

Nóvember 2003

Mengunarstaða Elliðavatns 2001 - 2002



Unnið fyrir Umhverfis- og heilbrigðisstofu Reykjavíkur



Háskólaárið í Hveragerði

Háskólasetrið í Hveragerði.

Pósthólf 122, Heiðmörk 32

810 Hveragerði

Sími 483 4360

Fax: 483 4302

Netfang: setrid@nedrias.is

Veffang: www.nedrias.is

Framkvæmdaraðili Umhverfis- og heilbrigðisstofa Reykjavíkur	Fulltrúi Magnea Karlsdóttir	Tölvupóstfang magneak@rvk.is
Verktaki Háskólasetrið í Hveragerði	Fulltrúi Tryggvi Þórðarson	Tölvupóstfang tryggvi@nedrias.is
Útgefandi Háskólasetrið í Hveragerði	Fjármögnun Umhverfisstofa Reykjavíkur	Skýrslan tekur til Ellidavatns
Höfundur Tryggvi Þórðarson	Ár 2003	Blaðsíðufjöldi 60
Íslenskur titill Mengunarstaða Ellidavatns 2001 - 2002.		
Enskur titill Environmental quality of lake Ellidavatn 2001 - 2002.		
Úrdráttur Ellidavatn er best lýst sem hálf næringarríku, mjög grunnu uppistöðulóni með talsverðum vatnplöntumbreiðum og hraðri útskolun. Gerð var úttekt á mengunarstöðu vatnsins og það flokkað m.t.t. ákvæða í reglugerð nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns. Yfirlit um flokkunina er gefið á næstu síðu. Þrátt fyrir næringarstig vatnsins voru augljós merki mengunar ekki sjáanleg. Mikill styrkur TOC (4,8 µg/l) er ekki fullskýrður en er væntanlega aðallega náttúrulegur, hugsanlega að einhverju leyti frá mómold sem fór á kaf við stíflun vatnsins. Styrkur ammóníaks var einnig frekar mikill (21,8 µg/l) en þar til annað kemur í ljós er efnið þó að mestu talið náttúrulegt. Þótt hlutfall köfnunarefnis og fosförs hafi að meðaltali verið aðeins 5:1 gengu þessi næringarefni aldrei til þurrðar. Þrátt fyrir það var styrkur blaðgrænu <i>a</i> lítill (1,8 µg/l). Talið er líklegt að lífmassi svifþörungum takmarkist af hraðri útskolun í vatninu en uppistöðutími þess er einungis 4,6 sólarhringar. Vegna útskolunarinnar og hás hlutfalls lindarvatns í gegnumstreyminu er Ellidavatn ekki talið mjög viðkvæmt fyrir mengunarálagi. Gert er ráð fyrir að hugsanleg vandamál samfara aukinni næringarefnamengun muni líklega frekar koma fram í tengslum við botn- og ásætupörunga en svifþörungum. Súrefnismettun var yfirleitt um og yfir 100% en fór lægst í 69% þegar vatnið var ísilagt.		
Summary Ellidavatn is best characterized as a mesotrophic, very shallow, macrophyte dominated reservoir with a high flushing rate. A survey of the environmental quality of lake Ellidavatn was done. The lake was 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 page. In spite of its tropic state, obvious signs of contamination or recent degradation of water quality were not seen. The high concentration of total organic carbon (TOC) is not fully explained but is considered mostly natural, possibly to some extent originating from the peat that was submerged when the lake was created. Ammonium concentration was rather high in the lake (21.8 µg/l) but in lack of a possible pollution source it is for the most part considered natural. Even though the N/P ratio was only 5:1 these nutrients were never exhausted. In spite of this, chlorophyll <i>a</i> concentration was low (1.8 µg/l). With a retention time of only 4.6 the biomass of phytoplankton is most likely limited by high flushing rate. Because of the high flushing rate and a high proportion of springwater in the throughflow, Ellidavatn is not considered very sensitive to pollution loading. Possible effects of increased nutrient loading are probably more likely to be seen in relation to epiphytic or benthic algae than phytoplankton. Most frequently oxygen saturation was around or above 100% but was lowest 69% while the lake was under ice cover.		
Efnisorð Ellidavatn, efnasamsetning vatns, vatnsmengun, mengunarflokkun, vatnsgæði, grunnt vatn.	Subject words Lake Ellidavatn, water chemistry, water pollution, classification of pollution, water quality, shallow water.	

Samantekt á flokkun skv. reglugerð nr. 796/199 um varnir gegn mengun vatns.

Mat á ástandi, mengunarflokkun og tillögur um markmið og vöktun fyrir Elliðavatn Fyrsti dálkurinn sýnir meðaltöl mældra gilda. Næstu tveir dálkarnir gefa náttúrulegt og raunverulegt ástand vatnsins óháð uppruna efnanna. Fjórði dálkurinn sýnir flokkun vatnsins eftir mengunarástandi (afvik frá náttúrulegu ástandi). Fjórir næstu sýna tillögur að langtímamarkmiðum, fyrsti það markmið sem lagt er til, næsti þau umhverfismörk sem vatnið þarf þá að falla undir, sá þriðju þann efnastyrk sem vatnið þarf að uppfylla og sá fjórði hversu langur vegur er frá því að markmiðin séu uppfyllt. Þrír þeir síðustu eru tillögur um vöktun vatnsins, sá fyrsti þeirra sýnir æskilega tíðni, næsti hvenær næsta vöktun er lögð til og í þeim síðasta eru nánari útskýringar á vöktunartillögnum.

