

## Könnun á premur vatnsveituvæðum á SV-Íslandi

Lárus Rúnar Ástvaldsson lauk B.Sc. í jarðfræði frá Háskóla Íslands árið 1984 og M.Sc. í umhverfis- og auðlindafræði frá Umhverfis- og byggingaverkfræðideild HÍ árið 2010. Hann starfaði meðal annars sem leiðbeinandi í grunn- og framhaldsskólum frá 1985–1997, við neysluvatnseftirlit hjá Umhverfiseild Varnarliðsins frá 1997–2001, Landupplýsingadeild Varnarliðsins frá 2001–2003.



Hrund Ólóf Andradóttir lauk lokaprófi í byggingaverkfræði frá Háskóla Íslands 1994. Hún stundaði framhaldsnám við Massachusetts Institute of Technology og lauk þaðan meistaraáráðu í byggingar- og umhverfisverkfræði 1997 og doktorsprófi árið 2000. Hrunn starfaði sem rekstrarráðgjafi hjá Mars & Co í New York 2001–2006 og hefur gegnt stöðu dósent í umhverfisverkfræði við Háskóla Íslands frá hausti 2006.



Tryggvi Þórðarson er cand. mag. í raunvísindum frá Óslóaháskóla 1978 og cand. real. í vatnavistfræði frá sama skóla 1983. Hann starfaði á umhverfiseild Heilbrigðiseftirlits Reykjavíkur 1983–2000, lengst af sem deildarstjóri og var framkvæmdastjóri Rannsókn- og fræðaseturs Háskóla Íslands í Hveragerði 2000–2009.



## Lykilorð

*Blyblandað tin, blymengun, eirlagnir, Keflavíkurlflugvöllur, NASKEF, neysluvatn, Varnarliðið.*

## Abstract

Lead contamination was detected in the drinking water at the NASKEF military station in Keflavik in the 90's. The problem was mediated by adding Zinkorthophosphate (ZOP) to the water. After the military station was discontinued in 2006, all treatment of the water was halted. The aim of this study was to document for the first time in the public domain, information on the drinking water lead pollution in NASKEF and assess the current risks of lead pollution in that area as well as three other communities in Southwestern Iceland. The research focused initially on identifying buildings with copper tubes soldered with leaded tin, that were the main source of the lead pollution at the military base. Water was sampled with first draw and 6HS methods and analyzed with ICP-MS at Matis ohf. All analyzed samples contained lead contamination well below MCL of the Icelandic regulation on drinking water. In Reykjanesbær and Reykjavík, all samples were below detection limits of the ICP-MS. It is suggested that the reason for the high lead contamination at the NASKEF station, may have been due to the station's requirement of treating the water with Chlorine and Fluoride, which was stopped immediately after the station was closed. Current Icelandic monitoring on drinking water safety could be improved by placing special requirements on sampling water from domestic distribution system using the sampling methods described in this article. In addition, more information sharing to the consumers is recommended.

## Inngangur

Blý er eitrad og getur valdið varanlegu heilsutjóni, sérstaklega hjá börnum (Needleman og Bellinger, 1991) og konum á barneignaldri (Hu o.fl., 2006). Blýmengun getur hamlað eðlilegum taugaþroska barna sem getur til dæmis leitt til lægri greindarvísitölu, ýmiss konar hegðunarvanda og í verstu tilvikum skaða á líffærum og jafnvel dauða (Bellinger og Bellinger, 2006). Blýmengun getur safnast fyrir í beinum, sérstaklega ef um stöðuga uppsprettu er að ræða, eins og úr neysluvatni. Verði kona þunguð losnar um blýið í beinum sem eykur hættu á varanlegu heilsutjóni á móður og fóstri (Riess og Halm, 2007). Rannsóknir hafa sýnt fram á að blýmengun ýti undir ýmis öldrunareinkenni, s.s. alzheimer og elligliöp (Wang o.fl., 2007). Skaðleg áhrif blýmengunar geta komið fram áratugum eftir inntöku þar sem helmingunartími blýs í beinum er mjög langur eða um 16 ár (Nilsson o.fl., 1991).

Blýmengun í neysluvatni er nánast eingöngu tilkomin úr vatnslögnum og lagnaefni. Ýmis algeng pípulagningaefni, s.s. tin, sem er notað til að lóða saman eirlagnir, tengihlutir (e: fittings) og blöndunartæki úr koparmelimum geta innihaldið blý, (Schock, 1990). Blý getur losnað úr lagnaefnum vegna galvanískrar tæringar á milli kopars og blýs (Subramanian o.fl., 1995) þegar vatn liggur óhreyft í lögnum, t.d. yfir nótt eða þegar fólk er að heiman. Álitð er að í 25% heimila í Evrópusambandsríkjunum séu vatnsleiðslur úr blýi og af þeim sökum séu um 120 milljónir manna í hættu á að verða fyrir blýmengun frá neysluvatni (Hayes og Skubala, 2009).

Ýmsir umhverfisþættir geta haft áhrif á líkindin á því hvort og hversu mikið blý berist úr vatnsleiðslum í neysluvatn. Lágt sýrustig eykur t.d. hættuna á útleysingu blýs (Schock, 1990). Kyrrstöðutími vatns í leiðslum og sverleiki leiðslna eru einnig þættir sem skipta máli (Nielsen o.fl., 2006).

