



Umhverfissvið Reykjavíkurborgar

Mengunarflokkun á Rauðavatni og Reynisvatni

Janúar 2008



Háskólaárið í Hveragerði

Háskólasetrið í Hveragerði.
 Reykjum, Pósthólf 122, 810 Hveragerði
 Sími 433 5326
 Fax: 433 5309
 Netfang: setrid@nedrias.is
 Veffang: www.nedrias.is

Framkvæmdaraðili Umhverfissvið Reykjavíkur	Fulltrúi Svava Svanborg Steinarsdóttir	Tölvupóstfang svava.s.steinarsdottir@reykjavik.is
Verktaki Háskólasetrið í Hveragerði	Fulltrúi Tryggvi Þórðarson	Tölvupóstfang tryggvi@nedrias.is
Útgefandi Háskólasetrið í Hveragerði	Fjármögnun Umhverfissvið Reykjavíkurborgar	Skýrslan tekur til Rauðavatns og Reynisvatns
Höfundur Tryggvi Þórðarson	Ár 2006	Blaðsíðufjöldi 57
Íslenskur titill Mengunarflokkun á Rauðavatni og Reynisvatni.		Enskur titill Water quality of lake Rauðavatn and lake Reynisvatn.

Úrdráttur

Gerð var úttekt á mengunarstöðu Rauðavatns og Reynisvatns og þau flokkuð m.t.t. ákvæða í reglugerð nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns. Yfirlit um flokkunina er gefið á næstu síðum.

Vötnin eru bæði í jaðri byggðarinnar austast í borginni. **Rauðavatn** er um 0,37 km² að flatarmáli og með 3,3 km² vatnasvið. **Reynisvatn** er talsvert minna eða 0,08 km², með vatnasvið sem er 1,7 km². Auk þess að vera lítil, eru vötnin einnig mjög grunn (0,8 – 1,5 m) og án sýnilegs afrennslis. Í þeim báðum eru þó líklega talsverð en óþekkt vatnsskipti við grunnvatnið. Yfirborð þeirra beggja lækkar talsvert yfir sumartímann en nær aftur fullri hæð er líður á haustið. Af þeirri ástæðu er flatarmál þeirra er breytilegt vegna grynninga sem koma upp úr þegar lækkar í vatninu. Síkjamari (*Myriophyllum alterniflorum*) var ríkjandi í báðum vötnunum og myndaði þéttar breiður, sérstaklega í Rauðavatni. Mælingarnar sem gerðar voru benda yfirleitt til að eiginleikar vatnanna séu mjög svipaðir. Leiðni var þó undantekning því hún var um helmingi meiri í Rauðavatni, væntanlega vegna götusöltunar. Sameiginlegt þeim báðum er hár meðalstyrkur köfnunarefnis (t-N), ammóníaks (N-H₄) og lífræns kolefnis (TOC). Meðalstyrkur blaðgrænu α (6,0 $\mu\text{g/l}$ og 7,8 $\mu\text{g/l}$) var meiri en búast má við af svifþörungum í suvrunnu vatni og stafar því sennilega aðallega af áhrifum frá upphvirfluðum ásætu- og botnþörungum.

Súrefnismettun beggja vatna mældist yfirleitt um og yfir 100% en lækkaði í 94 - 95% í ágúst og september.

Misvísandi vísendingar eru um næringarástand beggja vatna, sbr. forsendur *reglugerðar nr. 796/1999 um varnir gegn menguna vatns* fyrir næringarástandi. Mengunarálag er metið meira á Rauðavatn en Reynisvatn (Svava S. Steinarsdóttir 2007). Náttúruleg gildi fyrir Reynisvatn voru því ákvörðuð lítið eitt hærri en fyrir Reynisvatn.

Mengunarflokkun varð sú sama í báðum vötnum, flokkur A (ósnortið vatn) fyrir aðra flokkunarþætti en ammóníak og lífrænt kolefni sem gáfu flokkunina B (lítið snortið vatn).

Summary

A survey of the water quality of Lake Raudavatn and Lake Reynisvatn is presented. The lakes were also categorized according to provisions in the regulation on the prevention of water pollution. An overview (in Icelandic) of the classification is presented on the next pages.

Both lakes are located in the outskirts of the urban area of Reykjavik. **Lake Raudavatn** is approx. 0,37 km² with a watershed of 3,3 km². **Lake Reynisvatn** is considerably smaller with an area of 0,08 km² and a watershed of 1,7 km². Both lakes are small and very shallow (0,8 – 1,5 m) and without surface outfall. However the lakes apparently both have considerable but unknown exchange of water with groundwater. The surfaces of both lakes fall in the summertime but reach previous levels in the fall. Their surface areas are therefore variable owing to shallows that emerge in summer, especially in Lake Raudavatn. During summer there are dense stands of alternate-flowered water milfoil (*Myriophyllum alterniflorum*) in both lakes, especially Lake Raudavatn. The similar chemical data seems to imply common characteristics for these lakes. That does not include electrical conductivity which was twice as high in Lake Raudavatn as in Lake Reynisvatn, apparently because of the use of road salt near by. Both lakes have in common a high average concentration of total nitrogen (t-N), ammonium (N-H₄) and total organic carbon (TOC). The average concentration of chlorophyll α (6,0 $\mu\text{g/l}$ and 7,8 $\mu\text{g/l}$) was higher than could be expected from only planktonic algae in so shallow lakes and is probably because of benthic or epiphytic algae whirled up from the bottom or the water-milfoil. The percentage saturation of oxygen was usually near or above 100% in both lakes but was reduced to 94-95% in August and September. The determination of the most likely trophic level for the lakes based on the guidelines in *Regulation No. 796/1999 for the protection of water* was not possible because of conflicting clues. Impact and pressures analysis has revealed that pressures are greater upon Lake Raudavatn than Lake Reynisvatn (Svava S. Steinarsdóttir 2007).

Concentration levels for the pristine state of Lake Reynisvatn were therefore for the most part set slightly higher in Lake Reynisvatn than in Lake Raudavatn. The classification of pollution was the same for both lakes, Class A for parameters other than ammonium (NH₄-N) and total organic carbon (TOC) which were classified in Class B.

Efnisorð

Rauðavatn, Reynisvatn, efnasamsetning vatns, vatnsmengun, mengunarflokkun, vatnsgæði, grunnt stöðuvatn.

Subject words

Lake Raudavatn, lake Reynisvatn, water chemistry, water pollution, classification of pollution, water quality, shallow lake.

Samantekt fyrir Rauðavatn

Mat á ástandi, mengunarflokkun og tillögur um markmið og vöktun fyrir Rauðavatn. Fyrstu tveir dálkarnir sýna meðaltöl mældra gilda og umhverfismarkaflokka þeirra (rautt letur). Næstu tveir dálkarnir sýna áætluð náttúruleg gildi og umhverfismarkaflokka þeirra (blátt letur). Fimmti dálkurinn sýnir flokkun vatnsins eftir mengunarástandi. Fjórir næstu sýna tillögur að langtímamarkmiðum, fyrsti það markmið sem lagt er til, næsti þau umhverfismörk sem vatnið þarf þá að falla undir, sá þriðji þann efnastyrk sem vatnið þarf að uppfylla og sá fjórði hversu langur vegur er frá því að markmiðin séu uppfyllt. Tveir þeir síðustu eru tillögur um vöktun, sá fyrri sýnir æskilega tíðni en sá síðari hvenær næsta vöktun er lögð til.

	Raunverulegt ástand		Náttúrulegt ástand		Mengunarflokkun	Tillaga að langtímamarkmiðum				Tillaga að vöktun	
	Meðaltal mældra gilda	Umhverfismarkaflokkur	Áætluð nátt.leg gildi	Umhverfismarkaflokkur		Mengunarflokkur	Umhverfismörk	Styrkur	Athugasemdir	Æskileg tíðni (ár)	Næsta vöktun
Saurkólí í 100 ml	1,1*	I	5	I	A	A	I	<14	Uppfyllt	15	2021
Saurkokkar í 100 ml	0,4*	I	3	I	A	A	I	<14	Uppfyllt	15	2021
t-P (mg/l)	8,11	I	6,5	I	A	A	I	<20	Uppfyllt	5	2011
t-N (mg/l)	402,4	II	320	II	A	A	II	<750	Uppfyllt	5	2011
NH ₄ -N (mg/l)	25,0	III	15	II	B	A	II	<25	Úr 25	5	2011
Blaðgræna α (mg/l)	6,0	I	3,5	I	A	A	I	<8	Uppfyllt	5	2011
TOC (mg/l)	7,4	IV	4	III	B	A	III	<6	Úr 7,4	5	2011
Cu (µg/l)	0,496*	I	0,6	II	A	A	II	<3	Uppfyllt	15	2021
Zn (µg/l)	5,12	II	6,5	II	A	A	II	≤ 20	Uppfyllt	15	2021
Cd (µg/l)	<0,012	II	0,02	II	A	A	II	≤ 0,1	Uppfyllt	15	2021
Pb (µg/l)										15	2021
Cr (µg/l)	<0,150*	I	0,2	I	A	A	I	≤ 0,3	Uppfyllt	15	2021
Ni (µg/l)	<0,152	I	0,6	I	A	A	I	≤ 0,7	Uppfyllt	15	2021
As (µg/l)	<0,122	I	0,1	I	A	A	I	≤ 0,4	Uppfyllt	15	2021

* Geometriskt meðaltal.

Samantekt fyrir Reynisvatn

Mat á ástandi, mengunarflokkun og tillögur um markmið og vöktun fyrir Reynisvatn. Fyrstu tveir dálkarnir sýna meðaltöl mældra gilda og umhverfismarkaflokka þeirra (rautt letur). Næstu tveir dálkarnir sýna áætluð náttúruleg gildi og umhverfismarkaflokka þeirra (blátt letur). Fimmti dálkurinn sýnir flokkun vatnsins eftir mengunarástandi. Fjórir næstu sýna tillögur að langtímamarkmiðum, fyrsti það markmið sem lagt er til, næsti þau umhverfismörk sem vatnið þarf þá að falla undir, sá þriðji þann efnastyrk sem vatnið þarf að uppfylla og sá fjórði hversu langur vegur er frá því að markmiðin séu uppfyllt. Tveir þeir síðustu eru tillögur um vöktun, sá fyrri sýnir æskilega tíðni en sá síðari hvenær næsta vöktun er lögð til.

	Raunverulegt ástand		Náttúrulegt ástand		Mengunarflokkun	Tillaga að langtímamarkmiðum				Tillaga að vöktun	
	Meðaltal mældra gilda	Umhverfismarkaflokkur	Áætluð nátt.leg gildi	Umhverfismarkaflokkur		Mengunarflokkur	Umhverfismörk	Styrkur	Athugasemdir	Æskileg tíðni (ár)	Næsta vöktun
Saurkólí í 100 ml	3,4*	I	5	I	A	A	I	<14	Uppfyllt	15	2021
Saurkokkar í 100 ml	0,4*	I	3	I	A	A	I	<14	Uppfyllt	15	2021
t-P (mg/l)	10,64	I	9	I	A	A	I	<20	Uppfyllt	5	2011
t-N (mg/l)	541	II	380	II	A	A	II	<750	Uppfyllt	5	2011
NH ₄ -N (mg/l)	33,7	III	20	II	B	A	II	<25	Úr 33,7	5	2011
Blaðgræna α (mg/l)	7,8	I	4,0	I	A	A	I	<8	Uppfyllt	5	2011
TOC (mg/l)	6,2	IV	5	III	B	A	III	<6	Úr 6,2	5	2011
Cu (µg/l)	0,907*	II	0,6	II	A	A	II	≤ 3	Uppfyllt	15	2021
Zn (µg/l)	8,41	II	6,5	II	A	A	II	≤ 20	Uppfyllt	15	2021
Cd (µg/l)	<0,012	II	0,02	II	A	A	II	≤ 0,1	Uppfyllt	15	2021
Pb (µg/l)									Uppfyllt	15	2021
Cr (µg/l)	<0,093*	I	0,2	I	A	A	I	≤ 0,3	Uppfyllt	15	2021
Ni (µg/l)	<0,640	I	06	II	A	A	I	≤ 0,7	Uppfyllt	15	2021
As (µg/l)	<0,143	I	0,1	I	A	A	I	≤ 0,4	Uppfyllt	15	2021

* Geometriskt meðaltal.

Efnisyfirlit

Töflulisti	8
Myndalisti.....	9
Inngangur.....	11
Verkefni.....	11
Mengunarflokkun vatna.....	11
Forsendur mengunarflokkunar.....	11
Aðferðir	12
Rannsóknabættir	12
Val sýnatökustaða.....	13
Sýnataka	13
Meðhöndlun, geymsla og flutningur sýna	14
Mælingar og efnagreiningar	14
Næmni efnagreininga og skekkjumörk.....	14
Meðferð gagna og túlkun.....	14
Grunn stöðuvötn	16
Efnaferlar næringarefna.....	16
Vistkerfi grunnra vatna.....	18
Rauðavatn og Reynisvatn	19
Lýsing og helstu stærðir	19
Endurnýjun vatns.....	21
Niðurstöður og umfjöllun	23
Niðurstöður.....	23
Vægi fosfórs og köfnunarefnis	32
Flokkun Rauðavatns og Reynisvatns.....	37
Næringarástand.....	37
Náttúrulegt ástand.....	37
Mengunarflokkun	44
Tillaga að langtímamarkmiðum.....	45
Tillaga að vöktun.....	47
Sérstök verndun, viðkvæm svæði og aðgerðaráætlanir	48
Heimildir	48
Viðauki	53

Töflulisti

Tafla 1.	Mengunarflokkar vatns.	11
Tafla 2.	Umhverfismarkaflokkar.	12
Tafla 3.	Efnagreiningaraðferðir og efnagreiningartæki.	14
Tafla 4.	Shapiro-Wilk W-prófun á normaldreifingu ($\alpha=0,01$), frávikshlutföll og gerð miðsæknigilda sem notuð var.	16
Tafla 5.	Rúmmál mismunandi dýptarbila í Rauðavatni.	22
Tafla 6.	Fylgnistuðlar (r) fyrir mælipætti í Rauðavatni.	33
Tafla 7.	Fylgnistuðlar (r) fyrir mælipætti í Reynisvatni.	34
Tafla 8.	Ýmiss viðmiðunargildi N/P hlutfalla (vikt) sem notuð eru til að meta hvort fosfór eða köfnunarefni er líklegra til að vera takmarkandi fyrir þörungavöxt í vötnum.	36
Tafla 9.	Næringarástand í Rauðavatni og Reynisvatni miðað við forsendur rgl. nr. 796/1999.	37
Tafla 10.	Meðalstyrkur næringarefna og hlutfall köfnunarefnis og fosfórs í 7 vötnum á Suðvesturlandi.	42
Tafla 11.	Mat á raunverulegu og náttúrulegu ástandi Rauðavatns og Reynisvatns.	43
Tafla 12.	Mengunarflokkun Rauðavatns.	44
Tafla 13.	Mengunarflokkun Reynisvatns.	44
Tafla 14.	Svigrúm til mengunar í Rauðavatni innan flokks A.	46
Tafla 15.	Svigrúm til mengunar í Reynisvatni innan flokks A.	46
Tafla 16.	Tillaga að vöktun Rauðavatns og Reynisvatns skv. ákvæðum reglugerðar nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns.	48

Myndalisti

Mynd 1.	Sýnatöku- og mælistaðir í Rauðavatni og Reynisvatni (rauðir punktar).....	13
Mynd 2.	Rauðavatn 3. október 2003.	17
Mynd 3.	Breiður síkjamara í Rauðavatni.	20
Mynd 4.	Hítastig í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.....	23
Mynd 5.	pH í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	23
Mynd 6.	Leiðni í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	24
Mynd 7.	Súrefnisstyrkur (neðri línurnar) og súrefnismettun (efri línurnar) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	24
Mynd 8.	Þéttleiki saurbaktería í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.....	24
Mynd 9.	Þéttleiki saurkokka í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.....	25
Mynd 10.	Þéttleiki baktería sem ræktanlegar eru við 22°C í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	25
Mynd 11.	Grugg í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.....	25
Mynd 12.	Lífrænt kolefni (TOC) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.....	26
Mynd 13.	Blaðgræna α í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.....	26
Mynd 14.	Fosfór (t-P) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	26
Mynd 15.	Fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	27
Mynd 16.	Heildarstyrkur köfnunarefnis (t-N) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	27
Mynd 17.	Styrkur nitrats ($\text{NO}_3\text{-N}$) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	27
Mynd 18.	Styrkur ammóníaks ($\text{NH}_4\text{-N}$) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.....	28
Mynd 19.	Reiknaður styrkur ójónaðs ammóníaks ($\text{NH}_3\text{-N}$) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	28
Mynd 20.	Styrkur kopars (Cu) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	28
Mynd 21.	Styrkur zinks (Zn) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	29
Mynd 22.	Styrkur króms (Cr) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	29
Mynd 23.	Styrkur nikkels (Ni) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.	29
Mynd 24.	Styrkur arsens (As) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.....	30
Mynd 25.	Heildarköfnunarefni, níturat og ammóníak apríl – september 2006 í a) Rauðavatni og b) Reynisvatni.	35
Mynd 26.	Fosfór og fosfat apríl – september 2006 í a) Rauðavatni og b) Reynisvatni.	35
Mynd 27.	Hlutfall köfnunarefnis og fosfórs (N/P, vikt) í Rauðavatni og Reynisvatni á tímabilinu apríl - september 2006.....	36

Inngangur

Verkefni

Verkefni það sem hér er kynnt er samstarfsverkefni Umhverfissviðs Reykjavíkurborgar og Háskólasetursins í Hveragerði. Markmiðið með verkefninu er að meta náttúrulegt og núverandi ástand Rauðavatns og Reynisvatns, mengunarflokka þau í samræmi við flokkunarkerfi reglugerðar nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns og gera tillögur um langtímamarkmið fyrir ástand þeirra svo og umfang og tíðni áframhaldandi vöktunar.

Mengunarflokkun vatna

Í reglugerð nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns eru ákvæði sem gera heilbrigðisnefndum að flokka vatn (grunnvatn og yfirborðsvatn¹) og setja langtímamarkmið í því skyni að viðhalda náttúrulegu ástandi þess. Í reglugerðinni er enn fremur kveðið á um að langtímamarkmið fyrir vötn skuli koma fram á skipulagsuppdráttum svæðis- og aðalskipulags og að sýna skuli flokkun þeirra á skýringaruppdráttum við gerð deiliskipulags.

Mengunarflokkar reglugerðarinnar eru sýndir í töflu 1.

Tafla 1. Mengunarflokkar vatns.

Flokkur	Mengunarástand	Litamerking á skipulagsuppdráttum
A	Ósnortið vatn	Blátt
B	Lítið snortið vatn	Grænt
C	Nokkuð snortið vatn	Gult
D	Verulega snortið vatn	Appelsínugult
E	Ófullnægjandi vatn	Rautt

Forsendur mengunarflokkunar

Samkvæmt Handbók um aðgerðaráætlanir og flokkun vatns (Umhverfisstofnun 2004) ber að leggja álagsgreiningu viðkomandi vatns til grundvallar við mengunarflokkunina en álagsgreiningin er skipulögð könnun á mannlegum umsvifum á vatnsviði vatnsins ásamt mati á því hve mikils álags er að vænta frá umsvifunum.

Mengunarflokkunin er gerð með hliðsjón af umhverfismörkum fyrir örverumengun, málma, næringarefni og lífræn efni í vatni, sbr. gr. 8.1 og fylgiskjal með reglugerð nr. 796/1999. Mengunarflokkunin byggir í meginatriðum á mati á því hversu miklum áhrifum vatnið hefur orðið fyrir af völdum manlegrar starfsemi og hve mikið það víkur frá náttúrulegu ástandi (sjá gr. 10.1 og 10.2) eða skilgreindum almennum

¹ Yfirborðsvatn = Kyrrstætt eða rennandi vatn á yfirborði jarðar, straumvötn, stöðuvötn og jöklar, svo og strandsjór.

náttúrulegum bakgrunnsgildum (sjá gr. 10.1). Bakgrunnsgildi sem að gagni kæmu við mengunarflokkun á vötnum hafa hinsvegar ekki verið skilgreind. Þó er í handbókinni gert ráð fyrir að umhverfismörk fyrir saurmengun vísi til bakgrunnsgildis og megi því nota þau við mengunarflokkun hvar sem er á landinu. Það merkir að náttúrulegt ástand m.t.t. saurbaktería jafngildir umhverfismörkum I (<14 bakteríur í 100 ml).

Á meðan eiginleg bakgrunnsgildi hafa ekki verið skilgreind þarf að meta náttúruleg gildi fyrir hvert vatn sérstaklega. Ýmsar leiðir koma til greina til að afla upplýsinga til þess. Mælingar snortinna vatna frá því áður en mannlegra áhrifa tók að gæta liggja venjulega ekki fyrir en hinsvegar eru allmörg vötn á landinu enn ósnortin eða lítt snortin og því samanburðarhæf að teknu tilliti til gerðar og svæðisbundinna einkenna. Þannig geta rannsóknir sem gerðar eru sérstaklega til að mengunarflokka vötn sem með sæmilegri vissu geta talist ósnortin eða nánast ósnortin veitt mikilvæga vitneskju um náttúruleg bakgrunnsgildi. Sömuleiðis má stundum leita upplýsinga um efnaeiginleika ósnortinna vatna í niðurstöðum annarra tiltækra rannsókna á íslenskum vötnum. Einnig er hægt að meta ástand stöðuvatna frá fyrri tíð með rannsóknum á setkjörnum úr botni þeirra. Að síðustu má nefna rannsóknir á náttúrulegu afrennsli flokkunarefnanna af vatnasviðinu en ef umfang þess er þekkt má með útreikningum meta líklegan styrk flokkunarefnanna í viðkomandi vötnum áður en mannlegra áhrifa tók að gæta. Í þeim tilvikum sem beinar upplýsingar um sambærileg ósnortin vötn skortir má bæði styðjast við þá vitneskju sem til er um mannlegar athafnir á vatnsviði viðkomandi vatns (sbr. álagsgreininguna) og gera samanburð við önnur sambærileg vötn þótt ekki séu ósnortin.

Sá rammi sem settur hefur verið upp í reglugerðinni til að fást við flokkunina felst í umhverfismörkunum. Þau eru notuð til að setja fram bæði náttúrulegt og raunverulegt (mælt) ástand. Umhverfismarkaflokkar eru sýndir í töflu 2. Orðalagið er tekið úr reglugerð nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns.

Tafla 2. Umhverfismarkaflokkar.

Umhverfismörk	Útskýringar		
	Saurmengun	Málmar í vatni	Næringarefni/lífræn efni í stöðuvötnum og ám
I	Mjög lítil eða engin hætta á saurmengun.	Mjög lítil eða engin hætta á áhrifum.	Næringarfátækt (oligotrophy).
II	Lítill saurmengun.	Lítill hætta á áhrifum.	Lágt næringarefnagildi (oligo-/mesotrophy).
III	Nokkur saurmengun.	Áhrifa að vænta á viðkvæmt lífríki.	Næringarefnaríkt (meso-/eutrophy).
IV	Mikil saurmengun.	Áhrifa að vænta.	Næringarefnaauðugt (eutrophy).
V	Ófullnægjandi ástand vatns/pynningarsvæðis.	Ávallt ófullnægjandi ástand vatns fyrir lífríki/pynningarsvæði.	Ofauðugt (hypertrophy).

Aðferðir

Rannsóknabættir

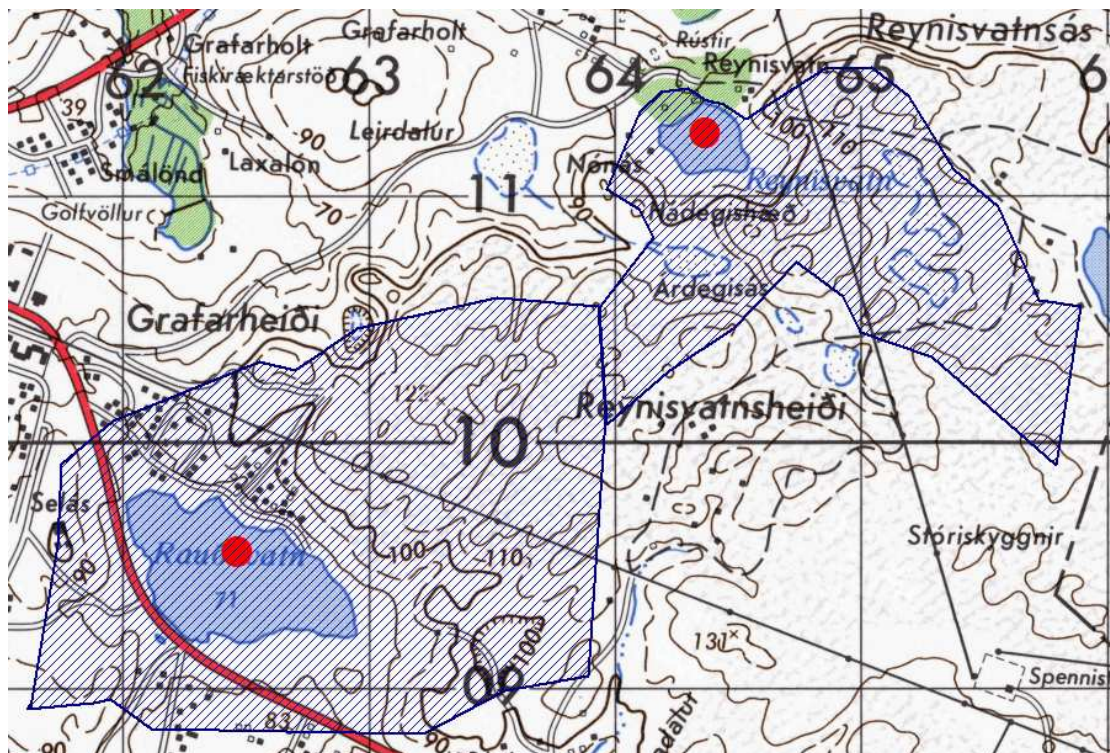
Eftirfarandi efnaþættir voru rannsakaðir og notaðir við mengunarflokkunina: Saurkólí, saurkokkar, blaðgræna α , heildarfosfór (t-P), heildarköfnunarefni (t-N),

ammóníak ($\text{NH}_4\text{-N}$), heildar lífrænt kolefni (TOC), heildarmagn málmanna kopars (Cu), zinks (Zn), kadmíums (Cd), króms (Cr), nikkels (Ni) og arsens (As). Ætlunin var að flokka einnig á grundvelli blýs (Pb) en vegna mistaka við greiningu var það ekki hægt. Auk þess var hitastig, pH, leiðni, súrefni og grugg mælt og fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) og níturat ($\text{NO}_3\text{-N}$) greint.

