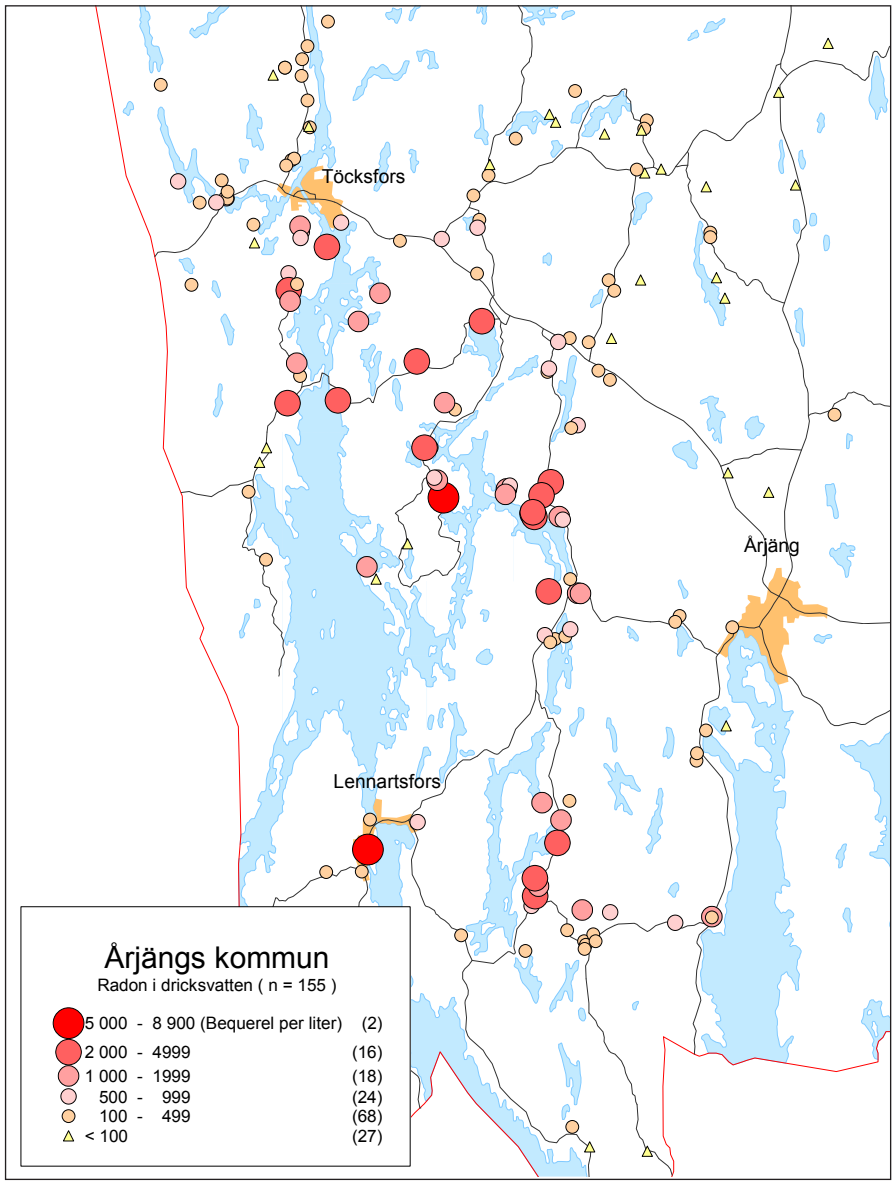
	Enskilt vatten		Kommunalt vatten	
	Antal	**Andel (%)**	**Antal**	**Andel (%)**
Vätejonkoncentration, pH	156		14	
Bortfall	5	–	2	–
≤6,4	1	0,7	0	0
6,5–7,4	35	23,2	0	0
7,5–8,4	113	74,8	12	100
≥8,5	2	1,3	0	0
Spridning	5,9–9,1		7,7–8,4	
Medianvärde	7,7		8,0	
Radon, Bq/l	156		---*	
<100	27	17,3		
100–490	69	44,2		
500–990	24	15,4		
1 000–2 900	26	16,7		
3 000–4 900	8	5,1		
≥5 000	2	1,3		
Spridning	20–8 900			
Medianvärde	300			
Metaller	153		14	
Bortfall	3			
Kadmium, µg/l				
<0,20	148	96,7	14	100
≥0,20	5	3,3		
Spridning	<0,20–0,40			
Medianvärde	<0,20			
Kvicksilver, µg/l				
<0,20	151	98,6	14	100
≥0,20	2	1,4		
Spridning	<0,20–0,60			
Medianvärde	<0,20			
Bly, µg/l				
<0,50	98	64,1	14	100
0,50–4,9	51	33,3		
5,0–9,9	3	2,0		
≥10,0	1	0,7		
Spridning	<0,50–61,3			
Medianvärde	<0,50			

Forts. på nästa sida

Forts. på tabell 4-4.

	Enskilt vatten		Kommunalt vatten	
	Antal	Andel (%)	Antal	Andel (%)
Uran, µg/l				
<0,20	3	2,0	14	100
0,20–4,9	62	40,5		
5,0–14,9	38	24,8		
15,0–49,9	33	21,6		
50,0–99,9	9	5,9		
≥100,0	8	5,2		
Spridning	<0,20–470			
Medelvärde	25,2			
Medianvärde	6,7			

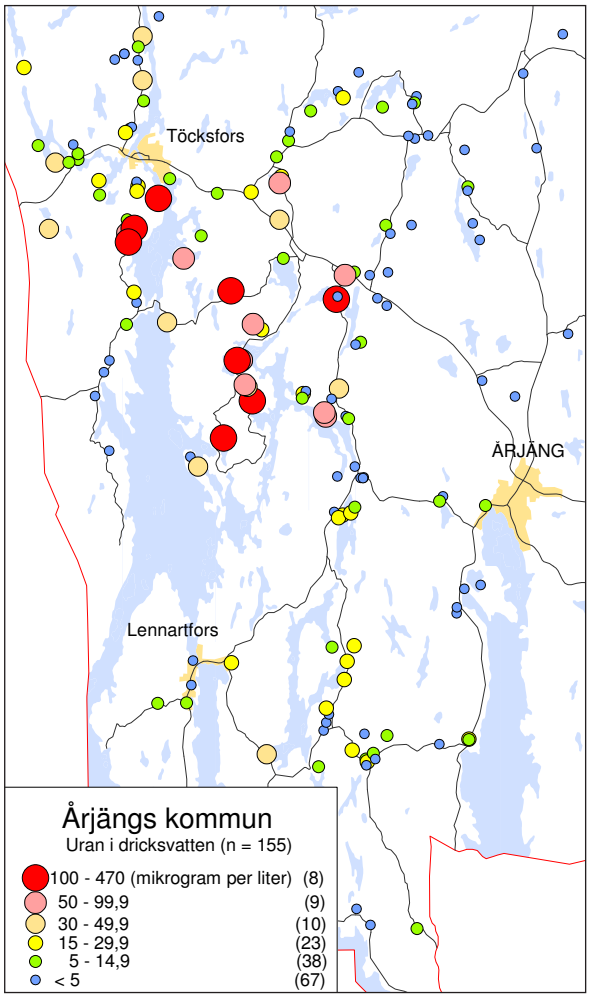
*Inga data



Figur 4-1. Geografisk fördelning av radon i vatten från bergborrade brunnar, Årjängs kommun. Även brunnar med radonavluftare (n=12) presenterade.

Även halten av metallerna kadmium, kvicksilver och bly i det kommunala dricksvattnet underskred analyslaboratoriets kvantifieringsgräns i samtliga fjorton prov. I vattenproverna från de enskilda brunnarna noterades kvantifierbara metallhalter i enstaka fall, men endast ett överskridande av gällande gränsvärde – en blyhalt på drygt 60 µg bly per liter – uppmättes i ett prov från en bergborrad brunn. Vid kontroll med fastighetsägaren framkom att provtagningen hade skett på ett felaktigt sätt. Detta bedömdes ha spelat avgörande roll för resultatet, men ett kontrollprov rekommenderades.

I den avgörande frågan – uranhalten i vattnet – förelåg stora skillnader mellan proverna från de bergborrade brunnarna och det kommunala vattnet (tabell 4-4). Laboratoriets kvantifieringsgräns (0,2 µg/l) underskreds genomgående i det senare fallet, men så låga urannivåer registrerades endast i 2,0 % av brunnsproverna. Uranhalten bland brunnsproverna var i genomsnitt 25,2 µg/l (medianvärde 6,7 µg/l), medan en tredjedel av brunnarna hade en uranhalt



Figur 4-2. Geografisk fördelning av uran i vatten från bergborrade brunnar, Årjängs kommun.

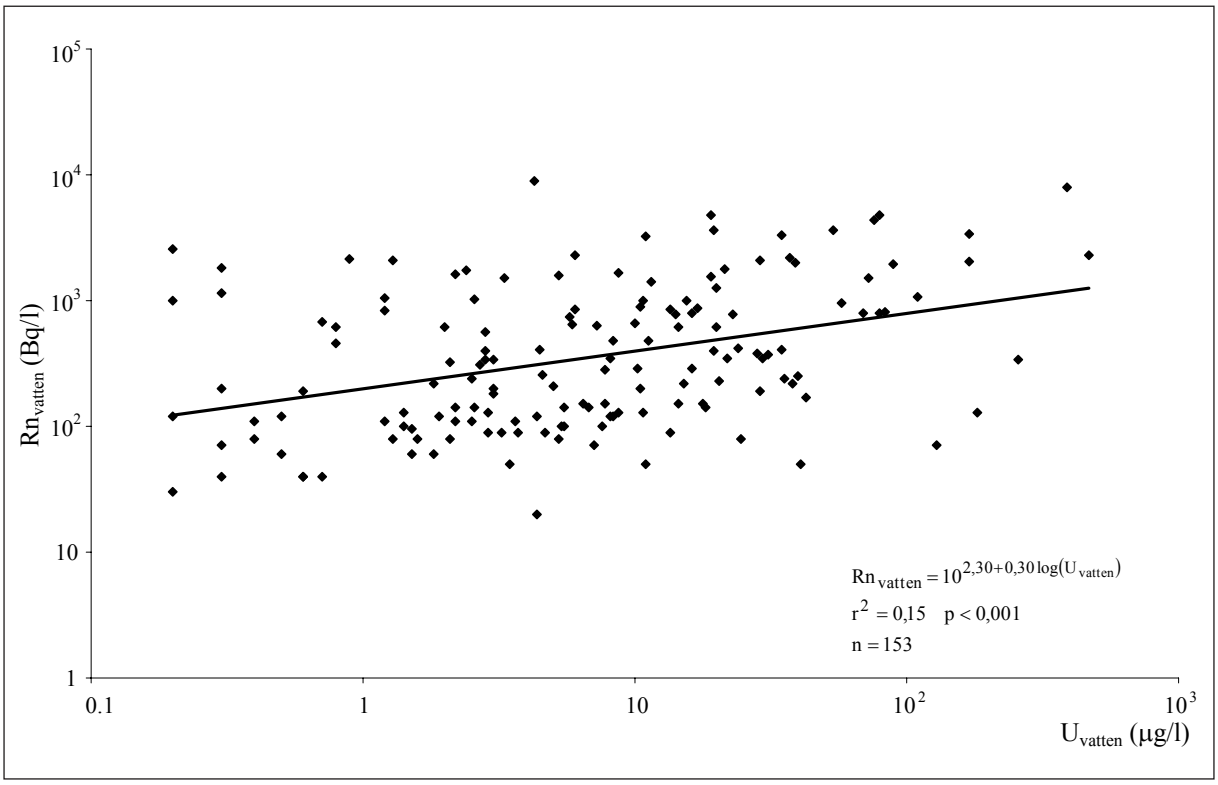
på minst 15 µg/l. I åtta brunnar (5,2 %) uppmättes uranhalter på minst 100 µg/l med ett högsta värde strax under ett halvt milligram per liter vatten.