Birtar hafa verið tvær opinberar kannanir þar sem blýmengun hefur greinst í neysluvatni hér á landi. Nýlegasta dæmið er frá Keldum þar sem hár blýstyrkur í neysluvatni var rakinn til blýs í neysluvatnslögnum (Tilraunastöð Háskóla Íslands í meinafræði að Keldum, 2007). Hitt tilvikið er frá Fáskrúðsfirði þar sem 28 µg/L af blýi greindist í vatnssýni í tengslum við rannsókn á tæringu eirlagna (Ragnheiður Inga Þórarinsdóttir o.fl., 2007). Alvarlegasta tilvikið hefur til þessa ekki fengið almenna umfjöllun. Það er frá herstöðinni á Keflavíkurlflugvelli eða Ásbrú eins og hverfið kallast í dag. Þar mældist mikill blýstyrkur í vatnssýnum sem tekin voru úr neysluvatnskrönum á árabílinu 1993–1999 eða allt þar til byrjað var að blanda Zinkorthofosfati (ZOP) í vatnið, en það kemur í veg fyrir galvaníska tæringu blýs og kopars (Schock, 1990). Hætta á galvaínskri tæringu eykst þegar vatn er mjúkt, sýrustig frekar lágt og vatnið er klórað (Subramanian o.fl., 1995) eins og gert var á herstöðinni.

Hér verður gerð grein fyrir ítarlegri rannsókn á blýmengun sem var gerð í einu íbúða-hverfi á herstöðinni árið 1999 sem nú hefur verið tekið aftur til borgaralegrar búsetu. Skýringa er leitað á því hvaða þættir stuðluðu að háum blýstyrk í neysluvatni á þessum tíma. Þá er gert stöðumat á veitusvæðum á suðvesturhorni Íslands í dag þar sem leitað er svara við eftirfarandi rannsóknaspurningum:

1. Hefur blýmengun tekið sig upp að nýju á gamla varnarsvæðinu eftir að mótvægis-aðferðum varnarliðsins var hætt?
2. Er hættu á blýmengun í neysluvatni á öðrum veitusvæðum á SV-Íslandi frá lögnum með blýblönduðu tinni?
3. Eru vísbendingar um mismikla blýmengun í neysluvatni á vatnsveitusvæðum eftir sýrustigi vatns í samræmi við rannsóknir sem sýna að meiri hættu er á blýmengun sé sýrustig lægra en pH 8 (Schock, 1990)?
4. Hvaða kröfur eru gerðar um eftirlit með blýmengun í neysluvatni hér á landi og hvernig er staðið að því eftirliti?

## Aðferðir

Leitað var eirlagna með blýblönduðu tini á eftirtöldum stöðum: Ásbrú, vegna fyrri sögu um blýmengun; Reykjanesbæ og Sandgerði, svæði með sama vatnsból og Ásbrú en þar sem herinn var ekki starfræktur; Reykjavík, stærsta bæjarfélag Íslands og jafnframt veituvæði með tiltölulega hátt sýrustig ( $\text{pH} \approx 9$ ) og loks Grundarfirði þar sem sýrustig vatns við vatnsból er frekar lágt ( $\text{pH} \approx 6,95$ ) (Orkuveita Reykjavíkur, 2010).

Átta 500 ml sýni voru tekin á hverju rannsóknarsvæði með sömu aðferð og Varnarliðið beitti, þ.e. fyrstu bunu og 6HS (e: 6 hours stagnant) aðferðum. Fyrir sýnatöku voru vatnsleiðslur skolaðar í 5–10 mínútur eða uns vatnið var orðið vel kalt. Síðan var lokað fyrir kranann og vatnið látið liggja í leiðslunum í minnst sex klukkustundir, t.d. yfir nótt. Áð loknum biðtíma var komið aftur og sýnið tekið um leið og skrúfað var frá krananum. Flest sýnin voru tekin af íbúum þeirra húsa sem voru rannsökuð samkvæmt ítarlegum leiðbeiningum. Þessar sýnatökuaðferðir voru notaðar hjá Varnarliðinu við eftirlit með blýmengun í neysluvatni og henta vel til að meta hvort vatn hafi mengast í lagnakerfum húsa (Hayes o.fl., 2009). Leiðbeiningar Matvælastofnunar (MAST) leggja hins vegar til að stærri sýni séu tekin (4 lítrar) eftir að leiðslur hafi verið skolaðar (Hollustuvernd ríkisins, 2002), er talið að sú aðferð henti betur til að meta ástand vatns í dreifikerfum vatnsveitna. Eitt skolað sýni var tekið í Reykjavík samhliða hefðbundnu fyrstu bunu sýni en eftir að vatnið hafði verið látið renna í um tíu mínútur til þess að fá samanburð úr dreifikerfi vatnsveitunnar.

Á hverju rannsóknarsvæði var stefnt að því að eitt af sýnunum átta yrði viðmiðunarsýni, þ.e. tekið á stað þar sem ekki væri notað blýblandað tin. Samanburðarsýni gátu einnig verið tekin úr lögnum sem ekki voru úr eir. Samanburðarsýnin geta bæði gefið innsýn í hversu markverður munur er á blýinnihaldi vatns úr eirlögnum með blýblönduðu tini og annarra lagna eða lagnaefna sem geta einnig innihaldið blý.

Í Ásbrú voru rannsóknarsýnin tekin í hverfi þar sem blýstyrkur mældist hárf í sérstakri rannsókn Varnarliðsins árið 1999. Utan Ásbrúar var reynt að leita uppi hús þar sem neysluvatnslagnir voru lagðar úr eir og lóðaðar saman með blýblönduðu tini, líkt og tíðkaðist á Ásbrú. Leitin fór þannig fram að haft var samband við fjölmarga pípu-lagningamenn og þeir spurðir hvort þeir gætu bent á hús þar sem eirlagnir væru notaðar. Á Grundarfirði og í Reykjanesbæ var einnig auglýst í staðarblöðum. Í Reykjavík takmarkaðist lagnaleitin við hverfi sem voru byggð á árunum 1960–1970 þegar notkun eirlagna var í tísku. Starfsmenn byggingarfulltrúa borgarinnar og Orkuveitu Reykjavíkur aðstoðuðu við leitina þar. Þegar eirlagnir fundust var tinið prófað með LeadCheck® stautum, með þeim er hægt að greina blý í föstu efni með allt niður í 0,1% blýstyrk (sjá mynd 1). Greining með LeadCheck® er ekki magnbundin, hana er því ekki hægt að nota til að segja til um hlutfall blýs í lóðmálminum.