Val sýnatökustaða

Sýnatökustaðirnir voru valdir þar sem einna mest dýpi virtist vera, sem næst miðju vatnanna. Dýpi í þeim var þó víðast hvar nokkuð svipað.

Sýnatökustaðirnir eru sýndir á korti á mynd 1 ásamt vatnasviði vatnanna.



Mynd 1. Sýnatöku- og mælistaðir í Rauðavatni og Reynisvatni (rauðir punktar).

Rauðavatn : $\text{N}64^{\circ}06,519'$, $\text{V}21^{\circ}46,214'$. Reynisvatn: $\text{N}64^{\circ}07,447'$, $\text{V}21^{\circ}43,890'$. Vatnasviðin eru rissuð inn á kortið (skástríkað). Á kortinu sjást við bæði vötnin sumar bústaðir sem nú eru horfnir (Reynisvatn) eða hefur fækkað mikið (Rauðavatn).

Sýnataka

Sýni voru tekin rétt undir yfirborði beint í sýnatökuflöskur en vatn í fötu til mælinga. Mælingar á súrefni (O_2) voru gerðar á sama dýpi. Vatn til síunar fyrir greiningu á blaðgrænu α var tekið í fötu við yfirborð og voru sýnin síuð á staðnum (MFS GF75). Tekin voru alls 6 sýni til efna- og bakteríugreininga á um 6 mánaða tímabili (11. apríl - 22. september 2006). Sýnataka fór fram fyrir hádegi. Sýnatökudagar voru ekki fyrirfram ákveðnir heldur valdir jafnóðum þannig að um mánuður væri milli sýnatökuskipta. Sýni til efnagreininganna voru tekin í tvær 50 ml polypropylen flöskur. Önnur flaskan (m.a. til málgreiningar) var sýrupvegin fyrir sýnatökuna og í hana var bætt 100 μl af saltpéturssýru (65%, suprapur[®]) strax að henni lokinni ($\text{pH}<2$). Sýni voru ekki síuð. Bakteríusýni voru tekin í dauðhreinsaðar plastflöskur.

Áður en sýni til efnagreininga voru tekin voru flöskurnar skolaðar þrisvar upp úr vatninu sem sýnið var tekið úr. Bakteríusýnaflöskur voru ekki skolaðar áður en sýni var tekið.

Meðhöndlun, geymsla og flutningur sýna

Sýnin voru geymd kæld þar til hægt var að frysta þau (efnasýni og blaðgræusýni) eða greina (bakteríusýni). Strax að sýnatöku lokinni var sýnum til bakteríugreininga komið til rannsóknastofu Umhverfisstofnunar og efnasýnum í frysti. Bakteríusýni voru tekin til ræktunar innan 24 klst. Blaðgræusýni voru fryst innan 1-2 klukkustunda frá sýnatöku. Styrkur blaðgrænu α var greindur innan 12 daga á rannsóknastofu Háskólasetursins í Hveragerði. Aðrar efnagreiningar fóru fram hjá rannsóknastofu Skógvistfræðistofnunar Landbúnaðarháskólans í Umeå í Svíþjóð. Sýnin voru send þangað með hraðsendingarþjónustu í þurrís sem hélt þeim frosnum á leiðinni. Geymslutími þeirra í frysti frá sýnatöku að efnagreiningu var allt að 10 mánuðir. Sýnin voru tekin úr frysti 24 tímum fyrir greiningu.

Mælingar og efnagreiningar

Staðarákvarðanir (GPS) voru gerðar með Garmin Etrex Summit staðarákvörðunartæki með WGS 84 viðmiðun. Súrefni var mælt með WTW Oxi 197-S súrefnismæli. Lofthiti var mældur með einföldum stafrænum mæli (Precision Multi-Thermometer). Hitastig vatnsins var mælt með hitastigsmæli súrefnistækisins. pH og leiðni var mæld á staðnum með Oakton pH/Con 300 handmæli og grugg á rannsóknastofu með WTW Turb 350 IR gruggmæli. Mælur voru kvarðaðir fyrir hvert sýnatökuskipti. Sjálfvirk leiðrétting pH og leiðnimælis miðast við 25°C.

Gerð er grein fyrir aðferðum og tækjum sem notuð voru til efnagreininga á efnarannsóknastofum í töflu 4.

Tafla 3. Efnagreiningaraðferðir og efnagreiningartæki.

Mælipáttur	Efnagreiningaraðferð	Efnagreiningartæki
Köfnunarefni, fosfat:	FIA	Tecator 5012, Foss Tecator, Sollentuna, Sverige.
Fosfór	ICP/MS-DRC	Elan 6100, PerkinElmer, Norwalk, Connecticut, USA.
Katjónir	ICP/MS-DRC	Elan 6100, PerkinElmer, Norwalk, Connecticut, USA.
Lífrænt kolefni (TOC):		TOC-5000, Shimadzu, Kyoto, Japan.
Blaðgræna α	Litrósmæling. Útreikningar skv. H.L. Golterman o.fl. 1978.	AquaMate UV/Visible Spectrophotometer.

Næmni efnagreininga og skekkjumörk

Skekkjumörk efnagreininganna eru gefin sem 95% öryggismörk í samræmi við leiðbeiningar Alþjóðlegu staðlasamtakanna (ISO) (GUM 1995). Næmni ákvarðast út frá skekkjumörkum þannig að ef efnagreining er lægri en skekkjumörkin þá er talan framsett sem <skekkjumörkin. Skekkjumörk og næmni geta því verið mismunandi frá einni mælingu sama efnis til annarrar jafnframt því að þau hækka með hækkandi mæligildi.

Meðferð gagna og túlkun

Vegna fárra sýna við flokkunina eins og hún er framkvæmd hér getur dreifing í stöku tilviki verið of skökk til að meðaltal gefi rétta mynd af viðkomandi þætti í vatninu. Úrtök þar sem koma fyrir einstök gildi sem eru jafnvel margfalt hærri en meðaltal

annarra gilda sama efnis benda til skakkrar dreifingar en slík dreifing er talin nokkurn veginn lognormal í eðli sínu (Glen Meeden 1999). Ástæða skakkrar dreifingar vegna einstakra mjög hárra gilda geta verið margar, t.d. vatnavextir í ám en samfara þeim er meira um landræn efni og gruggagnir í vatninu eða hvassviðri sem rótar m.a. upp eðju af botnum stöðuvatna. Ef notað er meðaltal til að lýsa miðsækni fyrir slík úrtök vegna hin einstöku fráviksgildi of mikið og leiða þannig til villandi niðurstöðu og oft lakari flokkunar en efni standa til. Þetta á sérstaklega við þegar tiltölulega fá sýni eru lögð til grundvallar flokkuninni eins og hér er gert.

Til að koma í veg fyrir ranga flokkun vegna einstakra mjög hárra gilda var notast við geómetrískt meðaltal þegar einkenni lognormaldreifingar voru mikil.

Til að ákveða hvenær geómetrískt meðaltal yrði notað var gerð Shapiro & Wilk W-tölfræðiprófun á talnagildum þeirra niðurstaðna sem notuð voru til flokkunarinnar til að meta hvort dreifing úrtaksins hefði frekar einkenni normal- eða lognormaldreifingar. Jafnframt var frávikshlutfall² úrtaksins skoðað. Gæfi prófunin til kynna lognormaldreifingu ($\alpha=0,01$) og ef frávikshlutfall viðkomandi gilda var 1,2 eða meira (R.O. Gilbert 1987) var miðsæknin ákvröðuð út frá geómetrísku meðaltali³. Væri frávikshlutfallið hinsvegar lægra eða prófunin benti til normaldreifingar var meðaltal notað.

Bakteríustyrkur er jafnan lognormal dreifður (Gareth Rees o.fl. 2000) og er því notast við geómetrískt meðaltal fyrir saurkólí og saurkokka óháð útkomu prófunarinnar. Þessi sérregla fyrir bakteríur breytti meðferð gagna fyrir saurkokka á báðum stöðunum og fyrir saurkólí í Rauðavatni þar sem almenna reglan hefði átt að leiða til notkunar á meðaltali vegna ómarktækrar niðurstöðu í Shapiro & Wilk prófuninni. Þetta hafði hinsvegar ekki áhrif á flokkun vatnanna fyrir þessa þætti.

Í öðrum tilvikum var notast við meðaltal, þ.e. þegar ekki var hægt að ákvarða líklega dreifingu vegna hás hlutfalls gilda undir greiningarmörkum (kadmíum og nikkel í báðum vötum) og þar sem tölfræðiprófunin gaf ekki marktæka niðurstöðu (TOC og blaðgræna α í Rauðavatni).

Á grundvelli ofangreindrar viðmiðunarreglu var notast við geómetrískt meðaltal sem miðsæknigildi fyrir niðurstöður fyrir kopar og króm í Reynisvatni.

Geómetrískt meðaltal er lægra en hefðbundið meðaltal, sérstaklega þegar einstaka mjög há gildi koma fyrir.

Í töflu 4 er gefið yfirlit yfir niðurstöður W-prófunar Shapiro & Wilk, frávikshlutföll og þau miðsæknigildi⁴ sem notuð voru.

Við útreikninga í skýrslunni eru mæligildi sem eru undir greiningarmörkum meðhöndluð sem talnagildi greiningarmarkanna.

² Frávikshlutfall (e: coefficient of variation, CV) = Staðalfrávik deilt með meðaltali.

³ Geómetrískt meðaltal = $10^{((\sum \log x)/n)}$ eða $10^{((\sum \log(x+1))/n)}$ -1 ef núllgildi koma fyrir. Lítið x er mæligildi og n er fjöldi mæligilda.

⁴ Miðsæknigildi = Gildi sem best lýsir miðsækni í tilteknu þýði. Hægt er m.a. að áætla miðsæknigildi með meðaltali, geómetrísku meðaltali, miðgildi eða tíðasta gildi.

Tafla 4. Shapiro-Wilk W-prófun á normaldreifingu ($\alpha=0,01$), frávikshlutföll og gerð miðsæknigilda sem notuð var.

logN=lognormal dreifing, N=normal dreifing, GM=geómetrískt meðaltal, M=meðaltal

	Reynisvatn				Rauðavatn			
	Besta sam-svörun	W	Frávíks-hlutfall (CV)	Mið-sæknigildi notað	Besta sam-svörun	W	Frávíks-hlutfall (CV)	Mið-sæknigildi notað
Saurkólí í 100 ml	logN	0,8950	1,35	GM	logN*	0,6058	2,37	GM
Enterokokkar í 100 ml	logN*	0,5521	2,24	GM	logN*	0,5521	2,24	GM
t-P ($\mu\text{g/l}$)	N	0,9458	0,28	M	N	0,9172	0,09	M
PO4-P ($\mu\text{g/l}$)	N	0,9078	0,27	M	logN	0,9186	0,08	M
t-N ($\mu\text{g/l}$)	N	0,8185	0,30	M	logN	0,8889	0,69	M
NH4-N ($\mu\text{g/l}$)	logN	0,9448	0,84	M	N	0,8850	0,34	M
TOC (mg/l)	logN	0,8381	0,42	M	logN*	0,8066	0,08	M
Blaðgræna a (mg/l)	logN	0,9662	1,10	M	logN*	0,9082	1,43	M
Cu ($\mu\text{g/l}$)	logN	0,8469	1,77	GM	logN	0,9836	1,09	M
Zn ($\mu\text{g/l}$)	logN	0,7638	0,73	M	logN	0,9119	0,42	M
Cd ($\mu\text{g/l}$)			0,03	M			0,00	M
Pb ($\mu\text{g/l}$)	Mæling ekki gerð				Mæling ekki gerð			
Cr ($\mu\text{g/l}$)	logN	0,8721	2,23	GM	logN	0,9399	1,09	M
Ni ($\mu\text{g/l}$)			2,11	M			1,03	M
As ($\mu\text{g/l}$)	N	0,9366	0,27	M	logN	0,9170	0,32	M

* Ekki marktækt

Gildum fyrir heildarstyrk köfnunarefnis og nitrats í Rauðavatni þann 11. maí er sleppt í meðferð og túlkun gagna þar sem þau háu gildi sem fengust þá eru að öllum líkindum vegna þess að ranglega var greint úr sýnaflöskunni sem saltpéturssýru hafði verið bætt í. Gildin má skoða í töflu í viðauka.

Grunn stöðuvötn

Efnaferlar næringarefna

Það magn næringarefna sem berst í stöðuvatn yfir ákveðið tímabil er hér kallað næringarefnaþoma. Aðflutningsleiðirnar eru í meginatriðum fjórar, niðurburður andrúmslofts, flutningur fallvatna og ofanvatns, flutningur grunnvatns og bein losun. Mest berst að jafnaði með flutningi fallvatna a.m.k. þar sem bein losun er ekki fyrir hendi. Næringarefnin eru tekin upp og nýtt af gróðrinum, þörungum og vatnablöntum og binst í vefjum þeirra. Stór hluti næringarefnanna er bundinn í gróðri og afætum hans og ekki aðgengilegur öðrum gróðri. Þetta á sérstaklega við yfir vaxtartíma ljóstillifandi vatnalífvera. Þau losna hinsvegar stöðugt aftur við rotnun eða át gróðursins og meltingu ofar í fæðukeðjunni. Jafnframt sökkva þörungar og lífrænar agnir til botns og næringarefni tapast þannig úr vatnsmassanum. Í vötnum með afrennsli skolast einnig á sama tíma næringarefni úr vatninu í útrennslinu. Það skapast því ákveðið jafnvægi milli íkomu og uppróts næringarefnanna í vatninu og notkunar, botnfalls og útskolunar auk fleiri þátta og ræður það jafnvægi miklu um styrk þeirra í vatninu á hverjum tíma. Stór hluti næringarefnanna sem losna við niðurbrot svifþörungum og vatnablantna á botni grunnra vatna berst ýmist reglulega eða stöðugt upp í vatnið að nýju (E. Jeppesen o.fl. 1999). Í hvassviðri og ölduróti getur allstór hluti efstu botnlagnanna rótast upp þar sem grynnt er en sest þess á milli á botninn aftur.

Vatnablöntur stilla vatnið og vinna því gegn ölduróti (sjá mynd 2). Það veldur því að í breiðum þeirra setjast agnir í vatninu frekar út. Þessar agnir eru bæði lífrænar og ólífrænar. Lífrænu agnirnar eru t.d. svifþörungur, eldri blöð vatnplantna sem falla af og saur vatnadýra. Niðri við botn á þessum breiðum eru vatnsskipti að jafnaði hægari og því hægari sem plönturnar eru hærri og breiðurnar þéttari. Þar rotnar mikið af lífræna efninu og skilar til baka næringarefnum. Í sæmilega næringarríkum, grunnum vötnum leiðir rotnunin stundum af sér súrefnisleysi við botninn í plöntubreiðunum, ef að líkum lætur sérstaklega á myrkum haustnóttum þegar ekki gætir ljóstillífunar en niðurbrot er mikið. Þess á milli berst nægilegt súrefni niður að botninum vegna vindhreyfingar og frumframleiðni, sérstaklega í stórum, grunnum vötnum í opnu landslagi því vindur nær oftast að skapa hreyfingu í þeim en litlum, skjólsælum, grunnum vötnum.



Mynd 2. Rauðavatn 3. október 2003.

Hér sést að síkjamarinn getur stillt hreyfingar vatnsins í talsverðum vindi á svæðum þar sem hann er til staðar (fjær), jafnvel þótt hann sé þarna orðin rytjulegur að hausti. Vindáttin er í átt að myndavélinni á ská frá hægri.

Súrefnisleysi sem kann að myndast við botninn getur haft tvennskonar áhrif. Það getur bæði stuðlað að upplausn þess fosfats ($\text{PO}_4\text{-P}$) sem lausbundið hefur verið í torleystum efnasamböndum og afnitrun en það er umbreyting baktería á nítrati (NO_3) yfir í loftkennt köfnunarefni (N_2) sem ekki nýtist gróðrinum sem næringarefni. Afnitrun er háð því að nægilegt framboð sé á nítrati en til þess að það megi verða þarf einnig reglulega að vera fyrir hendi súrefnisríkt ástand. Aðeins þannig getur ammóníak (NH_4) breyst yfir í nítrat (nitrun). Í grunnum vötnum með mikinn vöxt vatnplantna eru einna bestu aðstæðurnar fyrir þetta helst á síðsumrum þegar stærð plantnanna er í hámarki (Marten Scheffer 1998). Þegar þannig er ástatt í grunnum vötnum má sem sagt búast við að styrkur fosfórs aukist en styrkur nítrats minnki og þar með heildarstyrkur köfnunarefnis einnig.

Ofangreindir ferlar eiga sér einnig stað í grunnnum næringarríkum vötnum sem eru án vatnaplantna en þó sennilega í minna mæli, m.a. vegna tíðari vindblöndunar.

Hvorki varð hinsvegar vart við súrefnisskort í Rauðavatni né Reynisvatni á rannsóknartímanum auk þess sem styrkur þessara efna í vötnunum gaf ekki tilefni til að ætla að þessir ferlar hafi haft mikil áhrif á efnastyrkinn. Er það túlkað svo að næringarstig vatnsins sé enn ekki komið á það stig að kalla fram nægilega umfangsmiklar súrefnissnaugar aðstæður til að þessir ferlar verði áberandi.

Vistkerfi grunnra vatna

Grunn vötn má skilgreina sem vötn grynri en 15 m en vötn sem eru grynri en 0,5 m má allt eins kalla votlendi. Vötn grynri en 3 m eru oft kölluð mjög grunn vötn.

Einkennandi fyrir mörg grunn vötn er að mestur hlutur framleiðslunnar fer fram af völdum botngróðurs, s.s. vatnaplantna. Þegar íkoma næringarefna eykst geta grunn vötn oft myndað tvennskonar jafnvægi sem bæði eru stöðug (I. Blindow o.fl. 1993, B. Moss 1998, Marten Scheffer 1998). Annað þeirra felst í áframhaldandi ríkjandi framleiðslu vatnaplantna með tæru vatni og litlum lífmassa svifþörungum. Þar eru stórar vatnaflær (*Cladocera*) fremur algengar. Vötn í hinu ástandinu hafa jafnan mikinn lífmassa svifþörungum, mikið af fiskum sem éta svifdýr, lítið af svifdýrum og þau gruggast oft. Eftir því sem íkoman er meiri er auðveldara fyrir vatnið að skipta frá tæru vatni yfir í gruggugt. Það þarf þó yfirleitt einhverja sérstaka atburðarrás sem veldur truflun í vistkerfinu til að vatnið skipti á milli þessara tveggja stöðugleikastiga (Marten Scheffer 1998). Til að skipta frá vatnablöntustigi yfir í svifþörungastig gæti t.d. nægt að mikil röskun eða eyðilegging verði í vatnablöntubreiðunni, t.d. í stormi eða ef vatnsborð hækkar eða svifdýr og/eða afætum þörungum fækka mikið, sem gæti t.d. orðið vegna óvarkárar notkunar skordýraeiturs á vatnasviðinu. Til að þessi umskipti geti orðið þarf vatnið fyrst að hafa ná ákveðnu stigi mengunar af völdum næringarefna. Ef ná á vatninu aftur í fyrra horf þarf íkoman að minnka talsvert niður fyrir það sem var áður en umskiptin urðu og jafnframt er oftast nauðsynlegt að grípa inn í vistkerfið, s.s. að fækka verulega fiskum sem nærast á svifdýrum og jafnvel planta út vatnablöntum.

Það sem veldur því að þessi tvö ólíku jafnvægi eru stöðug við sama mengunarstig skal skýrt í fáum orðum. Aðallega er stuðst við B. Moss 1998 og Marten Scheffer 1998. Tæra ástandið er stöðugt vegna þess að vatnablönturnar stilla hreyfingar í vatninu og stuðla þannig að því að agnir setjast út, m.a. svifþörungur, veita skjól stórum krabbadýrum, sem m.a. nærast á svifþörungum, gefa frá sér efni sem hemja vöxt svifþörungum og valda auk þess skugga í vatninu, sérstaklega þegar blöð þeirra eru í yfirborðinu. Grugguga ástandið er stöðugt vegna þess að svifþörungur og upprótað grugg veldur skuggaáhrifum sem aukast þegar framboð á næringarefnum eykst, fiskar halda niðri stóru dýrasvifi þar sem ekki er lengur skjól fyrir það af plöntubreiðum, plöntur sem gefa frá sér efni sem dregur úr vexti svifþörungum eru fáar og svifþörungarnir botnfalla síður vegna meiri hreyfingar í vatninu sem stafar af því að plönturnar vantar til að stilla vatnið.

Rauðavatn og Reynisvatn

Lýsing og helstu stærðir

Rauðavatn

Samkvæmt upplýsingum í Borgarvefsjóni (<http://www.borgarvefsja.is/bvs.html>) er Rauðavatn í landi Grafar (Grafarholts). Það er í jökulsorfinni dæld, sunnan Grafarheiðar og suðvestan Reynisvatnsheiðar, í jaðri byggðarinnar, norðanvert við Suðurlandsveg á mótis við gatnamótin við Breiðholtsbraut. Lega þess er 71 m.y.s. (Hákon Aðalsteinsson o.fl. 1989), vatnasviðið er 3,3 km², mælt á korti í Borgarvefsjóni, og flatarmál um 0,37 km², mælt á sama hátt. Flatarmálið er hinsvegar breytilegt eftir því hve hátt stendur í vatninu en það er mjög háð árstíðum og jafnvel hugsanlega árabílum. Mesta dýpi er vestan megin í vatninu norðanverðu og mældist það 1,5 m um vorið (apríl) en grynnaði stöðugt er leið á sumarið og var orðið 0,8 m í september. Vatnið er án í- og afrennslis á yfirborði. Smásýtra seytlar þó í það austanvert (Austurvík) í rigningartíð. Úrkoma, aðstreymi jarð- og grunnvatns, útstreymi í grunnvatn og uppgufun ræður því vatnsdýpinu.

Berg á vatnasviðinu er lekt og líkleg meginstefna grunnvatnsstraums að Rauðavatni virðist vera úr suðaustri, nokkurnveginn meðfram Suðurlandsvegi (Árni Hjartarson o.fl. 1992). Samkvæmt sömu heimild eru móbergsmýndanir með þéttu seti vestast í vatninu þar sem grynningarnar eru. Vatnið er nálægt því að vera á mörkum Mosfellsheiðarstraums og Elliðavatnsstraums (Árni Hjartarson o.fl. 1998). Allmörg misgengi og brotalínur liggja yfir vatnið eða út í það í stefnu suðvestur-norðaustur (Árni Hjartarson o.fl. 1992). Það misgengi sem er mest áberandi liggur meðfram Breiðholtsbraut undir vatnið og upp úr því í Lyngdalsvík norðan til í vatninu skammt frá sýnatökustaðnum. Ekki er ósennilegt að misgengin og brotalínurnar hafi áhrif á stefnu grunnvatnsstrauma við vatnið og beini grunnvatninu úr meginstraumnum að einhverju leyti að vatninu úr norðaustri.

Áberandi vatnagróður er í Rauðavatni á svæðum með nægilegu dýpi (> ≈ 0,5 m). Er þar aðallega um að ræða síkjamarara (*Myriophyllum alterniflorum*). Setur síkjamarinn mikinn svip á vatnið síðsumars þegar hann er í blóma og ljær vatninu rauðleitan blæ (sjá mynd 3). Þótt marinn stilli vatnið í hvassviðrum á þeim svæðum þar sem hann er, gruggast vatnið talsvert á grynningunum utan marabreiðanna þegar þannig stendur á og verður þar stundum mórætt af völdum upphvirflaðs botnsets.