	Meðaltal mældra gildi*	Umhverfismarkaflokkar		Mengunarflokkun	Tillaga að langtímamarkmiðum				Tillaga að vöktun			
		Náttúrulegt ástand	Núverandi ástand		Mengunarástand	Mengunarflokkur	Umhverfismörk	Styrkur	Athugasemdir	Æskileg tíðni (ár)	Næsta vöktun	Athugasemdir
Saurkólí í 100 ml	0,6	I	I	A	Ósnortið vatn	A	I	<14	Uppfyllt	1	2004	Þessir þættir benda til góðs ástands vatnsins. Þeir munu aukast á næstu árum vegna aukinna umsvifa og uppbyggingar á vatnasviðinu. Þótt vöktun annað hvert ár hefði nægt er lögð til árleg vöktun vegna hárra gilda TOC og NH ₄ -N, sem einnig fylgja oft skólþosun og húsdýraáburði. Sum þessara efna voru í hærri kantinum, sérstaklega TOC, NH ₄ -N og t-P. Ekki er vitað með vissu hvort um venjulegt ástand er að ræða eða hvort mikill munur sé á milli ára eða árabila. Þótt styrkur blaðgrænu a hafi ekki bent til mengunar er styrkur næringarefna einn megináhrifaþátturinn gagnvart blaðgrænu a og því eðlilegt að hún sé vöktuð um leið. Lögð er til stöðug vöktun á þessum þáttum.
Enterokokkar í 100 ml	0,4	I	I	A	Ósnortið vatn	A	I	<14	Uppfyllt	1	2004	
Blaðgræna a (ug/l)	1,8	I	I	A	Ósnortið vatn	A	I	<8	Uppfyllt	1	2004	
NH ₄ -N (ug/l)	21,5	II	II	A	Ósnortið vatn	A	II	<25	Uppfyllt	1	2004	
t-N (ug/l)	81	I	I	A	Ósnortið vatn	A	I	<300	Uppfyllt	1	2004	
t-P (ug/l)	16,4	I	I	A	Ósnortið vatn	A	I	<20	Uppfyllt	1	2004	
TOC (mg/l)	4,8	II	III	B	Lítið snortið vatn	A	II	<3	Úr 4,8	2	2005	
Cu (ug/l)	0,597	II	II	A	Ósnortið vatn	A	II	<3	Uppfyllt	2	2005	
Zn (ug/l)	<0,738	I	I	A	Ósnortið vatn	A	I	≤5	Uppfyllt	2	2005	
Cd (ug/l)	<0,027	I	I**	A	Ósnortið vatn	A	I	≤0,01	Uppfyllt	2	2005	
Pb (ug/l)	0,0314	I	I	A	Ósnortið vatn	A	I	≤0,2	Uppfyllt	2	2005	
Cr (ug/l)	1,31	II	II	A	Ósnortið vatn	A	II	<5	Uppfyllt	2	2005	
Ni (ug/l)	0,307	I	I	A	Ósnortið vatn	A	I	≤0,7	Uppfyllt	2	2005	
As (ug/l)	<0,068	I	I	A	Ósnortið vatn	A	I	≤0,4	Uppfyllt			

* Geometriskt meðaltal fyrir saurkólí og enterokokka. ** Kadmíum mældist alltaf undir greiningarmörkum sem voru það há að ekki er unnt að ákvarða hvort vatnið tilheyrði I. eða II. umhverfismarkaflokki. Þar til annað kemur í ljós er vatnið talið vera í umhverfismarkaflokki I fyrir raunverulegt ástand m.t.t. kadmíums.

Efnisyfirlit

Töflulisti	6
Myndalisti.....	7
Inngangur.....	9
Verkefni.....	9
Mengunarflokkun vatna.....	9
Forsendur mengunarflokkunar.....	9
Aðferðir	11
Rannsóknabættir	11
Val sýnatökustaða.....	11
Sýnataka	12
Meðhöndlun, geymsla og flutningur sýna	13
Mælingar og efnagreiningar	13
Næmni efnagreininga og skekkjumörk.....	13
Meðferð gagna og túlkun.....	14
Rannsóknabættir.....	14
Næringarefni.....	14
Liffrænt efni.....	15
Örverumengun.....	15
Málmar	16
Aðrir þættir	16
Grunn stöðuvötn	17
Efnaferlar næringarefna.....	17
Vistkerfi grunnra vatna.....	18
Ellidavatn.....	18
Lýsing og helstu stærðir	18
Jarðfræði og jarðefnafræði.....	19
Gróðurfar	20
Mannleg umsvif og mengunarálag	21
Hugsanleg mengunarviðbrögð.....	22
Niðurstöður og umfjöllun	23
Niðurstöður.....	23
Uppruni mengunarefna.....	31
Vægi fosfórs og köfnunarefnis	31
Beiting vistfræðilíkana	34
Flokkun Ellidavatns.....	37
Næringarástand.....	37
Náttúrulegt ástand.....	38
Raunverulegt ástand	42
Mengunarflokkun	43
Tillaga að langtímamarkmiðum.....	43
Tillaga að vöktun.....	45
Sérstök verndun, viðkvæm svæði og aðgerðaráætlanir	46
Niðurlag.....	47
Heimildir	47
Viðaukar	53

Töflulisti

Tafla 1.	Mengunarflokkar vatns.....	9
Tafla 2.	Umhverfismarkaflokkar.....	10
Tafla 3.	Dýpi mælinga og sýnatöku.....	13
Tafla 4.	Efnagreiningaraðferðir og efnagreiningartæki.....	13
Tafla 5.	Kjörlendi tegunda vatnplantna m.t.t. næringarástands vatns	21
Tafla 6.	Yfirlit yfir mælingar og efnagreiningar á sýnatökustöðvum.....	24
Tafla 7.	Yfirlit yfir mælingar og efnagreiningar í Elliðavatni hvern sýnatökudag.....	25
Tafla 8.	Viðmiðunargildi N/P hlutfalla (vikt) til að meta hvort fosfór eða köfnunarefni er líklegra til að vera takmarkandi fyrir þörungavöxt í vötnum.	32
Tafla 9.	Afrennslisstuðlar.....	37
Tafla 10.	Mengunarflokkun Elliðavatns.	43

Myndalisti

Mynd 1.	Sýnatöku- og mælistaðir í Elliðavatni. Örvar sýna inn- og útstreymi.....	12
Mynd 2.	Vatnshiti á stöðvum 1, 2 og 3 (a) 22. febrúar 2002 og (b) 20. mars 2002.....	26
Mynd 3.	Súrefnismettun (%) á stöðvum 1, 2 og 3 dagana (a) 22. febrúar 2002 og (b) 20. mars 2002	27
Mynd 4.	a) Meðaltöl stöðvanna fyrir heildarfosfór (t-P) og fosfat (PO ₄ -P) apríl – september 2001 og 2002. Fyrstu þrjár mælingarnar eru frá 2002 en þær seinni frá 2001. b) Meðaltöl stöðvanna fyrir heildarköfnunarefni (t-N), níturat (NO ₃ -N) og ammóníak (NH ₄ -N) á sama tíma. Fyrstu þrjár mælingarnar eru frá 2002 en þær seinni frá 2001.	31
Mynd 5.	Hlutfall köfnunarefnis og fosförs (N/P, vikt), meðaltal sýnatökustaða á tímabilinu apríl – september 2001 og 2002. a) Hlutfall heildarköfnunarefnis (t-N) og heildarfosförs (t-P). b) Hlutfall nýtanlegra köfnunarefnissambanda (NO ₃ -N og NH ₄ -P) og nýtanlegs fosförs (PO ₄ -P). Fyrstu þrjár súlurnar eru frá 2002 en þær seinni frá 2001.....	33