Styrkur blýs (Pb), kopars (Cu) og járns (Fe) í vatnssýnum var greint hjá Matís ohf. í ICP–MS efnagreiningartæki.

Tölfræðileg marktæknipróf voru gerð á sýnum í húsum þar sem staðfest var að blýblandað tin væri til staðar, annaðhvort frá strokprófum eða nákvæmum leiðbeiningum frá pípu-lagningamönnum. Þar sem styrkur blýs var undir greiningarmörkum var notast við gildi sem jafngilti greiningarmörkum.



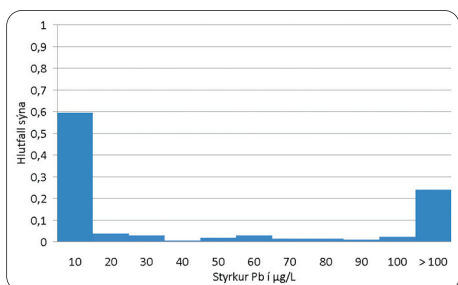
Mynd 1. Blýinnihald tins skoðað með LeadCheck® staut. Rauður litur gefur til kynna að tinið innihaldi blý. Ef ekkert blý hefur greinst í tininu, hefur hárin á stautnum verið gulleit, líkt og dropinn á blaðinu.

## Blýmengun í neysluvatni á herstöðinni á Keflavíkurflugvelli

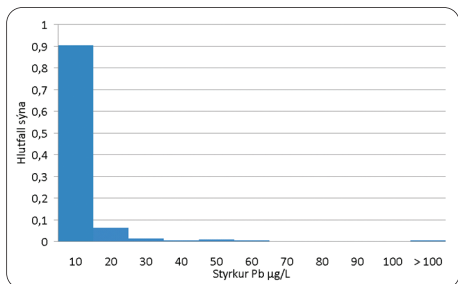
Í þessum kafla er gerð grein fyrir mælingum á blýmengun í áður nefndu íbúðarhverfi á herstöðinni á Keflavíkurflugvelli og þær settar í samhengi við núgildandi íslenskar reglur um neysluvatn. Þessar upplýsingar eru byggðar á gögnum úr gagnagrunni Umhverfiseildar Varnarliðsins sem fyrsti greinarhöfundur hannaði. Á Keflavíkurflugvelli tíðkaðist að leggja neysluvatnslagnir í húsum úr eir. Fram undir 1990 voru þessar lagnir lóðaðar saman með tini sem innihélt 50% blý eða svokölluðu 50–50 tini, en þá var notkun þess bönnuð samkvæmt tilmælum frá yfirstjórn herstöðvarinnar, í takt við breytingar á Safe Drinking Water Act (SWDA) frá 1988 (Eysteinn Haraldsson, 2010. Munnleg heimild).

Bandarískar herstöðvar, þar með talin herstöðin á Keflavíkurflugvelli, fylgja Overseas Environmental Baseline Guidance Document (OEBGD) sem styðjast meðal annars við SDWA og Lead and Copper Rule (LCR). Á grundvelli þessara leiðbeininga var neysluvatnið á Keflavíkurflugvelli sóttvarið með klór. Jafnframt var flúor bætt í vatnið vegna tannverndarsjónarmiða (Naval Air Station Keflavik Iceland, 1998). Miðað var við að halda styrk frís klórs við minnst 0,2 mg/L í öllu kerfinu (Gottskálk Friðgeirsson, 2010. Munnleg heimild). Styrk flúors í dreifikerfinu var haldið í kringum 0,7 mg/L (Ragnar Darri Hall, 2010. Munnleg heimild).

Mælingar á blýstyrk á herstöðinni á Keflavíkurflugvelli hófust árið 1993 og leiddu í ljós að vatnið var blýmengað (Gottskálk Friðgeirsson, 2010. Munnleg heimild). Þá var gripið til mótvægisáðgerða. Fyrst var skipt um sóttvarnarefni, úr klórgasi yfir í kalsíum hýpóklórít og natríum flúorít notað sem flúorgjafi í stað hexaflúorkísílsýru ( $H_2SiF_6$ ) (Gottskálk Friðgeirsson, 2010. Munnleg heimild). Frá árinu 1996 var matarsóða bætt í vatnið (Gottskálk Friðgeirsson, 2010. Munnleg heimild) til að hækka sýrustigi þess, en rannsóknir hafa sýnt að hætta á útleysingu blýs minnkar verulega með sýrustigi herra en pH 8 (Schock, 1990). Þrátt fyrir þessar mótvægisáðgerðir hélt blýstyrkur í neysluvatninu áfram að mælast há.



Mynd 2: Dreifing blýstyrks í 243 sýnum tekin í íbúðum við Skógarbraut í janúar og mars 1999.



Mynd 3: Dreifing blýstyrks í 225 sýnum tekin í íbúðum við Skógarbraut í júní 1999, eftir íblöndun ZOP.

Mynd 2 gefur dæmi um dreifingu blýstyrks í vatnssýnum frá hverfinu Skógarbraut í Ásbrú snemma árs 1999. Stöplaritíð sýnir að einungis 60% sýna voru með blýstyrk innan núgildandi heilsuverndarmarka, skilgreind sem 10 µg/L í reglugerð um neysluvatn nr. 536/2001. Mikil dreifing var á blýstyrk og sérstaka athygli vakti að rúmlega 20% sýna voru með blýstyrk yfir 100 µg/L, sem er tífalt herra en núgildandi heilsuverndarmörk. Í kjölfar þessara niðurstaða var bannað að nota vatnið til drykkjar og matreiðslu um nokkurra vikna skeið og átappað vatn var flutt frá Reykjavík og afhent íbúum hverfisins á meðan unnið var að úrbótum.