Umhverfi vatnsins einkennist af lágum melum og klapparholtum. Svæðið vestan og sunnan við Rauðavatn er þéttbýlissvæði en austan og norðan þess er opið svæði til sérstakra nota (“recreational area”) (Reykjavíkurborg 2002b). Mestallt vatnasviðið er á síðastnefnda svæðinu. Þar er að vaxa upp talsverður kjarr- og trjágróður og er svæðið að mestu fullplantað auk þess sem lúpína vex þar víða, oft í breiðum. Umhverfis vatnið eru bæði göngu- og reiðstígar.

Rauðavatn er hverfisverndað ásamt nánasta umhverfi, þar með talið gróðurfar og fuglalíf (Reykjavíkurborg 2002a).



Mynd 3. Breiður síkjamara í Rauðavatni.

Reynisvatn

Reynisvatn er í landi Reynisvatns ofan byggðar vestast í Reynisvatnsheiði. Það er í jökulsorfinni kvos og hefur haft útfall í norður en hlaðið hefur verið í útfallið og vatnsborðið þannig hækkað (Sigurður Steinþórsson 2006). Það afmarkast af klapparholtum frá suðvestri til norðurs, Nónási í suðvestri, Hádegishæð í norðaustri og Reynisvatnsási í norðaustri. Flatarmál Reynisvatns er 0,08 km², mælt í Borgarvefsjá (<http://www.borgarvefsja.is/bvs.html>), og vatnasvið þess 1,7 km², mælt í VisiT 4.22 DMA 1:50.000 frá Landmælingum Íslands. Vatnið er nokkuð jafndjúpt en þó ívið dýpra norðanmegin. Í upphafi sýnatökunnar (apríl) var dýpi þar 1,5 m en fór stöðugt minnkandi og var orðið 0,8 m í lok sýnatökutímabilsins (september).

Vatnafarskort gefur til kynna að berg á vatnasviðinu sé lekt grágrýti en í Krókamýri austan við vatnið sé að finna þétt set (Árni Hjartarson & Freysteinn Sigurðsson 1993) en það er væntanlega forsenda fyrir votlendið þar. Misgengi er í suðvestur-norðaustur stefnu bæði suðvestan við vatnið og á milli þess og Miðmundardals, yfir Hádegishæð (sama heimild). Af kortinu má ráða að meginrennsli grunnvatns kunnri að vera úr suðaustri en hugsanlegt er þó einnig að misgengið beini grunnvatni úr meginrennslinu að vatninu úr suðvestri.

Vatnasviðið er að mestu klapparholt og melar, víða með þunna gróðurhulu og slangri af trjáplöntum. Þar vex sumsstaðar lúpína en myndar hvergi breiður ennþá. Krókamýri er lítið, sléttlent dalverpi austan við Reynisvatn. Mýrin er í botni dalverpisins og fremst í því er lítil tjörn með farvegi yfirborðsafrennslis sem kvíslast í átt að Reynisvatni. Farvegirnir ná þó aðeins stutt því þeir hverfa þar sem landið virðist hækka lítillaga. Reynisvatnsmegin þar sem halli er nægur eru sumsstaðar óljós merki gamals, grýttts farvegs alveg niður að vatninu. Líklega rennur yfirborðsvatn sárasjaldan í farveginum því hann er víðast gróinn. Ástæða er

hinsvegar til að ætla að frá dalverpinu renni þarna eða seytili fram vatn ofan í urðinni og í Reynisvatn. Sunnan við Reynisvatn eru Vellir sem eru í svipuðu dalverpi. Eins og nafnið bendir til er undirlendi dalsverpisins vallendi. Það opnast í vestur en grunnur skurður hefur nýlega verið grafinn út úr dalverpinu norðan megin í átt að Reynisvatni. Tilgangurinn með skurðinum hefur væntanlega verið að veita burt vatni sem kann að safnast þarna í leysingum þegar jörð er frosin. Þótt ekki verði séð annað en þetta dalverpi tilheyri vatnasviði Reynisvatns er hinsvegar ólíklegt að allt regn sem þar fellur hafni í Reynisvatni.

Nokkur vatnagróður var í Reynisvatni, mest síkjamari (*Myriophyllum alterniflorum*). Hann myndaði sums staðar samfelldar breiður.

Reynisvatn ásamt vatnasviði er á opnu svæði til sérstakra nota (“recreational area”) við jaðar þéttbýlis (Reykjavíkurborg 2002b). Vatnið er hverfisverndað ásamt m.a. votlendi og landslagi (Reykjavíkurborg 2002a).

Endurnýjun vatns

Þar sem afrennsli er ekki frá vötnunum má ætla að útskipti vatns og þar með brottflutningur íkominna efna kunni að vera takmarkaður. Gert er þó ráð fyrir að einhver endurnýjun vatnsins eigi sér samt stað með vatnsskiptum við grunnvatn. Ekki er fullljóst í hve miklu mæli það gerist en ganga má út frá því að lækkun vatnsborðs í báðum vötnunum sé að mestu vegna flökts í hæð grunnvatnsins.

Meðalleiðni var 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ í Rauðavatni og 55 $\mu\text{S}/\text{cm}$ í Reynisvatni og jókst heldur eftir því sem á sumarið leið. Leiðni í Rauðavatni er talsvert hærri en í nálægum vötnum en hún er nálægt 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ í Hólmsá, Suðurá, Elliðaám og Elliðavatni (Tryggvi Þórðarson 2003c, 2004b) og skv. umhverfisskýrslum Orkuveitu Reykjavíkur er leiðni grunnvatns í Heiðmerkurstraumnum (mælt í vatnsbólunum) á bilinu 80 -90 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Á hluta vatnasviðs Rauðavatns eru götur sem saltaðar eru á veturna og því líklegt að jarðvatn á þeim hluta vatnasviðsins beri salt í Rauðavatn og valdi hækkun í leiðninni. Leiðnin í Reynisvatni er mun lægri og í raun lík þeirri leiðni sem búast má við í úrkomu í strandhéroðum. Leiðnigildin kunna því að benda til þess að vatnsskipti þar byggist að mestu á úrkomu á vatnsflötinn og næsta nágrenni vatnsins en ekki lengra að komnu grunnvatni.

Þar sem endurnýjun vatnsins hefur mikil áhrif á efnafræði vatnanna er hér reynt að áætla gróflega slík vatnsskipti. Þar sem yfirborðsrennsli í vötnin er ekki fyrir hendi berst vatn aðeins í þau sem úrkoma á vatnsflötinn eða sem jarð- eða grunnvatn. Að því gefnu að aðeins 0,2 m af grynnkuninni yfir sumarið sé vegna uppgufunar umfram úrkomu má ætla að 0,5 m minnkun sé vegna leka um botn vatnanna. Með því að gefa sér að meðalflatarmál í efsta 0,7 m Rauðavatns sé 0,3 km^2 hverfur á þann hátt um 150.000 m^3 úr vatninu á ári. Hægt er að áætla gróflega heildarrúmmál Rauðavatns með því að styðjast við flatarmál í þremur dýptarbilum (Hilmar Malmquist o.fl. 2006) og bæta því fjórða við vegna þess að dýpið var lítillaga meira fyrr um vorið (sjá töflu 5).

Samkvæmt þessum lauslegu tölum er fræðilegur uppistöðutími Rauðavatns byggður eingöngu á umræddri vatnsborðsbreytingu hugsanlega nálægt 338.000 $\text{m}^3/150.000 \text{ m}^3/\text{ár} = 2,3 \text{ ár}$.

Tafla 5. Rúmmál mismunandi dýptarbila í Rauðavatni

Dýpi bils, m	Meðaldýpi bils, m	Flatarmál bils, km ²	Meðalflatarmál bils, km ²	Rúmmál, m ³
0-0,1	0,05	0,32 – 0,37	0,345	17.250
0,1 -1,1	0,6	0,17 – 0,32	0,245	147.000
1,1 – 1,4	1,25	0,05 – 0,17	0,11	137.500
1,4 – 1,5	1,45	0 – 0,05	0,025	36.250
Samtals				338.000

Á svipaðan hátt má gróflega áætla hugsanlegan fræðilegan uppistöðutíma í Reynisvatni. Út frá meðaldýpi vatnsins þegar það er fullt (sett sem 1,5 m) og flatarmáli þess (0,08 km²) fæst að rúmmál þess er mest um=120.000 m³. Að því gefnu að flatarmálið minnki ekki teljandi þegar vatnið grynast⁵ og að 0,2 m hafi einnig hér tapast vegna uppgufunnar umfram úrkomu á vatnsflötinn hafa um 40.000 m³ horfið úr vatninu niður í jarðgrunninn þegar dýpi þess er orðið 0,8 m. Reiknaður fræðilegur uppistöðutími væri þá $120.000 \text{ m}^3 / 40.000 \text{ m}^3/\text{ár} = 3,0 \text{ ár}$.

Vitað er að rekstraraðili Reynisvatns hefur stundum bætt í vatnið úr neysluvatns-veitunni til að koma í veg fyrir að vatnið grynki of mikið á veiðitímabilinu. Ekki tókst að ná í forráðamenn starfseminnar til að fá það staðfest að svo hefði verið gert á meðan sýnataka stóð yfir 2006. Skv. upplýsingum frá Orkuveitu Reykjavíkur var vatnsnotkun í veiðihúsinu á tímabilinu 11. apríl til 11. september 2006 samtals 15.420 m³ eða 183 m³ á dag. Sé obbin af þessu vatni reiknað með fæst fræðilegur uppistöðutíminn sem er $120.000 \text{ m}^3 / 55.000 \text{ m}^3/\text{ár} = 2,2 \text{ ár}$ eða mjög svipaður og í Rauðavatni.

Þær tölur sem fást þannig yfir uppistöðutíma vatnanna eru mjög óvissar. Ekki er t.d. vitað hvort vatnið sem hverfur niður í botninn sé algerlega horfið þegar aftur hækkar í vatninu eða hvort hluti þess komi aftur upp í vatnið blandað grunnvatni. Það er þó talið líklegra að nýtt grunnvatn komi í stað þess sem seig niður. Ekki liggja heldur fyrir nægjanleg vitneskja um vatnsborðssveiflur í vötnunum en fleiri sveiflur innan ársins gætu bent til meiri vatnsskipta. Stærsti óvissuþátturinn er þó hugsanlegt gegnumrennsli í vötnunum. Það gegnumrennsli gæti verið eitthvað í líkingu við grunnvatnsrennsli á svæðinu. Sá fræðilegi uppistöðutími sem fæst hér er því áráðanlega lengri en raunverulegur uppistöðutími og ættu sennilega að skoðast sem hámarksuppistöðutími og aðeins notast til viðmiðunar.

Full ástæða er til að rannsaka vel raunverulegt umfang vatnsskipta í vötnunum svo meta megi betur hve viðkvæm þau eru fyrir mengun.

Fræðilegur uppistöðutími vatnanna fenginn á þennan hátt (2,3 og 2,2 ár) er langur miðað við flest önnur stöðuvötn. Algengast er að uppistöðutími vatna sem eru grynri en 5 m sé ekki meiri en eitt ár (Deborah Chapman & Vitaly Kimstach 1996). Til samanburðar er fræðilegur uppistöðutími Þingvallavatns um 330 sólarhringar (H. Haflidason o.fl. 1992), Hafravatns 61 sólarhringur (Hákon Aðalsteinsson o.fl. 1989, Gagnabanki Vatnamælinga 1996), Mývatns 27 sólarhringar (Jón Ólafsson 1979), Elliðavatns um 5 sólarhringar (Tryggvi Þórðarson 2003c) og Urriðakotsvatns á bilinu 13 – 23 sólarhringar (Tryggvi Þórðarson 2006a).

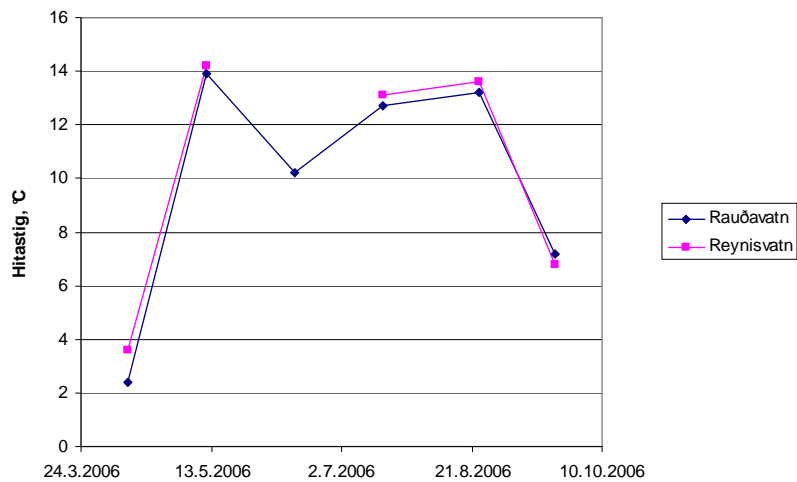
⁵ Einhver minnkun flatarmáls verður þó í vatninu en tölulegar upplýsingar skortir.

Niðurstöður og umfjöllun

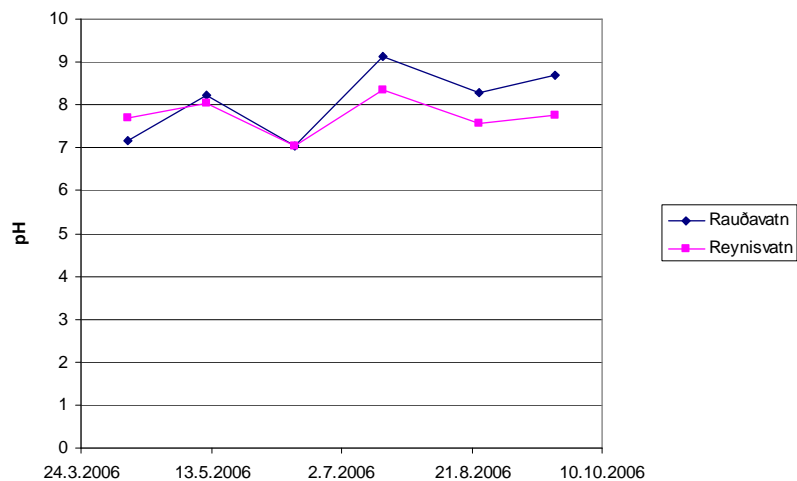
Niðurstöður

Niðurstöður mælinga og efnagreininga eru birtar í heild sinni í viðaukum við skýrsluna. Þær eru einnig flestar sýndar á myndum 4-24. Umfjöllun um niðurstöðurnar er að finna aftan við myndirnar.

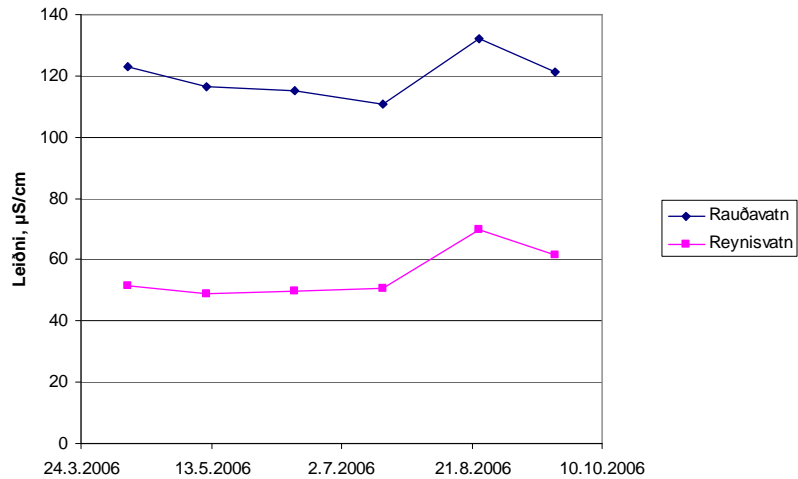
Vindur var yfirleitt hægur þegar sýnin voru tekin en þann 14. júní var stinningskaldi til allhvasst. Þann dag rótaðist botset upp og fengust hæstu gildin í flestum tilvikum þann dag í báðum vötnunum. Botngróður var þó þéttari í Rauðavatni og virðist það hafa dregið heldur úr upprótinu þar.



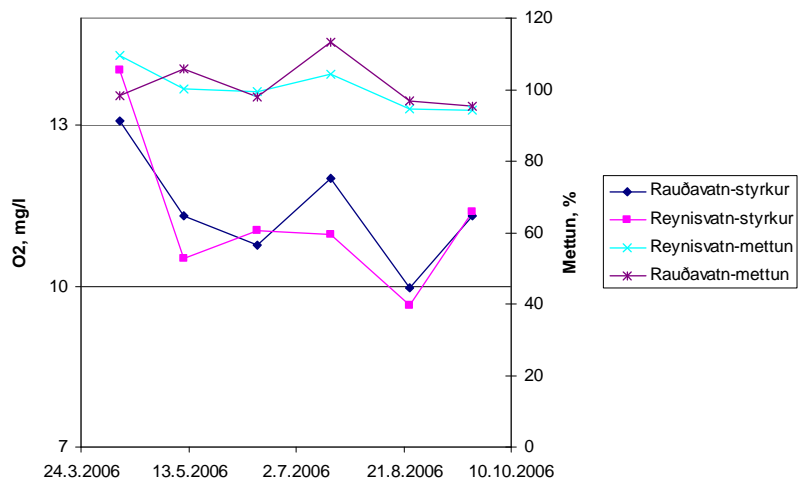
Mynd 4. Hitastig í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



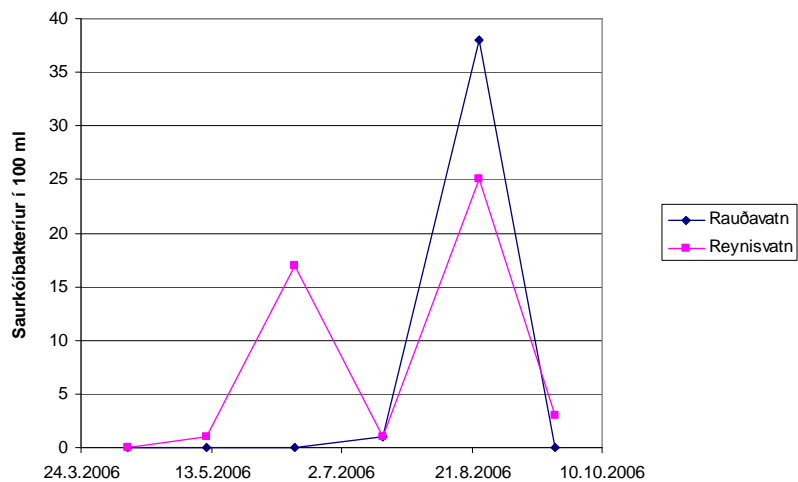
Mynd 5. pH í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



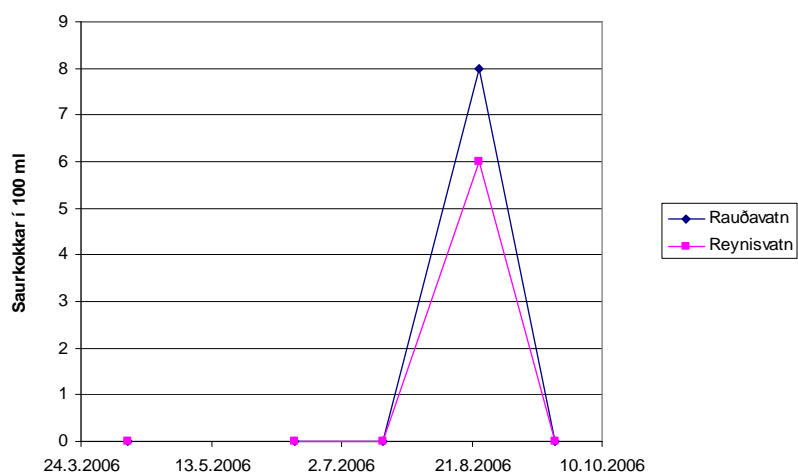
Mynd 6. Leiðni í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



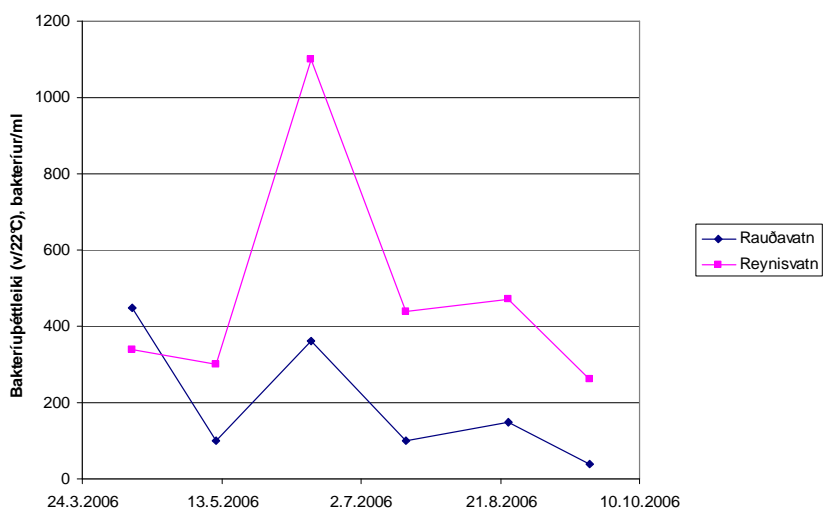
Mynd 7. Súrefnisstyrkur (neðri línurnar) og súrefnismettun (efri línurnar) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



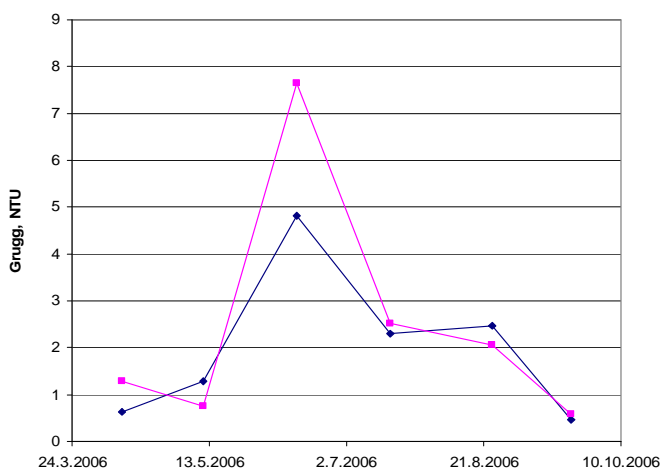
Mynd 8. Þéttleiki saurbaktería í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



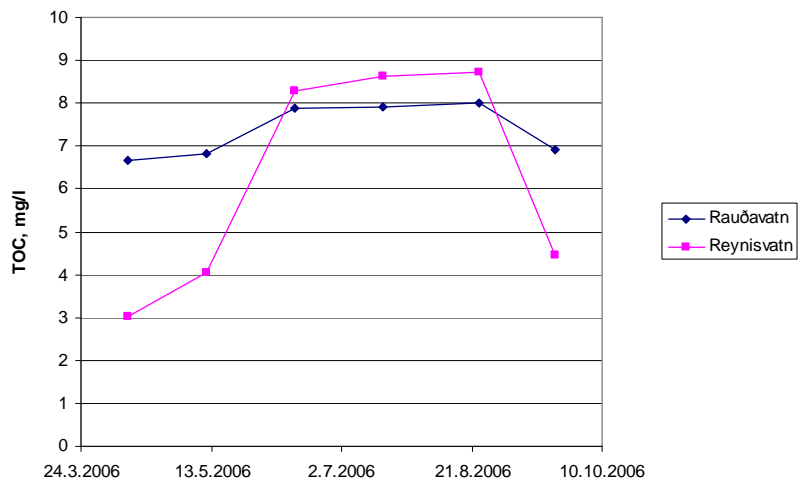
Mynd 9. Þéttleiki saurkokka í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



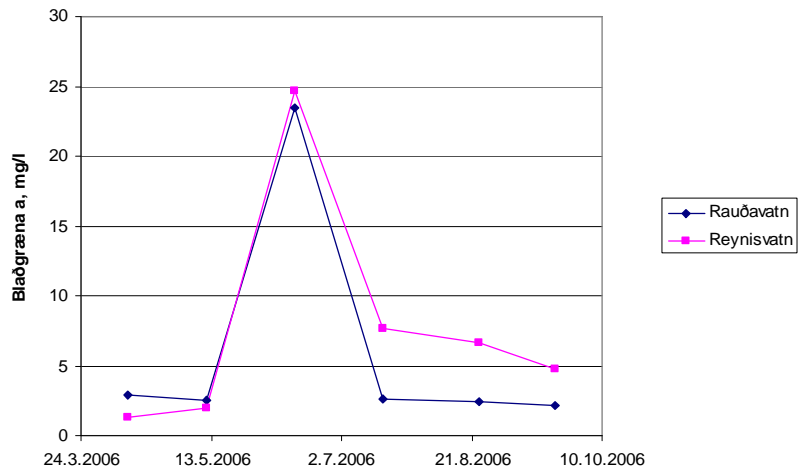
Mynd 10. Þéttleiki baktería sem ræktanlegar eru við 22°C í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