Uranhalten i vattnet var förhöjd i många av brunnarna inom områden med Blomskogsgranit och pegmatiter (figur 4-2), men inom samma områden observerades även ett antal brunnar med låga halter. Huvuddelen av brunnarna med låga halter påträffades i de nordöstligaste och östra delarna av det undersökta området. Kring Töcksfors i studieområdets nordvästra del fanns ett antal brunnar med höga uranhalter, vilket indikerar förekomst av pegmatitgångar.

Det förelåg en relativt svag men statistiskt signifikant korrelation ($r=0{,}38$; $p<0{,}001$) mellan radon och uran i samma vatten från de djupborrade brunnarna (figur 4-3). Samma beräkning efter uteslutning av brunnar med tillkopplad radonavskiljare gav en korrelationskoefficient på 0,44, och efter uteslutning även av brunnar med varje annan form av vattenrening ökade korrelationen mellan uran- och radonhalterna i brunnsproverna till 0,48. Det observerades en tydlig skillnad i genomsnittlig uranhalt mellan brunnar med respektive utan vattenrening (vanligen avhärdningsfilter). Det geometriska medelvärdet för uranhalten i vatten från brunnar utan varje form av vattenrening var 7,5 µg/l (SD 64,3 µg/l; $n=124$) men i vatten från brunnar med olika typer av filterfunktion var det 2,8 µg/l (SD 26,0 µg/l; $n=25$; $p<0{,}05$).

4.4 Urinanalyser

Skillnaden i uranutsöndring i urin mellan bägge grupperna var betydande (tabell 4-5). Det aritmetiska medelvärdet före kreatininjustering i den exponerade gruppen, 180 ng/l, var t.ex. 25 gånger högre än i kontrollgruppen, en differens som kvarstod efter kreatininjustering. Den stora skillnaden betingades av en mindre grupp särskilt höga värden bland de exponerade (spridning 1,3–4 800 ng/l), men även det geometriska medelvärdet var cirka åtta gånger högre bland de exponerade, vilket var höggradigt statistiskt signifikant ($p<0{,}001$). Medianvärdet var drygt sex gånger högre. Utsöndringen av bly i urin var däremot likvärdig i de båda grupperna både före och efter korrektion för kreatininhalten i proverna.



Figur 4-3. Korrelation mellan uran och radonhalten i vatten från bergborrade brunnar, Årjängs kommun.

Tabell 4-5. Bly och uran i urin från personer med enskilt vatten från bergborrad brunn (n=301) och kontroller (n=152).

Kategori/ämne/sort		Mini-mum	Maxi-mum	Aritm. medel-värde	Geom. medel-värde	Median	SD	95 percentil
Exponerade								
Bly	µg/l	<0,21	15	0,88	0,65[a]	0,64	1,0	2,1
	nmol/l	<1,0	74	4,3	3,1[a]	3,1	5,0	10
	nmol/mmol krea	<0,041	5,4	0,40	0,32[b]	0,33	0,39	0,90
Uran	ng/l	1,3	4 800	180	38***	30	540	640
	nmol/l	0,005	20	0,73	0,16***	0,13	2,3	2,7
	nmol/mmol krea	0,00059	3,5	0,084	0,016***	0,013	0,33	0,28
Kontroller								
Bly	µg/l	<0,21	3,4	0,76	0,59	0,65	0,52	1,66
	nmol/l	<1,0	16	3,7	2,9	3,2	2,5	8,0
	nmol/mmol krea	<0,055	1,6	0,39	0,32	0,32	0,22	0,90
Uran	ng/l	<0,48	170	7,3	4,3	4,7	16,6	15,4
	nmol/l	<0,002	0,70	0,031	0,018	0,020	0,070	0,065
	nmol/mmol krea	<0,0002	0,11	0,0035	0,0020	0,0019	0,0096	0,0073

[a] p=0,24 [b] p=0,96 *** p<0,001

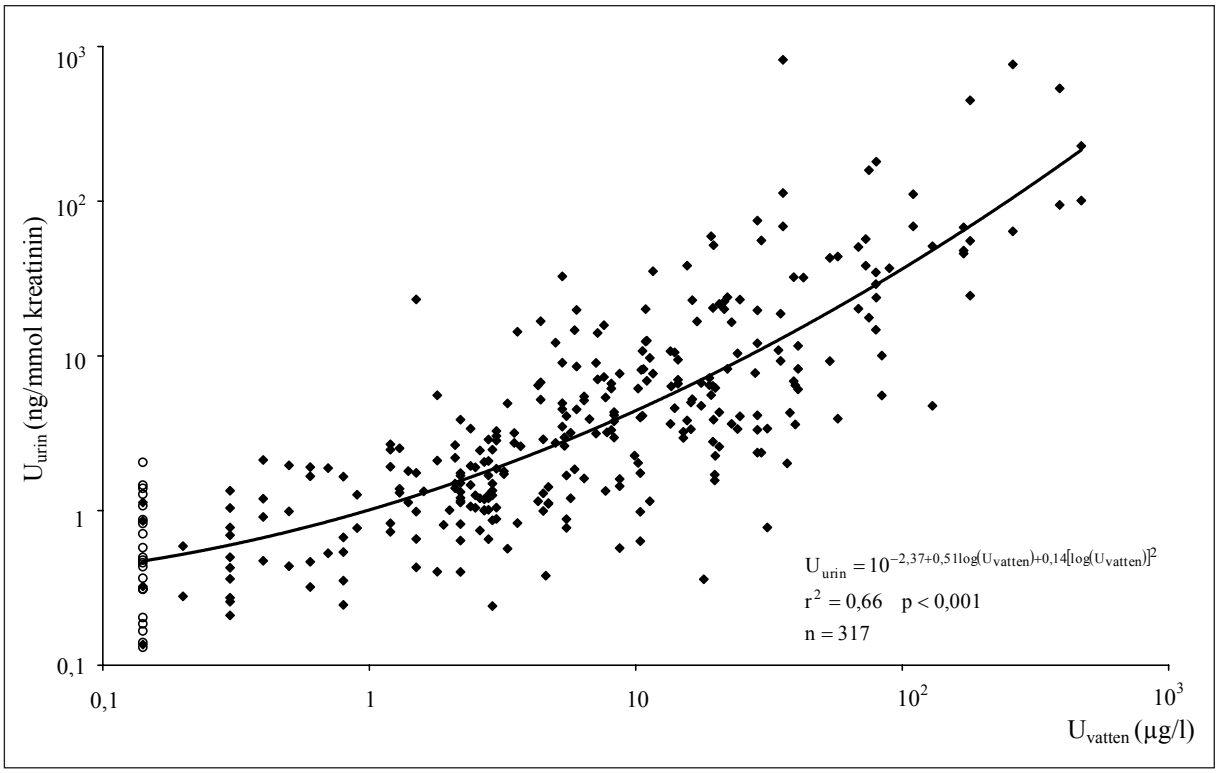
Det förelåg ett starkt kurvilinjärt samband mellan uranhalten i vattenproverna (kontrollproverna inkluderade) och i urin från projektdeltagarna bosatta på motsvarande fastigheter (r^2=0,66; p<0,001), där uranhalten i vattnet således "förklarade" 66 % av variationen i urinnivåerna av uran (figur 4-4).

Efter stratifiering på kön och ålder framträdde flera tendenser beträffande uranbelastningen *inom* den exponerade gruppen (tabell 4-6). Således fanns tecken bland männen till stigande uranutsöndring i urinen med tilltagande ålder. Samtidigt hade kvinnorna i genomsnitt tre gånger så hög uranbelastning som männen i studien, en skillnad som var mest påtaglig bland de yngsta respektive äldsta deltagarna. Även i kontrollgruppen fanns en tendens till något högre uranbelastning bland de äldre kvinnorna jämfört med de yngre, men bland männen noterades inte samma tydliga tendens. Blyhalterna i urinen varierade inte signifikant med vare sig kön eller ålder.

Resultaten av de biokemiska analyserna på urinproverna framgår av tabell 4-7. Generellt sett var halterna av de biokemiska markörerna för njurfunktionen likartade i de båda grupperna exponerade och kontroller. Endast i två fall förelåg statistiskt signifikanta skillnader (p<0,05). Det gällde dels halten av kalcium, dels halten av NAG, som i båda fallen var lägre bland de exponerade än bland kontrollerna. Resultatet var i dessa avseenden omvända jämfört med utgångshypotesen. Medelvärdet för β_2-mikroglobulin var högre bland de exponerade än bland kontrollerna, men det berodde på ett enstaka mycket högt värde i den exponerade gruppen.

Även de biokemiska analyserna varierade i viss utsträckning med kön och åldersgrupp vid stratifiering (tabell 4-8, nedan). Inom den exponerade gruppen fanns en tendens till högre urinhalter (geometriskt medelvärde) bland kvinnorna jämfört med männen av både salter, NAG och de olika proteinfraktionerna. Liknande tendenser noterades även för båda könen med stigande ålder. Skillnaderna mellan exponerade och kontroller var dock övervägande små.

De tendenser som kunde observeras i det stratifierade materialet återkom vid regressionsanalyserna. Med ett undantag noterades inga signifikanta skillnader mellan kontrollgruppen och den exponerade gruppen, uppdelad i hög- och lågexponerade efter uranhalten i brunnsvattnet, med avseende på de biokemiska variablerna (tabell 4-9, nedan). Undantaget gällde NAG, där kontrollgruppen låg lite högre än de båda grupperna av exponerade. För kalcium noterades en liknande tendens, men den var inte statistiskt säkerställd.



Figur 4-4. Korrelation mellan uran i urin från exponerade (◆) samt kontroller (○) och uran från kommunalt vatten respektive bergborrade brunnar, Årjängs kommun.

Tabell 4-6. Bly och uran i urin från personer med enskilt vatten från bergborrad brunn och kontroller fördelade efter kön och ålder. Antal individer i varje stratum (n), aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt geometriskt medelvärde.