Mynd 3 sýnir dreifingu á blýstyrk sýna tekin í júní 1999 eftir ZOP íblöndun. Myndin sýnir að 90% sýna mældust með blýinnihald innan heilsuverndarmarka, í stað þeirra 60% sem mældust nokkrum mánuðum áður (sjá mynd 2). Dreifingin á blýstyrk var mun minni og aðeins eitt útgildi (>100 µg/L) mældist. Þessi niðurstaða taldist viðunandi að mati Varnarliðsins og neysla vatns í hverfinu var heimiluð á ný.

Eftir að herstöðin var lögð niður haustið 2006 var íblöndun klórs og flúors hætt strax en íblöndun ZOP var hætt um hálfu ári síðar (Ragnar Darri Hall, (2009). Munnleg heimild).

## Niðurstöður og umfjöllun á blýinnihaldi drykkjarvatns 2009

Samantekt á efnagreiningum 32 vatnssýna tekin árið 2009 eru sýnd í töflu 1. Erfiðlega gekk að finna sýnatökustaði með eirlögnum lóðuðum með blýblönduðu tini. Þar sem lagnir eru oft múraðar í vegg, var jafnframt erfitt að staðfesta hvort þær innihéldu blýblandað tin. Þessi vandi sést í töflu 1 á fjölda samanburðarsýna (merktum með S) og vafasýna (merktum með V). Upphaflega var gert ráð fyrir einu samanburðarsýni á hverju athugunarsvæði, en einungis náðist að uppfylla það skilyrði í Ásbrú. Þessi rannsókn gefur þannig til kynna að í dag sé útbreiðsla blýblandaðs tins í eirlögnum óalgeng utan Keflavíkurflugvallar.

Niðurstöður efnagreininga í rannsókninni eru sýndar í töflu 1. Þar sést að blýstyrkur var vel innan við íslensku heilsuverndarmörkin, þ.e. 10 µg/L, í öllum greindum sýnum í þessari rannsókn. Niðurstöður efnagreininga gefa því til kynna að á þeim svæðum sem rannsóknin náði til virðist hætta á blýmengun frá eirlögnum vera lítil jafnvel þótt þær séu lóðaðar með blýblönduðu tini. Eins og áður hefur komið fram virðist útbreiðsla slíkra lagna takmörkuð utan Ásbrúar.

Hæsti mældur blýstyrkur var 4,8 µg/L í sýni 07 úr Grunnskóla Sandgerðis sem var samanburðarsýni, þar sem ekki greindist blý í lóðningunum. Þetta gefur til kynna að uppspretta blýsins hafi verið úr blöndunartæki og/eda tengibúnaði úr koparmelmi sem inniheldur blý. Enginn markverður munur var á blýinnihaldi samanburðar- og rannsóknasýna á hinum þremur athugunarsvæðunum. Því gefa þessar rannsóknir til kynna að núverandi hætta á blýmengun á þessum rannsóknarsvæðum sé ekki einskorðuð við blýblandað tin, heldur eigi rætur að rekja til ýmissa tengihluta, loka og blöndunartækja úr koparmelum sem geta innihaldið blý. Slíkur búnaður getur leynst á ýmsum stöðum í lagnakerfum innanhúss, óháð aldri og/eda staðsetningu húsa. Það kann því að vera erfitt að spá fyrirfram um það hvar blý gæti leynst í íslenskum lagnakerfum og þar með hvar hætta sé á blýmengun. Sýnatöku væri kannski best háttáð á handahófskenndan hátt, með áherslu á heimili, skóla og fjölmenna vinnustaði þar sem fólk í mesta áhættuhópi gagnvart blýmengun, konur á barneignaldri og börn, dvelst eða starfar.

Öll sýni frá Reykjavík og Reykjanesbæ (sýni 01–06) voru með blýstyrk undir greiningarmörkum sem voru 0,05 µg/L fyrir öll svæði nema í Reykjavík þar sem greiningarmörkin voru 0,3 µg/L. Mismunandi greiningarmörk eru vegna árangurs af vinnu með staðla á rannsóknarstofunni. Öll sýni frá Ásbrú og Grundarfirði greindust með vott af blýi hvort sem um var að ræða rannsóknar- eða samanburðarsýni og bæði sýnin frá Sandgerði (sýni 07 og 08) sem voru bæði tekin sem samanburðarsýni. Þessi munur á blýinnihaldi milli athugunarsvæða gefur til kynna að eðlis- og efnafræðilegir eiginleikar neysluvatns, sem eru mismunandi eftir svæðum, geti átt stóran þátt í því að ákvarða blýinnihald í drykkjarvatni. Þetta verður skoðað nánar í fylgjandi undirköflum.