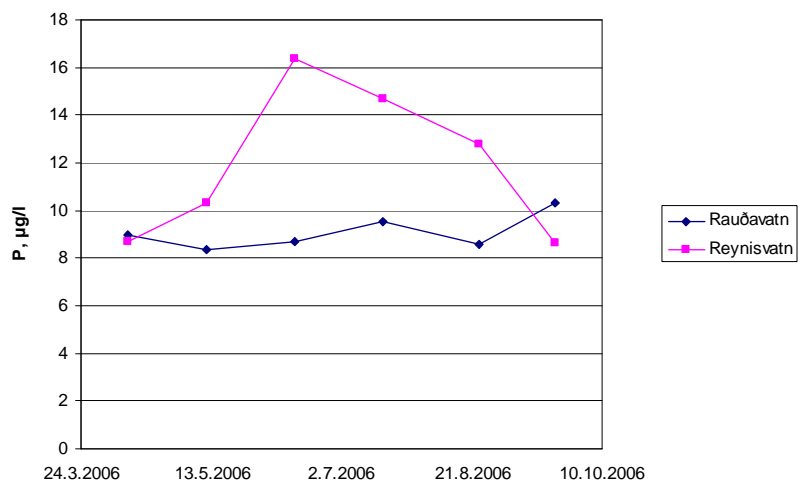
Mynd 11. Grugg í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



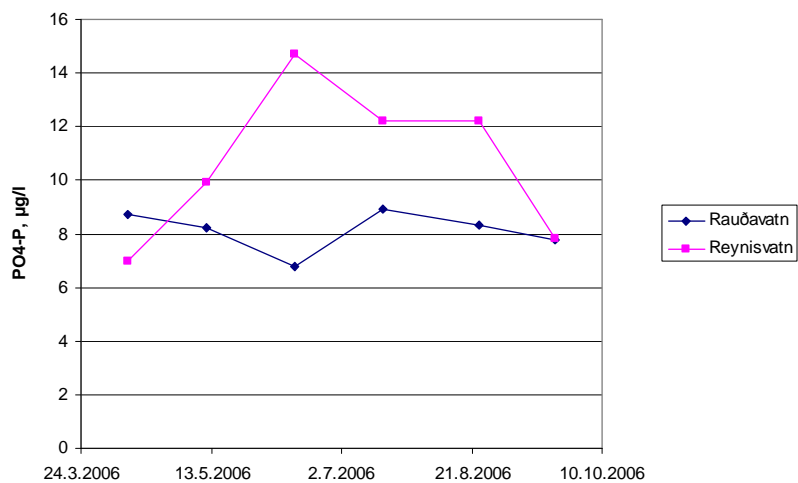
Mynd 12. Lífrænt kolefni (TOC) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



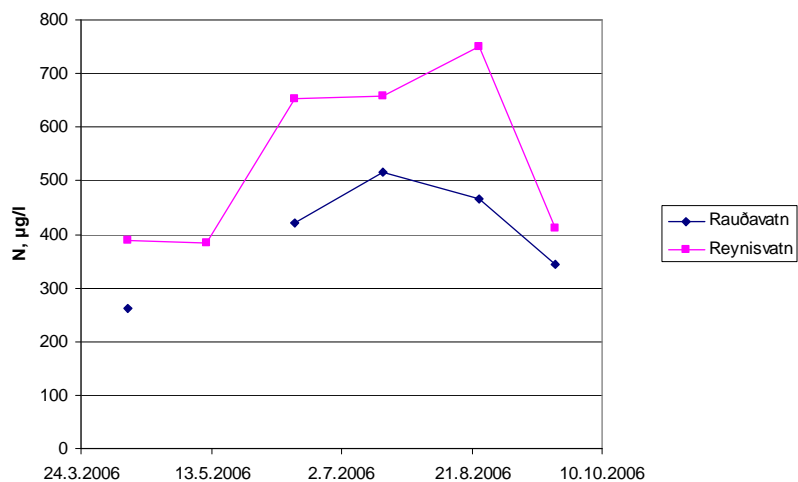
Mynd 13. Bláðgræna α í Rauðavatni og Reynisvatni 2006



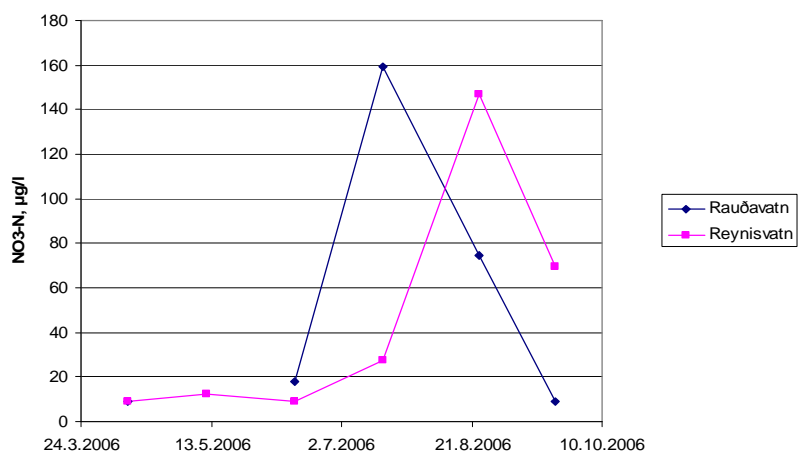
Mynd 14. Fosfór (t-P) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



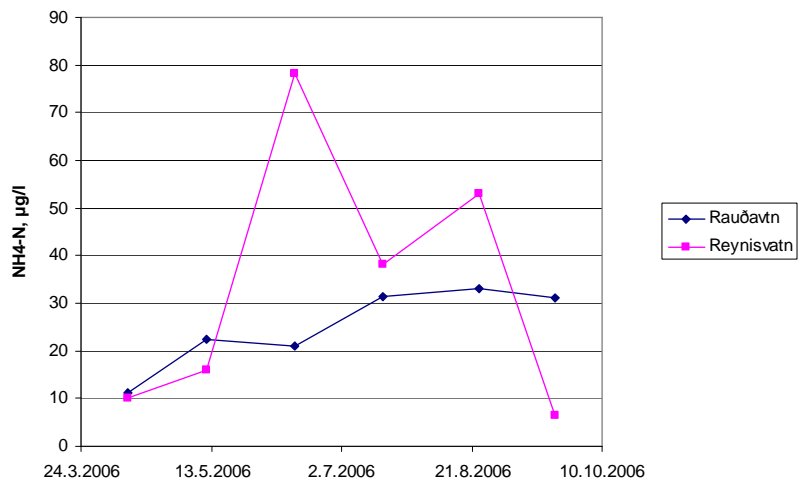
Mynd 15. Fosfat (PO₄-P) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



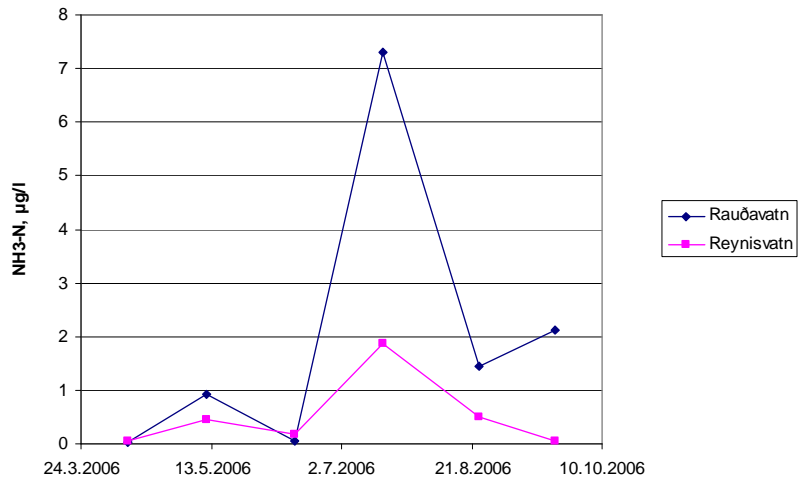
Mynd 16. Heildarstyrkur köfnunarefnis (t-N) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



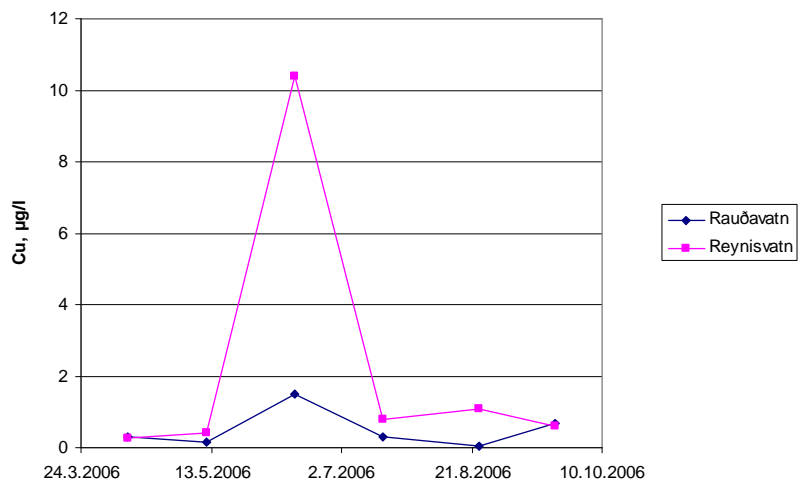
Mynd 17. Styrkur nítrats (NO₃-N) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



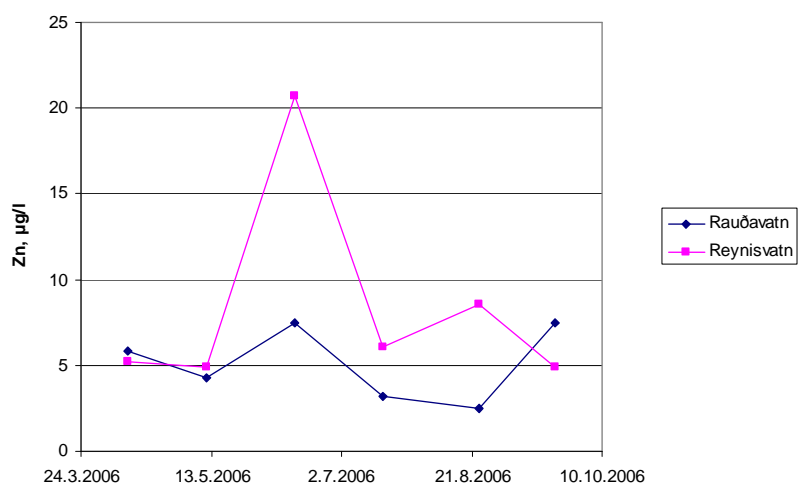
Mynd 18. Styrkur ammóníaks ($\text{NH}_4\text{-N}$) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



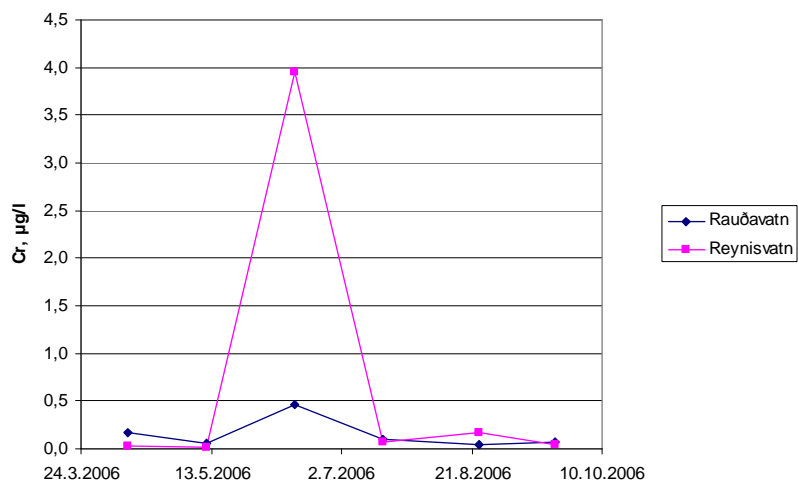
Mynd 19. Reiknaður styrkur ójónaðs ammóníaks ($\text{NH}_3\text{-N}$) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



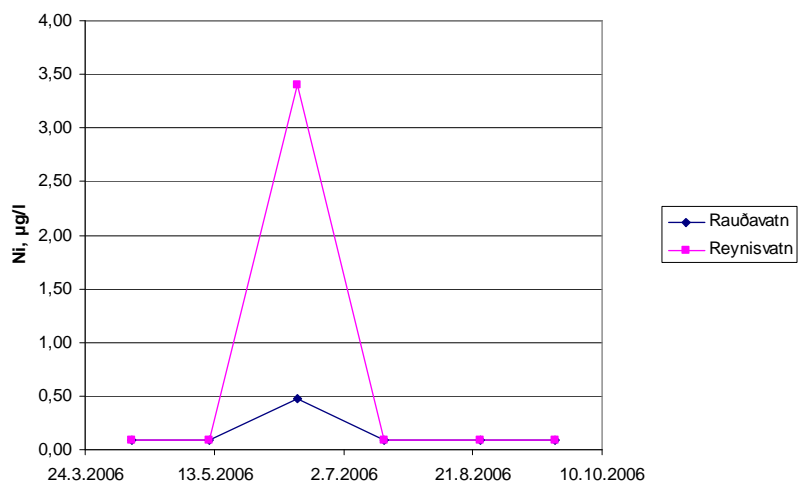
Mynd 20. Styrkur kopars (Cu) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



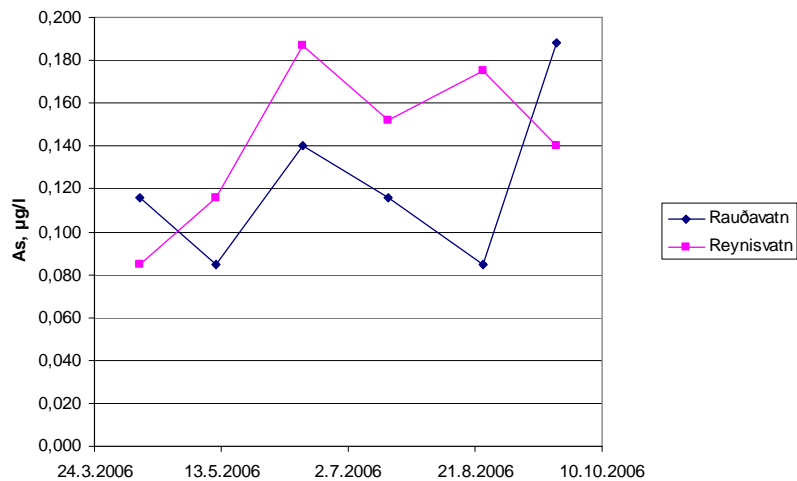
Mynd 21. Styrkur zinks (Zn) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



Mynd 22. Styrkur króms (Cr) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



Mynd 23. Styrkur nikkels (Ni) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.



Mynd 24. Styrkur arsens (As) í Rauðavatni og Reynisvatni 2006.

Hitastig beggja vatnanna var alltaf svipað. Lítillega hærri gildi í Reynisvatni flesta dagana stafa sennilega af því að í því var mælt um klukkustund síðar en í Rauðavatni og sól því orðin herra á lofti. Lægst mældist hitastigið í apríl, 2,4°C í Rauðavatni og 3,6°C í Reynisvatni en hæst í maí, 13,9°C í Rauðavatni og 14,2°C í Reynisvatni.

pH var einnig áþekkt í vötnunum framan af en varð ívið herra í Rauðavatni er leið á sumarið, allt upp í 9,12.

Nokkur munur var á leiðni í vötnunum tveimur. Að meðaltali var hún 119,8 µS/cm í Rauðavatni en aðeins 55,3 µS/cm í Reynisvatni. Eins og áður sagði er leiðnin í Rauðavatni talsvert hærri en í nálægum vötnum en leiðnin í Reynisvatni er nálægt því að vera eins og leiðni úrkomu út við ströndina. Muninn má líklega að talsverðu leyti skýra með því að í Rauðavatn berist einhver selta frá söltun gatna en í Reynisvatn aðallega úrkomu, jarðvatn og e.t.v. mjög ungt grunnvatn.

Súrefnismettun var á bilinu 95,3 – 113,3% í Rauðavatni og 94,3 – 109,7% í Reynisvatni.

Styrkur saurkólí og saurkokka var ávallt lítil. Þéttleiki saurkólí var mestur 25 í 100 ml í Rauðavatni og 38 í Reynisvatni. Sömu tölur fyrir saurkokka voru 6 og 8 í 100 ml. Saurkokkar mældust einungis 24. ágúst en þá var einnig þéttleiki saurkólí mestur.

Heildarþéttleiki baktería sem ræktast við 20°C var yfirleitt heldur minni í Reynisvatni (40-450 í ml) en í Rauðavatni (260 – 1100). Hæstu gildin í Reynisvatni og næsthæstu í Rauðavatni voru þann 14. júní þegar hvassast var.

Grugg mældist á bilinu 0,46 – 4,81 NTU í Rauðavatni en 0,59 – 7,65 NTU í Reynisvatni. Mestur gruggstyrkur var í hvassviðrinu þann 14. júní.

Heildarstyrkur lífræns kolefnis var nokkuð stöðugur í Rauðavatni á mælitímanum eða á bilinu 6,67 – 8,02 mg/l. Gildin í Reynisvatni (3,01 – 8,71 mg/l) voru svipuð og í

Rauðavatni í júní, júlí og ágúst en minni um vorið og haustið. Ekki er að sjá að upprót þann 14. júní hafi aukið styrk lífræns kolefnis.

Styrkur blaðgrænu α var á bilinu 2,1 – 23,5 mg/l í Rauðavatni og meðaltalið 6,0 mg/l. Sömu tölur fyrir Reynisvatn eru 1,3 – 24,6 mg/l og 7,8 mg/l. Styrkur blaðgrænu α breyttist á svipaðan hátt og gruggstyrkurinn. Hann var lítil fram í maí en rauk upp í júní þegar hvassviðrið gerði. Bendir það til að það séu aðallega upprótaðir botnlægir þörungar eða ásætubörungar sem mælist í vötnunum. Seinnihluta sumars og um haustið var styrkurinn í vötnunum fremur lítil en í Reynisvatni þó hærri en um vorið.

Styrkur fosfórs (P) var svipaður í báðum vötnunum í upphafi rannsóknatímabilsins um vorið. Í Rauðavatni breyttist styrkurinn lítið út rannsóknartímabilið en nærri tvöfaldaðist í Reynisvatni í júní þegar vindinn gerði og var áfram í hærri kantinum í júlí og ágúst. Í Rauðavatni var styrkurinn á bilinu 8,34 – 10,3 $\mu\text{g/l}$ og meðaltalið 9,1 $\mu\text{g/l}$ en í Reynisvatni 8,63 – 16,4 $\mu\text{g/l}$ og meðaltalið 11,9 $\mu\text{g/l}$. Megnið af fosfórnum í báðum vötnunum var í formi fosfats ($\text{PO}_4\text{-P}$) sem er í uppleystu formi. Í Rauðavatni var þetta hlutfall á bilinu 75,6 – 98,3% en í Reynisvatni 80,5 – 96,1%.

Fosfórstyrkur neysluvatnsins, mældur í vatnsbólunum í Heiðmörk, er skv. umhverfisskýrslum Orkuveitu Reykjavíkur (www.or.is) á bilinu 15 – 22 $\mu\text{g/l}$ og köfnunarefnisstyrkur virðist vera um 150 – 300 $\mu\text{g/l}$. Hár fosfórstyrkur í Reynisvatni í júní (16,4 $\mu\text{g/l}$) er þó varla talinn geta stafað af rennsli neysluvatns í vatnið þar sem styrkur köfnunarefnis jókst á sama tíma upp í 653 $\mu\text{g/l}$ sem er vel yfir styrknum í neysluvatninu. Einhver áhrif eru þó ekki útilokuð.

Heildarstyrkur köfnunarefnis (t-N) var áþekkur í vötnunum tveimur, að meðaltali 402 $\mu\text{g/l}$ í Rauðavatni og 541 $\mu\text{g/l}$ í Reynisvatni. Heildarstyrkurinn í báðum vötnunum var mestur á miðju sumri. Styrkur nítrats ($\text{NO}_3\text{-N}$) var einnig oftast svipaður í vötnunum, lítil í fyrstu en jókst er leið á sumarið, fyrir í Rauðavatni. Í þriðjungu tílvika í báðum vötnum reyndist nítratstyrkurinn vera undir greiningarmörkum. Meðalstyrkur ammóníaks ($\text{NH}_4\text{-N}$) var allmikill í báðum vötnunum og heldur meiri í Reynisvatni (33,7 $\mu\text{g/l}$) en í Rauðavatni (25,0 $\mu\text{g/l}$). Sveiflur voru á bilinu 11 – 33 $\mu\text{g/l}$ í Rauðavatni og 7 – 78 $\mu\text{g/l}$ í Reynisvatni. Styrkur ójónaðs ammóníaks ($\text{NH}_3\text{-N}$) var ávallt lítil eða á bilinu 0,02 – 7,3 $\mu\text{g/l}$ í Rauðavatni og 0,05 – 1,87 $\mu\text{g/l}$ í Reynisvatni. Hann var oftast meiri í Rauðavatni og var í báðum vötnunum mestur þann 18. júlí.

Styrkur kopars (Cu), zinks (Zn), króms (Cr) og nikkels (Ni) var svipaður í vötnunum tveimur en styrkur arsens (As) var oftast lítilega meiri í Reynisvatni. Daginn sem hvassviðrið gerði (14. júní) mældust ávallt hæstu málmgildin í Reynisvatni og hæstu (Cu, Cr og Ni) eða næsthæstu (Zn og As) málmgildin í Rauðavatni. Undantekningin er kadmíum (Cd) en öll gildi þess í báðum vötnunum voru undir greiningarmörkum. Engar upplýsingar eru um blýstyrk því fyrir mistök var blý ekki greint.

Þótt vatn úr neysluvatnsveitunni (hugsanlega allt að 15.000 m^3) hafi verið látið renna í Reynisvatn á sýnatökutímabilinu sér þess engin augljós merki í þeim mæligildum sem fengust.

Vegna hárra gilda þann 14. júní, daginn sem hvassviðrið var sem rótaði upp í vötnunum, er forvitnilegt að skoða fylgni einstakra þátta, m.a. til að átta sig á því á

hvaða þætti slíkt upprót hefur mest áhrif. Reiknuð var fylgni (r) á milli mæliþáttanna og er hún sýnd í töflum 6 og 7. Á sýnatökudögum var vindhraði áætlaður og skráður eftir hefðbundnum heitum vindsins og viðkomandi hraðaskilgreiningum. Fyrir hverja skráningu er notast við þann meðalvindhraða sem á við það heiti sem skráð var. Þannig fengust ágiskuð vindhraðagildi sem gefin eru í töflum í skýrslunni. Í töflum 6 og 7 er einnig að finna vindhraða á næstu veðurstöð (Korpu).

Fyrir gögnin úr Rauðavatni reyndist sterk jákvæð fylgni vera á milli annarsvegar hvort sem er ágiskaðs vindhraða eða vindhraða á veðurstöðinni við Korpu og hinsvegar þéttleika/styrks blaðgrænu α , gruggs, bakteríufjölda sem ræktast við 22°C og málmanna kopars, zinks og króms ($r \geq 0,9$). Jafnframt var nokkur innbyrðis fylgni á milli þessara þátta.

Fyrir gögnin úr Reynisvatni reyndist slík jákvæð fylgni á milli ágiskaðs vindhraða og annarra þátta einungis vera til staðar fyrir blaðgrænu α og króm. Sama fylgni er á milli mælds vindhraða á veðurstöð við Korpu og krómstyrks en við styrk blaðgrænu α er fylgnistuðullinn 0,8. Jákvæð fylgni var einnig á milli þessara þátta innbyrðis og milli sumra hinna sömu þátta og í Rauðavatni. Vindáhrifin voru hinsvegar greinilega minni í Reynisvatni en í Rauðavatni enda vatnið minna og í betra skjóli.

Vægi fosfórs og köfnunarefnis

Styrkur heildarfosfórs (t-P) er oft meiri og styrkur heildarköfnunarefnis (t-N) minni í grunnnum vötnum með breiður vatnaplantna eins og í Rauðavatni og Reynisvatni en í samskonar vötnum án teljandi vatnaplantna (B. Moss 1998, Marten Scheffer 1998). Að auki má búast við nokkru ammóníaki í grunnnum vötnum vegna niðurbrots lífrænna efna undir plöntubreiðunum, sérstaklega í næringarríkum vötnum.

Yfirlit yfir styrk heildarfosfórs (t-P), fosfats ($\text{PO}_4\text{-P}$) heildarköfnunarefnis (t-N), nitrats ($\text{NO}_3\text{-N}$) og ammóníaks ($\text{NH}_4\text{-N}$) í Rauðavatni og Reynisvatni er sýnt sérstaklega á mynd 25.