Inngangur

Verkefni

Verkefni það sem hér er kynnt var unnið fyrir Umhverfisstofu Reykjavíkur. Það fólst í að meta náttúrulegt og núverandi ástand Elliðavatns, mengunarflokka það í samræmi við flokkunarkerfi reglugerðar nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns og gera tillögur um langtímamarkmið fyrir ástand þess og umfang og tíðni áframhaldandi vöktunar. Verkefninu var einnig ætlað að varpa ljósi á efnasamsetningu, mengunarástand og eiginleika vatnsins m.t.t. mengunar og mengunarálags og mynda þannig betri grunn fyrir framtíðarvöktun þess og ákvarðanir er varða vatnasvið þess.

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. Samkvæmt bráðabirgðarákvæðum reglugerðarinnar skal flokkun þessari lokið innan fjögurra ára frá gildistöku reglugerðarinnar, þ.e. fyrir 2. desember 2003. 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

Mengunarflokkunina skal gera með hliðsjón af umhverfismörkum fyrir örverumengun, málma, næringarefni og lífræn efni í vatni, sbr. gr. 8.1 og fylgiskjal með reglugerð nr. 796/1999 og byggja á mati á því hversu miklum áhrifum vatnið hefur orðið fyrir af völdum mannglegrar starfsemi. Mengunarflokkunin byggir á því hve mikið tiltekið vatn vikor frá náttúrulegu ástandi þess (sjá gr. 10.1 og 10.2) eða skilgreindum almennum náttúrulegum bakgrunnsgildum (sjá gr. 10.1).

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

Best er að meta náttúruleg gildi fyrir hvert vatn sérstaklega, séu til upplýsingar að styðjast við. Venjulega liggja mælingar ekki fyrir frá því áður en mannlegra áhrifa tók að gæta en hinsvegar eru allmörg vötn á landinu enn ósnortin eða lítt snortin og því samanburðarhæf að teknu tilliti til gerðar og svæðisbundinna einkenna. Rannsóknir sem gerðar eru sérstaklega til að mengunarflokka vötn sem með sæmilegri vissu geta talist ósnortin eða nánast ósnortin munu veita mikilvæga vitneskju um náttúruleg bakgrunnsgildi. Sömuleiðis má stundum leita upplýsinga um efnafræðieiginleika ósnortinna vatna í niðurstöðum fyrri rannsókna á íslenskum vötnum. Einnig er hægt að meta ástand stöðuvatns frá fyrri tíð með rannsóknum á setkjörnum úr botni þess. Að síðustu má nefna rannsóknir á náttúrulegu afrennsliflokkunarefnanna 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 og gera samanburð við önnur sambærileg vötn þótt ekki séu ósnortin.

Ef upplýsingar um náttúrulegt ástand tiltekins vatns eru of veigalitlar til að styðjast við er í nauð hægt að styðjast við almennu bakgrunnsgildin, þ.e. lægstu umhverfismörkin fyrir hvern flokkunarþátt. Líta verður á flokkun sem eingöngu byggir á bakgrunnsgildunum sem bráðabirgðaflokkun vegna þeirrar skekkju sem að öllum líkindum er til staðar því bakgrunnsgildin lýsa aðeins einskonar meðaltals náttúrulegu ástandi vatna á Íslandi sem líklega er nær aldrei rétt fyrir tiltekið landsvæði, m.a. vegna mismunandi gróðurfars og jarðfræði. Óvíst er hvort flokkun gerð á þeim grundvelli verður nothæf til markmiðasetningar og gerðar aðgerðaráætlunar.

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	Lítil saurmengun.	Lítil 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 ástands vatns/pynningarsvæði.	Ávallt ófullnægjandi ástand vatns fyrir lífríki/pynningarsvæði.	Ofauðugt (hypertrophy).

Íslenska flokkunarkerfið tekur talsvert mið af svipuðum flokkunarkerfum í Noregi og Svíþjóð. Er komin allnokkur reynsla á flokkunarkerfin í þessum löndum og hefur

norska kerfið verði endurbætt frá því það var tekið upp 1992. Að baki þessum kerfum liggja talsverðar rannsóknir og uppsöfnuð þekking á vötnum í þessum löndum, mun meiri en er til staðar hér á landi. Hér er norska og sænska aðferðarfræðin m.a. höfð til hliðsjónar í þeim tilvikum sem efnisatriði vantar í íslensku reglugerðina eða ákvæði hennar eru ekki ótvíræð.

Aðferðir

Rannsóknættir

Eftirfarandi þættir voru greindir í Elliðavatni:

- Næringarefni: Heildarfosfór (t-P), fosfat (PO₄-P), heildarköfnunarefni (t-N), nítrat (NO₃-N), nítrít (NO₂-N), ammóníak (NH₄-N).
- Lífræn efni: Bláðgræna *a*, heildar lífrænt kolefni (TOC), efnafræðileg súrefnisþörf (COD), fjölhringakolvetni (PAH).
- Málmar: Kopar (Cu), zink (Zn), kadmíum (Cd), blý (Pb), króm (Cr), nikkell (Ni), arsen (As), kvikasilfur (Hg), ál (Al), kobolt (Co), járn (Fe), vanadíum (V), molybdeum (Mo).
- Önnur efni: Bróm (Br), flúor (F), klór (Cl), kalsíum (Ca), kalíum (K), litíum (Li), magnesíum (Mg), mangan (Mn), natríum (Na), súlfat (SO₄-S), kísill (Si).
- Örverumengun: Saurkóli/100 ml, enterokokkar/100 ml, bakteríur v/22°C/ml og bakteríur v/37°C/ml.