Tafla 1. Samantekt á efnagreiningum í neysluvatni í húsum í fjórum byggðarlögum árið 2009

	Ásbrú				Reykjanesbær og Sandgerði				Reykjavík				Grundarfirjörður			
	Pb	Fe	Cu	Ath	Pb	Fe	Cu	Ath	Pb	Fe	Cu	Ath	Pb	Fe	Cu	Ath
Sýni-01	0,76	40,9	2,0	S	< 0,05	159,5	9,9		< 0,30	73,8	1,6	S	2,01	55,7	115,0	
Sýni-02	0,43	34,5	21,8		< 0,05	101,5	3,8		< 0,30	78,7	82,1		1,06	34,7	1438,1	P
Sýni-03	2,82	38,1	16,5		< 0,05	101,4	83,8		< 0,30	88,0	104,3		1,62	35,5	762,5	
Sýni-04	0,51	35,0	41,7		< 0,05	625,3	< 0,03		< 0,30	91,5	418,3		1,00	32,8	619,0	P
Sýni-05	4,22	41,9	25,2		< 0,05	100,5	10,6		< 0,30	92,3	109,8		3,73	51,2	1046,4	
Sýni-06	0,33	198,2	30,2		< 0,05	88,0	36,6	S	< 0,30	122,5	6,8	V	2,18	32,3	749,7	
Sýni-07	1,07	35,0	42,3		4,81	89,7	33,8	S	< 0,30	69,7	4,0	V	1,74	31,8	730,3	S
Sýni-08	2,55	34,7	53,8		0,10	89,6	27,9	S	< 0,30	74,2	4,8	V	1,17	32,9	1112,2	S
Meðaltal	1,70	59,6	33,1		0,05	169,42	25,80		0,30	86,32	178,6		1,92	35,9	922,6	
Staðalfrávik	1,51	61,2	13,3		0,00	185,65	27,20		0,00	16,95	160,3		1,12	6,9	289,1	

S: Samanburðarsýni þar sem ekki var notað blýblandað tin.

V: Vafi lék á því hvort neysluvatnslagnir væru úr eir og/eda hvort þær væru lóðar með blýblönduðu tini, upplýsingar um lagnir byggðar á frásögn íbúa og upplýsingum frá byggingafulltrúa í Reykjavík.

P: Upplýsingar um lagnagerð og tegund tins fengnar frá pípuþingameistarara sem vann verkið.

F: Skolað sýni – tekið samhliða hefðbundnu fyrstu bunu sýni.

## Áhrif íblöndunar ZOP, klórs og flúors

Tafla 2 ber saman mælingar á blýstyrk frá sömu sýnatökustöðum í Ásbrú á tveimur mismunandi tímupunktum þegar ZOP var ekki blandað í vatnið: Annars vegar í janúar og mars 1999 meðan varnarliðið klór- og flúorbætti neysluvatnið og hins vegar í maí 2009 eftir að varnarliðið var farið og engin efnaíblöndun átti sér stað. Ljóst er af töflu 2 að blýstyrkurinn árið 2009 var aðeins einn hundraðasti til einn þúsundasti af styrknum í byrjun árs 1999 þegar neysluvatnið var sóttþreinsað og flúorbætt.

Tafla 2 Samanburður á blýinnihaldi einstakra sýna á Ásbrú frá 1999 og 2009

Sýnatökustaður	Sýnanúmer 2009	Niðurstöður	
		1999 <sup>1</sup> (µg/L)	2009 (µg/L)
Skógarbraut 1108-1-1A	Sýni-04	56	0,51
Skógarbraut 1107-2-1A	Sýni-06	24	0,33
Skógarbraut 1104-1-1A	Sýni-07	311	1,07
Skógarbraut 1114-2	Sýni-08	8.256	2,55
Skógarbraut 1110-1L	LeadCheck® Aqua <sup>2)</sup>	5.466	< 15

1) Mælingar í janúar og mars 1999 fyrir íblöndun ZOP fengnar úr gagnagrunni Umhverfisdéildar Varnarliðsins.

2) Sýni mæld með LeadCheck® Aqua skyndiprófi, greiningarmörk LeadCheck® Aqua eru 15 µg/L.

Þessi lági blýstyrkur árið 2009 gefur til kynna að óhætt hafi verið að stöðva íblöndun ZOP í veitukerfi Ásbrúar eftir lokun herstöðvarinnar. Þá vakna upp spurningar um hvers vegna mældist svo mikið blý í vatninu á herstöðinni fyrir íblöndun ZOP árið 1999. Ekki verður komist hjá því að horfa til hugsanlegra áhrifa íblöndunar klórs og/eða flúors á blýmengun. Klór er sterkur oxari sem getur aukið tæringarmátt vatns, t.d. með því að lækka sýrustig þess (Abigail o.fl., 2000). Einnig eykur klór leiðni vatns sem ýtir undir galvaníska tæringu í vatni (Subramanian o.fl., 1995). Flúor gæti haft óbein áhrif á tæringu blýs úr vatnslögnum með því að „stela“ áli úr upplausn. Ál leikur lykilhlutverk í myndun ýmissa útfellinga með efnum sem eru í vatninu, en ef það binst flúor nýtist álið ekki til að mynda þessar útfellingar (Bergur Sigfússon, 2010. Munnleg heimild). Þessar útfellingar sem álið myndar, fái það tækifæri til þess, geta hugsanlega myndað varnarhimnu innan á rörin sem hindra að blý í leiðslum komist í snertingu við vatnið.

## Áhrif sýrustigs vatns

Eins og áður hefur komið fram var sýrustig drykkjarvatns í Reykjavík hæst á meðal þeirra veita sem voru rannsakaðar í þessu verkefni en lægst á Grundarfirði. Í töflu 1 sést að blýstyrkur í Reykjavík var allstaðar undir greiningarmörkum (0,3 µg/L). Meðalblýstyrkur sex sýna með blýlóðað tin í Grundarfirði var hins vegar 1,9 µg/L. Samkvæmt tvíhliða t-prófi fyrir ólík fervik er marktækur munur á meðalstyrk blýs í samsvarandi sýnum (lagnir með blýlóðað tin) frá Reykjavík og Grundarfirði ( $p = 0,01$ ). Því er ekki hægt að útiloka að mismunandi sýrustig vatns á þessum tveimur stöðum eigi þátt í muninum á blýstyrki. Þetta er í samræmi við erlendar rannsóknir sem segja að lágt sýrustig eykur hættu á blýmengun í neysluvatni (Schock, 1990). Hafa skal í huga að marktækniþrófið er byggt á takmörkuðum gögnum og þættir aðrir en sýrustig geta jafnframt haft áhrif á blýstyrk í neysluvatni á Íslandi.