Åldersgrupp, år		18–34			35–54			55–74			Totalt		
Exponerings-status/Ämne	Kön	n	Aritm. medel-värde (SD)	Geom. medel-värde	n	Aritm. medel-värde (SD)	Geom. medel-värde	n	Aritm. medel-värde (SD)	Geom. medel-värde	n	Aritm. medel-värde (SD)	Geom. medel-värde
Exponerade													
Bly, nmol/mmol krea	Män	20	0,40 (0,43)	0,32	61	0,35 (0,29)	0,29	70	0,39 (0,23)	0,34	151	0,38 (0,28)	0,32
	Kvinnor	21	0,29 (0,19)	0,24	68	0,45 (0,64)	0,34	59	0,42 (0,25)	0,35	148	0,42 (0,47)	0,33
	Totalt	41	0,36 (0,31)	0,28	129	0,41 (0,51)	0,31	129	0,40 (0,24)	0,35	299	0,40 (0,39)	0,32
Uran, nmol/mmol krea	Män	20	0,028 (0,064)	0,0093	61	0,037 (0,13)	0,012	70	0,054 (0,10)	0,015	151	0,044 (0,11)	0,013
	Kvinnor	21	0,12 (0,41)	0,018	68	0,037 (0,068)	0,015	59	0,23 (0,67)	0,033	148	0,13 (0,46)	0,021
	Totalt	41	0,076 (0,29)	0,013	129	0,037 (0,099)	0,013	129	0,13 (0,46)	0,022	299	0,084 (0,33)	0,016
Bly, nmol/mmol krea	Män	6	0,28 (0,059)	0,27	20	0,33 (0,14)	0,30	48	0,36 (0,25)	0,30	74	0,35 (0,21)	0,30
	Kvinnor	8	0,32 (0,18)	0,28	25	0,39 (0,23)	0,33	45	0,44 (0,25)	0,37	78	0,41 (0,23)	0,34
	Totalt	14	0,30 (0,14)	0,28	45	0,36 (0,19)	0,31	93	0,40 (0,25)	0,33	152	0,38 (0,23)	0,32
Uran, nmol/mmol krea	Män	6	0,0023 (0,0011)	0,0021	20	0,0024 (0,002)	0,0018	48	0,0032 (0,0064)	0,0019	74	0,0029 (0,0053)	0,0019
	Kvinnor	8	0,0019 (0,0013)	0,0016	25	0,0022 (0,0013)	0,0018	45	0,0053 (0,016)	0,0024	78	0,0040 (0,012)	0,0021
	Totalt	14	0,0021 (0,0012)	0,0018	45	0,0023 (0,0016)	0,0018	93	0,0042 (0,012)	0,0022	152	0,0035 (0,0096)	0,0020

Tabell 4-7. Biokemiska analyser av urin från personer med enskilt vatten från bergborrad brunn (exponerade; n=301)[§] och kontroller (n=152).

	Exponerade		Kontroller	
Urinanalys	Aritm. medelvärde (SD)	Min-max	Aritm. medelvärde (SD)	Min-max
Glukos, mmol/l	#		#	
Kalcium, mmol/l	3,4 (2,7)*	0,3–29	3,6 (2,4)	0,3–17
Fosfat, mmol/l	29 (14)	3,0–79	26 (13)	5,5–70
$ß_2$-mikroglobulin, µg/l	55 (88)	4–1 200	45 (55)	4–310
NAG, U/l	1,5 (1,4)*	0,1–12	1,7 (1,3)	0,2–9,1
Kappakedjor, mg/l	0,90 (1,7)	<0,3–14	0,76 (2,7)	<0,3–33
Lambdakedjor, mg/l	0,80 (0,33)	0,31–3,7	0,84 (0,78)	0,47–10
Protein HC, mg/l	1,8 (2,0)	<0,4–23	1,7 (2,9)	<0,4–28
Albumin, mg/l	3,8 (24)	<0,1–380	4,2 (31)	<0,1–390
Kreatinin, mg/l	11,0 (5,4)	2,2–27,9	10,1 (5,0)	1,5–28,8

[#] Data redovisas ej då endast 2,7 % av samtliga provsvar var kvantifierbara. [§] Provsvar saknas från 2–3 personer beroende på variabel. *p<0,05; linjär regressionsanalys under antagande om konstant korrelation mellan observationer inom samma hushåll utan hänsyn till bakgrundsvariabler.

Tabell 4-8. Biokemiska analyser av urin från exponerade och kontroller fördelade på kön och åldersgrupp. Antal individer i varje stratum (n), aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt geometriskt medelvärde.

Åldersgrupp, år		**18–34**			**35–54**			**55–74**			**Total**		
Exponerings-status/Urinanalys		**n**	**Aritm. medelvärde (SD)**	**Geom. medel-värde**	**n**	**Aritm. Medelvärde (SD)**	**Geom. medel-värde**	**n**	**Aritm. medel-värde (SD)**	**Geom. medel-värde**	**n**	**Aritm. medelvärde (SD)**	**Geom. medel-värde**
Exponerade													
Kalcium, mmol/mmol krea	Män	20	0,21 (0,13)	0,15	61	0,33 (0,21)	0,27	70	0,33 (0,20)	0,26	151	0,32 (0,20)	0,25
	Kvinnor	21	0,30 (0,23)	0,20	68	0,40 (0,36)	0,29	59	0,44 (0,31)	0,35	148	0,40 (0,33)	0,30
	Totalt	41	0,25 (0,19)	0,17	129	0,37 (0,30)	0,28	129	0,38 (0,26)	0,30	299	0,36 (0,27)	0,27
Fosfat, mmol/mmol krea	Män	20	2,7 (0,61)	2,6	61	2,7 (0,68)	2,6	70	2,5 (0,72)	2,4	151	2,6 (0,69)	2,5
	Kvinnor	21	2,5 (1,1)	2,3	68	2,9 (0,92)	2,8	59	2,9 (0,82)	2,8	148	2,8 (0,91)	2,7
	Totalt	41	2,6 (0,86)	2,4	129	2,8 (0,82)	2,7	129	2,7 (0,79)	2,6	299	2,7 (0,81)	2,6
β_2-mikroglobulin, µg/mmol krea	Män	20	2,3 (2,3)	1,2	61	5,0 (7,5)	2,3	70	9,9 (32)	2,3	151	6,9 (23)	2,1
	Kvinnor	21	6,3 (7,6)	2,9	67	5,0 (4,7)	2,5	59	8,7 (8,4)	4,8	147	6,7 (7,0)	3,4
	Totalt	41	4,3 (6,0)	1,9	128	5,0 (6,2)	2,4	129	9,4 (24)	3,2	298	6,8 (17)	2,6
NAG, U/mmol krea	Män	20	0,073 (0,055)	0,057	61	0,13 (0,13)	0,08	70	0,18 (0,16)	0,13	151	0,14 (0,14)	0,097
	Kvinnor	21	0,16 (0,13)	0,13	67	0,15 (0,10)	0,12	59	0,20 (0,12)	0,16	147	0,17 (0,12)	0,14
	Totalt	41	0,12 (0,11)	0,086	128	0,14 (0,12)	0,099	129	0,19 (0,14)	0,14	298	0,16 (0,13)	0,11
Kappakedjor mg/mmol krea	Män	20	0,043 (0,051)	0,026	61	0,097 (0,18)	0,039	70	0,15 (0,29)	0,065	151	0,12 (0,24)	0,047
	Kvinnor	21	0,054 (0,053)	0,034	68	0,074 (0,13)	0,045	59	0,12 (0,12)	0,070	148	0,083 (0,12)	0,052
	Totalt	41	0,049 (0,052)	0,030	129	0,085 (0,16)	0,042	129	0,13 (0,23)	0,067	299	0,10 (0,19)	0,049
Lambdakedjor, mg/mmol krea	Män	20	0,065 (0,056)	0,054	61	0,070 (0,040)	0,062	70	0,084 (0,041)	0,076	151	0,076 (0,043)	0,067
	Kvinnor	21	0,078 (0,045)	0,067	68	0,11 (0,076)	0,091	59	0,13 (0,090)	0,11	148	0,11 (0,080)	0,095
	Totalt	41	0,071 (0,051)	0,060	129	0,09 (0,064)	0,076	129	0,11 (0,072)	0,091	299	0,095 (0,067)	0,079
Protein HC, mg/mmol krea	Män	20	0,10 (0,051)	0,091	61	0,20 (0,28)	0,12	70	0,22 (0,22)	0,16	151	0,20 (0,24)	0,13
	Kvinnor	21	0,12 (0,085)	0,10	68	0,17 (0,14)	0,13	59	0,22 (0,13)	0,19	148	0,18 (0,14)	0,15
	Totalt	41	0,11 (0,070)	0,097	129	0,18 (0,22)	0,13	129	0,22 (0,18)	0,17	299	0,19 (0,19)	0,14
Albumin, mg/mmol krea	Män	20	0,078 (0,14)	0,023	61	0,12 (0,37)	0,029	70	0,78 (3,1)	0,069	151	0,42 (2,1)	0,042
	Kvinnor	21	0,15 (0,23)	0,068	68	0,19 (0,64)	0,055	59	0,34 (1,1)	0,094	148	0,24 (0,8)	0,070
	Totalt	41	0,12 (0,19)	0,040	129	0,16 (0,53)	0,041	129	0,58 (2,4)	0,080	299	0,33 (1,6)	0,054

Åldersgrupp, år		18–34			35–54			55–74			Totalt		
Exponerings-status/Urinanalys		n	Aritm. medelvärde (SD)	Geom. medel-värde	n	Aritm. medelvärde (SD)	Geom. medel-värde	n	Aritm. medelvärde (SD)	Geom. medel-värde	n	Aritm. medelvärde (SD)	Geom. medel-värde
Kontroller													
Kalcium, mmol/mmol krea	Män	6	0,37 (0,19)	0,33	20	0,31 (0,19)	0,27	48	0,31 (0,19)	0,24	74	0,32 (0,19)	0,25
	Kvinnor	8	0,24 (0,082)	0,22	25	0,42 (0,24)	0,36	45	0,57 (0,44)	0,46	78	0,49 (0,37)	0,39
	Totalt	14	0,30 (0,15)	0,26	45	0,37 (0,22)	0,31	93	0,44 (0,36)	0,33	152	0,41 (0,31)	0,32
Fosfat, mmol/mmol krea	Män	6	2,7 (0,91)	2,6	20	2,6 (0,5)	2,6	48	2,6 (0,73)	2,6	74	2,6 (0,69)	2,6
	Kvinnor	8	2,3 (0,6)	2,3	25	2,7 (0,85)	2,6	45	2,9 (0,76)	2,8	78	2,8 (0,79)	2,7
	Totalt	14	2,5 (0,75)	2,4	45	2,7 (0,71)	2,6	93	2,8 (0,76)	2,7	152	2,7 (0,74)	2,6
β_2-mikroglobulin, µg/mmol krea	Män	6	2,5 (3)	0,96	20	2,2 (2,9)	0,90	48	6,7 (9,4)	2,6	74	5,1 (8)	1,8
	Kvinnor	8	3,8 (3,9)	1,4	25	7,8 (5,3)	4,7	45	9,0 (13)	2,9	78	8,1 (11)	3,1
	Totalt	14	3,3 (3,5)	1,2	45	5,3 (5,2)	2,2	93	7,8 (12)	2,7	152	6,6 (9,6)	2,4
NAG, U/mmol krea	Män	6	0,12 (0,058)	0,10	20	0,10 (0,075)	0,085	48	0,19 (0,12)	0,15	74	0,16 (0,12)	0,12
	Kvinnor	8	0,14 (0,065)	0,12	25	0,18 (0,097)	0,16	45	0,22 (0,13)	0,18	78	0,20 (0,12)	0,17
	Totalt	14	0,13 (0,061)	0,11	45	0,15 (0,096)	0,12	93	0,20 (0,13)	0,16	152	0,18 (0,12)	0,14
Kappakedjor, mg/mmol krea	Män	6	0,032 (0,025)	0,025	20	0,034 (,036)	0,023	48	0,085 (0,12)	0,049	74	0,067 (0,10)	0,038
	Kvinnor	8	0,038 (0,039)	0,022	25	0,14 (0,31)	0,077	45	0,085 (0,088)	0,062	78	0,099 (0,19)	0,060
	Totalt	14	0,037 (0,033)	0,023	45	0,095 (0,24)	0,045	93	0,085 (0,11)	0,055	152	0,083 (0,16)	0,048
Lambdakedjor, mg/mmol krea	Män	6	0,069 (0,039)	0,063	20	0,064 (0,033)	0,057	48	0,087 (0,062)	0,082	74	0,08 (0,055)	0,073
	Kvinnor	8	0,076 (0,04)	0,067	25	0,14 (0,096)	0,12	45	0,13 (0,085)	0,11	78	0,13 (0,086)	0,11
	Totalt	14	0,073 (0,038)	0,065	45	0,11 (0,084)	0,087	93	0,11 (0,077)	0,096	152	0,11 (0,077)	0,090
Protein HC, mg/mmol krea	Män	6	0,098 (0,091)	0,076	20	0,086 (0,058)	0,071	48	0,23 (0,38)	0,13	74	0,18 (0,31)	0,11
	Kvinnor	8	0,12 (0,075)	0,097	25	0,25 (0,26)	0,19	45	0,22 (0,19)	0,17	78	0,22 (0,21)	0,17
	Totalt	14	0,11 (0,08)	0,087	45	0,18 (0,22)	0,12	93	0,22 (0,3)	0,15	152	0,20 (0,27)	0,14
Albumin, mg/mmol krea	Män	6	0,044 (0,054)	0,021	20	0,057 (0,068)	0,023	48	0,23 (0,52)	0,056	74	0,17 (0,42)	0,041
	Kvinnor	8	0,12 (0,22)	0,024	25	1,2 (3,8)	0,16	45	0,24 (0,52)	0,068	78	0,54 (2,2)	0,080
	Totalt	14	0,087 (0,17)	0,023	45	0,69 (2,9)	0,068	93	0,23 (0,51)	0,061	152	0,36 (1,6)	0,058