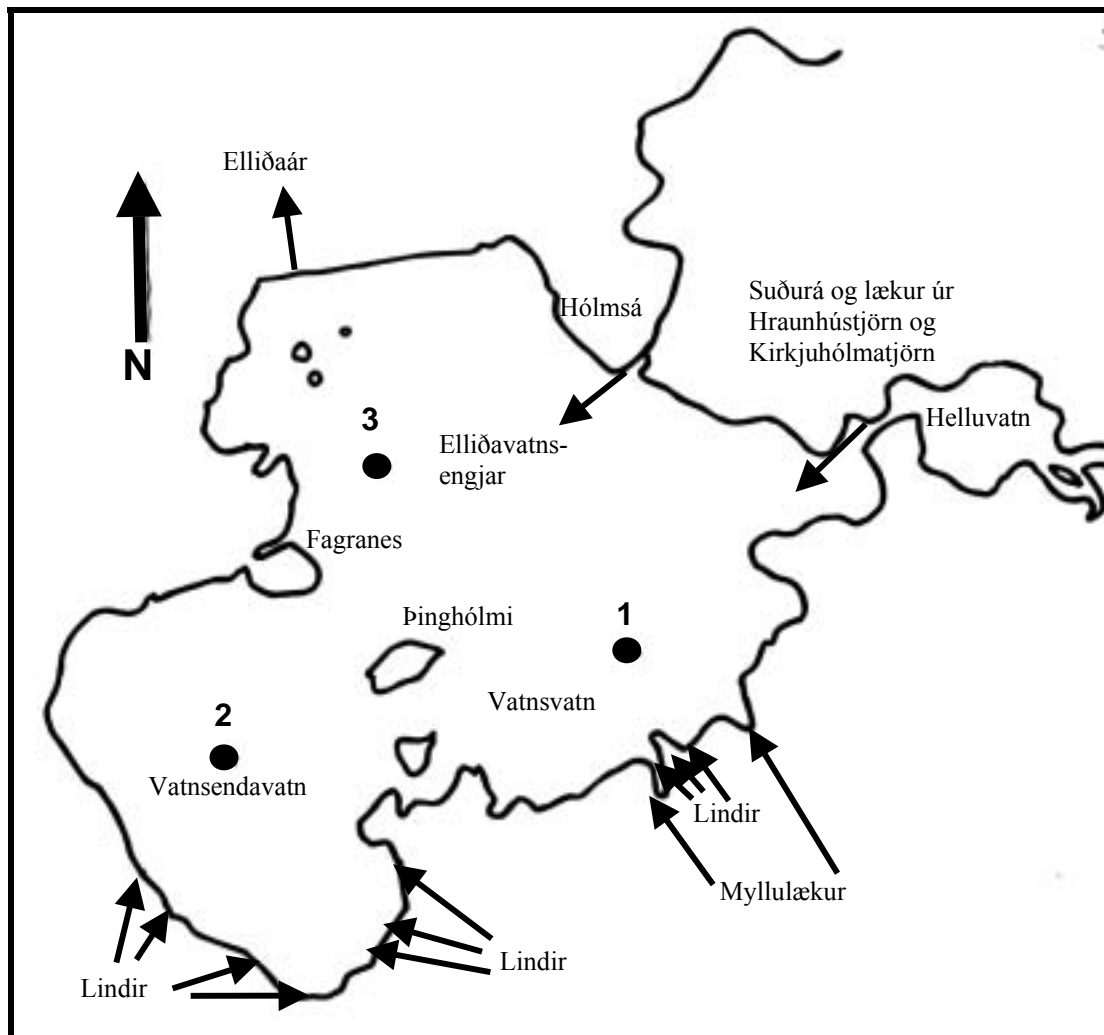
Þessu til viðbótar var súrefni (O₂), hitastig, pH, leiðni og sjóndýpi mælt á staðnum.

Í samræmi við ákvæði reglugerðar nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns voru eftirfarandi efnaþættir notaðir við mengunarflokkunina: Bláðgræna *a*, saurkólí og enterokokkar, heildarfosfór (t-P), fosfat (PO₄-P), heildarköfnunarefni (t-N), heildar lífrænt kolefni (TOC), heildarmagn málmanna kopars (Cu), zinks (Zn), kadmíums (Cd), blýs (Pb), króms (Cr), nikkels (Ni) og arsens (As).

Val sýnatökustaða

Sýni voru tekin og mælingar gerðar á þremur stöðum í vatninu, gengt Myllulækjartjörn, í Vatnsendavatni og norðan til í vatninu á móts við útrennslið. Fyrsta staðnum er ætlað að lýsa þeim hluta vatnsins sem ætla má að fái innsig frá grunnvatni eða lindarlækjum en hefur jafnframt nokkra byggð sumarhúsa á vatnsbökkunum. Í þennan hluta fellur Suðurá og með henni vatn úr Hólmsá. Vatnsendavatn er dýpsti hluti vatnsins, þótt ekki muni þar miklu og er bæði nálægt núverandi og væntanlegri byggð og jafnframt fjarri megin inn- og útstreymi vatnsins, ef frá er talið innstreymi lindarvatns. Sýnatökustaðurinn í nyrðri hluti vatnsins er á áhrifasvæði Hólmsár og er jafnframt talinn gefa vísbendingar um það vatn sem úr Elliðavatni rennur.

Yfirlit yfir sýnatökustaði er sýnt á mynd 1. Staðsetning linda byggir á skýrslum Jóns Kristjánssonar (Jón Kristjánsson 2002, 2003).



Mynd 1. Sýnatöku- og mælistaðir í Elliðaavatni. Örvar sýna inn- og útstreymi.