## Áhrif járns

Það vakti athygli að blý skyldi ekki mælast í sýnum frá Reykjanesbæ þótt það mældist í öllum sýnum frá Ásbrú og báðum sýnunum frá Sandgerði en þessi bæjarfélög eru öll með sama vatnsból (sjá töflu 1). Á Ásbrú mældist jafnvel blý í sýni 01 sem var tekið í Leifsstöð úr rústfrírri lögn. Sé járnstyrkur vatnsins skoðaður í töflu 1 sést að hann var mun meiri í sýnum frá Reykjanesbæ (100–625 µg/L) en sýnum frá Ásbrú (yfirleitt < 45 µg/L). Hugsanlegt er að járn sem tærist úr vatnslögnum í dreifikerfinu og fellur út aftur geti átt

þátt í því að blý mælist ekki í sýnum frá þessum stöðum, t.d. vegna aðsogs blýjóna á föst tví- og þriggild járn sambönd sem gæti þó losnað upp og borist aftur í neysluvatnið með járnögnunum komist hreyfing á þær (HDR Engineering, 2009).

### Um íslenskt neysluvatnseftirlit

Reglugerð um neysluvatn nr. 536/2001 með áorðnum breytingum kveður á um að Matvælastofnun (MAST) hafi yfirumsjón með eftirliti með neysluvatni hér á landi. Framkvæmdin er aftur á móti í höndum heilbrigðiseftirlita sveitarfélaga. Ekki er gerð sérstök krafa um eftirlit með blýi í neysluvatni umfram önnur efni sem eru rannsökuð. Slíka kröfu er þó að finna í tilskipun Evrópuráðsins um gæði neysluvatns númer 98/83/EB (Stjórnartíðindi EB, 1998) sem Ísland hefur innleitt að hluta.

Núgildandi reglugerð nr. 536/2001 um neysluvatn er veikari en tilskipun ráðsins (98/83/EB) bæði varðandi sýnatökutíðni og sýnatökustaði fyrir eftirlit á blýmengun. Í B-hluta I. vindauga Evróputilskipunarinnar tilgreinir 3. athugasemd fyrir blý: „Gildið [10 µg/L] er fyrir sýni neysluvatns úr krana sem er tekið með viðeigandi sýnatökuaðferð og með þeim hætti að það sé dæmigert fyrir **vikulegt** meðalgildi þess vatns sem neytendur innbyrða“ (Stjórnartíðindi EB, 1998). Að mati höfunda gera þessi tilmæli ráð fyrir reglulegum sýnatökum vegna blýmengunar. Í íslensku reglugerðinni fellur eftirlit með blýmengun hins vegar undir almenna heildarefnagreiningu á neysluvatni sem framkvæma skal árlega. Tilmæli Evrópusambandsins að ofan tilgreina jafnframt að sýnatökuaðferð miði að því að meta gæði þess vatns sem berst neytendum. Íslenska reglugerðin mælist til að vatni sé safnað með skoluðum sýnum úr dreifikerfinu en ætla má að vatnið taki breytingum þegar það streymir eða stendur kyrrt í völuarhúsi misgamalla lagna. Í þessari rannsókn var sýni 04 frá Ljósheimum í Reykjavík (sjá töflu 1) tekið eftir að lögnin hafði verið skoluð í að minnsta kosti 10 mínútur og ætti því að gefa mynd af efnasamsetningu vatns í dreifikerfi þess hverfis áður en það kom inn fyrir stofnloka hússins. Efnastyrkur járn var 92 µg/L og kopars 104 µg/ sem hvort tveggja eru margfalt hærri gildi en mælgildi frá stofnlögn við Kringlumýrarbraut árið 2009, þar sem járn var undir greiningarmörkum (0,4 µg/L) og sömuleiðis kopar (0,21 µg/L) (Orkuveita Reykjavíkur, 2010). Vatn sem kemur inn fyrir stofnlökann í Ljósheimum hefur líklega tekið talsverðum breytingum eftir að hafa streymt um veitukerfi borgarinnar frá Kringlumýrarbraut að Ljósheimum. Því til viðbótar koma breytingar sem verða í heimæð og leiðslum hússins. Til að eftirlit með neysluvatni gefi raunsanna mynd af ástandi þess vatns sem afhent er til neytenda þurfa heilbrigðisnefndir að útvíkka eftirlit sitt þannig að auk eftirlits með stofnlögnum, þar sem vatnið er ferskt, komi einnig eftirlit með útlögnum í dreifikerfinu. Það er t.d. gert með því að beita fyrstu bunu aðferð eða 6HS aðferð, eins og gert var í þessari rannsókn (Hayes o.fl., 2009).

Mikill munur er á kröfum um eftirlit með blýmengun í neysluvatni í Bandaríkjunum annars vegar og Íslandi og Evrópu hins vegar, bæði hvað varðar nákvæmni leiðbeininga við sýnatökur og kröfur um fjölda og tíðni sýna. Samkvæmt bandarísku „Lead and Copper Rule“ þyrfti til að mynda að taka 100 fyrstu bunu sýni tvisvar á ári í Reykjavík úr neyslukrönum þar sem aðeins væri mældur styrkur blýs og kopars (US EPA, 2004) en samkvæmt íslensku reglugerðinni þarf að taka fimm skoluð sýni fyrir heildarefnagreiningu einu sinni á ári á sýnatökustöðum sem vatnsveitan bendir á.