Tabell 4-9. Regressionsanalys av skillnader i de biokemiska analyserna (kreatininjusterade värden) på urin från hög- och lågexponerade samt kontroller utan hänsyn till bakgrundsvariabler (geometriskt medelvärde, 95 % konfidensintervall). Exponeringsstatus dikotomiserat vid uran i vatten på 15 µg/l.

Urinanalys	Högexponerade (n=101)	Lågexponerade (n=200)	Kontroller (n=152)	p-värde
Kalcium	0,25 (0,22–0,30)	0,28 (0,25–0,31)	0,32 (0,28–0,36)	0,06
Fosfat§	2,6 (2,5–2,8)	2,8 (2,7–2,9)	2,7 (2,6–2,8)	0,42
β_2-mikroglobulin	2,2 (1,6–3,0)	2,9 (2,3–3,6)	2,3 (1,8–2,9)	0,25
NAG	0,12 (0,10–0,14)	0,11 (0,10–0,13)	0,14 (0,13–0,16)	0,02
Kappakedjor	0,048 (0,039–0,059)	0,050 (0,043–0,058)	0,048 (0,041–0,057)	0,95
Lambdakedjor	0,082 (0,073–0,092)	0,078 (0,072–0,085)	0,088 (0,080–0,096)	0,17
Protein HC	0,14 (0,12–0,17)	0,14 (0,13–0,16)	0,13 (0,12–0,15)	0,68
Albumin	0,052 (0,037–0,073)	0,055 (0,043–0,071)	0,056 (0,042–0,074)	0,94

§ Aritmetiskt medelvärde

Inte heller vid en multivariat analys, där hänsyn tagits till kön, ålder och rökvanor, observerades några signifikanta skillnader mellan grupperna lågrespektive högexponerade och kontrollgruppen i de biokemiska urinanalyserna relaterat till uranhalten i brunnsvattnet som exponeringsmarkör (tabell 4-10). Däremot förelåg ett signifikant samband mellan flera av de biokemiska variablerna och ålder respektive kön. Rökning var också signifikant associerat med stigande halter av NAG, kappa- respektive lambdakedjor, protein HC samt albumin efter kontroll för uranhalten i vattnet, ålder och kön. Variabeln fosfat i urin var normalfördelad och analyserades separat, varvid kvinnligt kön befanns vara associerat med i genomsnitt 0,22 mmol mer fosfat per mmol kreatinin (95 % KI 0,08–0,37 mmol/mmol kreatinin; ej i tabell) jämfört med män sedan hänsyn tagits till uranhalten i vattnet, ålder och rökvanor. Dessa faktorer samvarierade i sin tur däremot inte signifikant med fosfathalten i urin.

För albumin observerades dock en signifikant skillnad i exponeringseffekt mellan de tre åldersgrupperna. Det fanns således ett signifikant positivt samband mellan albumin och uran i vatten i åldersgruppen 18–34 år vid jämförelse mellan den högexponerade gruppen och kontrollgruppen (e^{β}=3,56; 95 % KI 1,14–11,1; ej i tabell) samt vid jämförelse av den högexponerade gruppen mot den lågexponerade, däremot inte mellan lågexponerade och kontroller. I åldersgruppen 35–54 år förelåg ett omvänt förhållande, dvs. den högexponerade gruppen hade signifikant lägre albuminvärden jämfört med kontrollgruppen. I den högsta åldersklassen fanns inga signifikanta exponeringseffekter.

För kalcium och protein HC observerades en skillnad i exponeringseffekt mellan män och kvinnor. De lågexponerade kvinnorna hade signifikant lägre kalciumhalt i urinen jämfört med kontrollerna (e^{β}=0,78; 95 % KI 0,61–0,98; ej i tabell), medan de lågexponerade männen hade signifikant högre halt av protein HC i urin (e^{β}=1,45; 95 % KI 1,12–1,89) jämfört med kontrollerna. För högexponerade män respektive kvinnor var resultaten i dessa avseenden inte statistiskt säkerställda.

Motsvarande regressionsanalyser utfördes även med ackumulerad uranexponering via dricksvatten. Analyserna visade inte på några samband mellan exponering och de biokemiska urinanalyserna med undantag för protein HC, där en skillnad i exponeringseffekt mellan könen observerades. För män fanns således en signifikant exponeringseffekt (lågexponerade: e^{β}=1,40; 95 % KI 1,08–1,81; högexponerade: e^{β}=1,45; 95 % KI 1,00–2,08; ej i tabell) men inte för kvinnor.

Vid regressionsanalys med uranutsöndringen i urin som exponeringsmått observerades signifikanta samband mellan uranhalt i urin och β_2-mikroglobulin, kappa samt protein HC, men utan tydliga tecken på dos-respons i de båda kategorierna lågexponerade (0,003–0,0149 nmol uran/mmol kreatinin) respektive högexponerade (≥0,015 nmol uran/mmol kreatinin; tabell 4-11). För övrigt blev resultaten likartade som när uranhalten i hushållsvattnet utgjorde exponeringen. Således förelåg signifikant högre utsöndring av samtliga studerade njurfunktionsvariabler hos kvinnorna jämfört med männen (gränsvärde för kappa) efter kontroll för exponeringsnivå, ålder och rökning (e^{β}=1,2–1,8; ej i tabell). Njurfunktionen

Tabell 4-10. Samband mellan uran i vatten och biokemiska undersökningar av urin (kreatininjusterade värden) med regressionsanalys på logaritmiskt transformerade data där hänsyn tagits till ålder, kön och rökning. e^{β} (95 % konfidensintervall) är skattad kvot mellan geometriskt medelvärde i aktuell kategori och referenskategorin, då övriga förklaringsvariabler konstanthållits.

		Kalcium	β_2-mikroglobulin	NAG	Kappakedjor	Lambdakedjor	Protein HC	Albumin
		e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}
Exponering,	Kontroll	1	1	1	1	1	1	1
Uran i	≤14,9	0,91 (0,77–1,08)	1,37 (0,98–1,90)	0,86 (0,73–1,02)	1,14 (0,92–1,42)	0,93 (0,83–1,04)	1,14 (0,97–1,35)	1,08 (0,75–1,56)
vatten, µg/l	≥15,0	0,82 (0,67–1,01)	1,03 (0,70–1,53)	0,85 (0,70–1,03)	1,11 (0,86–1,44)	1,00 (0,87–1,14)	1,18 (0,97–1,43)	0,99 (0,64–1,54)
Ålder, år	18–34	1	1	1	1	1	1	1
	35–54	1,47 (1,16–1,87)	1,38 (0,86–2,20)	1,13 (0,90–1,44)	1,52 (1,11–2,07)	1,27 (1,08–1,49)	1,30 (1,03–1,65)	1,34 (0,79–2,26)
	55–74	1,59 (1,26–2,01)	1,89 (1,19–3,00)	1,65 (1,31–2,09)	2,30 (1,70–3,13)	1,50 (1,28–1,76)	1,72 (1,36–2,16)	2,20 (1,31–3,68)
Kön	Män	1	1	1	1	1	1	1
	Kvinnor	1,32 (1,15–1,53)	1,72 (1,30–2,29)	1,39 (1,21–1,61)	1,28 (1,06–1,55)	1,51 (1,37–1,67)	1,29 (1,12–1,49)	1,83 (1,33–2,51)
Rökare	Nej	1	1	1	1	1	1	1
	F.d.	1,06 (0,89–1,26)	1,00 (0,71–1,40)	0,93 (0,79–1,11)	0,98 (0,78–1,23)	1,04 (0,92–1,17)	1,11 (0,93–1,31)	0,82 (0,56–1,20)
	Ja	0,96 (0,79–1,18)	1,20 (0,81–1,77)	1,27 (1,04–1,54)	1,33 (1,03–1,73)	1,15 (1,01–1,32)	1,34 (1,10–1,63)	1,62 (1,04–2,51)

Tabell 4-11. Samband mellan uran i urin och biokemiska undersökningar av urin (kreatininjusterade värden) med regressionsanalys på logaritmiskt transformerade data där hänsyn tagits till ålder, kön och rökning. e^{β} (95 % konfidensintervall) är skattad kvot mellan geometriskt medelvärde i aktuell kategori och referenskategorin, då övriga förklaringsvariabler konstanthållits.

			Kalcium	β_2-mikroglobulin	NAG	Kappakedjor	Lambdakedjor	Protein HC	Albumin
		n	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}
Exponering	<0,003	140	1	1	1	1	1	1	1
nmol uran/ mmol krea	0,003–0,0149	172	1,09 (0,91–1,30)	1,44 (1,02–2,03)	0,97 (0,82–1,16)	1,28 (1,02–1,61)	1,09 (0,97–1,23)	1,24 (1,04–1,47)	1,08 (0,73–1,59)
	≥0,015	141	0,86 (0,72–1,04)	1,43 (1,00–2,06)	0,98 (0,82–1,18)	1,32 (1,04–1,68)	1,07 (0,95–1,21)	1,25 (1,04–1,50)	1,16 (0,78–1,74)

Tabell 4-12. Samband mellan uran i urin och biokemiska undersökningar av urin (kreatininjusterade värden) med regressionsanalys på logaritmiskt transformerade data där hänsyn tagits till ålder, kön och rökning efter uteslutning av diabetiker. e^{β} (95 % konfidensintervall) är skattad kvot mellan geometriskt medelvärde i aktuell kategori och referenskategorin, då övriga förklaringsvariabler konstanthållits.