Yfirleitt var styrkur þessara efna lægstur fyrsta sýnatökudaginn um vorið og þann síðasta um haustið. Þannig er þessu háttáð um heildarköfnunarefni og nítat í Rauðavatni og heildarköfnunarefni, ammóníak, fosfór og fosfat í Reynisvatni. Það má því gera ráð fyrir að nægilegt framboð hafi verið af þessum næringarefnum þegar framleiðnin var mest um miðbik sumars. Styrkur ammóníaks í Rauðavatni jókst eftir því sem leið á sumarið og styrkur fosfórs og fosfats var svipaður allan tímann. Styrkur nitrats í Reynisvatni jókst eftir því sem leið á sumarið. Hugsanlega var aukning á ammóníaki í Rauðavatni eftir því sem leið á sumarið tengd einhverjum smávægilegum súrefnisskorti við botninn inni í plöntubreiðunum þegar myrkur er að næturlagi. Sá skortur hefur hinsvegar ekki verið svo mikill að aukin uppleysni úr botnseti hafi aukið styrk fosfatsins á sama tíma. Mettunarhlutfall súrefnis í vatninu að degi til var lítið eitt lægra í ágúst og september en fyrri hluta sumarsins en greinilegs súrefnisskorts varð ekki vart. Ef svipaðir ferlar hafa verið á ferðinni í Reynisvatni hefur hinn hugsanlegi vottur að súrefnisskorti orðið fyrr á tímabilinu.

Tafla 6. Fylgnistuðlar (r) fyrir mælipætti í Rauðavatni.

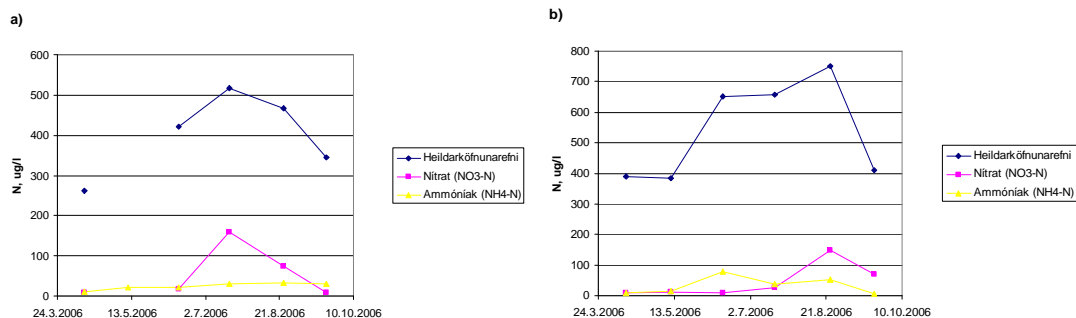
Sleppt er þeim þáttum þar sem meira en tvær greiningar voru undir greiningarmörkum.

	Áætl. vindhr., (m/s)	Vindhr. Korpu, (m/l)	Blað- græna α (mg/l)	Loft- hiti (°C)	Vatns- hiti (°C)	pH	Leiðni (μS/cm)	O ₂ (mg/l)	Grugg (NTU)	Bakt- eríu- fjöldi v/22°C í ml	Saur- kólí í 100 ml	Entero- kokkar í 100 ml	t-P (μg/l)	PO ₄ - P (μg/l)	t-N (μg/l)	NH ₄ - N (μg/l)	NO ₃ - N (μg/l)	TOC (mg/l)	Cu (μg/l)	Zn (μg/l)	Cr (μg/l)	As (μg/l)	
Áætl. vindhr., (m/s)	1,0																						
Vindhr. Korpu, (m/l)	1,0	1,0																					
Blaðgræna α (mg/l)	0,9	0,9	1,0																				
Loftthiti (°C)	-0,1	-0,1	0,3	1,0																			
Vatnshiti (°C)	-0,8	-0,4	0,5	0,9	1,0																		
pH	-0,8	-0,7	-0,7	0,3	0,5	1,0																	
Leiðni (μS/cm)	-0,4	-0,5	-0,2	0,1	0,1	-0,1	1,0																
O ₂ (mg/l)	0,2	0,2	-0,3	-0,8	-0,9	0,0	-0,4	1,0															
Grugg (NTU)	0,9	0,9	1,0	0,3	0,4	-0,7	-0,3	-0,1	1,0														
Bakteríufjöldi v/22°C í ml	0,9	0,9	1,0	0,2	0,5	-0,7	-0,2	-0,2	1,0	1,0													
Saurkólí í 100 ml	0,3	0,3	0,5	0,3	0,4	-0,6	0,6	-0,6	0,5	0,6	1,0												
Enterokokkar í 100 ml	-0,4	-0,4	-0,1	0,2	0,6	-0,1	0,8	-0,6	-0,2	-0,1	0,8	1,0											
t-P (μg/l)	0,6	0,6	0,8	0,7	0,7	-0,3	-0,2	-0,5	0,8	0,8	0,5	0,1	1,0										
PO ₄ -P (μg/l)	0,5	0,6	0,8	0,7	0,9	-0,3	0,0	-0,6	0,8	0,8	0,6	0,2	1,0	1,0									
t-N (μg/l)	0,2	0,3	0,6	0,6	0,6	-0,2	0,4	-0,6	0,6	0,6	0,8	0,6	0,8	0,8	1,0								
NH ₄ -N (μg/l)	0,7	0,7	0,9	0,5	0,7	-0,6	0,0	-0,5	0,9	0,9	0,8	0,3	0,9	0,9	0,8	1,0							
NO ₃ -N (μg/l)	-0,5	-0,5	-0,2	0,2	0,3	-0,1	1,0	-0,6	-0,2	-0,2	0,7	0,9	0,0	0,1	0,5	0,1	1,0						
TOC (mg/l)	0,2	0,3	0,6	0,8	0,7	-0,2	0,3	-0,7	0,6	0,6	0,7	0,4	0,9	0,9	1,0	0,8	0,4	1,0					
Cu (μg/l)	1,0	0,9	1,0	0,2	0,6	-0,8	-0,3	-0,1	1,0	1,0	0,5	-0,2	0,7	0,7	0,4	0,8	-0,3	0,5	1,0				
Zn (μg/l)	0,9	0,9	1,0	0,2	0,5	-0,8	-0,2	-0,2	1,0	1,0	0,6	0,0	0,8	0,8	0,5	0,9	-0,1	0,5	1,0	1,0			
Cr (μg/l)	1,0	0,9	1,0	0,1	0,4	-0,8	-0,3	-0,1	1,0	1,0	0,5	-0,2	0,7	0,7	0,4	0,8	-0,3	0,4	1,0	1,0	1,0		
As (μg/l)	0,4	0,4	0,8	0,7	0,6	-0,4	0,4	-0,7	0,7	0,7	0,8	0,4	0,8	0,9	0,8	0,9	0,4	0,9	0,6	0,7	0,6	1,0	

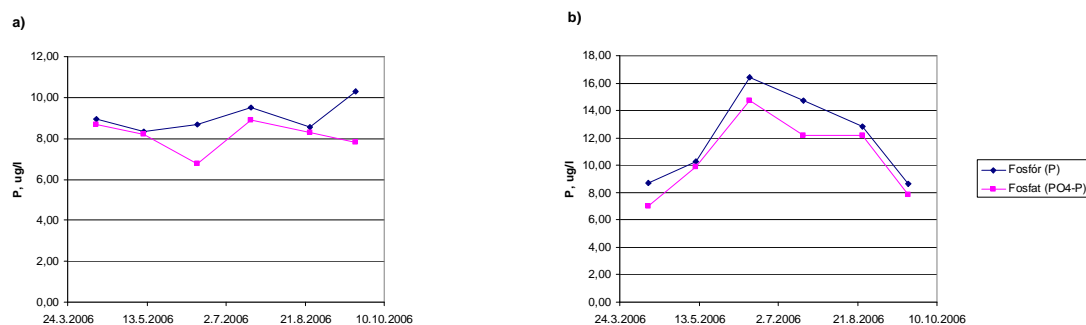
Tafla 7. Fylgnistuðlar (r) fyrir mælipætti í Reynisvatni.

Sleppt er þeim þáttum þar sem meira en tvær greiningar voru undir greiningarmörkum.

	Áætl. vindhr, (m/s)	Vindhr. Korpu, (m/l)	Blað- græn a α (mg/l)	Loft- hiti (°C)	Vatns- hiti (°C)	pH	Leiðni (µS/cm)	O ₂ (mg/l)	Grugg (NTU)	Bakteríu- fjöldi v/22°C í ml	Saur- kólí í 100 ml	Entero- kokkar í 100 ml	t-P (µg/l)	PO ₄ - P (µg/l)	t-N (µg/l)	NH ₄ - N (µg/l)	NO ₃ - N (µg/l)	TOC (mg/l)	Cu (µg/l)	Zn (µg/l)	Cr (µg/l)	As (µg/l)	
Áætl. vindhr, (m/s)	1,0																						
Vindhr. Korpu, (m/l)	1,0	1,0																					
Blaðgræna α (mg/l)	0,9	0,8	1,0																				
Loftthiti (°C)	-0,2	-0,3	0,1	1,0																			
Vatnshiti (°C)	-0,3	-0,3	0,0	0,9	1,0																		
pH	-0,9	-0,9	-0,6	0,5	0,5	1,0																	
Leiðni (µS/cm)	-0,3	-0,2	-0,3	-0,2	-0,2	-0,2	1,0																
O ₂ (mg/l)	0,1	0,1	-0,3	-0,6	-0,7	-0,1	-0,4	1,0															
Grugg (NTU)	0,6	0,6	0,9	0,5	0,4	-0,3	-0,2	-0,5	1,0														
Bakteríufjöldi v/22°C í ml	0,8	0,9	0,5	-0,4	-0,6	-0,9	0,1	0,4	0,3	1,0													
Saurkólí í 100 ml	-0,4	-0,3	-0,2	0,4	0,4	0,1	0,8	-0,7	0,1	-0,2	1,0												
Enterokokkar í 100 ml	-0,4	-0,3	-0,3	0,5	0,5	0,1	0,8	-0,7	0,1	-0,2	1,0	1,0											
t-P (µg/l)	-0,4	-0,4	-0,3	-0,4	-0,4	0,5	-0,2	0,3	-0,4	-0,4	-0,3	-0,5	1,0										
PO ₄ -P (µg/l)	-0,6	-0,6	-0,8	0,1	0,0	0,5	0,1	0,5	-0,6	-0,2	0,1	0,1	0,1	1,0									
t-N (µg/l)	-0,3	-0,3	0,1	1,0	1,0	0,6	-0,3	-0,5	0,6	-0,5	0,4	0,4	-0,1	0,0	1,0								
NH ₄ -N (µg/l)	-0,7	-0,7	-0,3	0,6	0,6	0,8	0,1	-0,6	0,1	-0,8	0,5	0,5	0,4	0,0	0,7	1,0							
NO ₃ -N (µg/l)	-0,5	-0,5	-0,3	0,8	0,7	0,7	-0,4	0,0	0,2	-0,5	0,2	0,2	0,0	0,6	0,8	0,6	1,0						
TOC (mg/l)	0,0	0,0	0,4	0,8	0,6	0,2	0,0	-0,6	0,8	-0,1	0,5	0,5	-0,2	-0,2	0,9	0,6	0,6	1,0					
Cu (µg/l)	0,8	0,7	0,9	-0,2	-0,2	-0,5	-0,4	-0,2	0,6	0,4	-0,4	-0,5	0,1	-0,9	-0,1	-0,2	-0,4	0,2	1,0				
Zn (µg/l)	0,6	0,5	0,5	-0,7	-0,6	-0,5	-0,2	0,2	0,0	0,3	-0,6	-0,7	0,4	-0,7	-0,6	-0,4	-0,8	-0,4	0,8	1,0			
Cr (µg/l)	1,0	0,9	1,0	-0,1	-0,2	-0,7	-0,3	0,0	0,8	0,7	-0,3	-0,4	-0,2	-0,7	-0,1	-0,5	-0,4	0,2	0,9	0,6	1,0		
As (µg/l)	0,1	0,0	0,2	-0,6	-0,5	0,1	-0,2	0,1	-0,1	-0,1	-0,5	-0,6	0,8	-0,4	-0,4	0,1	-0,5	-0,2	0,6	0,8	0,2	1,0	



Mynd 25. Heildarköfnunarefni, nítrat og ammóníak apríl – september 2006 í a) Rauðavatni og b) Reynisvatni.



Mynd 26. Fosfór og fosfat apríl – september 2006 í a) Rauðavatni og b) Reynisvatni.

Svifþörungar og annar gróður binda köfnunarefni og fosfór í N/P hlutfallinu 7,2:1 (vikt) (Steven C. Chapra 1997). Við mikla framleiðslu getur það efni sem minna er af takmarkað vaxtarhraða og til lengri tíma einnig aukningu lífmassa. Önnur efni eru sjaldnar takmarkandi.

Á heimskautasvæðum geta þó einnig hitastig og ljósmagn takmarkað framleiðni í stöðuvötnum (A. Nilsson 1997) og þar til annað kemur í ljós verður að gera ráð fyrir að það sama geti einnig gilt á Íslandi.

Tiltæk hlutföll köfnunarefnis og fosfórs eru oft notuð til að gefa vísbendingar um hvort efnið gangi fyrir til þurrðar og verði þar með takmarkandi. Hlutföll köfnunarefnis og fosfórs hafa hinsvegar enga merkingu í þessu sambandi ef nóg er af báðum efnunum (Johan U. Gobbelaar & W. Alan House 1996). Ætla má að fosfór verði takmarkandi fyrir venjulega þörungum þegar styrkur hans er undir $2,2 \mu\text{g/l}$ (C.S. Reynolds 1992) tilvísun í (Johan U. Gobbelaar & W. Alan House 1996). Fosfórstyrkur í vötnunum tveimur mældist aldrei svo lítill á tímabilinu. Stöðug íkoma, framboð frá seti og niðurbrot skilar auk þess oft nægilegu magni til að stuðla að hámarksframleiðslu við lágan styrk. Það geta því verið allt aðrir þættir sem ráða hámarksframleiðslunni og stærð lífmassa svifþörungum, t.d. hitastig, ljósmagn, afát, botnfelling og útskolun. Hlutfall N/P getur einnig sveiflast yfir sólarhringinn (G. Y. Rhee & I. J. Gotham 1980) tilvísun í (Johan U. Gobbelaar & W. Alan House 1996). Nauðsynlegt er því að hafa góðar upplýsingar um framleiðslu og næringarefnabúskap tiltekens vatns yfir langan tíma til að meta hvort það er köfnunarefni eða fosfór sem er takmarkandi, bæði efnin eða hvorugt.

Í töflu 7 er gefið yfirlit yfir hvernig N/P hlutföll hafa verið notuð til að giska á hvort efnið kunni að takmarka vaxtarhraða svifþörungna.

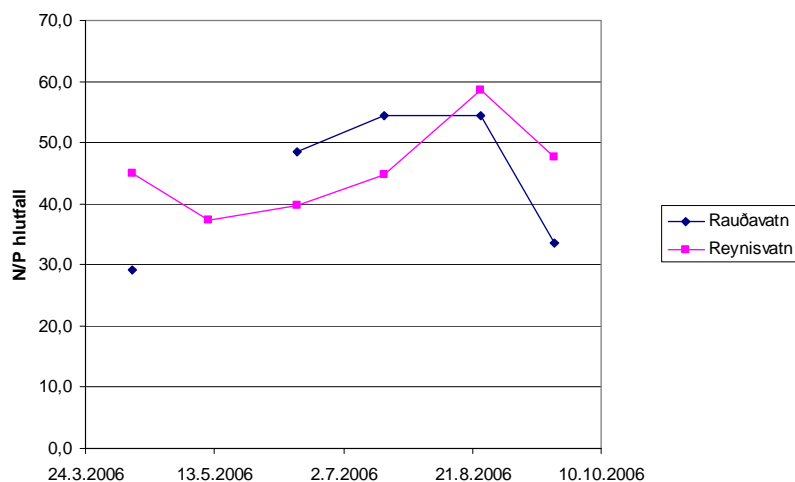
Tafla 8. Ýmis viðmiðunargildi N/P hlutfalla (vikt) sem notuð eru til að meta hvort fosfór eða köfnunarefni er líklegri til að vera takmarkandi fyrir þörungavöxt í vötnum.

Köfnunarefni (N) er líklegri til að vera takmarkandi	Annað hvort N eða P, hvorki N né P eða bæði N og P gætu verið takmarkandi	Fosfór (P) er líklegri til að vera takmarkandi	Heimildir
<7,2	7,2	>7,2	(Steven C. Chapra 1997, C. F. Mason 1981)
<10	10	>10	(Noriko Takamura o.fl. 2003)
<10	10-17	>17	(Florida Lakewatch 2000)
<8	8-19	>19	(S. J. Guildford & R. E. Hecky 2000)
<13	13-21	>21	(David R. Maidment 1992) Frumheimildir: (V. H. Smith 1979, R.V. Thomann & J.A. Mueller 1987)

Hraði umsetningar á köfnunarefni annarsvegar og fosfór hinsvegar getur einnig verið misjafn og gert notkun á N/P hlutfallinu varasama. Yfirleitt er talið að umsetning á fosfór sé hraðari (G. P. Harris 1986) tilvísun í (I. Tonno & T. Noges 2003) sem merkir að enn meira er hlutfallslega aðgengilegt af fosfór miðað við ákveðið hlutfall N/P. Það kemur m.a. fram í þeim gildum sem gefin eru í töflu 5 en þau eru yfirleitt hærri en 7,2.

Hlutfall heildarköfnunarefnis og heildarfosfórs í Rauðavatni og Reynisvatni er sýnt á mynd 27. Það var mjög hátt í báðum vötnunum. Að meðaltali var þetta hlutfall 44,0 í Rauðavatni og 45,5 í Reynisvatni.

N/P hlutfallið bendir sterklega til að fosfór (P) sé líklegri til að verða takmarkandi fyrir vaxtarhraða svifþörungna í vötnunum tveimur ef gengi verulega á þau. Hlutfallið hækkadi heldur er leið á sumarið en lækkaði aftur í september. Eins og að framan greinir mældist þó styrkur nýtanlegs fosfórs, þ.e. fosfats (PO_4), í öllum tilvikum nægjanlegur fyrir framleiðslu svifþörungna. Köfnunarefni í formi sem gróðurinn getur aðallega nýtt sér (NO_3 og NH_4) var einnig nægilegt. Við þær aðstæður sem voru á rannsóknartímabilinu takmörkuðu því hvorki fosfór né köfnunarefni vaxtarhraða.



Mynd 27. Hlutfall köfnunarefnis og fosfórs (N/P, vikt) í Rauðavatni og Reynisvatni á tímabilinu apríl - september 2006.

Vatnablönturnar eru síður háðar styrk næringarefna í vatninu á hverjum tíma því þær geta líka náð efnunum upp í gegnum ræturnar. Botn- og ásætubörungar hafa einnig betri aðgang en svifbörungar að næringarefnum í botnleðjunni og frá vatnablöntunum. Gera má ráð fyrir að langmest af frumframleiðslu í vötnunum sé af völdum vatnaplantnanna, næst mest af völdum ásætu- og botnbörunga en að svifbörungarnir standi eingöngu fyrir litlu broti af heildarfrumframleiðninni.

Ástæða er til að ætla að framleiðsla í vötnunum tveimur takmarkist af öðrum þáttum en köfnunarefni og fosfór. Nærtækast í því tilliti er að líta til þátta eins og ljósmagns, uppróts, hitastigs og afáts svifdýra og fugla auk þess sem vatnsborðssveiflur kunna að hafa neikvæð áhrif. Auk þess gætu önnur næringarefni verið takmarkandi, t.d. molybdenum (Mo) en það hefur verið nefnt til sögunnar sem takmarkandi fyrir ýmsan gróður (Charles R. Goldman 1960). Styrkur þess var hinsvegar ekki mældur.

Flokkun Rauðavatns og Reynisvatns

Næringarástand

Frumframleiðsla og lífmassi eru þeir þættir sem best lýsir næringarástandi tiltekins vatns. Einnig má nota styrk næringarefna sem óbeinan mælikvarða á næringarástand. Tegundir lífvera í vatninu geta einnig gefið vissa vísbendingu um næringarástand þess.

Á grundvelli skilgreininga flokkunarþátta reglugerðar nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns má varpa ljósi á næringarástand Rauðavatns og Reynisvatns. Útkoman er sýnd í töflu 9 en ekki verður gerð tilraun til að flokka vötnin í þessu tilliti.

Tafla 9. Næringarástand í Rauðavatni og Reynisvatni miðað við forsendur rgl. nr. 796/1999.

	Rauðavatn	Reynisvatn
Næringarfátækt (oligotrophy)	t-P, blaðgræna α	t-P, blaðgræna α
Lágt næringargildi (oligo-/mesotrophy)	t-N	t-N
Næringarefnaríkt (meso-/eutrophy)	NH ₃ -N	NH ₃ -N
Næringarefnaauðugt (eutrophy)	TOC	TOC

Þótt blaðgræna α í vatni stöðuvatna sé mælikvarði á lífmassa á það eingöngu við um svifbörunga en ekki gróðurinn sem er ríkjandi í Rauðavatni og Reynisvatni, þ.e. háplöntur og botn- og ásætubörunga. Því ætti ekki nota styrk blaðgrænu α til að rökstyðja fullyrðingu um næringarfátækt í vötnunum.

Náttúrulegt ástand

Viðmiðanir

Við ákvörðun á náttúrulegu ástandi verður reynt að hafa í huga ástand eins og hefur líklega verið fyrir tæknibyltinguna í iðnaði og landbúnaði sem hófst aðalega um og upp úr aldamótunum 1900. Undantekningin eru saurbakteríur sem aðeins er gert ráð fyrir að séu upprunnar frá villtum dýrum í náttúrulegu ástandi viðkomandi vatns. Ekki er heldur reynt að taka tillit til þeirra breytinga sem orðið hafa á gróðurfari, m.a.

við framræslu votlendis, túnrækt og landeyðingu heldur gengið út frá að núverandi ástand sé náttúrulegt í þeim skilningi sem hér er notaður.

Náttúrulegt ástand er hér fyrst áætlað sem ákveðin gildi fyrir hvern matsþátt og svo flokkað samkvæmt þeim gildum í viðkomandi umhverfismarkaflokk. Umhverfismarkaflokkunum er svo ætlað í samræmi við reglugerð nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns að lýsa náttúrulegu ástandi viðkomandi vatns.

Munurinn á umhverfismarkaflokkum fyrir raunverulegt og náttúrulegt ástand segir til um mengunarflokkunina. Í töflu A í viðauka er sýnt nákvæmlega hvernig ákveðinn munur gefur ákveðna mengunarflokkun.

Næringarefni

Styrkur fosfórs í yfirborðsvatni í heiminum er oftast á bilinu 5-20 $\mu\text{g/l}$ $\text{PO}_4\text{-P}$ en í ósnortnum vötnum allt niður í 1 $\mu\text{g/l}$ (Deborah Chapman 1996).

Í ýmsum ám á Suðurlandi reyndist uppleysti hluti heildarfosfórs ($t\text{-P}_{\text{uppleyst}}$) 1997-1998 að meðaltali vera á bilinu um 10-25 $\mu\text{g P/l}$ (Eydís Salome Eiríksdóttir o.fl. 1999) og eru þar jökulár meðtaldar. Að jafnaði er fastur hluti fosfórs í ám heimsins um tísfaldur uppleysti hlutinn (Elizabeth Kay Berner & Robert A. Berner 1996). Heildarfosfór var mældur í 39 íslenskum vötnum árin 1997 og 1998 og reyndist vera á bilinu 1-107 $\mu\text{g/l}$ (Hilmar J. Malmquist o.fl. 1999). Heildarfosfór ($t\text{-P}$) í þessum stöðuvötnum var undir 8 $\mu\text{g/l}$ í 50% tilvika og undir 60 $\mu\text{g/l}$ í 90% tilvika (Brit Lise Skjelkvale o.fl. 2001).

Einnig liggja fyrir niðurstöður frá mengunarflokkunum á ám (Tryggvi Þórðarson 2003b, 2003d, 2003e, 2003f, 2003g, 2003h, 2003i, 2003j, 2003k, 2003a, 2004e, 2004b, 2006b, 2006a). Samkvæmt þeim gögnum eru 50- og 90-hundraðshlutamörk fyrir heildarstyrk fosfórs 12,0 og 32,2 $\mu\text{g/l}$ fyrir 21 vatnsfall, þar af 14 á Suðvesturlandi og 7 á Norðurlandi (N=248). Fyrir vatnsföllin 14 á Suðvesturlandi (N=158) eru þessar tölur 8,47 og 20,2 $\mu\text{g/l}$. Fyrir fosfat eru þessi hundraðshlutamörk 6,50 og 16,8 $\mu\text{g/l}$ fyrir allar árnar og 5,93 og 9,13 $\mu\text{g/l}$ fyrir árnar á Suðvesturlandi.

Sambærileg gögn (N=42) eru til fyrir 5 stöðuvötn á Suðvesturlandi, Meðalfellsvatn, Leirvogsvatn, Hafravatn, Elliðavatn og Urriðakotsvatn (Tryggvi Þórðarson 2003c, 2004c, 2004d, 2004a, 2006a). Í þeim var heildarfosfór undir 8,6 $\mu\text{g/l}$ í 50% tilvika en undir 16,0 $\mu\text{g/l}$ í 90% tilvika. Fyrir fosfat voru þessi gildi 5,25 og 8,88 $\mu\text{g/l}$.