Að lokum, í reglugerð nr. 536/2001 um neysluvatn, segir í 16. grein að heilbrigðiseftirlit eigi að skila árlega skýrslu til MAST um niðurstöður úr sýnatökum úr neysluvatni. MAST á síðan að birta árlega skýrslu um ástand neysluvatns og koma þeim upplýsingum á framfæri við neytendur. Hvorki í ársskýrslum né heimasíðu MAST er að finna samantekt á mælingum á gæðum neysluvatns á landinu. Einu upplýsingarnar sem stofnunin birtir eru um fjölda starfandi vatnsveitna á landinu frá ári til árs. Ekkert heilbrigðiseftirlitanna á svæðunum sem rannsökuð voru í þessari rannsókn birtir upplýsingar um gæði neysluvatns á heimasíðum sínum. Orkuveita Reykjavíkur birtir aftur á móti í árlegri

umhverfisskýrslu sinni niðurstöður efnamælinga á vatni á veitusvæðum sínum. Orkuveitan er hins vegar ekki opinber eftirlitsaðili heldur söluaðili. Auk þess eru þeirra mælingar úr sýnum sem aðeins eru tekin við vatnsból eða í meginstofnaðum veitnanna.

## Lokaorð

Blýmengun getur valdið varanlegu heilsutjóni, sérstaklega hjá börnum. Blýmengun í drykkjarvatni á rætur sínar að rekja til þeirra efna sem notuð eru í neysluvatnslagnakerfum. Þessi rannsókn greinir frá og leitar orsaka blýmengunar sem kom upp í neysluvatni á herstöðinni á Keflavíkurflugvelli eða Ásbrú, eins og svæðið er kallað í dag, og kannar hvort hættu sé á blýmengun í bæjarfélögum á suðvesturhorni Íslands. Gerð var ítarleg leit að húsum með eirlögnum sem settar voru saman með blýblönduðu tinni. Slíkar lagnir ollu blýmenguninni á herstöðinni á Keflavíkurflugvelli á sínum tíma. Sýni voru tekin úr vatni sem hafði legið a.m.k. sex klukkustundir í húsalögnum með fyrstu bunu aðferð. Helstu niðurstöður rannsóknarinnar eru þær að útbreiðsla lagna með blýblönduðu tinni virðist vera óalgeng utan Ásbrúar. Þrjátíu og tvö vatnssýni greind í fjórum mismunandi bæjarfélögum árið 2009 sýndu að blýinnihald var í öllum tilfellum vel undir heilsuverndarmörkum. Lágt blýinnihald vatns virðist að miklu leyti ráðast af flóknu samspili eðlis- og efnafræðilegra eiginleika drykkjarvatns á gosbeltinu suðvestanlands, samspili sem þarfnast frekari rannsókna. Niðurstöðurnar benda til þess að íblöndun klórs og/eða flúors geti aukið blýmengun í neysluvatni þar sem lagnir og eiginleikar vatnsins eru svipaðir og á Ásbrú. Mikilvægt er að hafa þessa hættu í huga komi einhvern tíma til þess að sóttverja eða flúorbæta íslenskt vatn með svipaða efna- og eðlisfræðilega eiginleika og vatnið í Ásbrú. Rannsóknin styður erlendar rannsóknir um að lágt sýrustig í vatnsveitum geti aukið líkur á blýmengun. Ekki var hægt að sýna fram á að notkun blýblandaðs tins hafi aukið hættu á blýmengun í neysluvatni umfram önnur pípu-lagningarefni sem innihalda blý á þeim rannsóknarsvæðum sem voru rannsökuð í þessu verkefni. Íslenska reglugerðin um neysluvatn er veikari en samsvarandi reglugerðir í Evrópusambandinu og Bandaríkjunum hvað varðar eftirlit á blýmengun. Á Íslandi er blý hluti af almennu eftirliti þar sem sýni eru tekin eftir að vatn hefur verið látið renna. Í Bandaríkjunum er hins vegar gerð krafa um séreftirlit með blýi og sýnatöku-aðferðin tekur sérstaklega mið af því að safna fyrstu bunu, þ.e. því vatni sem legið hefur lengi í heimaæðum húsa og hefur þar með haft mestan tíma til þess að leysa upp blý. Jafnframt er upplýsingagjöf til íslenskra neytenda um ástand vatnsins ábótavant. Þar sem blý virðist geta mengað vatn í ýmsum algengum lagnagerðum mætti forvarnarstarf miða að því að upplýsa almenning, sérstaklega börn, um mikilvægi þess að drekka ekki fyrstu bunu á morgnana. Þar með væru minni líkur á að mengun frá pípu-lagningaefnum innan-húss berist til neytenda, óháð aldri eða staðsetningu húsa.

## Þakkir

Rannsóknin var styrkt af Umhverfis- og orkurannsóknasjóði Orkuveitu Reykjavíkur. Að auki fékkst styrkur frá samfélagssjóði Alcan (Rio Tinto Alcan) í Straumsvík. Matis er þakkað fyrir samstarf í efnagreiningum. Fjölmargir einstaklingar veittu ómetanlega aðstoð og innlegg í rannsóknina. Sérstaklega skal þakka eftirtöldum aðilum sem vitnað er í vegna munnlegra heimilda: Bergi J. Sigfússyni, doktori í jarðefnafræði; Eysteini Haraldssyni, bæjarverkfræðingi í Garðabæ, og fyrrverandi deildarverkfræðingi jarðvinnudeildar ÍAV við byggingu Skógarbrautar 1101–1114; Gottskálf Friðgeirssyni, fyrrverandi sviðsstjóra eiturefnasviðs hjá herstöðinni; Ragnari Darra Hall, fyrrverandi neysluvatnseftirlitsmanni hjá Umhverfiseild Varnarliðsins (frá 2001) og síðar vatnsveitustjóra Varnarliðsins þar til herstöðin var lögð niður.