Sýnataka

Yfirlit yfir dýpi mælinga og sýnatöku er gefið í töflu 3. Sýni voru yfirleitt tekin og mælingar gerðar í yfirborði eða 0,5 m dýpi. Sýni úr yfirborði voru tekin rétt undir yfirborðinu beint í sýnatökuflokkur. Sýni af 0,5 m dýpi voru tekin með lóðréttum Beta sýnataka. Þar sem sýnatakinn er 50 cm langur var sýnið blanda úr 0,25 – 0,75 m dýpi. Sniðmælingar (O_2 , °C) frá yfirborði til botns voru gerðar með 0,5 m millibili. Sýni til flestra efnagreininganna voru tekin í tvær 50 ml polypropylen flöskur. Önnur flaskan (m.a. málmgreiningar) var sýruþvegin fyrir sýnatökuna og í hana var bætt 100 μ l af saltpéturssýru (65%, suprapur[®]) strax að henni lokinni ($pH < 2$). Sýni til greininga á fjölhringjakolvetnum (PAH) voru tekin í glerflösku og sýni til greininga á efnafræðilegri súrefniþörf (COD) í plastflösku. Bakteríusýni voru tekin í gerilsneiddar 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. Sýni voru ekki síuð. Á hverri stöð voru alls tekin 6 sýni til efnagreininga á 6 mánaða tímabili en 12 sýni til bakteríugreininga á 12 mánaða tímabili. Súrefni, leiðni, hitastig og pH var mælt í öll skiptin en COD aðeins í þrjú. Sýnataka stóð frá júlí 2001 til júní 2002. Sýnatökudagar voru ekki fyrirfram ákveðnir heldur valdir jafnóðum þannig að um mánuður væri milli sýnatökuskipta.

Tafla 3. Dýpi mælinga og sýnatöku.

Efni/mælingar	Sýnatökudýpi
PAH, COD, pH, leiðni, bakteríur	Yfirborð
Al, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Si, V, Zn, Hg, NH ₄ ⁺ , N, Br ⁻ , Cl ⁻ , F ⁻ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , TOC, Blaðgræna a	0,5 m
Hitastig, O ₂	Öll dýpi (yfirborð, 0,5, 1,0, 1,5 og 2,0 m)

Meðhöndlun, geymsla og flutningur sýna

Sýnin voru geymd kæld þar til hægt var að frysta þau (efnasýni önnur en fjölhringakolvvetnasýni) eða greina (bakteríusýni og fjölhringjakolvvetnasýni). Strax að sýnatöku lokinni var sýnum til bakteríugreininga komið til rannsóknastofu Hollustuverndar ríkisins sem tók þau til ræktunar samdægurs. Fjölhringjakolvvetnum var komið í áframhaldandi kælingu og geymd þannig fram að greiningu (1 - 4 mánuði). Greining þeirra fór fram hjá SGAB í Tåby í Svíþjóð og voru þau send þangað með kælipökkum og í hraðsendingu. Öðrum efnasýnum var komið rakleitt í frysti fram að efnagreiningu hjá rannsóknastofu Skógvistfræðistofnunar Landbúnaðarháskólans í Umeå í Svíþjóð. Þau voru send þangað með hraðsendingarþjónustu í þurrís sem hélt þeim frosnum á leiðinni. Geymslutími þeirra í frysti frá sýnatöku að efnagreiningu var allt að 15 mánuðir. Sýnin voru tekin úr frysti 24 tímum fyrir greiningu.

Mælingar og efnagreiningar

Staðarákvörðun (GPS) var gerð með Garmin 48 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. Sýrustig (pH) var mælt á staðnum með pHTestr 2 handmæli og sömuleiðis leiðni með TDSTestr 40 handmæli. Bæði pH- og leiðnimælir voru kvarðaðir fyrir hvert sýnatökuskipti. Sjálfvirk leiðrétting mællanna miðast við 25°C. Gerð er grein fyrir efnagreiningaraðferðum og efnagreiningartækjum efnarannsóknastofu í töflu 4.

Tafla 4. 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
Anjónir	HPLC	Dionex 4000i, Sunnyvale, Kalifornia, USA
Lífrænt kolefni (TOC):		TOC-5000, Shimadzu, Kyoto, Japan
Efnafræðileg súrefnisþörf COD	Hach - Reactor digestion method	Litmælir
Fjölhringakolvetni (PAH)	HPLC með fluoriscence skynjun	
Blaðgræna a	Litrofsmæling. 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. Þetta á þó ekki við flúoríð (F), klóríð (Cl), brómíð (Br) og sulfat (SO_4^{2-} -S) þar sem gert var ráð fyrir +/- 0,5 mg/l sem almennri næmni og óvissu.

Meðferð gagna og túlkun

Flokkunin á grundvelli annarra þátta en saurbaktería byggir á meðaltölum mælinganna. Þar sem styrkur saurkólí í yfirborðsvatni er jafnan lognormal dreifður er hinsvegar notast við geometrískt meðaltal við útreikninga meðalstyrks saurkólí² (Jamie Bartram & Gareth Rees 2000). Geometrískt meðaltal er lægra en hefðbundið meðaltal, sérstaklega þegar einstaka mjög há gildi koma fyrir. Notkun þess fyrir saurkólí gefur þar af leiðandi betri saurkólíflokkun mengaðra vatna en ella. Vandamál vegna mikið dreifðra gilda eru hinsvegar síður fyrir hendi við notkun geometrískt meðaltals. Það hefði þó engu breytt um flokkun Elliðavatns hvort notað hefði verið meðaltal eða geometrískt meðaltal.

Við útreikninga í skýrslunni eru mæligildi sem eru undir greiningarmörkum meðhöndluð sem talnagildi greiningarmarkanna. Þegar eitthvert gildi undir greiningarmörkum hefur verið notað við útreikning á meðaltali er niðurstaðan gefin sem minna en gildið sem útreikningurinn gefur. Gildi þessi eru höfð með rauðu letri í skýrslunni.

Rannsóknabættir

Næringarefni

Næringarefni í náttúrunni

Náttúrulegur fosfór er upprunninn úr bergi en náttúrulegt köfnunarefni að langmestu leyti úr andrúmsloftinu. Fosfór leysist upp við efnaveðrun en náttúrulegt köfnunarefni verður aðallega til fyrir tilstilli eldinga og með köfnunarefnisbindingu vissra lífvera sem geta breytt köfnunarefni andrúmsloftsins í vatnsleysanleg köfnunarefnissambönd.

Næringarefnamengun

Næringarefnamengun er oft af völdum skólplösunar og notkunar og meðferðar á lífrænum og ólífrænum áburði í landbúnaði. Ofanvatn í þéttbýli getur einnig tekið með sér talsvert af næringarefnum úr gördum og opnum svæðum og úrkoma ber með sér næringarefnamengun, aðallega köfnunarefni. Ammóníak (NH_4^+ -N) og fosfat (PO_4^{3-} -P) geta stundum gefið vísbendingu um nálægar uppsprettur næringarefnamengunar.