Náttúrulegur styrkur nitrats ($\text{NO}_3\text{-N}$) í yfirborðsvatni er venjulega undir 100 $\mu\text{g/l}$ (Deborah Chapman 1996). Árin 1997-1998 mældist hann á bilinu 17-790 $\mu\text{g/l}$ í 39 íslenskum stöðuvötnum (Hilmar J. Malmquist o.fl. 1999b) en í íslenskum vötnum er hann talin geta orðið lægst undir 1 $\mu\text{g/l}$ (Brit Lise Skjelkvale o.fl. 2001).

Í könnun á sunnlenskum ám, m.a. jökulám, reyndist meðalstyrkur uppleysta hluta heildarköfnunarefnis ($t\text{-N}_{\text{uppleyst}}$) 1997-1998 vera á bilinu um 28-66 $\mu\text{g N/l}$ (Eydís Salome Eiríksdóttir o.fl. 1999). Inn í þessi gildi vantar hinsvegar fastan hluta köfnunarefnis en köfnunarefni í náttúrulegu vatni er að talsverðu leyti bundið í lífrænu efni (Brit Lise Skjelkvale o.fl. 2001) sem að stórum hluta er í föstu formi. Á heimsvísu er náttúrulegt fast köfnunarefni í ám um þriðjung meira en náttúrulegt uppleyst köfnunarefni (Elizabeth Kay Berner & Robert A. Berner 1996).

Í íslenskum stöðuvötnum 39 var heildarköfnunarefni undir 125 $\mu\text{g/l}$ í 50% tilvika og undir 359 $\mu\text{g/l}$ í 90% tilvika (Brit Lise Skjelkvale o.fl. 2001).

Einnig liggja fyrir niðurstöður frá mengunarflokkunum á ám (Tryggvi Þórðarson 2003b, 2003d, 2003e, 2003f, 2003g, 2003h, 2003i, 2003j, 2003k, 2003a, 2004e, 2004b, 2006b, 2006a). Samkvæmt þeim gögnum eru 50- og 90-hundraðshlutamörk fyrir heildarstyrk köfnunarefnis 125 og 335 $\mu\text{g/l}$ og ammóníak 7,80 og 39,3 $\mu\text{g/l}$ fyrir þau 21 vatnsföll (N=248 og 247) sem um ræðir en af þeim eru 14 á Suðvesturlandi og 7 á Norðurlandi. Fyrir árnar á Suðvesturlandi eru þessi mörk fyrir heildarköfnunarefni 90,2 og 269 $\mu\text{g/l}$ en 8,95 og 42,5 $\mu\text{g/l}$ fyrir ammóníak (N=158 og 157).

Sambærileg gögn (N=30) eru til fyrir 5 stöðuvötn á Suðvesturlandi, Meðalfellsvatn, Leirvogsvatn, Hafravatn, Elliðavatn og Urriðakotsvatn (Tryggvi Þórðarson 2003c, 2004c, 2004d, 2004a, 2006a). Í þeim var heildarköfnunarefni undir 187 $\mu\text{g/l}$ í 50% tilvika en undir 344 $\mu\text{g/l}$ í 90% tilvika. Fyrir ammóníak voru þessi gildi 5,8 og 22,3 $\mu\text{g/l}$.

Lífrænt efni

Að meðaltali er heildarstyrkur lífræns kolefnis (TOC) í ám heimsins 9,9 mg/l og uppleysti hluti þess 55% (AMAP 1997). Styrkur uppleysts náttúrulegs lífræns efnis í ám, mælt sem TOC, er að jafnaði 5 mg/l fyrir alla jörðina en á Norðurlöndunum yfirleitt á bilinu 5-30 mg/l (Rolf D. Vogt o.fl. 2001).

Vegna fremur lágs meðalhita á Íslandi, sem ekki örvar niðurbrot uppsafnaðs lífræns efnis í jarðvegi þannig að lífræn niðurbrotsefni skili sér út í yfirborðsvatn, tiltölulegra mikillar úrkomu, sem þynnir út niðurbrotsefnin í vatninu og jarðvegi sem víða er fátækur af lífrænum efnum, má búast við að styrkur náttúrulegs lífræns uppleysts efnis í yfirborðsvatni á Íslandi sé yfirleitt fremur lágur og líklega vel undir heimsmeðaltali. Heildarstyrkur lífrænna efna í vötnum eykst hinsvegar í takt við umfang mýrlendis á vatnasviði þeirra, sérstaklega þess mýrlendis sem næst þeim er (L. Arvola o.fl. 2004, H. Laudon o.fl. 2004, T. Mattsson o.fl. 2005). Styrkur lífræns efnis í vatni er einnig háður loftslagsbreytingum á hverjum tíma en hlýnandi veðurfar hefur m.a. sumsstaðar valdið aukningu lífræns efnis í yfirborðsvatni á síðustu árum (Rolf D. Vogt o.fl. 2001). Ástæðan er aukið niðurbrot uppsafnaðs lífræns efnis í umhverfinu vegna hitastigshækkunar og að einhverju leyti aukinnar uppgufunar vatns sem gerir vatnið rammara.

Efnagreiningar á heildarmagni lífræns kolefnis í íslensku vatni voru til skamms tíma yfirleitt ekki gerðar þegar vatn var efnagreint. Til eru mælingar gerðar í 39 íslenskum stöðuvötnum (Brit Lise Skjelkvale o.fl. 2001) þar sem 50-hundraðshlutamark fyrir heildarstyrk lífræns kolefnis var 1,0 mg/l og 90-hundraðshlutamark 2,3 mg/l.

Einnig liggja fyrir niðurstöður frá mengunarflokkunum á ám (Tryggvi Þórðarson 2003b, 2003d, 2003e, 2003f, 2003g, 2003h, 2003i, 2003j, 2003k, 2003a, 2004e, 2004b, 2006b, 2006a). Samkvæmt þeim gögnum eru 50- og 90-hundraðshlutamörk fyrir heildarstyrk lífræns kolefnis 1,74 og 3,39 mg/l í 21 vatnsfalli (N=248), þar af í 14 á Suðvesturlandi og 7 á Norðurlandi. Fyrir árnar á Suðvesturlandi (N=158) eru þessar tölur 1,99 og 3,75 mg/l.

Sambærileg gögn (N=30) eru til fyrir 5 stöðuvötn á Suðvesturlandi, Meðalfellsvatn, Leirvogsvatn, Hafravatn, Elliðavatn og Urriðakotsvatn (Tryggvi Þórðarson 2003c, 2004c, 2004d, 2004a, 2006a). Í þeim var heildarstyrkur lífræns kolefnis undir 2,98 mg/l í 50% tilvika en undir 5,21 mg/l í 90% tilvika.

Málmar

Til eru upplýsingar um styrk málma í ýmsum ám á landinu en gildin eru flest aðeins yfir uppleysta málma og því erfið til samanburðar. Vegna flokkunar á vatnsföllum liggja þó fyrir efnagreiningar á heildarmálmum í 10-12 sýnum úr hverju af 21 vatnsfalli (N=236) (Tryggvi Þórðarson 2003b, 2003d, 2003e, 2003f, 2003g, 2003h, 2003i, 2003j, 2003k, 2003a, 2004e, 2004b, 2006b, 2006a). Gildi 50- og 90-hundraðshlutamarka fyrir málma í þessum ám eru þessi: Kopar: 0,607 og 1,895 µg/l, zink: 1,85 og 41,45 µg/l, kadmíum: 0,018 og 0,042 µg/l, blý: 0,038 og 0,169 µg/l, króm: 0,852 og 1,530 µg/l, nikkell: 0,336 og 0,741 µg/l, arsen: 0,090 og 0,169 µg/l. Fyrir 14 vatnsföll á Suðvesturlandi sérstaklega (N=146) eru gildin þessi: Kopar: 0,497 og 1,175 µg/l, zink: 1,95 og 61,9 µg/l, kadmíum: 0,019 og 0,034 µg/l, blý: 0,049 og 0,176 µg/l, króm: 0,899 og 1,460 µg/l, nikkell: 0,352 og 0,763 µg/l, arsen: 0,095 og 0,189 µg/l.

Sambærileg gögn (N=30) eru til fyrir 5 stöðuvötn á Suðvesturlandi, Meðalfellsvatn, Leirvogsvatn, Hafravatn, Elliðavatn og Urriðakotsvatn (Tryggvi Þórðarson 2003c, 2004c, 2004d, 2004a, 2006a). Tölur yfir 50-hundraðshlutamörk og 90-hundraðshlutamörk fyrir málma eru þessar: Kopar: 0,415 og 0,673 µg/l, zink: 0,911 og 6,579 µg/l, kadmíum: 0,012 og 0,027, blý: 0,043 og 0,181 µg/l, króm: 0,429 og 1,326 µg/l, nikkell: 0,220 og 0,366 µg/l og arsen: 0,088 og 0,089 µg/l.

Mengunarálag

Við ákvörðun á náttúrulegum gildum er m.a. tekið mið af álagsgreiningu sem gerð var fyrir vötnin (Svava S. Steinarsdóttir 2007). Talsvert af því sem sagt er um vatnasviðin og umsvif á þeim hér á eftir er tekið úr álagsgreiningunni.

Álagsþættirnir fyrir Rauðavatn eru heldur fleiri og vega þyngra en fyrir Reynisvatn. Mengunarálag á Rauðavatn er metið nokkurt. Íbúðar- og verslunarsvæði er á hluta vatnasviðs Rauðavatns vestan og sunnan við vatnið. Í Norðlingaholti er m.a. bensínstöð. Ofanvatn frá Seláshluta Árbæjarhverfis (Viðarási, Rauðási, Þingási og hluta Selásbrautar) er leitt í vatnið í gegn um sandsíu og brunna sem skilja frá olíu en ofanvatn frá Norðlingaholti er leitt út af vatnasviðinu. Suðurlandsvegur liggur nærri vatninu ásamt hringtorgi við Breiðholtsbraut. Slaufugatnamót á Suðurlandsvegi norðan við vatnið eru að mestu utan við vatnasviðið og austara hringtorgið á þeim vegi sennilega einnig. Vegsalt gegn hálfu er notað á ofangreinda vegi og á veturna berst saltið með ofanvatninu og vegúða í Rauðavatn og með jarðvatni/grunnvatni einnig á öðrum tímum. Við vatnið eru göngu- og reiðstígar og er vatnasviðið talsvert notað til að viðra hunda og til útreiða. Aningarstaður hestamanna er við suðaustanvert vatnið en þaðan getur einhver mengun borist í vatnið. Í Almannadal er verið að reisa hesthús. Þótt Almannadalur sé utan við vatnsvið Rauðavatns er ekki útilokað að grunnvatn streymi þaðan í átt að vatninu. Skammt þar frá eru einnig Fjárborgir, sem nú er hesthúsabyggð. Prentsmiðja og skrifstofur Morgunblaðsins eru á mörkum vatnasviðsins vestanverðu en á því svæði má frekar gera ráð fyrir að stefna grunnvatns sé frá vatninu og mengunarhætta því lítil. Sumarhúsabyggð hefur um áratugabil verið í brekkunni norðan við vatnið en bústöðunum hefur fækkað undanfarin ár og eru þar

nú aðeins örfáir bústaðir. Talsverðu hefur verið plantað af trjám norðan og austan við Rauðavatn en trjáplöntun á svæðinu liggur niðri um þessar mundir. Um áramótin 2005-2006 var áramótabrenna á vegum borgarinnar á grynningunum vestast í vatninu. Mól var sett undir brennuna og var hún fjarlægð strax á eftir ásamt ösku og óbrunnu efni. Þetta mun vera í fyrsta skipti sem borgarbrenna er þarna. Eftir því sem næst verður komist var brennustaðurinn annaðhvort í fjöruborðinu eða jafnvel á kafi ef mið er tekið af því þegar mest var í vatninu um vorið.

Mengunarálag á Reynisvatn felst fyrst og fremst í útivist og er talið lítið. Mesta álagið tengist þó rekstri tómstundaaðstöðu á vesturbakka vatnsins þar sem rekin er veitingaaðstaða og boðið upp á leyfi til að veiða í vatninu. Í tengslum við starfsemi þessa er regnbogaasilungi sleppt vikulega í vatnið á sumrin og hefur svo verið um nokkurra ára skeið, alls 15.000 – 20.000 fiskum á ári (Svava S. Steinarsdóttir 2007).

Sumarbústaður var í hlíðinni norðan Reynisvatns á meðan sýnataka stóð yfir en er nú horfinn. Smákofti er í jaðri votlendisins austan við það og uppi á brekkubrúninni við Langavatn eru 1-2 hús, hugsanlega íbúðarhús. Þau eru á austurmörkum vatnasviðsins. Nokkur skógrækt er á vatnasviðinu en flest trén eru ung. Skipuleg plöntun fer þar ekki fram núna. Malbikaður einkavegur liggur utan í Reynisvatnsási ofarlega og austur með vatninu.

Í Miðmundardal sem er suðaustan við Reynisvatn og skilur að Velli og Krókamýri var til skamms tíma skotsæfingarvæði Skotveiðifélags Reykjavíkur. Samkvæmt upplýsingum frá mengunarvörnum Umhverfissviðs Reykjavíkur hefur mengaður jarðvegur ekki verið fjarlægður af svæðinu. Miðmundardalur er utan vatnasviðs Reynisvatns en hefur ekki afrennsli svo líklegt er að úrkoma sem þar fellur berist í grunnvatn sem líklega stefnir að Reynisvatni. Ólíklegt er þó að hreyfanleiki blýs í höglum sem þar hljóta að vera sé mikill.

Á Reynisvatnsheiði í jaðri vatnasviðs Miðmundardals eru hitaveitugeymar. Þar vestan við er einnig nýlegt mannvirki, hugsanlega rafmagnsvirki af einhverjum toga.

Bein losun mengunarefna á sér ekki stað í Reynisvatn. Vegir og stígar eru á vatnasviði þess auk einstakra húsa. Ofanvatn af þéttum manngerðum flötum er því nánast ekki fyrir hendi á vatnasviði vatnsins. Landbúnaðarstarfsemi er ekki til staðar og áburðarnotkun sennilega engin.

Náttúrulegt ástand

Með hliðsjón af því mati að mengunarálag á Reynisvatn sé lítið er gert ráð fyrir því að mæld gildi í vatninu séu flest nálægt náttúrulegum gildum. Þar sem mengunarálag á Rauðavatn er metið hærra en í Reynisvatni má ætla að hluti þess styrks sem þar mælist sé vegna þeirrar mannlegu starfsemi sem þar er á vatnasviðinu. Við ákvörðun náttúrulegu gildanna þarf einnig að taka mið af eiginleikum nálægra vatna en þó með vissri varúð vegna þeirrar sérstöðu Rauðavatns og Reynisvatns að vera án yfirborðsafrennslis. Sú sérstaða kann einnig að skipta máli fyrir náttúrulegt ástand vatnanna en á hvern hátt er ekki vitað að svo komnu máli og hefur því ekki bein áhrif á ákvörðunina núna.

Í töflu 10 er sýndur styrkur næringarefna í Rauðavatni og Reynisvatni ásamt nokkrum nálægum vötnum.

Tafla 10. Meðalstyrkur næringarefna og hlutfall köfnunarefnis og fosfórs í 7 vötnum á Suðvesturlandi.

Vatn	Meðaldýpi, m	Köfnunarefni (t-N)	Fosfór (t-P)	Fosfat (PO ₄ -P)	Ammóníak (NH ₃ -N)	N/P
Urriðakotsvatn	0,7 ¹⁾	377	5,2	5,0	<15,7	72,5
Hafravatn	8 ²⁾	308	6,6	4,0	<5,8	46,7
Leirvogsvatn	Dýpst 24 m ³⁾	190	6,2	2,6	<5,7	30,6
Meðalfellsvatn	4,4 ²⁾	181	9,6	1,7	<5,8	18,9
Ellidavatn	1,0 ⁴⁾	81	16,4	5,5	21,5	4,9
Rauðavatn	Um 1,0 ⁵⁾	402	9,1	8,1	25,0	62,9
Reynisvatn	Um 1 m	541	11,9	10,6	33,7	45,5

1) (Hilmar J. Malmquist o.fl. 2006)

2) (Hákon Aðalsteinnsson o.fl. 1989)

3) (Tryggvi Þórðarson 2004d)

4) (Jórunn Harðardóttir o.fl. 2002)

5) (Hilmar Malmquist o.fl. 2006)

Styrkur heildarköfnunarefnis, fosfats og ammóníaks reyndist meiri í Rauðavatni og Reynisvatni en í hinum vötnunum en styrkur fosfórs álíka og í Meðalfellsvatni, meiri en í Urriðavatni, Hafravatni og Leirvogsvatni en minni en í Ellidavatni.

Uppsprettur köfnunarefnis á vatnasviðum Rauðavatns og Reynisvatns eru m.a. niðurburður, hundar, hestar, fuglar, fiskar, lúpína og áburður notaður við skógrækt. Slepningar fiska og veiði þeirra í Reynisvatni hefur áhrif á næringarefnabúskapinn en óvíst hvort til hækkunar eða lækkunar á styrk efnanna. Ef fiskarnir nærast og vaxa í vatninu hverfa næringarefni með þeim úr vatninu þegar þeir veiðast. Ef þeir hafa enga fæðu í vatninu skilja þeir aðeins út næringarefni við það að ganga á líkamsvefi sína. Gengið er út frá því síðarnefnda. Útskiljun 500 g fisks á köfnunarefni er t.d. um 3,6 µg N/klst. (Jeff M. Sereda o.fl. 2008)

Bæði vötnin vantar útrás á yfirborði og ef vatnsskipti við grunnvatn væru engin ættu vötnin að stækka þar til vatnið finnur sér yfirfall enda er úrkoma meiri en uppgufun á ársgrundvelli. Eins og vikið var að að framan eru vatnsskipti í vötnunum hinsvegar talin þó nokkur þótt nákvæmt mat á því skorti.

Þegar vegsaltið sem notað er á vatnasviði Rauðavatns berst um jarðveg í vatnið geta orðið jónaskipti í jarðveginum sem geta valdið útskolun á öðrum jónum í jarðvatninu, m.a. þungmálmum blý, kopar og zinki (A. C. Norrstrom & G. Jacks 1998). Væntanlega hefur þó lítið af þungmálmum skilað sér á þann hátt í Rauðavatn þar sem leysni þeirra við eðlilegar aðstæður er lítil og líklegt að það líði ár eða áratugir með söltun áður en þeirra verður vart í vatninu.

Við alla frekari vinnu er nauðsynlegt að endurskoða mat á náttúrulegu ástandi jafnóðum og nýjar upplýsingar koma fram sem geta varpað betra ljósi á hvert það sé. Ekki er þó sjálfgefið að leiðrétting minniháttar ónákvæmi af þessum sökum muni hafa áhrif á mengunarflokkun vatnanna því mengunarflokkunin byggir á flokkun náttúrulegs ástands í umhverfismarkaflokk sem borinn er saman við samskonar flokkun fyrir raunverulegt ástand. Aðeins þegar náttúrulegt gildi er á mörkum umhverfismarkaflokka gæti smávægileg leiðrétting skipt máli við flokkunina.

Í töflu 9 eru sýnd meðaltöl mælinga á efnastyrk og bakteríuþéttleika í Rauðavatni og Reynisvatni. Þar eru til samanburðar einnig sýndur meðalefnastyrkur í úrkomu í Reykjavík og á Írafossi, miðgildi stakra mælinga í 62 íslenskum vötnum frá árunum 1997-1998, reiknaður styrkur á köfnunarefni og fosfór út frá meðaldýpi og

efnastyrkur í fjórum öðrum vötnum á Suðvesturlandi. Í töflunni eru einnig sýnd þau gildi sem talið er að einkenni náttúrulegt ástand Rauðavatns og Reynisvatns og þeir umhverfismarkaflokkar sem eiga við þau gildi.

Tafla 11. Mat á raunverulegu og náttúrulegu ástandi Rauðavatns og Reynisvatns

Taflan sýnir raunverulegt og áætlað náttúrulegt ástand vatnsins bæði sem styrk og umhverfismarkaflokk. Í töflunni er ennfremur sýndar tölur yfir meðalstyrk efna í úrkomu í Reykjavík og á Írafossi, meðaltal stakra mælinga í 59-62 íslenskum vötnum, reiknaður heildarstyrkur köfnunarefnis og fosfórs út frá meðaldýpi (reiknilíking byggð á mælingum í 62 íslenskum vötnum) og meðalstyrkur í Meðalfellsvatni (n=11 fyrir bakteríur en 6 fyrir aðra þætti), Leirvogsvatni (n=11 fyrir bakteríur en 6 fyrir aðra þætti), Hafrauvatni (n=11 fyrir bakteríur en 6 fyrir aðra þætti), Elliðavatni (n= 36 fyrir bakteríur en 18 fyrir aðra þætti) og Urriðakotsvatni (n=12 fyrir bakteríur en 6 fyrir aðra þætti). Gildi með < merkja að við útreikninginn voru notuð einhver gildi sem voru undir greiningarmörkum.

MG= Mæld gildi, ÁG= áætluð gildi, UF= umhverfismarkaflokkur.

Meðal- tal úr- komu í Reykja- vík og á Íra- fossi ¹⁾	Meðal- tal í 59- 62 ísl. vötnum	Reikn- aður styrk- ur í báðum vötn- unum ²⁾	Meðal- fells- vatn	Leir- vogsv- vatn	Hafra- vatn	Elliða- vatn	Urriða- kots- vatn	Rauðavatn				Reynisvatn				
								Raun- verulegt ástand		Náttúru- legt ástand		Raun- verulegt ástand		Náttúru- legt ástand		
								MG	UF	ÁG	UF	MG	UF	ÁG	UF	
Saurkóli í 100 ml			2,4*	0,7*	1,4*	1,7*	4*	1,1*	I	5	I	3,4*	I	5	I	
Saurkokkar í 100 ml							1*	0,4*	I	3	I	0,4*	I	3	I	
t-P (µg/l)	15,1 ²⁾	20	9,63	6,22	6,56	16,4	5,2	8,11	I	6,5	I	10,64	I	9	I	
t-N (µg/l)	233 (NO ₃ + NH ₄)	172,3 ²⁾	249	180,5	190	308*	81	376,5	402,4	II	320	II	541	II	380	II
NH ₄ -N (µg/l)	172		<5,8	<5,7	<5,8	21,5	<15,7	25,0	III	15	II	33,7	III	20	II	
Blaðgræna α (µg/l)			2,6	1,39	2,0	1,8	3,0	6,0	I	3,5	I	7,8	I	4,0	I	
TOC (mg/l)		1,18 ³⁾	1,20	1,30	4,91	4,8	3,17	7,4	IV	4	III	6,2	IV	5	III	
Cu (µg/l)	1,313		0,363	0,375	0,287	0,597	0,611	0,496*	I	0,6	II	0,907*	II	0,6	II	
Zn (µg/l)	10,651		1,88*	1,23	0,72	<0,738	6,71	5,12	II	6,5	II	8,41	II	6,5	II	
Cd (µg/l)	0,013		<0,0180	<0,0236	<0,0110	<0,027	<0,014	<0,012	II	0,02	II	<0,012	II	0,02	II	
Pb (µg/l)	0,278		0,050*	0,036*	0,053	0,0314	<0,157									
Cr (µg/l)	0,221		0,297	0,314	0,362	1,31	0,694	<0,150*	I	0,2	I	<0,093*	I	0,2	I	
Ni (µg/l)	0,522		0,233	0,162	0,155	0,307	0,850	<0,152	I	0,6	I	<0,640	I	0,6	II	
As (µg/l)	0,032		<0,0880	<0,0880	<0,0880	<0,068	<0,093	<0,122	I	0,1	I	<0,143	I	0,1	I	

1) (Kevin Barrett 2002). 2) (Hilmar J. Malmquist o.fl. 2003). 3) (Hilmar Malmquist o.fl. 2004).

* Geómetrískt meðaltal.

Mikill styrkur heildarköfnunarefnis og lífræns kolefnis í báðum vötnunum var nokkur ráðgáta. Þar sem ekki lágu fyrir vísbendingar um mannleg umsvif sem gætu skýrt styrkinn var hann að mestu talinn af náttúrulegum toga. E.t.v. tengist hann því að vötnin skortir eiginlegt afrennsli. Ekki er þó hægt að útiloka að um óþekkta mengun sé að ræða og er þá vart um annað að ræða en mengun í grunnvatni sem berst til vatnsins. Um það verður þó ekki fullyrt að svo stöddu en er verðugt rannsóknarefni.

Náttúruleg gildi í báðum vötnunum eru flest hver ákvörðuð nálægt þeim gildum sem mældust. Rauðavatn og Reynisvatn eru að mörgu leyti lík vötn og ekki að vænta að náttúrulegur efnastyrkur í þeim sé verulega ólíkur. Þar sem styrkur næringarefna var ívið hærri í Reynisvatni en í Rauðavatni þrátt fyrir að vatnið væri metið undir minna álagi var þó nauðsynlegt að ákvarða náttúrulegan styrk næringarefnanna í Reynisvatni meiri. Þar sem engar þekktar mannlegar uppsprettur voru sem gátu skýrt háan styrk köfnunarefnis og heildar lífræns kolefnis varð að ætla að hann væri að mestu af

náttúrulegum uppruna. Náttúruleg gildi fyrir heildarköfnunarefni, heildarstyrk lífræns kolefnis og ammóníak í báðum vötnunum eru engu að síður ákvörðuð lítið eitt lægri en mældu gildin. Þar réð mestu samanburður við önnur nálæg vötn. Styrkur málma var eingöngu talinn af náttúrulegum toga og var því náttúrulegur styrkur þeirra ákvarðaður nálægt eða lítilsháttar yfir mældu styrknum.