Judy A. Conlow, Navy Region Europe, Africa, Southwest Asia Office of the General Counsel er þakkað fyrir að veita leyfi til umfjöllunar um blýmengun í neysluvatni á herstöðinni á Keflavíkurlflugvelli og úrskurða að slík umfjöllun bryti ekki í bága við ákvæði um þagnarskyldu fyrrverandi starfsmanna Varnarliðsins.

#### Heimildir

- [1] Abigail F. Cantor, P. E., Jae K. Park, P. D. og Vaiyavatjamai, P. (2000). *The Effect of Chlorine on Corrosion in Drinking Water System*.
- [2] Bellinger, D. C., og Bellinger, A. M. (2006). *Childhood lead poisoning: the torturous path from science to policy*. The Journal of Clinical Investigation, 116(4), 853–857.
- [3] Hayes, C. R. og Skubala, N. D. (2009). *Is there still a problem with lead in drinking water in the European Union?* Journal of Water and Health, 7(4), 569–580.
- [4] Hayes, C. R., Aergeerts, R., Barrott, L., Becker, A., Benoliel, M. J., Croll, D. B. o.fl. (2009). *Best Practice Guide on Plumbosolvency Control* (Nr. Draft for Consultation): International Water Association. Sótt 10/2/2010 af [http://www.meteau.org/publications/BPG\\_PC\\_Draft.pdf](http://www.meteau.org/publications/BPG_PC_Draft.pdf).
- [5] HDR Engineering. (2009). *An Analysis of the Correlation between Lead Released from Galvanized Iron Pipework and the Contents of Lead in Drinking Water*. Sótt 19. september 2010 af <http://www.dwater.com/news/listings/documents/2009-09-11%20Final%20Project%20Report.pdf>.
- [6] Hollustuvernd ríkisins. (2002). *Vinnuhandbók fyrir örverurannsóknir á matvælum og neysluvatni* (1 útgáfa): Hollustuvernd ríkisins.
- [7] Hu, H., Tellez-Rojo, M. M., Bellinger, D., Smith, D., Ettinger, A. S., Lamadrid-Figueroa, H. o.fl. (2006). *Fetal lead exposure at each stage of pregnancy as a predictor of infant mental development*. Environmental Health Perspectives, 114(11), 1730–1735.
- [8] Naval Air Station Keflavik Iceland. (1998). *Management Action Plan*. Norfolk: Naval Facilities Engineering Command Atlantic Division.
- [9] Needleman, H. L. og Bellinger, D. (1991). *The Health-Effects Of Low-Level Exposure To Lead*. Annual Review of Public Health, 12, 111–140.
- [10] Nielsen, K., Andersen, A. og Fontenay, F. (2006). *Metalafráfarir til drikkevand. Rigs-tests af materialer til husinstallationer. Forlænget eksponering af emner i Lysholt Vandværk*: FORCE Technology. Sótt 23/2/2010 af <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2006/87-7052-124-7/pdf/87-7052-125-5.pdf>.
- [11] Nilsson, U., Attwell, R., Christoffersson, J.-O., Schültz, A., Ahlgren, L., Skerfving, S. o.fl. (1991). *Kinetics of Lead in Bone and Blood after End of Occupational Exposure*. Pharmacology 6 Toxicology, 69, 477–484.
- [12] Orkuveita Reykjavíkur. (2010). *Umhverfisskýrsla Orkuveitu Reykjavíkur 2009*. Reykjavík: Orkuveita Reykjavíkur.
- [13] Ragnheiður Inga Þórarinsdóttir, Pétur Sigurðsson og Jón Sigurjónsson. (2007). *Tæring eirlagna í köldum neysluvatnskerfum* (Rannsóknarskýrsla Nr. 07-06). Reykjavík: Rannsóknarstofnun byggingariðnaðarins.
- [14] Reglugerð um neysluvatn nr.536/2001 með áorðnum breytingum nr. 145/2008. Uppfært til 1. september 2010. Sótt 3. september 2010 á <http://reglugerð.is>.
- [15] Riess, M. L. og Halm, J. K. (2007). *Lead Poisoning in an Adult: Lead Mobilization by Pregnancy?* JGIM: Journal of General Internal Medicine, 22(8), 1212–1215.
- [16] Schock, M. R. (1990). *Causes of Temporal Variability of Lead in Domestic Plumbing Systems*. Environmental Monitoring and Assessment, 15(1), 59–82.
- [17] Stjórnartíðindi EB. (1998). Tilskipun ráðsins 98/83/EB um gæði neysluvatns. In EB (Ed.), 98/83/EB (Vol. 98/83/EB). Stjórnartíðindi EB.
- [18] Subramanian, K. S., Sastri, V. S., Elboudjaini, M., Connor, J. W. og Davey, A. B. C. (1995). *Water Contamination – Impact of Tin-Lead Solder*. Water Research, 29(8), 1827–1836.
- [19] Tilraunastöð Háskóla Íslands í meinafræði að Keldum. (2007). *Blýmengun mælist í drykkjarvatni Keldna*. Sótt 23. nóvember 2008 af [http://www.keldur.is/page/keldur\\_tilraunastod](http://www.keldur.is/page/keldur_tilraunastod).
- [20] US EPA. (2004). *Lead and Copper Rule: A Quick Reference Guide*. Sótt 7. ágúst 2010 af [http://www.epa.gov/safewater/lcmmr/pdfs/qrq\\_lcmr\\_2004.pdf](http://www.epa.gov/safewater/lcmmr/pdfs/qrq_lcmr_2004.pdf).
- [21] Wang, F. T., Hu, H., Schwartz, J., Weuve, J., Spiro, A. S., Sparrow, D. o.fl. (2007). *Modifying effects of the HFE polymorphisms on the association between lead burden and cognitive decline*. Environmental Health Perspectives, 115(8), 1210–1215.