Ammóníak myndast við niðurbrot próteina og þvagefnis og er t.d. mikið af því í skólpi og húsdýraáburði. Bæði þörungar og plöntur geta notað ammóníak sem næringarefni en ójónað ammóníak (NH_3 -N) er hinsvegar eittrað vatnalífverum í litlum styrk (V.P. Evangelou 1998). Hlutfall ójónaðs ammóníaks af uppleystu ammóníaki er

² Geometrískt 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.

Því hærra sem pH er hærra. Þegar súrefni er til staðar er ammóníak óstöðugt og oxast af völdum örvera yfir í níturat (NO_3^-).

Þáttur næringarefna í vistkerfinu

Næringarefni geta sagt til um vistfræðilegt ástand vatna og eru þau einnig góður mælikvarði á ýmsar tegundir mengunar.

Efnasambönd fosfórs (P) eru torleyst í vatni en köfnunarefnis fremur auðleyst. Mun meira getur því verið af köfnunarefni en fosfór í vatni. Köfnunarefni og fosfór eru lífsnauðsynleg þörungunum sem hafa þau að geyma í hlutföllunum 7,2:1 (vikt) (Steven C. Chapra 1997). Fosfór og köfnunarefni (N) er nauðsynlegt öllum gróðri til vaxtar en geta verið takmarkandi fyrir vöxt vatnaþörunga við venjulegar aðstæður. Fosfat er það form fosfórs sem vatnagróðurinn getur nýtt sér. Oft er það fosfór sem er takmarkandi fyrir þörungavöxt. Þegar svo stendur á er venjulega lítið sem ekkert af fosfati í uppleystu formi því það er torleyst og notað jafnóðum af þörungunum. Fosfat (PO_4) er torleyst þegar nægt súrefni er til staðar. Þá gengur það í torleyst efnasambönd, aðallega með járn (Fe) og áli (Al) og fellur til botns og hefur því tilhneigingu til að safnast fyrir í seti. Í mörgum vötnum með langvarandi mikla næringarefnaíkomu verður til næringarefnaforði á botninum sem stöðugt sér þörungum og vatnablöntum fyrir næringu (Marten Scheffer 1998).

Þar sem bæði fosfór og köfnunarefni er að finna í skólpi, eru notuð til áburðar, t.d. við túnrækt og finnast í ofanvatni frá byggð, eykst framboð þeirra í vatninu þegar mannlegra áhrifa gætir. Aukningin hleypir vexti í þörunga- og plöntugróðurinn og getur valdið neikvæðum breytingum á vistkerfi vatna verði hún of mikil. Neikvæðu breytingarnar felast venjulega í offjölgun þörunga og einhæfara vistkerfi (ofauðgun) og gangi þær langt getur orðið súrefnisleysi í neðri lögum stöðuvatna með tilheyrandi dauða sumra lífvera. Við slíkar aðstæður leysist upp fosfór sem safnast hefur fyrir í setinu og getur setið orðið viðvarandi fosfórupspretta í stað þess að vera fosförgildra eins og áður en breytingarnar urðu. Af þessum ástæðum sýna stundum mikið menguð grunnstöðuvötn einkenni ofauðgunar löngu eftir að upprunalegu mengunaruþpsprettarnar hafa verið upprættar.

Lífrænt efni

Öll efnasambönd sem eru að grunnuppbyggingu úr kolefni (C) og vetni (H) teljast lífrænt efni. Náttúrulegt lífrænt efni er upprunalega tilkomið vegna myndunar þess af frumbjarga lífverum. Þaðan hefur það gengið inn í fæðukeðjuna og getur borist í vötn frá hvað hluta hennar sem er, einnig af landi og með mengun frá mannlegri starfsemi. Til lífrænna efna teljast ennfremur ýmis "gerviefni" s.s. plast- og jarðolíuefni. Tilvist þeirra í vötnum er nær eingöngu vegna mengunar frá mannlegri starfsemi og athöfnum. Í skólpi er mjög mikið af lífrænu efni og augljósustu merki mikillar skólpmengunar í vatni eru af völdum lífrænu efnanna (bakteríutaumar). Mengun af völdum lífrænna efna felst m.a. í auknu álagi á vistkerfið þegar þau brotna niður. Við niðurbrotið er súrefni vatnsins notað en það endurnýjar sig yfirleitt hægt. Fosfór og köfnunarefni berst þá einnig út í vatnið og örva frumframleiðslu gróðurs á enn meira lífrænu efni. Heildar lífrænt kolefni (TOC) er kolefnishluti lífræns efnis.

Örverumengun

Saurbakteríur eiga uppruna sinn í saur manna og dýra með heitt blóð. Magn þeirra í vatni er því beinn mælikvarði á saurmengun vatnsins. Vatnið er hins vegar ekki

kjörlendi saurbaktería og þær tína ört tölunni eftir að iðrunum sleppir. Magn saurbaktería getur því hafa minnkað talsvert þegar þær eru lengi að berast frá upprunastaðnum á sýnatökustaðinn. Í undantekningartilvikum getur saurkólí fjölgað sér utan hýsilsins en það sama á sennilega ekki við um saurkokka. Þeir þættir sem helst eiga þátt í dauða saurbaktería í vatni eru sólarljósið, selta, hitastig og afát. Dauðatíðni er að jafnaði meiri að sumarlagi vegna meiri birtu og hitastigs. Venjulega er lítið um saurbakteríur í ómengdu yfirborðsvatni. Villt spendýr eru fá á Íslandi og því ólíklegt að saurbakteríur frá þeim mælist oft í vatni. Fuglar eru mun algengari og sumar tegundir þeirra halda sig á vötnum eða við vötn. Líklegra er því að finna saurbakteríur úr fuglum í vötnum sem eru ósnortin af mönnum. Hinsvegar þarf mikið fuglalíf eða óvenju vatnslítið og kyrrstætt vatn til að saurbakteríur fugla mælist í einhverjum mæli. Ef ekki eru sérstakar aðstæður við tiltekið vatn hvað þetta varðar má ætla að saurbakteríurnar stafi að lang mestu leyti af saurmengun af manna völdum, ýmist frá mönnum sjálfum eða hús- og gæludýrum þeirra.