			Kalcium	β_2-mikroglobulin	NAG	Kappakedjor	Lambdakedjor	Protein HC	Albumin
		n	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}	e^{β}
Exponering	<0,003	132	1	1	1	1	1	1	1
nmol uran/ mmol krea	0,003–0,0149	161	1,07 (0,89–1,28)	1,38 (0,97–1,97)	0,94 (0,78–1,12)	1,20 (0,95–1,52)	1,06 (0,94–1,20)	1,13 (0,95–1,34)	1,05 (0,70–1,57)
	≥ 0,015	137	0,86 (0,71–1,03)	1,48 (1,03–2,13)	0,98 (0,82–1,18)	1,32 (1,04–1,68)	1,07 (0,94–1,21)	1,21 (1,01–1,44)	1,17 (0,78–1,78)

samvarierade också påtagligt och statistiskt signifikant med ålder, där deltagarna i den äldsta gruppen (55–74 år) hade 50–135 % högre urinhalter av de studerade biokemiska analyterna jämfört med den yngsta gruppen (18–34 år), fosfat undantaget (ej i tabell). Det fanns inga skillnader i effekt av uranutsöndringen i urin, som kunde hänföras till kön, ålder eller rökning.

En vanlig orsak till störd njurfunktion är diabetes mellitus, ”sockersjuka”, som efter flera års sjukdom kan ge upphov till s.k. diabetesnefropati. Denna yttrar sig framför allt i en ökad utsöndring av albumin (Ritz, Fliser & Siebels 1996). Efter uteslutning av de kända diabetikerna (n=23) ur analysen förändrades emellertid inte förhållandet mellan uranutsöndringen i urin och albuminhalten i urinproverna nämnvärt. Förhållandet mellan exponerade och kontroller avseende övriga biokemiska variabler förändrades likaså endast marginellt. Uteslutningen påverkade däremot resultaten av regressionsanalyserna så att skillnaderna mellan könen beträffande kalciumhalten i urin relaterat till uran i vatten inte längre var statistiskt signifikant. Samma sak inträffade för de skillnader mellan könen som tidigare observerats beträffande ackumulerad uranexponering och protein HC (jfr ovan).

Uteslutningen av diabetiker medförde också att förhållandet mellan de tre kategorierna av uran i urin förändrades så att halterna av β_2-mikroglobulin, kappakedjor samt protein HC sjönk i mellangruppen (0,003–0,0149 nmol/mmol kreatinin) jämfört med den lägst exponerade gruppen (<0,003 nmol/mmol kreatinin; tabell 4-12). Därmed framträdde ett något tydligare dos-responsförhållande, vilket skulle kunna tala för en verklig exponeringseffekt.

Kön, ålder och rökning visade sig ha stor betydelse för nivåerna på de aktuella biokemiska analyterna. För att undersöka om metoden för hänsynstagande till åldersfaktorn som klassindelad bakgrundsvariabel kunde påverka utfallet genomfördes även analyser med ålder som kontinuerlig variabel. Vidare genomfördes en regressionsanalys i två steg: I det första steget rensades effekterna av bakgrundsvariablerna bort, och i det andra analyserades den kvarvarande variationen i förhållande till exponeringen. Resultaten av dessa alternativa analysemetoder blev i det närmaste identiska med de redovisade.

Frågan om lagringsstabiliteten för de djupfrysta proverna aktualiserades när tiden för materialinsamlingen förlängdes för att hela den avsedda

studiepopulationen skulle kunna nås. Lagringstiden (från provtagning till analys) för urinproverna kom därmed att variera mellan cirka 2,5 och 11 månader. Bland aktuella biokemiska analyter föreföll NAG vara den mest lagringskänsliga med en genomsnittlig förlust av aktivitet efter sex månaders lagring av obehandlad morgonurin vid –20 ºC på cirka 40 % (Berg *et al.* 1998). I föreliggande undersökning fanns ingen korrelation mellan de olika biokemiska analyterna och lagringstid inom den exponerade gruppen utom just för NAG (r=–0,17, p=0,005). Insamlingen av studiematerial pågick parallellt för exponerade och kontroller med en fasförskjutning på knappt en månad som accentuerades av semesterperioden 2004 på ytterligare cirka en månad. Således kom den genomsnittliga lagringstiden (medianen) för den exponerade gruppen att bli 38 dagar längre än för kontrollgruppen. Under antagande om konstant minskningstakt för NAG-aktiviteten mellan 2 och 6 månaders lagringstid (Berg *et al.* 1998) samt fortsättningsvis upp till maximalt 11 månader beräknades[1] den genomsnittliga lagringsförlusten bland de exponerade till 51 % och bland kontrollerna till 44 %, dvs. en skillnad på 7 procentenheter.

Applicerat på föreliggande data skulle därmed NAG-halten i den exponerade gruppen kunna ”korrigeras” från 1,5 U/l (tabell 4-7) till 1,6 U/l, varvid skillnaden mellan grupperna inte längre blev statistiskt signifikant.

För övriga analyter bedömdes ingen differentiell effekt av lagringstid för exponerade och kontroller ha varit av betydelse. Det fanns inte heller någon korrelation mellan uranhalt i vattenproverna och lagringstid (r=–0,01, p=0,91), som skulle kunna tala för att samtidigt insamlade urinprover från högexponerade individer skulle ha lagrats extra länge.

[1] $$X_0 = X_t \left(0{,}744 \left(\sqrt[120]{\frac{100 - 42{,}3}{100 - 25{,}6}} \right)^{t-60} \right)^{-1}$$

där X_0 är den beräknade ursprungliga NAG-halten i ett individuellt prov, X_1 analysresultatet för samma individ och *t* lagringstiden (dagar) för provet.

5 Diskussion

I denna epidemiologiska studie av uranexponering via dricksvatten från egen bergborrad brunn och andra exponeringskällor respektive känsliga markörer för njurfunktionen deltog drygt 450 personer. Undersökningen är därmed den hittills största inom området och den enda som använt en intern kontrollgrupp (Kurttio *et al.* 2002; Limson Zamora *et al.* 1998). Samvariationen mellan uranhalten i dricksvatten och uranhalten i urin var hög. Inga signifikanta skillnader i njurfunktion framkom mellan grupperna i stort, men då hänsyn togs till andra, störande faktorer (ålder, kön och rökvanor) sågs en svag effekt av uranexponeringen på några av de biokemiska markörerna.

Den kritiska toxiska effekten på försöksdjur av uran är tubulär njurskada, framför allt i proximala tubuli, och vissa tecken till påverkan av njurfunktionen har också iakttagits i epidemiologiska studier (Svensson *et al.* 2005). Det finns ingen enskild markör för tubulär njurskada med generell relevans för olika agens eller exponeringar. I denna undersökning utnyttjades därför ett batteri av känsliga markörer för njurfunktionen med inriktning på tubuli, framför allt protein HC, NAG och β_2-mikroglobulin, men även glomerulusfunktionen, främst albumin och kreatinin, undersöktes (Guder & Hofmann 1992). Valet av njurfunktionsparametrar betingades förutom av validitet, dvs. att de representerade det som skulle studeras, även av krav på hanterbarhet i en epidemiologisk studie, kostnadsaspekter samt lagringsstabilitet. Denna senare egenskap bedömdes tillfredsställande för de flesta biokemiska variablerna (Tencer *et al.* 1997) med reservation för NAG (Berg *et al.* 1998).

Jämförbarheten mellan de bägge grupperna i studien, den exponerade gruppen med enskilt dricksvatten från bergborrade brunnar och kontrollgruppen med kommunalt dricksvatten, bedömdes som god och den önskade kontrasten i uranexponering var tydlig. Således skilde sig exponeringen för uran via dricksvatten väsentligt åt mellan grupperna och endast 2 % av proverna från de djupborrade brunnarna hade en uranhalt i nivå med det kommunala vattnet. Kontrollgruppen var i genomsnitt något äldre än den exponerade gruppen, men likväl var det egenrapporterade, allmänna hälsotillståndet

väsentligen lika mellan grupperna. Detta gällde även andra bakgrundsvariabler som könsfördelning och livsstil (BMI, tobaksvanor) och inga betydelsefulla skillnader i exponeringen för andra metaller med potentiellt njurtoxiska effekter observerades.

Några oväntade observationer i undersökningen var att kön och ålder samt i viss mån tobaksrökning syntes påverka de biokemiska njurfunktionsmarkörerna, sedan hänsyn tagits till uranexponeringen uttryckt som uranhalten i brunnsvattnet. Således hade kvinnor en genomgående tendens till högre halter av aktuella markörer jämfört med män, rökare tenderade ha högre halter än icke rökare respektive ex-rökare, och äldre högre halter än yngre. Dessa associationer ligger vid sidan om målsättningen för den aktuella studien men de kommer att granskas vidare.

Vidare noterades signifikanta skillnader i exponeringseffekt mellan könen på kalcium och protein HC samt mellan åldersgrupperna på albumin. Dessa skillnader visade sig t.ex. i en signifikant positiv effekt av exponeringen (uran i vatten) på albumin i den lägsta åldersgruppen samtidigt som det omvända förhållandet rådde i mellangruppen. Den biologiska relevansen av dessa resultat är tveksam. Det ligger därför nära till hands att misstänka att dessa fynd kan vara slumpbetonade. Med tre exponeringsmått, åtta utfallsvariabler samt tänkbara samspelseffekter med tre bakgrundsvariabler (kön, ålder och rökvanor) måste problemet med s.k. massignifikans (Bland 2000) tas i beaktande, särskilt då resultaten är motstridiga och biologiskt svårförklarade.

Exponering för uran förekommer inte endast via dricksvatten från permanentbostaden utan även från annan dryck och föda (Berlin & Rudell 1986; WHO 2005*)*. Även i kontrollgruppen påträffades ett fåtal personer med uranhalter i sina urinprov tydande på en högre uranexponering än vad som kunde antas betingas av det kommunala vattnet. Alternativ uranexponering kan ha förekommit från vatten vid t.ex. en sommarstuga, men dessa möjligheter studerades inte i detta projekt. När indelningen i exponerade och kontroller upphävdes och njurfunktionen hos alla projektdeltagare istället analyserades med avseende på uranhalten i urin fanns tecken till högre utsöndring av β_2-mikroglobulin, kappa- och lambdakedjor samt protein HC med stigande uranbelastning. Den genomsnittliga halten av t.ex. protein HC var 25 % högre i de två högsta exponeringskategorierna jämfört med den lägsta, men det fanns inga tydliga tecken till dos-respons. Sedan diabetikerna i studien uteslutits ur analysen framkom däremot en antydan till ett sådant förhållande för de ovan nämnda njurfunktionsmarkörerna. För protein HC innebar det att genomsnittshalten var 21 % högre i den högsta exponeringskategorin (≥0,015 nmol/mmol kreatinin) jämfört med den lägsta (<0,003 nmol/mmol kreatinin), en statistiskt signifikant skillnad, med resultatet i mellangruppen däremellan. Liknande resultat erhölls även för β_2-mikroglobulin och kappakedjor (men inte för lambdakedjor), vilket skulle kunna tala för en viss inverkan av uranexponering oavsett dess ursprung.