Mengunarflokkun

Mengunarflokkun Rauðavatns er gefin í töflu 12 og Reynisvatns í töflu 13. Bæði vötnin hlutu góða flokkun sem var oftast A. Aðeins flokkun á grundvelli ammóníaks og lífræns kolefnis gaf mengunarflokk B í báðum vötnunum.

Tafla 12. Mengunarflokkun Rauðavatns.

UF = umhverfismarkaflokkar

	Náttúrulegt ástand	Núverandi ástand		Mengunarflokkun
	UF	UF	Áhrif núverandi styrks skv. rgl. nr. 796/1999	
Saurkólí	I	I	Mjög lítil eða engin saurmengun	A Ósnortið vatn
Saurkokkar	I	I	Mjög lítil eða engin saurmengun	A Ósnortið vatn
t-P	I	I	Næringarfátækt (oligotrophy)	A Ósnortið vatn
t-N	II	II	Lágt næringargildi (oligo-/mesotrophy)	A Ósnortið vatn
NH ₄ -N	II	III	Næringarefnaríkt (meso-/eutrophy)	B Lítið snortið vatn
Blaðgræna α	I	I	Næringarfátækt (oligotrophy)	A Ósnortið vatn
TOC	III	IV	Næringarefnaauðugt (eutrophy)	B Lítið snortið vatn
Cu	II	I	Mjög lítil eða engin hætta á áhrifum	A Ósnortið vatn
Zn	II	II	Lítill hætta á áhrifum	A Ósnortið vatn
Cd	II	II	Lítill hætta á áhrifum	A Ósnortið vatn
Pb				
Cr	I	I	Mjög lítil eða engin hætta á áhrifum	A Ósnortið vatn
Ni	I	I	Mjög lítil eða engin hætta á áhrifum	A Ósnortið vatn
As	I	I	Mjög lítil eða engin hætta á áhrifum	A Ósnortið vatn

Tafla 13. Mengunarflokkun Reynisvatns.

	Náttúrulegt ástand	Núverandi ástand		Mengunarflokkun
	UF	UF	Áhrif núverandi styrks skv. rgl. nr. 796/1999	
Saurkólí	I	I	Mjög lítil eða engin saurmengun	A Ósnortið vatn
Saurkokkar	I	I	Mjög lítil eða engin saurmengun	A Ósnortið vatn
t-P	I	I	Næringarfátækt (oligotrophy)	A Ósnortið vatn
t-N	II	II	Lágt næringargildi (oligo-/mesotrophy)	A Ósnortið vatn
NH ₄ -N	II	III	Næringarefnaríkt (meso-/eutrophy)	B Snortið vatn
Blaðgræna α	I	I	Næringarfátækt (oligotrophy)	A Ósnortið vatn
TOC	III	IV	Næringarefnaauðugt (eutrophy)	B Lítið snortið vatn
Cu	II	II	Lítill hætta á áhrifum	A Ósnortið vatn
Zn	II	II	Lítill hætta á áhrifum	A Ósnortið vatn
Cd	II	II	Lítill hætta á áhrifum	A Ósnortið vatn
Pb				
Cr	I	I	Mjög lítil eða engin hætta á ferðum	A Ósnortið vatn
Ni	II	I	Mjög lítil eða engin hætta á ferðum	A Ósnortið vatn
As	I	I	Mjög lítil eða engin hætta á ferðum	A Ósnortið vatn

Tillaga að langtímamarkmiðum

Reglugerð nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns mælir fyrir um að setja skuli langtímamarkmið fyrir vötn í því skyni að varðveita náttúrulegt ástand þeirra. Langtímamarkmiðin skulu vera markmið um flokk A (ósnortið vatn) eða B (lítið snortið vatn). Hvorki í reglugerðinni né í handbók Umhverfisstofnunar um aðgerðaráætlanir og flokkun vatns eru leiðbeiningar um hvenær eðlilegt er að setja markmið um mengunarflokk B, þ.e. um lítilsháttar mengað vatn. Heilbrigðisnefndum eru því frjálssar hendur í því efni.

Hér eru lögð til langtímamarkmið um náttúrulegt ástand í mengunarflokki A fyrir öll flokkunaratriðin. Það jafngildir óbreyttri flokkun fyrir önnur flokkunaratriði en styrk styrk ammóníaks og heildarstyrk lífræns kolefnis í báðum vötnunum. Til að uppfylla þau markmið er nauðsynlegt að draga úr og koma í veg fyrir aukið álag af völdum þessara efna. Erfitt er þó að draga úr þeim ef sú forsenda reynist rétt að uppsprettturnar séu að mestu náttúrulegar. Einu uppsprettturnar sem örugglega er hægt að tengja umsvifum mannsins eru skítur og hland frá hundum og hestum auk þess sem lúpína gæti hugsanlega verið uppspretta. Lúpína telst þó til náttúrulegra uppsprettna hér. Í Reynisvatni eru auk þess fiskar sem sleppt er í vatnið uppspretta ammóníaks. Eins og áður sagði er hinsvegar ekki hægt að útiloka að grunnvatn sem kann að berast að vötnunum af svæðum utan vatnasviða þeirra sé mengað þessum efnum. Fyrir aðra flokkunarþætti en þessa er svigrúm til aukinnar mengunar innan flokks A og er það svigrúm oftast talsvert (sjá töflur 14 og 15). Ef ákvarðað verður langtímamarkmið um mengunarflokk B fyrir ár eða vötn sem flokkast hafa í mengunarflokk A væri verið að samþykkja að mengun í ánni mætti aukast verulega og í sumum tilvikum jafnvel svo mikið að vænta mætti næringaraugði og áhrifa á lífríkið (umhverfismarkaflokkar III - V). Hugsanlegt er einnig að síðar komi í ljós að náttúrulegur styrkur ammóníaks og lífræns kolefnis ætti að vera hærri en hér er gengið út frá en það myndi bæta flokkunina.

Í vissum tilvikum á flokkun í mengunarflokk B hinsvegar tvímælalaust rétt á sér. Dæmi um slíkar aðstæður eru vötn þar sem vatnasviðið er nær allt í þéttbýli. Þetta á þá helst við í þeim tilvikum þar sem orðið er of seint að koma við nægilegum mengunarvörnum, þ.e. á eldri svæðum þar sem ekki var gert nægilega ráð fyrir fullnægjandi mengunarvörnum og meðferð ofanvatns við skipulag. Sama er að segja um vötn sem ekki er raunverulegur áhugi á að standa vörð um og því ekki nægjanlegt tillit tekið til vatnsverndarsjónarmiða við uppbyggingu á vatnsviðinu. Einnig getur þetta átt við vötn þar sem stunduð er starfsemi sem veldur tiltekinni mengun og ekki er tækni- eða lagalega framkvæmanlegt að takmarka hana nægilega til að viðhalda náttúrulegu ástandi. Þetta væru því að mestu vötn sem til frambúðar væru ekki talin geta uppfyllt markmið um náttúrulegt ástand.

Lítið er svo á að með langtímamarkmiðum sé horft til næstu áratuga og jafnvel öld fram í tímann. Í ljósi þessa er lagt til að á nokkra áratuga fresti fari fram endurskoðun langtímamarkmiða. Ef það verður þá metið svo í ljósi reynslunnar að óframkvæmanlegt sé að ná markmiði um náttúrulegt ástand, þ.e. mengunarflokk A, er e.t.v. komin ástæða til að slaka upp á langtímamarkmiðinu. Vatnasvið Reynisvatns og stærsti hluti vatnasviðs Rauðavatns er nú að mestu leyti ósnortið og ekki áætlanir uppi um mikla uppbyggingu þar. Því má gera ráð fyrir að svigrúm til að ná markmiðunum sé gott. Gera má þó ráð fyrir að álagið muni smám saman aukast með auknum umsvifum og auknu hlutfalli þéttra flata á vatnasviðinu. Ef verndun vatnanna er frá

upphafi höfð að leiðarljósi við stjórnun vatnasviðsins eru hinsvegar góðar líkur á að flest markmiðin haldi einnig til lengri tíma. Koma ætti í veg fyrir beina losun mengandi efna í vötnin svo og myndun ofanvatns af byggðum svæðum á vatnasviði þess. Það er gert með því að hafa sem minnst af þéttum flötum og láta ofanvatnið seytle niður í jarð- og berggrunninn þar sem það verður til. Tryggja ætti einnig að næringarefni og lífræn efni frá hesta- og búfjárhaldi sem og frárennsli frá rotþróum berist ekki í grunnvatn sem kann að berast í vötnin.

Tafla 14. Svigrúm til mengunar í Rauðavatni innan flokks A.

Í dálknum lengst til hægri er sýnt hve mikið styrkurinn má mest hækka án þess að vatnið falli úr A flokki í B. Mínustölur tákna nauðsynlega lækkun til að bæta flokkunina frá flokki B í flokk A.

	Mældur styrkur	Markmið	Hlutfallsleg hækkun-/lækkun að flokki B, %
Saurkólí í 100 ml	1,1*	I <14	1.290
Saurkokkar í 100 ml	0,4*	I <14	1.360
t-P (µg/l)	8,11	I <20	147
t-N (µg/l)	402,4	II <750	86
NH ₄ -N (µg/l)	25,0	II <25	0
Blaðgræna α (µg/l)	6,0	I <8	33
TOC (mg/l)	7,4	III <6	-19
Cu (µg/l)	0,496	II <3	391
Zn (µg/l)	5,12	II ≤ 20	198
Cd (µg/l)	<0,012	II ≤ 0,1	614
Pb (µg/l)			
Cr (µg/l)	<0,150	I ≤ 0,3	620
Ni (µg/l)	<0,152	I ≤ 0,7	1.665
As (µg/l)	<0,122	I ≤ 0,4	330

* Geómetrískt meðaltal.

Tafla 15. Svigrúm til mengunar í Reynisvatni innan flokks A.

Í dálknum lengst til hægri er sýnt hve mikið styrkurinn má hækka án þess að vatnið falli úr A flokki í B. Mínustölur tákna nauðsynlega lækkun til að hækka flokkunina úr B flokk í A.

	Mældur styrkur	Markmið	Hlutfallsleg hækkun-/lækkun að flokki B, %
Saurkólí í 100 ml	3,4*	I <14	312
Saurkokkar í 100 ml	0,4*	I <14	3.400
t-P (µg/l)	10,64	I <20	88
t-N (µg/l)	541	III <750	39
NH ₄ -N (µg/l)	33,7	II <25	-26
Blaðgræna α (µg/l)	7,8	I <8	3
TOC (mg/l)	6,2	III <6	-3
Cu (µg/l)	0,907*	II ≤ 3	231
Zn (µg/l)	8,41	II ≤ 20	138
Cd (µg/l)	<0,012	II ≤ 0,1	733
Pb (µg/l)			
Cr (µg/l)	<0,093*	I ≤ 0,3	223
Ni (µg/l)	<0,640	I ≤ 0,7	9
As (µg/l)	<0,143	I ≤ 0,4	180

* Geómetrískt meðaltal.

Tölurnar sýna að talsvert svigrúm er til aukinnar mengunar þótt langtímamarkmið um flokk A sé valið. Ekkert svigrúm er hinsvegar til aukningar ammóníaks í Rauðavatni og nauðsynlegt er að draga um a.m.k. 26% úr ammóníaksmenguninni í Reynisvatni.

Einnig þarf að draga úr mengun af völdum lífræns kolefnis, í Rauðavatni um a.m.k. 19% og í Reynisvatni um a.m.k. 3%. Þessar tölur verður hinsvegar að skoða í því ljósi að tilviljunarkennd frávik geta verið á milli niðurstöðu úr sýnatöku einstakra ára þótt engar breytingar hafi orðið. Ennfremur var ekki hægt að benda á mannlega uppsprettur til að skýra að fullu hin háu gildi sem mældust fyrir ammóníak og lífrænt kolefni. Það kann því að koma í ljós við frekari vöktun og rannsóknir að hin náttúrulegu gildi ættu að vera hærri en hér var áætlað. Við það kann mengunarflokkunin að breytast til hins betra.

Tillaga að vöktun

Vöktun er nauðsynleg til að fylgjast með hugsanlegum breytingum á ástandi vatna, meta það hvernig tekist hefur að ná langtímamarkmiðum og afla vitneskju um gagnsemi hugsanlegra aðgerða til að ná settum markmiðum.

Bæði Rauðavatn og Reynisvatn verða að teljast hafa fremur litla mótstöðu gegn áhrifum næringarefna mengunar og mengunar af völdum lífrænna efna. Það kann að stafa af hægum vatnsskiptum í vötnunum og því hversu grunn þau eru en grunn vötn hafa minni möguleika á að koma næringarefnum úr umferð nema útskolun sé því hraðari. Það síðastnefnda á að einhverju leyti einnig við um mengun af völdum þungmálma. Ekki er talið líklegt að offjölgun svifþörungum eigi eftir að valda vandamálum í vötnunum þótt mengun næringarefna kunni að aukast. Líklegra er að hugsanleg vandamál af þeim toga tengjast botnlægum þörungum sem m.a. gætu þá myndað slýbreyður.

Tillögur um vöktun eru dregnar saman í töflu 16. Tillögurnar miðast við að frekari uppbygging þéttbýlis eða aukning mannglegrar starfsemi muni ekki eða aðeins í mjög takmörkuðum mæli eiga sér stað á vatnasviðum vatnanna tveggja næstu árin og áratugina. Ennfremur er gengið út frá því að vötnin grynki ekki umfram það sem verið hefur og að mengun grunnvatns sem hugsanlega berst í þau af svæðum utan vatnasviðsins muni ekki aukast á næstunni. Að þessu gefnu ætti álag á vötnin að vera næstum óbreytt næstu árin eða áratugina. Há tíðni vöktunar ætti því ekki að vera nauðsynleg. Þótt mengunarástand vatnanna sé gott nú er styrkur einstaka flokkunarþátta í hærri kantinum, þ.e. næringarefna og lífrænna kolefna, og því er nauðsynlegt að fylgjast vel með þeim. Hár heildarstyrkur köfnunarefnis var að mestu talinn náttúrulegur þar sem ekki var hægt að rekja hann til mannglegrar starfsemi. Þar er óvissa fyrir hendi. Það eru því helst næringarefni og lífrænt kolefni sem ætti að fylgjast með í bráð. Þar sem styrkur næringarefna getur haft áhrif á styrk blaðgrænu α er lagt til að hún verði mæld samhliða. Tíð vöktun baktería og málma virðist ekki aðkallandi. Lagt er til að tíðni vöktunar næringarefna, lífræns efnis og blaðgrænu verði fyrst í stað 5 ár en baktería og málma 15 ár.

Ekkert bendir til mismunandi mengunarástands í einstökum hlutum vatnanna. Þar sem þau eru lítil og grunn er talið réttlætlegt, miðað við núverandi ástand, að stunda vöktunina með því að vaða út í vöðlum og taka sýni með stöng, þó ekki nálægt þekktum vatnssuppsprettum. Á þann hátt næst talsvert hagræði í sýnatöku. Síðar kann e.t.v. að vera skynsamlegt til samanburðar að endurtaka vöktun með bát á sömu sýnatökustöðum og hér voru notaðir. Tímasetning þeirrar endurtekningar er háð hraða og umfangi þeirra breytinga sem verða á vatnasviðinu, sérstaklega næst vatninu.

Eðlilegt er að tíðni vöktunar fyrir hvern þátt verði endurskoðuð eftir hverja nýja úttekt á vatninu.

Tafla 16. Tillaga að vöktun Rauðavatns og Reynisvatns skv. ákvæðum reglugerðar nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns.

Vöktunarpáttur	Tíðni (ár)	Næsta vöktun	Skýringar
Saurkokkar	15	2021	Þessir þættir benda til góðs ástands vatnsins. Þeir munu væntanlega ekki aukast á næstu árum miðað við skipulag í dag.
Saurkólí	15	2021	
Blaðgræna α	5	2011	Sum þessara efna voru í hærri kantinum, sérstaklega t-N, $\text{NH}_4\text{-N}$ og TOC. Ekki er vitað með vissu hvort um venjulegt ástand er að ræða eða hvort mikill munur sé á milli ára eða árabila. Því er ráðlegt að vakta þessa þætti tíðar en aðra.
t-P	5	2011	
t-N	5	2011	
$\text{NH}_4\text{-N}$	5	2011	
TOC	5	2011	
Cu	15	2021	Vötnin eru frekar vel stödd varðandi málmamengun. Miðað við skipulag á vatnasviðunum er þess ekki að vænta að málmamengun muni aukast að ráði á næstunni og því er það ekki aðkallandi að vakta hana títt. Aukist mengun af völdum ofanvatns ætti að íhuga að auka tíðnina. Þetta á ekki sist við um ofanvatn af götum og þökum.
Zn	15	2021	
Cd	15	2021	
Pb	15	2021	
Cr	15	2021	
Ni	15	2021	
As	15	2021	

Sérstök verndun, viðkvæm svæði og aðgerðaráætlanir

Það verkefni sem gerð hefur verið grein fyrir hér að framan tekur ekki til þess hvaða svæði ætti að vernda eða skilgreina sem viðkvæm sbr. 1. og 2. tl. gr. 11.1, gr. 10.3 og gr. 10.4 í reglugerð nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns. Það tekur heldur ekki til tillögugerðar um aðgerðaráætlanir, sbr. 3 tl. fyrstnefndrar greinar og gr. 8.3 sömu reglugerðar.

Þegar langtímamarkmiðin hafa verið ákveðin þarf að íhuga hvort sérstakrar verndar á vatnasvæðinu er þörf og hvort ástæða sé til að skilgreina það viðkvæmt fyrir tiltekna þætti. Þá er ennfremur nauðsynlegt að móta stefnu um nauðsynlegar aðgerðir til að ná langtímamarkmiðunum. Á það einnig við þegar einungis þarf að halda í horfinu.

Sum af þeim atriðum sem nærtækast er að nota til aðgerða eru á valdsviði heilbrigðisnefndanna, s.s. að ákveða að tiltekið vatnasvið sé viðkvæmt og framfylgja að öðru leyti ákvæðum mengunarvarnareglugerða og starfsleyfa. Önnur eru í höndum sveitarstjórna, s.s. sérstök verndun vatnasviðs og aðrar aðgerðir sem lúta að skilyrðum í skipulagi og meðferð og hreinsun fráveituvatns úr veitum og af götum og opnum svæðum.

Heimildir

- A. C. Norrstrom & G. Jacks 1998. Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. The Science of The Total Environment 218:161.
- A. Nilsson 1997. Arctic Pollution Issues: A State of the Arvtic Environmental Report. Oslo, AMAP Monitoring and Assessment Programme. 188 bls.
- AMAP 1997. Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report. Oslo, AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Program). 188 bls.

- Árni Hjartarson & Freysteinn Sigurðsson 1993. Vatnafarskort, Vífilfell 1613 III SA-V 1:25.000. Reykjavík. Landmælingar Íslands, Orkustofnun, Hafnarfjarðarbær, Garðabær, Kópavogsbær, Seltjarnanesbær og Reykjavíkurborg.
- Árni Hjartarson, Einar Gunnlaugsson, Freysteinn Sigurðsson, Jón Jónsson & Kristján Sæmundsson 1992. Vatnafarskort, Elliðavatn 1613 III SV 1:25.000. Reykjavík. Landmælingar Íslands, Orkustofnun, Hafnarfjarðarbær, Garðabær, Kópavogsbær, Seltjarnanesbær og Reykjavíkurborg.
- Árni Hjartarson, Freysteinn Sigurðsson & Kristján Sæmundsson 1998. Mat á framtíðar- eða varavatnsbólum fyrir Vatnsveitu Reykjavíkur. Reykjavík. Orkustofnun. OS-98016. 18 bls.
- B. Moss 1998. Shallow Lakes, Biomanipulation and Eutrophication. SCOPE (Scientific Committee on Phosphates in Europe) Newsletter. Vol. 29 (special Issue). Bruxelles, Belgium, CEFIC (European Chemical Industry Council).
- Brit Lise Skjelkvale, Arne Henriksen, Gunnar Steinn Jónsson, Jaakko Mannio, Anders Wilander, Jens Peder Jensen, Eirik Fjeld & Leif Lien 2001. Chemistry of lakes in the Nordic region - Denmark, Finland with Åland, Iceland, Norway with Svalbard and Bear Island, and Sweden. Oslo. NIVA. SNO 4391-2001, Acid Rain Research Report 53/2001. 39 bls.
- C. F. Mason 1981. Biology of Freshwater Pollution. New York, Longman Group Limited. 250 bls.
- C.S. Reynolds 1992. Eutrophication and the management of planktonic algae: what Vollenweider couldn't tell us. Í D. W. Sutcliffe & J. G. Jones (ritstj.): Eutrophication: Research and application to water supply. Freshwater Biological Association. 4-29 bls.
- Charles R. Goldman 1960. Molybdenum as a Factor Limiting Primary Productivity in Castle Lake, California. *Science* 132:1016 - 7.
- David R. Maidment (ritstj.) 1992. Handbook of Hydrology. New York, McGraw-Hill, Inc.
- Deborah Chapman & Vitaly Kimstach 1996. Selection of water quality variables. Í D. Chapman (ritstj.): Water Quality Assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. (UNESCO/WHO/UNEP). London, E & FN Spon. 626 bls.
- E. Jeppesen, J. P. Jensen, M. Sondergaard & T. Lauridsen 1999. Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia* 409:217-31.
- Elizabeth Kay Berner & Robert A. Berner 1996. Global Environment. Water, Air, and Geochemical Cycles. New Jersey, Prentice-Hall, Inc. Simon & Saddle River. 376 bls.
- Eydís Salome Eiríksdóttir, Sigurður Reynir Gíslason & Ingvi Gunnarsson 1999. Næringarefni straumvatna á Suðurlandi. Gagnagrunnur Raunvísindastofnunar, Hafrannsóknastofnunar og Orkustofnunar. Reykjavík. Raunvísindastofnun Háskólans. RH-18-99. 36 bls.
- Florida Lakewatch 2000. A beginner's Guide to Water Management - Nutrients. Information Circular #102. Gainesville, Florida, 32 bls.
- G. P. Harris 1986. Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation. London, UK, Chapman and Hall.
- G. Y. Rhee & I. J. Gotham 1980. Optimum N-P Ratios and Coexistence of Planktonic Algae. *Journal of Phycology* 16:486-9.
- Gagnabanki Vatnamælinga. 1996. Sog, Ljósafossvirkjun; útrennsli Meðalrennsli í m³. <http://www.os.is/vatnam/gogn/rennsli/77002.html> (2003).