Málmar

Málmar í náttúrunni

Málmar eru fremur torleystir í vatni og því frá náttúrunnar hendi í litlum styrk í upplausn og teljast því flestir snefilefni. Þeir geta hinsvegar verið til staðar í föstu formi, aðallega bundnir öðrum efnum. Náttúrulegur styrkur þeirra ræðst að talsverðu leyti af jarðfræði og jarðvegsgerð viðkomandi svæðis en sýrustig og magn lífrænna efna í vatninu hafa einnig áhrif á styrk þeirra svo og á eiturvirkni. Þótt sumir málmarnir séu nauðsynlegir lífverum hafa margir þeirra eituráhrif á vatnalífverur jafnvel í tiltölulega lágum styrk og geta auk þess safnast fyrir í fiskum. Þeir málmar sem notaðir eru við flokkunina eru kopar (Cu), zink (Zn), kadmíum (Cd), blý (Pb), króm (Cr), nikkell (Ni) og arsen (As).

Mengun af völdum máлма

Málmar geta verið í margföldum náttúrulegum styrk þar sem iðnaðarmengun er til staðar, s.s. frá málmhúðunarfyrtækjum. Mikið af málmamenguninni tengist hinsvegar bifreiðum. Zink og blý koma m.a. við dekkjaslit, úr vélaolíu og vélafeiti en zink kemur einnig af zinkhúðuðu járn, s.s. bárujárn og blý auk þess við leguslit og úr kælivökvum. Kopar kemur við slit lega, vélarhluta og bremsuborða en einnig úr kælivökvum og vissum fúavarnarefnum sem innihalda kopar. Kadmíum kemur við dekkjaslit og úr tilbúnum áburði. Króm kemur m.a. við slit á vélarhlutum og bremsuborðum. Nikkell kemur úr díselolíu og bensíni, smurolíu, malbiki og við slit bremsuborða. Arsen kemur m.a. úr eldsneyti. Málmamengun getur einnig borist sem aukaefni úr salti sem borið er á götur. Mengunin getur bæði verið í formi uppleystra og fastra máлма og máлmsambanda. Í föstu formi geta þeir safnast fyrir í seti og borist þaðan upp í vatnið að nýju, m.a. við upprót eða í gegnum fæðukeðjuna.

Aðrir þættir

Aðrir þættir sem mældir voru, pH, leiðni, súrefni (O₂), fjölhringjakolvetni (PAH), hitastig og ýmis önnur uppleyst ólífræn efni, eru ekki flokkunarþættir heldur fyrst og fremst ætlað að gefa gleggri mynd af eiginleikum og efnasamsetningu Elliðavatns. pH ræðst fyrst og fremst af ferli upprunavatnsins, jarðefnafræðilegum þáttum og lífrænum efnaskiptaferlum í vatninu (frumframleiðni og öndun). Leiðni er mælikvarði á heildarstyrk uppleystra jóna í vatninu og ræðst af jarðefna- og vatnafræðilegri sögu vatnsins, fjarlægð frá sjó og mengunarlagi. Súrefni er

mælikvarði á ástand vatnsins því verði aldrei veruleg minnkun súrefnis í vatninu eða hlutum þess er ástand þess m.t.t. lífrænnar mengunar og ofauðgunar gott. Fjölhringakolvetni (PAH) eru lífræn mengunarefni og er aðaluppspretta þeirra hérlendis sennilega langoftast malbik á nálægum götum.

Grunn stöðuvötn

Efnaferlar næringarefna

Það magn næringarefna sem berst í stöðuvatn yfir ákveðið tímabil er hér kallað næringarefnaikoma. Aðflutningsleiðirnar eru í meginatriðum fjórar, niðurburður andrúmslofts, flutningur fallvatna og ofanvatns, flutningur grunnvatns og bein losun. Þar af er flutningur fallvatna oftast afkastamestur 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 vefi þeirra. Yfir vaxtartíma ljóstillifandi vatnalífvera er því stór hluti næringarefnanna bundinn í gróðri og afætum hans og ekki aðgengilegur öðrum gróðri. 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. Á sama tíma skolest næringarefni einnig úr vatninu með útrennsli þess. Það skapast því ákveðið jafnvægi milli íkomu og uppróts næringarefnanna í vatnið og notkunar, botnfalls og útskolunar þeirra úr vatninu og ræður það jafnvægi miklu um styrk þess í vatninu á hverjum tíma.

Stór hluti næringarefnanna sem losna við niðurbrot svífþörunga og vatnaplantna 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 en sest þess á milli á botninn aftur.

Vatnablöntur stilla vatnið og vinna gegn ölduróti. 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. svífþörungar, eldri blöð vatnaplantna sem falla af og saur vatnadýra. Niðri við botn á þessum breiðum eru vatnsskipti að jafnaði lítil og því minni sem plönturnar eru stærri og breiðurnar þéttari. Þar rotnar lífræna efnið og skilar til baka næringarefnum. Rotnunin leiðir stundum af sér súrefnisleysi við botninn í plöntubreiðunum, væntanlega sérstaklega á myrkum nóttum þegar ekki gætir ljóstillifunar. Þess á milli berst nægilegt súrefni niður að botninum vegna vindhreyfingar og frumframleiðni. Súrefnisleysið hefur tvöskkonar áhrif, annars vegar veldur það upplausn fosfats ($\text{PO}_4\text{-P}$) sem bundið hefur verið í torleystum efnasamböndum og hins vegar afnitrun en það er umbreyting af völdum baktería á nitrati (NO_3) yfir í loftkennt köfnunarefni (N_2) sem ekki nýtist gróðrinum sem næringarefni. Afnitrun er háð því að það skiptist á súrefnislaust og súrefnisríkt ástand. Ástæðan er sú að ammóníak (NH_4), sem myndast við rotnun, getur ekki breyst yfir í nitrát nema súrefni sé til staðar. Í grunnum vötnum með mikinn vöxt vatnaplantna gerist þetta helst á síðsumrum þegar stærð plantnanna er í hámarki (Marten Scheffer 1998). Þegar þannig er ástatt í grunnum vötnum eykst sem sagt styrkur fosfórs en styrkur köfnunarefnis minkar. Ef ekki verður súrefnislaust við botn grunnra vatna á veturna þegar vatnið er ísi lagt getur því styrkur fosfata verið minni á veturna en á sumrin þrátt fyrir minni upptöku ljóstillifunarlífvera á næringarefnum á þeim tíma. Ofangreindir ferlar eiga sér einnig stað í grunnum vötnum sem eru án vatnaplantna en þó sennilega í minna mæli vegna tíðari vindblöndunar.