Skattningar av ackumulerad exponering för vilken miljöfaktor som helst är problematiska oavsett om de baseras på beräkningar av tekniska experter eller på uppgifter av projektdeltagare. I detta fall ombads deltagarna skatta sin aktuella vattenkonsumtion, vilken multiplicerades med exponeringstid i år. En felskattning av daglig vattenmängd leder till dålig reliabilitet, dvs. precision av detta exponeringsmått. Exponering för uran via annan dryck och föda är andra felkällor, som tenderar att försämra det ackumulerade exponeringsmåttets reliabilitet. Detta leder i sin tur till försvagning av eventuella dos-responssamband (s.k. ”regression towards the mean”), och det är därför inte överraskande att sambandet mellan uranexponering och njurfunktion föreföll tydligast med den totala uranbelastningen, uran i urin, som exponeringsmarkör.

Den epidemiologiska litteraturen kring möjliga hälsoeffekter av uran i dricksvatten är begränsad (Svensson *et al.* 2005), men en undersökning av Kurttio *el al.* (2002) är av särskilt intresse. I den finska studien var således medianhalten av uran i dricksvatten fyra gånger högre än i föreliggande undersökning (28 µg/l mot 6,7 µg/l) och även uranhalten i urinproverna var i genomsnitt betydligt högre (78 ng/l mot 30 ng/l). I 30 % av brunnsproverna från den finska studien översteg uranhalten 100 µg/l medan motsvarande andel i denna undersökning endast var 5 %. Associationen mellan uranexponering via dricksvatten och njurfunktion var svag i den finska studien (efter uteslutning av diabetiker) men något starkare då uran i urin användes som exponeringsmarkör. Det ter sig därför logiskt att så blev fallet även i denna undersökning.

Precisionen på de i studien ingående kemiska och biokemiska analyserna bedömdes som genomgående mycket god och deltagande laboratorier var

ackrediterade. Insamlingen av grundmaterialet till studien, fältfasen, blev emellertid mer tidskrävande än vad som kunde förutses, vilket medförde att även tiden för frysförvaring av urinproverna blev längre än beräknat. Detta fick till följd att analysresultaten för framför allt NAG får betraktas som osäkra. Eftersom lagringstiden för urinproverna från den exponerade gruppen i genomsnitt var knappt 1,5 månad längre än för kontrollerna kan det således inte uteslutas att det uppkommit en differentiell effekt av lagringen till nackdel för den exponerade gruppen. Ett sådant fenomen skulle kunna vara en orsak till de signifikant lägre NAG-nivåerna i urinproven från den exponerade gruppen, men skillnaden i lagringstid bedömdes inte vara så omfattande att ett omvänt förhållande skulle ha maskerats.

Vid tidpunkten för studiens genomförande saknades nationella riktlinjer för uran i dricksvatten och ingen av brunnsägarna rapporterade att man installerat teknik för vattenrening specifikt med avseende på uran. Likväl var uranhalten i vattenproverna från de 25 brunnar som hade någon form av filterfunktion klart lägre än bland övriga brunnar (2,8 µg/l jämfört med 7,5 µg/l), och sannolikt har förekommande avhärdningsfilter avsedda primärt för t.ex. järn och mangan även haft en gynnsam effekt på uranhalten i kranvattnet. För en av brunnarna i undersökningen framkom i efterhand att man faktiskt hade installerat ett system med jonbytarmassor för att bl.a. reducera uranhalten i vattnet. Resultatet var lyckat, och uranhalten i vattenprovet från studien var <0,5 % av tidigare uppmätt högsta värde (>250 µg/l). En detaljerad redogörelse för olika typer av vattenrening med avseende på uranproblemet har nyligen publicerats (Socialstyrelsen 2006).

Sammanfattningsvis kunde i denna undersökning av en grupp kommuninnevånare i västra Värmland inga säkra hållpunkter observeras mellan exponering för uran via dricksvatten från bergborrade brunnar och njurfunktionen. Däremot fanns tecken till en svag påverkan av njurfunktionen av den totala uranbelastningen mätt som uran i urin. Den kliniska betydelsen av dessa observationer är emellertid oklar och ytterligare undersökningar bör genomföras.

Referenser

Berg KJ, Kristoffersen DT, Djöseland O, Hartmann A, Breistein E, Lund KK, Narverud J, Nossen JO & Stenstrom J (1998). Reference range of some enzymes and proteins in untimed overnight urine and their stability after freezing. *Clin Chim Acta,* vol. 272, ss. 225–230.

Berlin M & Rudell B (1986). Uranium. I Friberg L, Nordberg GF & Vouk VB (red). *Handbook on the toxicology of metals.* Vol II: specific metals. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier. S. 623–637.

Bland M (2000). *An introduction to medical statistics*. Oxford: Oxford University Press. S. 148–151.

Dock L (2002). Kemisk toxicitet av uran och utarmat uran. Stockholm: Institutet för miljömedicin. (IMM-rapport 1/02). Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.imm.ki.se/publ/PDF/Rapp1-02.pdf.

Falk R, Mjönes L, Appelblad P, Erlandsson B, Hedenberg G & Svensson K (2004). *Kartläggning av naturligt radioaktiva ämnen i dricksvatte*n. Stockholm: Statens strålskyddsinstitut. (SSI Rapport 2004:14.) Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.ssi.se/ssi_rapporter/pdf/ssi_rapp_2004_14.pdf.

Fröberg M (2005). *Metallhalter i dricksvatten från borrade brunnar i Dalarnas län*. Falun: Länsstyrelsen. (Rapport 2005:19)

Grubb A, Christensson A & Sterner G (2003). Urinproteinmönster. I Ganrot PO, Grubb A, Lindstedt G, Simonsson P, Stenflo J & Theodorsson E (red). *Klinisk kemi i praktisk medicin,* 8 uppl. Lund: Studentlitteratur. S. 108–16.

Guder WG & Hofmann W (1992). Markers for the diagnosis and monitoring of renal tubular lesions. *Clin Nephrol,* vol. 38 (suppl), ss. S3–7.

Health Canada (2006). *Guidelines for Canadian drinking water quality – Summary table.* Ottawa: Health Canada. Tillgänglig 2006-05-31på http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/doc-sup-appui/sum_guide-res_recom/summary-sommaire_e.pdf

Hornung RW & Reed LD (1990). Estimation of average concentration in the presence of nondetectable values. *Appl Occup Environ Hyg*, vol. 5, ss. 46–51.

Kurttio P, Auvinen A, Salonen L, Saha H, Pekkanen J, Mäkeläinen I, Väisänen SB, Penttilä IM & Komulainen H (2002). Renal effects of uranium in water. *Environ Health Perspect,* vol. 110, ss. 337–342.

Lewin L & Simeonidis A (1998). *Kartläggning av radon, fluorid och tungmetaller i bergborrade brunnar inom Uppsala kommun*. Uppsala: Miljökontoret. (Rapport jan 1998)

Lidén E, Lindén A, Andersson L, Åkerblom G & Åkesson T (1995). *Radon i vatten från bergborrade brunnar. Resultat från en undersökning i Örebro kommun*. Stockholm: Statens strålskyddsinstitut. (SSI-rapport 95–18)

Limson Zamora M, Tracy BL, Zielinski JM, Meyerhof DP & Moss MA (1998). Chronic ingestion of uranium in drinking water: a study of kidney bioeffects in humans. *Toxicol Sci*, vol. 43, ss. 68–77.

Livsmedelsverket (2005a). *Föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten*. Uppsala: Statens livsmedelsverk. (LIVSFS 2005:10). Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.slv.se/upload/dokument/Lagstiftning/2005-2006/2005-10.pdf

Livsmedelsverket (2005b). *Uran i dricksvatten – en hälsorisk*. Uppsala: Statens livsmedelsverk. Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=10187.

Madden EF (1998). Uranium. I Rom W (red). *Environmental and occupational medicine*, 3rd ed. Philadelphia: Lippincott-Raven. S. 1086–1087.

Pettersson B & Åkerblom G (1985). *Kommentarer till radonriskkarta över Årjängs kommun*. Luleå: Sveriges Geologiska AB. (Rapport IRAP 85008)

Ritz E, Fliser D & Siebels M (1996). Diabetic nephropathy. I Weatherall DJ, Ledingham JGG & Warrell DA (red). *Oxford textbook of medicine,* 3rd ed. Oxford: Oxford University Press. Vol. 3, ss. 3167–3172.

Rodushkin I, Engström E, Stenberg A & Baxter DC (2004). Determination of low-abundance elements at ultra-trace levels in urine and serum by inductively coupled plasma-sector field mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem,* vol. 380, ss. 247–257.

Rosborg I (2002). Mineralämnen i bordsvatten – kan det vara nyttigt? *Vår Föda,* vol. 54:5, ss. 22–26.

Rönnqvist T & Lindholm A (1997). Radon loss when water is sampled. *European conference on protection against radon at home and work.* Prague, vol. II, ss.191–194.

Sandström B & Nygren U (2001). *Urannivåer i urinen hos svensk personal som arbetat eller avser att arbeta i den svenska KFOR-styrkan*. Umeå: Totalförsvarets Forskningsinstitut. (Rapport FOI-R--165--SE)

Sandström B (2002). *Urannivåer i urinen hos svensk personal som arbetat eller avser att arbeta i den svenska KFOR-styrkan i Kosovo. Del II – uppföljning av tidigare studie*. Umeå: Totalförsvarets forskningsinstitut. (Rapport FOI-R—0581—SE)

Seldén A, Bergström B & Öjstrand BM (2003). *Uran och andra tungmetaller i dricksvatten från enskilda djupborrade brunnar i Årjängs kommun – ett pilotprojekt.* Örebro: Yrkes- och miljömedicinska kliniken. (Rapport från YMK YM 5/03)

Socialstyrelsen (2005). *Ändring i allmänna råden (SOSFS 2003:17) om försiktighetsmått för dricksvatten*. Stockholm: Socialstyrelsen. (SOSFS 2005:20 (M)). Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.sos.se/sosfs/2005_20/2005_20.pdf

Socialstyrelsen (2006). *Dricksvattenrening med avseende på uran.* Stockholm: Socialstyrelsen. Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.socialstyrelsen.se/NR/rdonlyres/85F44B19-470C-418F-8DA5-51AF56B94489/4941/200612311.pdf

SSI (1998). Radon i vatten. Stockholm: Statens strålskyddsinstitut. (SSI information i98:03)

Svensson K, Darnerud PO & Skerfving S (2005). *A risk assessment of uranium in drinking wate*r. Uppsala: Livsmedelsverket. (Rapport 10-2005). Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.slv.se/upload/dokument/Rapporter/Dricksvatten/dricksvattenrapp_05/2005_10_Livsmedelsverket_Risk%20Assessment%20of%20Uranium%20in%20Drinking%20Water.pdf

Tencer J, Thysell H, Andersson K & Grubb A (1997). Long-term stability of albumin, protein HC, immunoglobulin G, κ- and λ-chain-immunoreactivity, orosomucuid and α_1-antitrypsin in urine stored at –20 °C. *Scand J Urol Nephrol,* vol. 31, ss. 67–71.

Thunholm B, Lindén AH & Gustafsson B (2005). *Concentrations of uranium, thorium and potassium in Sweden*. Stockholm: Statens strålskyddsinstitut. (SSI Rapport 2005:04). Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.ssi.se/ssi_rapporter/pdf/ssi_rapp_2005_04.pdf

UNEP (2001). *Depleted uranium in Kosovo. Post-conflict environmental assessment*. Geneva: United Nations Environment Programme. Tillgänglig 2006-05-31 på http://postconflict.unep.ch/publications/uranium.pdf

USEPA (2004). *2004 edition of the drinking water standards and health advisories*. Washington DC: Office of Water. (EPA 822-R-04-005). Tillgänglig 2005-01-11 på http://www.epa.gov/waterscience/criteria/drinking/standards/dwstandards.pdf.