- Gareth Rees, Jamie Bartram, E. B. Pike & W. D. Robertson 2000. Chapter 3. Resourcing and Implimentation. Í J. Bartram & G. Rees (ritstj.): Monitoring Bathing Waters. A Practical Guide to the Design and Implimentation of Assessments and Monitoring Programmes. London & New York, E & FN Spon. 337 bls.
- Glen Meeden 1999. Interval estimators for the population mean for skewed distributions with a small sample size. *Journal of Applied Statistics* 26:81 - 96.
- GUM 1995. Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement. Geneva, ISO.
- H. Hafliðason, G. Larsen & G. Olafsson 1992. The Recent Sedimentation History of Thingvallavatn, Iceland. *OIKOS* 64:80-95.
- H. Laudon, S. Kohler & I. Buffam 2004. Seasonal TOC export from seven boreal catchments in northern Sweden. *Aquatic Sciences* 66:223-30.
- Hákon Aðalsteinsson, Sigurjón Rist, Stefán Hermannsson & Svanur Pálsson 1989. Stöðuvötn á Íslandi, skrá um stöðuvötn stærri en 0,1 km². Orkustofnun. OS-89004/VOD-02. 48 bls. bls.
- Hilmar J. Malmquist, Finnur Ingimarsson & Haraldur Rafn Ingvason 2003. Áhrif vatnsmiðlunar á vatnalífríki Skorradalsvatns: Forkönnun og rannsóknartillögur. Greinargerð unnin fyrir Orkuveitu Reykjavíkur. Kópavogur. Náttúrufræðistofa Kópavogs. Fjölrit nr. 2-03. 34 bls.
- Hilmar J. Malmquist, Finnur Ingimarsson & Haraldur Rafn Ingvason 2006. Grunnrannsókn á lífríki Urriðavatns. Kópavogur. Náttúrufræðistofa Kópavogs. Fjölrit nr. 1-06. 44 bls.
- Hilmar J. Malmquist, Gunnar Steinn Jónsson, Sigurður S. Snorrason & Kristinn Einarsson 1999. Næringarefni í íslenskum stöðuvötnum. Í: *Líffræðirannsóknir á Íslandi* (Ritstj. S. S. Snorrason & R. S. Stefánsson). Reykjavík: Líffræðifélag Íslands 95 bls.
- Hilmar Malmquist, Finnur Ingimarsson & Haraldur Rafn Ingvason 2004. Vöktun á lífríki Elliðavatns: Forkönnun og rannsóknartillögur. Greinargerð unnin fyrir Reykjavíkurborg og Kópavogsbæ. Kópavogur. Náttúrufræðistofa Kópavogs. 49 bls.
- Hilmar Malmquist, Haraldur Rafn Ingvason & Finnur Ingimarsson 2006. Grunnrannsókn á lífríki Rauðavatns. Náttúrufræðistofa Kópavogs. Fjölrit nr. 3-06. 41 bls.
- I. Blindow, G. Andersson, A. Hargeby & S. Johansson 1993. Long-Term Pattern of Alternative Stable States in 2 Shallow Eutrophic Lakes. *Freshwater Biology* 30:159-67.
- I. Tonno & T. Noges 2003. Nitrogen fixation in a large shallow lake: rates and initiation conditions. *Hydrobiologia* 490:23-30.
- Jeff M. Sereda, Jeff J. Hudson, William D. Taylor & Eric Demers 2008. Fish as sources and sinks of nutrients in lakes. *Freshwater Biology* 53:278-89.
- Johan U. Gobbelaar & W. Alan House 1996. Phosphorus as a Limiting Resource in Inland Waters; Interactions with Nitrogen. Í H. Tiessen (ritstj.): Phosphorus in the Global Environment. Transfers, Cycles and Management. Scientific Committee On Problems of the Environment (SCOPE), Wiley. 255-75 bls.
- Jón Ólafsson 1979. Physical characteristics of Lake Mývatn and River Laxá. *OIKOS* 32:38-66.
- Jórunn Harðardóttir, Sverrir Óskar Elefsen, Jóna Finndís Jónsdóttir, Helga P. Finnsdóttir & Svava Björg Þorlákisdóttir 2002. Mælingar á dýpi, straumum, botngerð og gróðurþekju í Elliðavatni. Unnið fyrir Umhverfis- og tæknisvið

- Reykjavíkurborgar og Tæknideild Kópavogs. Reykjavík. Orkustofnun - Vatnamælingar. OS-2002/050. 20 bls.+ 5 kort.
- Kevin Barrett 2002. Comprehensive Atmospheric Monitoring Programme. Observations from N.E. Atlantic Coastal Stations in 2000. Kjeller, Norway. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, Working Group on Inputs to the Marine Environment (INPUT). Norwegian Institute for Air Research (NILU). NILU OR 12/2002.
- L. Arvola, A. R. Raike, P. Kortelainen & M. Jarvinen 2004. The effect of climate and landuse on TOC concentrations and loads in Finnish rivers. *Boreal Environment Research* 9:381-7.
- Marten Scheffer 1998. *Ecology of Shallow Lakes. Population and Community Biology Series. Vol. 22.* Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers. 357 bls.
- Noriko Takamura, Yasuro Kandono, Michio Fukushima, Megumi Nakagawa & BAIK-H. O. KIM 2003. Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes. *Ecological Research* 18:381-95.
- R.O. Gilbert 1987. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring.* New York, Van Nostrand Reinhold.
- R.V. Thomann & J.A. Mueller 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control.* New York, NY., Harper and Row, Publishers. 644 bls.
- Reykjavíkurborg 2002a. Aðalskipulag Reykjavíkur 2001-2024 (Bakhlíð uppdráttar) (http://www.rvk.is/Portaldata/1/Resources/skipbygg/adalskipulag_rvk1/Adalskipulag_bakhlid.pdf).
- Reykjavíkurborg 2002b. Aðalskipulag Reykjavíkur 2001-2024 (Framhlíð uppdráttar) (http://www.rvk.is/Portaldata/1/Resources/SkipBygg/Adalskipulag_Rvk1/Adalskipulag_framhlid.pdf).
- Rolf D. Vogt, Egil Gjessing, Dag Olav Andersen, Nicholas Clarke, Tone Gadmar, Kevin Bishop, Ulla Lundstrøm & Michael Starr 2001. Natural Organic Matter in the Nordic countries. The NOMiNiC project. 1. TOC intercalibration. 2. Physico-chemical characteristics of DOM. Espoo, Finland. Nordtest. Nordtest report TR 479.
- S. J. Guildford & R. E. Hecky 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography* 45:1213-23.
- Sigurður Steinþórsson 2006. Hvernig er Reynisvatn myndað? Vísindavefurinn, <http://visindavefur.hi.is/?id=5971>. (Skoðað 11.7.2007).
- Steven C. Chapra 1997. *Surface Water Quality Modeling.* Boston, WCB/McGraw-Hill. 844 bls.
- Svava S. Steinarsdóttir 2007. Álagsgreining á vatnasvæðum Reynisvatns og Rauðavatns. Reykjavík. Umhverfissvið Reykjavíkurborgar, mengunarvarnir. 3 bls.
- T. Mattsson, P. Kortelainen & A. Raike 2005. Export of DOM from boreal catchments: impacts of land use cover and climate. *Biogeochemistry* 76:373-94.
- Tryggvi Þórðarson 2003a. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Úlfarsá. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 39 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2003b. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Botnsá. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 33 bls.

- Tryggvi Þórðarson 2003c. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Brynjudalsá. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 33 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2003d. Mengunarstaða Elliðavatns 2001-2002. Hveragerði. Háskólastríð í Hveragerði. 60 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2003e. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Bugða. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 39 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2003f. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Fossá. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 33 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2003g. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Kaldakvísl. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 39 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2003h. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Kiðafellsá. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 33 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2003i. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Laxá í Kjós. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 41 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2003j. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Leirvogsa. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 39 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2003k. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Varmá. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 41 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2004a. Flokkun vatna á Kjósarsvæði, Hafravatn. Hveragerði. Háskólastríð í Hveragerði.
- Tryggvi Þórðarson 2004b. Flokkun vatna á Kjósarsvæði, Leirvogsvatn. Hveragerði. Háskólastríð í Hveragerði.
- Tryggvi Þórðarson 2004c. Flokkun vatna á Kjósarsvæði, Meðalfellsvatn. Hveragerði. Háskólastríð í Hveragerði.
- Tryggvi Þórðarson 2004d. Mengunarflokkun Hólmsár, Suðurár og Elliðaáa. Hveragerði. Háskólastríð í Hveragerði. 48 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2004e. Flokkun vatna á Norðurlandi eystra. Eyjafjarðará, Glerá, Hörgá og Svarfaðardalsá. Hveragerði. Háskólastríð í Hveragerði. 39 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2006a. Mengunarflokkun á Urriðakotsvatni og ofanverðum Stórárókslæk. Hveragerði. Háskólastríð í Hveragerði. 59 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2006b. Flokkun vatna á Norðurlandi eystra, Fnjóská, Sjálfandafljót og Laxá í Þingeyjarsýslu. Hveragerði. Háskólastríð í Hveragerði. 53 bls.
- Umhverfisstofnun 2004. Handbók um aðgerðaráætlanir og flokkun vatns. Skýrsla Umhverfisstöfnunar sbr. 17. gr. reglugerðar nr 796/1999, um varnir gegn mengun vatns. Reykjavík. Umhverfisstofnun. Skýrslur des.ust-2004:32. 27 bls.
- V. H. Smith 1979. Nutrient Dependence of Primary Productivity in Lakes. *Limnology and Oceanography* 24:1051-64.

Viðauki

Tafla A. Samband mengunarflokkunar við náttúrulegt og raunverulegt ástand.

Tafla B. Niðurstöður: Rauðavatn.

Tafla C. Niðurstöður: Reynisvatn.

Álagsgreining á vatnasvæðum Reynisvatns og Rauðavatns (Svava S. Steinarsdóttir)

Tafla A. Samband mengunarflokkunar við flokkun á náttúrulegu og raunverulegu ástandi. Náttúrulegt og raunverulegt ástand er flokkað á grundvelli umhverfismarka, sbr. reglugerð nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns. Í umhverfismarkaflokkunum er flokkur I bestur en V verstur. Í mengunarflokkunum er A bestur en E verstur. Þegar gildi fyrir náttúrulegt ástand eru jafnhá eða hærrí en gildi fyrir raunverulegt ástand lendir viðkomandi vatn í besta flokki (A) fyrir þann matsþátt. Nánar er gerð grein fyrir flokkunum í töflum 1 og 2.

Náttúrulegt ástand	Raunverulegt ástand	Mengunarflokkun (frávik frá náttúrulegu ástandi)
I	I	A Ósnortið vatn
	II	B Lítið snortið vatn
	III	C Nokkuð snortið vatn
	IV	D Verulega snortið vatn
	V	E Ófullnægjandi vatn
II	I-II	A Ósnortið vatn
	III	B Lítið snortið vatn
	IV	C Nokkuð snortið vatn
	V	D Verulega snortið vatn
III	I-III	A Ósnortið vatn
	IV	B Lítið snortið vatn
	V	C Nokkuð snortið vatn
IV	I-IV	A Ósnortið vatn
	V	B Lítið snortið vatn
V	I-V	A Ósnortið vatn

Tafla B. Niðurstöður mælinga og efna- og bakteríugreininga í Rauðavatni 11. apríl - 22. september 2006.

Rauð gildi eru undir greiningarmörkum.

	Blað- græna a (mg/l)	Skýjafar	Áætl. vindur	Úrkoma	Loft- hiti °C	Vatns- hiti °C	pH	Leiðni µS/cm	TDS (mg/l)	O2 (mg/l)	O2 (%)	Grugg (NTU)**	Bakteríu- fjöldi v/22°C í ml	Saur- kóli í 100 ml	Entero- kokkar í 100 ml	t-P (µg/l)	PO4-P (µg/l)	t-N (µg/l)	NH4- N (µg/l)*	Óklofið NH3-N (µg/l)	NO3- N (µg/l)	TOC (mg/l)	IC (mg/l)	TC (mg/l)	Cu (µg/l)	Zn (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Ni (µg/l)	As (µg/l)		
			Áttunduhlutar m/s																													
11.4.2006	2,9	8	6,7	lítisháttar skúrir	3,5	2,4	7,17	123	78,8	13,08	98,5	0,63	450	0	0	8,70	8,95	262	11,1	0,0	<9,00	6,67	4,93	11,60	0,294	5,82	<0,012	0,173	<0,088	0,116		
11.5.2006	2,5	8	2,4	lítisháttar skúrir	11,1	13,9	8,23	116,3	78,5	11,3	105,7	1,29	100	0		8,20	8,34	1310***	22,3	0,9	951***	6,82	3,98	10,80	0,144	4,28	<0,012	0,062	<0,089	<0,085		
14.6.2006	23,5		12,3		9,9	10,2	7,05	115,3	74,2	10,77	98,1	4,81	360	0	0	6,78	8,70	422	21,0	0,0	18,00	7,87	4,93	12,80	1,510	7,46	<0,012	0,468	0,472	0,140		
18.7.2006	2,6	8	0,8	engin	13,7	12,7	9,12	110,6	73,8	12,02	113,3	2,3	100	1	0	8,90	9,51	517	31,5	7,3	159	7,90	4,50	12,40	0,290	3,19	<0,012	0,095	<0,088	0,116		
24.8.2006	2,4	8	0	engin	12,7	13,2	8,28	132,3	66,2	9,96	96,7	2,47	150	38	8	8,30	8,56	466	33,2	1,4	74,3	8,02	3,88	11,90	0,055	2,49	<0,012	<0,036	<0,089	<0,085		
22.9.2006	2,1	0	0	engin	5,3	7,2	8,69	121,4	60,9	11,31	95,3	0,46	40	0	0	7,79	10,30	345	31,1	2,1	<9,00	6,91	3,49	10,40	0,682	7,48	<0,012	0,066	<0,088	0,188		
Meðaltal	6,0	6,4	3,7		9,4	9,9	8,1	119,8	72,1	11,4	101,3	1,99	200	7	2	8,1	9,1	402,4	25,0	1,97	53,9	7,37	4,29	11,65	0,496	5,12	0,012	0,150	0,152	0,122		
Staðalfrávik	8,6	3,6	4,9		4,1	4,4	0,8	7,6	7,1	1,1	6,9	1,61	165	15	4	0,8	0,7	100,7	8,5	2,73	64,8	0,63	0,59	0,92	0,541	2,14	0,0	0,163	0,157	0,039		
Miðgildi	2,5	8,0	1,6		10,5	11,5	8,3	118,9	74,0	11,3	98,3	1,80	125	0	0	8,3	8,825	422	27	1,18	18	7,39	4,24	11,75	0,292	5,05	0,012	0,081	0,089	0,116		
Geómetrískt meðaltal	3,6				8,4	8,6	8,1	119,6	71,8	11,4	101,1	1,47	146	1	0	8,1	9,0	391,4	23,5	0,50	28,0	7,34	4,25	11,62	0,298	4,72	0,012	0,102	0,117	0,117		
10percentil	2,3	3,2	0,0		4,4	4,8	7,1	113,0	63,6	10,4	96,0	0,55	70	0	0	7,3	8,45	295	16	0,03	9	6,75	3,69	10,60	0,100	2,84	0,012	0,049	0,088	0,085		
50percentil	2,5	8,0	1,6		10,5	11,5	8,3	118,9	74,0	11,3	98,3	1,80	125	0	0	8,3	8,825	422	27	1,18	18	7,39	4,24	11,75	0,292	5,05	0,012	0,081	0,089	0,116		
90percentil	2,3	3,2	0,0		4,4	4,8	7,1	113,0	63,6	10,4	96,0	0,55	70	0	0	7,3	8,45	295	16	0,03	9	6,75	3,69	10,60	0,100	2,84	0,012	0,049	0,088	0,085		
Max	23,5	8,0	12,3		13,7	13,9	9,1	132,3	78,8	13,1	113,3	4,81	450	38	8	8,9	10,3	517	33	7,30	159	8,02	4,93	12,80	1,510	7,48	0,012	0,468	0,472	0,188		
Min	2,1	0,0	0,0		3,5	2,4	7,1	110,6	60,9	10,0	95,3	0,46	40	0	0	6,8	8,34	262	11	0,02	9	6,67	3,49	10,40	0,055	2,49	0,012	0,036	0,088	0,085		
Variance	73,4	12,8	24,1		16,8	19,7	0,7	57,2	50,7	1,1	47,7	2,59	27240	238	13	0,6	0,53004	402,4	73	7,47	4196	0,39	0,35	0,85	0,293	4,58	0,0	0,027	0,025	0,001		

* Reiknað skv. Chapra (Steven C. Chapra 1997). ** Meðaltal 10 mælinga. *** Gildi talið rangt og ekki notað.

Tafla C. Niðurstöður mælinga og efna- og bakteríugreininga í Reynisvatni 11. apríl – 22. september 2006.

Rauð gildi eru undir greiningarmörkum.

	Blað- græna a (mg/l)	Skýjafar	Áætll. vindur	Úrkoma	Loft- hiti °C	Vatns- hiti °C	pH	Leiðni µS/cm	TDS (mg/l)	O2 (mg/l)	O2 (%)	Grugg (NTU)**	Bakteríu- fjöldi v/22°C í ml	Saur- kóli í 100 ml	Entero- kokkar í 100 ml	t-P (µg/l)	PO4-P (µg/l)	t-N (µg/l)	NH4- N (µg/l)	Óklofið NH3-N (µg/l)*	NO3-N (µg/l)	TOC (mg/l)	IC (mg/l)	TC (mg/l)	Cu (µg/l)	Zn (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Ni (µg/l)	As (µg/l)
	Áttunduhlutar m/s																													
11.4.2006	1,3	7	4,3	engin	3,5	3,6	7,68	51,4	32,9	14,02	109,7	1,28	340	0	0	6,99	8,68	390	10,1	0,1	<9,00	3,01	0,89	3,90	0,267	5,25	<0,012	<0,026	<0,088	<0,085
11.5.2006	2,0	5	0,8	engin	11,5	14,2	8,04	48,7	30,9	10,52	100,2	0,75	300	1	0	9,90	10,30	385	16,0	0,4	12,20	4,04	0,64	4,68	0,398	4,92	<0,012	<0,013	<0,088	0,116
14.6.2006	24,6	7	15,5	lítillsháttar rigning	11,6	7,05	49,7	31,8	11,03	99,5	7,65	1100	17	0	14,70	16,40	653	78,3	0,2	<9,00	8,30	1,14	9,44	10,400	20,70	<0,013	3,960	3,400	0,187	
18.7.2006	7,7	8	0,8	engin engin, þoka	15,4	13,1	8,34	50,8	32,5	10,97	104,3	2,52	440	1	0	12,20	14,70	657	38,0	1,9	27,3	8,62	1,02	9,64	0,774	6,08	<0,012	0,064	<0,088	0,152
24.8.2006	6,7	8	0	engin	12,4	13,6	7,58	69,7	34,9	9,65	94,5	2,05	470	25	6	12,20	12,80	750	53,0	0,5	147	8,71	1,24	9,95	1,090	8,59	<0,012	0,168	0,090	0,175
22.9.2006	4,7	0	0,8	engin	9,5	6,8	7,77	61,3	30,3	11,39	94,3	0,59	260	3	0	7,83	8,63	411	6,5	0,1	69,5	4,47	1,05	5,52	0,597	4,92	<0,012	0,046	<0,088	0,140
Meðaltal	7,83				10,7	10,3	7,7	55,3	32,2	11,3	100,4	2,47	485	8	1	10,6	11,9	541,0	33,7	0,51	45,7	6,19	1,00	7,19	2,254	8,41	0,012	0,713	0,640	0,143
Staðalfrávik	8,61				4,0	4,8	0,4	8,4	1,6	1,5	5,9	2,64	312	11	3	2,9	3,2	163,5	28,2	0,69	54,7	2,62	0,21	2,78	4,001	6,18	0,0	1,592	1,352	0,038
Miðgildi	5,69				11,6	13,1	7,7	51,1	32,2	11,0	99,9	1,67	390	2	0	11,1	11,55	532	27	0,31	19,8	6,39	1,04	7,48	0,686	5,67	0,012	0,055	0,088	0,146
Geómetriskt meðaltal	4,96				9,7	9,1	7,7	54,8	32,2	11,2	100,3	1,68	427	3	0	10,3	11,6	520,4	23,4	0,24	25,5	5,69	0,98	6,71	0,907	7,18	0,012	0,093	0,162	0,138
10percentil	1,62				6,5	4,9	7,3	49,2	30,6	10,1	94,4	0,67	280	1	0	7,4	8,655	388	8	0,05	9,0	3,52	0,77	4,29	0,333	4,92	0,012	0,019	0,088	0,101
50percentil	5,69				11,6	13,1	7,7	51,1	32,2	11,0	99,9	1,67	390	2	0	11,1	11,55	532	27	0,31	19,8	6,39	1,04	7,48	0,686	5,67	0,012	0,055	0,088	0,146
90percentil	1,62				6,5	4,9	7,3	49,2	30,6	10,1	94,4	0,67	280	1	0	7,4	8,655	388	8	0,05	9,0	3,52	0,77	4,29	0,333	4,92	0,012	0,019	0,088	0,101
Max	24,64				15,4	14,2	8,3	69,7	34,9	14,0	109,7	7,65	1100	25	6	14,7	16,4	750	78	1,87	147,0	8,71	1,24	9,95	10,400	20,70	0,013	3,960	3,400	0,187
Min	1,28				3,5	3,6	7,1	48,7	30,3	9,7	94,3	0,59	260	0	0	7,0	8,63	385	7	0,05	9,0	3,01	0,64	3,90	0,267	4,92	0,012	0,013	0,088	0,085
Variance	74,20				15,9	22,8	0,2	70,7	2,7	2,2	34,9	6,98	97270	111	7	8,6	10,503857	26744	798	0,47	2996,5	6,88	0,04	7,72	16,008	38,17	0,0	2,534	1,828	0,001

* Reiknað skv. Chapra (Steven C. Chapra 1997). ** Meðaltal 10 mælinga.



Álagsgreining á vatnasvæðum Reynisvatns og Rauðavatns

Við mat á mengunarálagi er notað huglægt mat þar sem miðað er við kvarðann lítið mengunarálag, nokkurt mengunarálag og mikið mengunarálag.

Rauðavatn:



Stærð vatnasviðs Rauðavatns er ekki þekkt með vissu en hvað yfirborðsvatn snertir má ætla að vatnasviðið sé mjög lítið eða um 3 km², miðað við hæðarlínur á korti. Auk þess er hugsanlegt að í það berist grunnvatn frá svokölluðum Mosfellsheiðarstraumi. Að Rauðavatni liggja tvö íbúðarsvæði. Annarsvegar Árbæjarhverfi (Seláshluti) og hinsvegar Norðlingaholt. Skv. lýðfræðiupplýsingum frá 2006 eru íbúar þess hluta Árbæjarhverfis sem liggur næst vatninu 3415, íbúafjöldi í Norðlingaholti er 1137. Frárennislagnir á svæðinu eru í tvöföldu kerfi. Ofanvatn frá Viðarás, Rauðás, Þingás og hluta Selásbrautar rennur í vatnið. Það er leitt í gegnum sandskilju og svokallaða “þríbura” brunna sem virka sem olúskilja. Ekki eru þekkt dæmi um rangar tengingar skv. upplýsingum frá OR. Meðfram vatninu liggur Suðurlandsvegur, einn umferðapungsti vegur landsins. Ljóst er að frá honum getur borist götusalt auk annarrar mengunar tengdri bílaumferð. Umhverfis vatnið liggur mikið notuð reiðleið og í suðausturhorninu er áningarstaður hestamanna og þaðan getur borist mengun frá saur og hlandi út í vatnið. Í Almannadal ofan Rauðavatns er

nú að rísa nýtt hesthúsahverfi. Mun það væntanlega auka álag vegna hestamennsku á svæðinu. Frágangur taðþróa og frárennislagna liggur ekki fyrir svo erfitt er að meta hættu á mengun frá þessu nýja svæði. Svæðið norðaustan og suðaustan við vatnið er skógi vaxið. Ekki er verið að planta núna á þessum stað og ekki verið að bera á áburð. Nokkur fyrirtæki með starfsleyfi heilbrigðisnefndar eru í nágrenni vatnsins. Miðað við þann mengunarvarnaránað sem þar er til staðar og frágang frárennslis er lítil hættu á mengun frá þessum fyrirtækjum.

Umhverfissvið telur mengunarálag á Rauðavatn vera nokkurt. Helsti uppruni mengunar er Suðurlandsvegur, umferð hestamanna og ofanvatn frá Árbæjarhverfi.

1. Listi yfir fyrirtæki í nágrenni vatnsins sem eru háð starfsleyfi heilbrigðisnefndar:
 - Árvakur hf. Umfangsmikill prentiðnaður. Með starfsleyfi til 22/12 2012.
 - Olíuverslun Íslands hf. Bensínstöð. Með starfsleyfi til
 - Bros-Gjafaver. Saldprentun. Með starfsleyfi til 25/4 2019
 - Mest-Byggingavöruverslun. Sala á merkingaskyldri efnavöru. Með starfsleyfi til 13/2 2019
 - Grillkofinn. Matsölustaður. Með starfsleyfi til 28/9 2008

Nánari upplýsingar um Rauðavatn er að finna í fjölríti nr. 3-06, Grunnrannsókn á lífríki Rauðavatns, unnið fyrir Umhverfissvið Reykjavíkurborgar, útgefið af Náttúrustofu Kópavogs.

Reynisvatn:



Að Reynisvatni liggur eitt íbúðarsvæði, Grafarholtið. Skv. lýðfræðiupplýsingum frá 2006 bjuggu á svæðinu 5058 íbúar. Frárennislagnir á svæðinu eru í tvöföldu kerfi. Ekkert ofanvatn frá byggðinni rennur í vatnið. Við vatnið er rekin tómsundaaðstaða þar sem boðið er upp á veiðileyfi í vatninu. Á bilinu 15-20.000 regnbogasilungum er sleppt í vatnið árlega, en þeir eru aldir annarsstaðar. Ekki hafa fengist upplýsingar um hvort fiskarnir séu fóðraðir í vatninu en komið er með nýjan skammt í vatnið vikulega. Veiði fer fram frá bakkanum eða úr árabátum á vatninu. Við vatnið er aðstaða fyrir veiðimenn til að snæða nesti, þar var til skamms tíma söluturn en óvíst er um framtíð hans. Frárennsli er tengt frárennslikerfi borgarinnar. Í um 400 m fjarlægð frá vatninu liggur malarvegur. Um hann er lítil umferð. Í nokkurri fjarlægð frá vatninu eru sumarbústaðir. Skv. upplýsingum frá UHR og OR eru rotþrær þar í lagi. Svæðið er vinsælt til útivistar fyrir göngufólk. Umhverfi vatnsins er gróíð, engin skipulögð skógrækt eða plöntun á svæðinu.

Umhverfissvið telur mengunarálag á Reynisvatn vera lítið. Helst er hætta á mengun í tengslum við sleppingar fiska í vatnið.

1. Listi yfir fyrirtæki sem eru háð leyfi heilbrigðisnefndar:
 - Mögulegur rekstur söluturns, mál í vinnslu hjá heilbrigðiseftirliti.

Svava S. Steinarsdóttir
Heilbrigðisfulltrúi
Mengunarvarnir
Umhverfissvið Reykjavíkurborgar