WHO (2004). *Guidelines for drinking-water quality. 3rd ed. Volume 1. Recommendations*. Geneva: World Health Organization. S. 186. Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/GDWQ2004web.pdf?bcsi_scan_0539D2EB6248927C=0&bcsi_scan_filename=GDWQ2004web.pdf

WHO (2005). *Uranium in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva: World health Organization. (WHO/SDE/WSH/03.04/118 (updated June 2005)). Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/uranium290605.pdf.

Åkerblom G, Falk R, Lindgren J, Mjönes L, Östergren I, Söderman AL, Nyblom L, Möre H, Hagberg N, Andersson P & Ek BM (2005). Natural radioactivity in Sweden, exposure to internal radiation. I Valentin J, Cederlund T, Drake P, Finne IE, Glansholm A, Jaworska A, Paile W & Rahola T (red). *Radiological Protection in Transition*. Proceedings XIV Regular Meeting of the Nordic Society for Radiation protection, Rättvik, Sweden, 27-31 August 2005. Stockholm: Statens strålskyddsinstitut. (SSI Rapport 2005:15, ss.211–214). Tillgänglig 2006-05-31 på http://www.ssi.se/ssi_rapporter/pdf/ssi_rapp_2005_15.pdf

Bilaga A: Förfrågan till brunnsägare

Årjäng, 2004-01-22

Förfrågan till brunnsägare, fastigheten …….

Detta brev riktar sig till de fastighetsägare i Årjängs kommun, som har en bergborrad brunn vilken i sin tur är antecknad i det s k brunnsregistret vid SGU, Sveriges Geologiska Undersökning, i Uppsala.

Som tidigare meddelats i massmedia planeras en undersökning av njurfunktionen hos personer som utnyttjar vatten från djupborrade brunnar i Årjängs kommun. Undersökningen innefattar kostnadsfri analys av vatten- och urinprov. V g se bilagan ”Pressinformation”.

I ett *första steg* behöver vi som leder studien veta ***vilka vuxna personer i åldrarna 18-74 år som faktiskt bor*** på den fastighet som brunnen tillhör, och som använder brunnsvattnet för (i stort sett) daglig konsumtion.

I *nästa steg* kommer vi att skriva brev till var och en av dessa personer och fråga om de vill delta i undersökningen. **Båda stegen är frivilliga.**

Att svara på detta brev betyder inte att man accepterat att delta i undersökningen. Även om varken Du själv eller någon annan av de personer Du antecknat senare tänker delta i själva undersökningen vore vi tacksamma om Du ändå ville besvara våra två frågor på **bilaga 2**. Använd det bifogade frankerade svarskuvertet. Det ger oss en bättre möjlighet att bedöma intresset för studien bland kommuninnevånarna.

Vi önskar få Ditt svar inom en vecka.

Med vänlig hälsning

Camilla Högdahl
Forskningsassistent
Årjängs kommun
Tel: 0573-141 19
E-post:
camilla.hogdahl@arjang.se

Britt-Marie Öjstrand
Miljöchef
Årjängs kommun
Tel: 0573-141 00

Anders Seldén
Överläkare, docent
Yrkes- och miljömedicinska kliniken
Universitetssjukhuset Örebro
Tel: 019-602 24 94

Bilaga 1

Pressinformation

Nytt vattenprojekt i Årjäng: Uran och andra tungmetaller i dricksvatten från djupborrade brunnar – finns tecken till njurpåverkan?

Sammanfattning: Grundämnet uran finns naturligt på många håll i den svenska berggrunden. På senare tid har noterats att detta återspeglas i vatten från brunnar som borrats i sådana områden. Flera projekt pågår nu runt om i landet för att utreda uranfrågan. Ett av projekten planeras i Årjängs kommun, där det finns områden med relativt uranhaltig berggrund (jämför tidigare undersökningar av radon i vatten). Projektet riktar sig till konsumenter av dricksvatten från privata, djupborrade brunnar och omfattar bl a analyser av uran och andra tungmetaller i vattenprov, radonhalten i vattnet och urinanalyser på njurfunktionen. En grupp konsumenter av kommunalt dricksvatten i Årjäng kommer också att tillfrågas om medverkan.

Bakgrund: För några år sedan fanns en oro bland svenska KFOR-soldater i Kosovo på Balkanhalvön för s k utarmat uran från ammunition som tidigare använts i kriget. Undersökningar vid Totalförsvarets Forskningsinstitut, FOI, visade dock att soldater som *ännu inte gett sig iväg* för tjänstgöring på Balkan i genomsnitt hade en betydligt högre utsöndring av uran i sin urin än soldater *som just skulle avsluta* sin tjänstgöring där. Soldaterna med de högsta uranvärdena minskade senare sina urannivåer i urinen med c:a 90% efter ett halvår i Kosovo.

Vatten är vårt viktigaste livsmedel och bedömdes vara den troliga källan till detta uran. Runt om i landet pågår för närvarande projekt för att belysa uranfrågan. Åtskilliga borrade brunnar i Årjängs kommun har vatten med höga halter av radon (som bildas av uran), och en förstudie i kommunen för ett år sedan visade relativt höga uranhalter i flera privata brunnar. Sannolikt berörs ytterligare brunnar av samma fenomen.

Ny studie: Tidigare undersökningar av arbetare i urangruvor liksom konsumenter av mycket uranhaltigt vatten tyder på att njurfunktionen kan påverkas. Effekterna har varit mycket begränsade även vid höga urannivåer i vattnet, men ytterligare undersökningar är motiverade. En grupp forskare önskar nu tillsammans med Miljöförvaltningen vid Årjängs kommun genomföra en undersökning av njurfunktionen bland konsumenter av vatten från bergborrade brunnar i Årjängs kommun. Njurfunktionen studeras med ett urinprov och halterna av uran och andra tungmetaller i vattnet och urinen analyseras. Studien stöds ekonomiskt av bl a Livsmedelsverket, Värmlands läns landsting och Svenskt Vatten. Den riktar sig endast till vuxna.

Urvalet av deltagare i undersökningen kommer att baseras på det s k brunnsregistret vid Sveriges Geologiska Undersökning, SGU. De personer som identifierats kommer sedan att tillfrågas om sitt intresse av att delta i studien. Resultaten kommer att jämföras med konsumenter av kommunalt dricksvatten. Deltagande i undersökningen är frivilligt.

Undersökningen beräknas vara avslutad före utgången av 2004. Huvudansvarig för studien är överläkare och docent Anders Seldén vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset i Örebro (http://www.orebroll.se/uso). Bland medarbetarna ingår överläkare Lars Weiss, Njurmedicinska kliniken, Centralsjukhuset i Karlstad.

Bilaga 2

Konsumenter av vatten från bergborrade brunnar i Årjängs kommun

Orienterande enkät

Fastigheten …….

Dessa vuxna personer bor på fastigheten:

Personnummer (eller födelsedatum)	**Namn**	**Tel.**

Enkäten återsändes i bifogade frankerade kuvert

Tack för Din medverkan så här långt!

Projektledningen
genom

Camilla Högdahl
Forskningsassistent

Bilaga B: Annons i lokalpress

ÅRJÄNGS KOMMUN INFORMERAR

Nytt vattenprojekt i Årjäng:

Uran och andra metaller i dricksvatten från djupborrade brunnar – finns tecken till njurpåverkan?

Har Du en **djupborrad brunn** i området **Holmedal – Västra Fågelvik – Blomskog** och är mellan 18–74 år och nyttjar vatten för daglig konsumtion?

Har Du inte tidigare fått brev om detta projekt men vill veta mer?

Vänd Dig till Miljö- och hälsoskyddskontoret, tel.0573-141 19.

Undersökningen innefattar kostnadsfri analys av vatten- och urinprov.

Miljö- och hälsoskyddsnämnden

Simhallen, Töcksfors

ÖPPETTIDER: (Gäller både dam och her
fredagar kl. 15.00–20.30. Ka
Tisdagar, tills vidare 30° i

SOLARIUM – Öppet

Unionsupplö

Under sommaren 20
upplösningen att
annat att ske
hur det var ur
ra utställni
utrustnin
tid. Ha
kon
fo

Riktad annons om projektet i lokalpressen (Nordmarksbygden).

Bilaga C: Tillfrågan om deltagande

Tillfrågan och information om forskningsprojekt kring uran och andra tungmetaller i dricksvatten

Du tillfrågas härmed om medverkan i ett forskningsprojekt kring vissa tungmetaller i dricksvatten. Projektet riktar sig både till personer som tar sitt dagliga vatten från enskild, djupborrad brunn och personer som har kommunalt vatten.

Dricksvatten är vårt viktigaste livsmedel. Dricksvatten från djupborrade brunnar kan innehålla höga halter av gasen radon, och i Årjängs kommun finns sådana områden. Radonproblemet kan åtgärdas med relativt enkla tekniska medel. Radongasen i vattnet beror på förekomsten av grundämnet uran i berggrunden. Ett högt intag av uranrikt vatten skulle kunna ha liknande effekter på njurarnas funktion som en del andra så kallade tungmetaller. Hittills genomförda undersökningar utomlands tyder inte på att uran i vatten skulle vara något stort hälsoproblem, men vi vill studera denna fråga ur lokal synvinkel.

I detta projekt vill vi alltså undersöka delar av njurfunktionen hos personer vars dricksvatten innehåller olika nivåer av tungmetaller, särskilt bly, kadmium, kvicksilver och uran. Vi behöver därför både vatten- och ett urinprov. Detaljer kring provtagningarna beskrivs på separata papper.

Förutom proverna behöver vi viss information om deltagarnas allmänna hälsotillstånd samt andra privata förhållanden, särskilt dryckesvanor, arbete och livsstil. Vi ber Dig därför även besvara ett frågeformulär. För ägare av djupborrad brunn har vi ett separat brunnsformulär.

Undersökningen riktar sig till personer i ***åldrarna 18-74 år***. Vid behov av ytterligare material från oss (t ex frågeformulär eller provtagningskärl), tag kontakt med Miljö- och hälsoskyddskontoret i Årjäng.

Ditt deltagande i undersökningen är frivilligt. Du kan också avbryta Din medverkan utan att ange några skäl, men om de prover Du lämnat hunnit bli analyserade, så kvarstår Du i undersökningen. Skriftligt besked på analysresultaten (vatten och urinproverna) kommer att meddelas var och en deltagare, men det kan dröja upp till ett år innan alla analyser är klara. Skulle vi under tiden uppmärksamma något anmärkningsvärt i Dina prover, så hör vi givetvis av oss snarast. Deltagande i studien berättigar inte till någon ekonomisk ersättning.

Om Du har frågor kring undersökningen eller vill diskutera den, så är Du välkommen att kontakta någon ur projektledningen nedan.

Anders Seldén	Britt-Marie Öjstrand	Camilla Högdahl
Överläkare, docent, projektledare	Miljöchef	Forskningsassistent
Yrkes- och miljömedicinska kliniken	Miljö- och hälsoskydds-kontoret	Miljö- och hälsoskydds-kontoret
Universitetssjukhuset Örebro	Box 906	Box 906
701 85 Örebro	672 29 Årjäng	672 29 Årjäng
Tel:019-602 24 94	Tel: 0573-141 00	Tel: 0573-141 19
E-post: anders.selden@orebroll.se		

Bilaga D: Provtagningsinstruktioner, exponerade

Försändelsens innehåll:

1. Tillfrågan om deltagande i forskningsprojekt
2. Instruktioner för provtagning av vatten och urin (tungmetaller m. m.)
3. Instruktioner (gul blankett) från Gammadata för provtagning av vatten (radon)
4. Papphylsa (tub) med brun glasflaska (radon i vatten)
5. Plastflaska för tungmetaller i vatten
6. Plastflaska för urinprovtagning, en per deltagare
7. Frågeformulär om brunnen
8. Frågeformulär, ett per deltagare
9. Klisterlappar (etiketter) för identifiering av vatten- och urinproven

Kontaktpersoner:

Camilla Högdahl, forskningsassistent
Miljö- och hälsoskyddskontoret

Årjängs kommun
Tel: 0573-141 19
E-post: camilla.hogdahl@arjang.se

Bernt Bergström, laboratorieingenjör

Yrkes- och miljömedicinska kliniken

Universitetssjukhuset Örebro
701 85 Örebro
Tel: 019-602 24 32
E-post: bernt.bergstrom@orebroll.se

Var god vänd

Instruktion för vattenprovtagning

- **Planera vattenprovet till en dag tidigt i veckan** (måndag eller tisdag) för att undvika att provet blir liggande på posten över en helg.
- **Ta vatten från en kallvattenkran**, undvik ett-greppsblandare.
- Öppna kranen och spola tills vattnet uppnått jämn temperatur (några minuter) - känn efter med ett finger.
- Fyll först glasflaskan för radonanalys, se den särskilda instruktionen på den gula blanketten
- Fyll sedan en plastflaska för tungmetaller med vatten och sätt tillbaka locket
- Anteckna datum för provtagningen och märk provet. Använd den bifogade **blå** etiketten till plastflaskan.

Instruktion för urinprovtagning

- Lämna urinprovet vid dagens första toalettbesök. Kissa först en skvätt i toaletten och därefter direkt i en plastflaska (specialdiskad). Använd gärna den medsända plasthandsken vid provtagningen. Fyll om möjligt flaskan och skruva på locket ordentligt.
- Vid eventuellt spill, skölj och torka av flaskans utsida.
- Kontrollera Ditt förtryckta födelsedatum eller personnummer på den vita etiketten och skriv in provtagningsdatum. Märk urinprovet med etiketten.

Glasflaskan med vatten för radonanalys stoppas i påsen med bubbelplast och därefter4 i sin papphylsa. Hylsan och allt övrigt material (plastflaskor med vatten och urin, formulär) packas i samma kartong som de anlände med. Lämna kartongen på vårdcentralen i Töcksfors eller Årjäng eller till Miljö- och hälsoskyddskontoret i Årjäng.

Skicka/lämna proven på provtagningsdagen. **Om hjälp behövs** - kontakta i första hand forskningsassistent Camilla Högdahl.

Bilaga E: Frågeformulär om enskild brunn

Tungmetaller i dricksvatten från enskilda, djupborrade brunnar, Årjängs kommun – uppgifter om brunnen

Plats för klisterlapp

Brunnen borrades (cirka) år…… …....

Brunnens djup (cirka) i meter är…….…..

Finns radonavluftare inkopplad i vattenledningssystemet?…… ….…

Finns någon annan typ av vattenrening inkopplad i vattenledningssystemet (t ex. avhärdningsfilter eller jonbytare)?…… ……....
……
…….

Rapportör (textat namn)……..……..

Telefon dagtid……..

Tack för Din medverkan!

Anders Seldén
Överläkare, docent
Yrkes- och miljömedicinska kliniken
Universitetssjukhuset Örebro
701 85 Örebro
Tel: 019-602 24 94
E-post: anders.selden@orebroll.se

Bilaga F: Frågeformulär om vattenkonsumtion, hälsotillstånd m.m.

Frågeformulär

till undersökningen om uran och andra tungmetaller i dricksvatten från djupborrade brunnar

Undersökningen är frivillig!

Detta formulär handlar om Dig själv. Frågor om Din djupborrade brunn finns på ett separat dokument.

Ögna gärna igenom formuläret innan Du besvarar det. Försök besvara alla frågor även om Du är osäker. Vanligen är det enkla frågor med kryss i en ja- eller nej-ruta. Välj det svar som ”känns mest rätt och minst fel”. På några ställen finns öppna frågor, som vi ber Dig besvara så gott det går. Om det är någon fråga Du inte förstår eller uppfattar som oklar kan Du göra en markering och så tar vi kontakt lite senare.

Frågeformuläret är en medicinsk handling och kommer att förvaras med samma sekretess som en läkarjournal. Frågeformuläret och övriga medicinska uppgifter som inhämtats i undersökningen kommer att databearbetas i ett s k personregister. Ansvarig för innehållet i personregistret är överläkare Anders Seldén, Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset Örebro, 701 85 Örebro, telefon 019-602 24 94.

Du har rätt att begära ett utdrag på alla uppgifter om Dig själv som finns i detta register. *Inga uppgifter som Du lämnat kommer att kunna hänföras till Dig personligen i de rapporter som senare blir aktuella.* Personregistret kommer att bevaras på Universitetssjukhuset Örebro.

Riv av och spara detta papper för eventuellt framtida behov!

Uran och andra tungmetaller i dricksvatten från djupborrade brunnar

Datum:.....

Namn:.....….....

Personnummer (10 siffror):.....….....

Adress:.....……..

Fastighetsbeteckning:…….…….….…

Telefonnummer, bostad:.....arbete:.....….....

1. Frågor om Ditt boende och förbrukning av vatten m m

1.1 Sedan vilket år är Du bosatt på denna adress?…….…….

1.2 Vilken typ av hushållsvatten använder Du?

☐ Huvudsakligen enskilt vatten från djupborrad brunn
☐ Huvudsakligen kommunalt vatten (gå direkt till fråga 1.5)

1.3 Använder Du dagligen vatten från Din djupborrade brunn till matlagning?

☐ Ja
☐ Nej

1.4 Uppskattningsvis, hur mycket ***av detta vatten*** brukar Du konsumera per dygn (t ex dricksvatten, saft eller annan måltidsdryck, te/kaffe)?

☐ Mindre än 0,5 liter (en halv liter)
☐ Mellan 0,5 och 0,9 liter
☐ Mellan 1,0 och 1,4 liter
☐ Minst 1,5 liter

1.5 Uppskattningsvis, hur mycket av ***annan dryck*** brukar Du konsumera per dygn (t ex buteljerat mineralvatten eller läskedryck, färdigblandad juice, öl)?

☐ Mindre än 0,5 liter (en halv liter)
☐ Mellan 0,5 och 0,9 liter
☐ Mellan 1,0 och 1,4 liter
☐ Minst 1,5 liter

2. Frågor om Din hälsa och Dina levnadsvanor

	Senaste 12 månaderna		Tidigare	
2.1 Har Du sökt läkare för:	Ja	Nej	Ja	Nej
A. Allergiska besvär, t ex hösnuva, nässelfeber	☐	☐	☐	☐
B. Astma (kroniska luftvägsbesvär)	☐	☐	☐	☐
C. Annan lungsjukdom	☐	☐	☐	☐
D. Högt blodtryck	☐	☐	☐	☐
E. Hjärtsjukdom	☐	☐	☐	☐
F. Mag- eller tarmsjukdom	☐	☐	☐	☐
G. Gall- eller leversjukdom	☐	☐	☐	☐
H. Urinvägsinfektioner (upprepade, långdragna)	☐	☐	☐	☐
I. Annan njur- eller urinvägssjukdom	☐	☐	☐	☐
J. Diabetes (”sockersjuka”)	☐	☐	☐	☐
K. Annan sjukdom	☐	☐	☐	☐
L. Om möjligt, ange vilken/vilka sjukdom(ar)				

2.2 Tar Du regelbundet något receptbelagt läkemedel?

☐ Nej
☐ Ja→vilket/vilka läkemedel?.....

2.3 Tar Du ofta (flera gånger per vecka) receptfria värktabletter (Treo, Bamyl eller liknande; Alvedon, Panodil eller liknande; Ipren, Ibumetin eller liknande?)

☐ Nej
☐ Ja→vilket/vilka?……

2.4 Tar Du regelbundet någon form av kosttillskott, t ex vitaminer eller mineraler?

☐ Nej
☐ Ja→vilket/vilka?……

2.5 Tar Du regelbundet något hälsokostpreparat, t ex ginseng, Q 10, örtté?

☐ Nej
☐ Ja→vilket/vilka?……

2.6 Anser Du Dig vara fullt frisk?

☐ Ja
☐ Nej

2.7 Röker Du?

☐ Nej
☐ Ja, sedan år.....…….
Hur många cigaretter per dag i genomsnitt?.....……..……..
Hur många paket piptobak per vecka i genomsnitt?.....….…….

2.8 Har Du rökt tidigare?

☐ Nej
☐ Ja, jag slutade helt att röka år……..….
Innan dess rökte jag.....….cigaretter per dag sedan år..……..…
Innan dess rökte jag…....paket piptobak per vecka sedan år.…….
Innan jag slutade röka gjorde jag uppehåll i sammanlagt år

2.9 Röker någon annan person i Din närmaste omgivning (i hemmet/på arbetsplatsen)?

☐ Ja
☐ Nej

2.10 Snusar Du?

☐ Ja
☐ Nej

2.11 Hur lång är Du?.....cm

2.12 Hur mycket väger Du?.....kg

3. Frågor om Ditt arbete

3.1 Vilket är Ditt nuvarande yrke/arbete?.....….....

3.2 Hur många år har Du haft detta yrke/arbete?….…….

3.3 Ange arbetsmiljöfaktorer som Du regelbundet (ej tillfälligt) har varit eller är utsatt för:	**Utsatt för i nuvarande arbetsmiljö?**		**Utsatt för i tidigare arbetsmiljöer?**	
	Ja	Nej	Ja	Nej
A. Damm (sten, trä, textil m m)	☐	☐	☐	☐
B. Rök (svetsrök, lödrök m m)	☐	☐	☐	☐
C. Motoravgaser	☐	☐	☐	☐
D. Gaser och lösningsmedel (ammoniak, tinner, tri m m)	☐	☐	☐	☐
E. Övriga kemikalier	☐	☐	☐	☐
F. Om möjligt, ange vilka kemikalier				

4. Frågor om Din fritid

4.1 Ange fritidsintressen som Du regelbundet (ej tillfälligt) ägnar Dig åt:	Ja	Nej
A. Jakt	☐	☐
B. Fiske	☐	☐
C. Porslinsmålning	☐	☐
D. Målning med oljefärger	☐	☐
E. Svetsning	☐	☐
F. Lödning	☐	☐

Gå gärna igenom formuläret och kontrollera att Du besvarat alla frågor. Stoppa det ifyllda formuläret i returkuvertet och lämna in detta tillsammans med vatten- och urinproven.

Tack för Din medverkan!

Anders Seldén
Överläkare, docent, projektledare
Yrkes- och miljömedicinska kliniken
Universitetssjukhuset Örebro
701 85 Örebro
Telefon: 019-602 24 94
E-post: anders.selden@orebroll.se

Uran i dricksvatten från bergborrade brunnar – exponering, utsöndring och njurtoxiska effekter

Svenskt Vatten

Box 47607 117 94 Stockholm
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
E-post svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se