Vistkerfi grunnra vatna

Einkennandi fyrir mörg grunn næringarlítill vötn er að mestur hlutur framleiðslunnar fer fram af völdum botngróðurs, s.s. vatnaplantna. Þegar ákoma 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 svifþörunga. Þar eru stórar vatnaflær (Cladocera) fremur algengar. Vötn í hinu ástandinu hafa jafnan mikinn lífmassa svifþörunga, mikið af fiskum sem nærast á svifdýrum, lítið af svifdýrum og þau gruggast oft. Eftir því sem íkoman er meiri verður 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 afætur ásætubörunga hverfa, sem gæti t.d. orðið vegna óvarkárar notkunar skordýraeiturs á vatnasviðinu. Til að umskiptin 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 gera inngríp 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 skal skýrt í fáum orðum. Aðallega er stuðst við B. Moss 1998, 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. svifþörungar, veita skjól stórum krabbadýrum, sem m.a. nærast á svifþörungum, gefa frá sér efni sem hemja vöxt svifþörunga og valda auk þess skugga í vatninu, sérstaklega þegar blöð þeirra eru í yfirborðinu. Grugguga ástandið er stöðugt vegna þess að svifþörungar og upphvirflað grugg veldur skuggaáhrifum sem aukast þegar framboð á næringarefnum eykst, fiskar halda niðri stóru dýrasvifi sem ekki hefur lengur skjól af plöntubreiðum en við það minnkar beitarálag á svifþörungana, plöntur sem gefa frá sér efni sem dregur úr vexti svifþörunga eru fáar og svifþörungarnir botnfalla síður vegna meiri hreyfingar í vatninu sem stafar af því að plönturnar vantar.

Elliðavatn

Lýsing og helstu stærðir

Elliðavatn er 76,5 m.y.s. og flatarmál þess er 2,02 km² (Jórunn Harðardóttir o.fl. 2002). Það er myndað með stíflu norðan til í vatninu og notað sem miðlunarlón fyrir rafstöðina á Elliðaánum en hún er starfrækt á veturna. Áður voru Vatnsendavatn og Vatnsvatn á þessu svæði að sunnan og austanverðu en Elliðavatnsengjar að norðaustanverðu. Elliðavatn er dýpst í Vatnsendavatni, 2,3 m, grynnt yfir engjunum, 0,6 – 0,8 m en meðaldýpi þess er 1,0 m (Jórunn Harðardóttir o.fl. 2002). Botn Elliðavatns er víðast lífræn efja eða gróðurmór (Jórunn Harðardóttir o.fl. 2002). Í það fellur Hólmsá, Suðurá, lækur úr Hraunhús- og Kirkjuhólmatjörnum og Myllulækur en úr vatninu falla Elliðaár. Auk þess eru víða lindir á botni þess og fjöruborði sunnanverðu og í Helluvatni (Jón Kristjánsson 2002, 2003). Vísbendingar eru um grunnvatnsstreymi sé úr vatninu í suður (Árni Hjartarson o.fl. 1992). Meðalrennsli

(1972-1998) í Suðurá er 0,38 m³/s, í Hólmsá 2,26 m³/s og í Elliðaám 4,75 m³/s (Axel Valur Birgisson o.fl. 1999). Það sem á innrennslið vantar, 2,11 m²/s er rennsli lækjanna og lindanna að frádegnu hugsanlegu grunnvatnsafrennsli í suður.

Miðað við ofangreint meðalrennsli Elliðaáanna neðan stíflunnar er reiknaður uppistöðutími vatnsins aðeins 4,9 sólarhringar en sé miðað við 5,03 m³/s sem er 65 ára meðaltal við Elliðaárstöð (Gagnabanki Vatnamælinga 1996b) væri hann 4,6 sólarhringar. Uppistöðutíminn gæti reiknast minni ef hugsanlegt ústreymi í grunnvatn væri tekið með. Rennsli Hólmsár er meira að vetri en sumri (Axel Valur Birgisson o.fl. 1999). Því má búast við lengri uppistöðutíma í Elliðavatni að sumarlagi en að vetrarlagi. Reiknaður uppistöðutími Elliðavatns er mjög stuttur miðað við mörg önnur stöðuvötn. Algengast er þó að uppistöðutími grunnra vatna (<5m) sé ekki meiri en eitt ár (Deborah Chapman 1996). Til samanburðar er uppistöðutími Þingvallavatns um 330 sólarhringar (Haflíði Haflíðason o.fl. 1992), Hafravatns 61 sólarhringur (byggt á Hákonni Aðalsteinssyni o.fl. 1989 og gagnabanka Vatnamælinga 1996b) og Mývatns 27 sólarhringar (Jón Ólafsson 1979b).

Vatnasvið Elliðavatns er stórt, nær í norður langt inn á Mosfellsheiði, í austur að Hengli og í suður að talsvert suður af Bláfjöllum. Við Heyvað, sem er mitt á milli Árbæjarlóns og Elliðavatns, er vatnasvið Elliðaáa talið 271 km² (Sigfínnur Snorrason & Snorri Zóhóniásson 1996). Vatnasvið Elliðavatns er lítið minna. Af því er um 200 km² einnig vatnasvið Hólmsár (Axel Valur Birgisson o.fl. 1999). Það er víðast mjög lekt svo að á stórum svæðum þess er yfirborðsvatn venjulega ekki að finna. Á vissum afmörkuðum stöðum þar sem grágrýti eða móberg er undir nýlegri hraunum er stundum yfirborðsvatn í leysingum og í lítið úfnum hraunum þegar jörð er frosin. Yfirborðsrennsli Hólmsár getur aukist þegar grunnvatn stendur óvenju hátt (Axel Valur Birgisson o.fl. 1999). Fossvallaá, sem kemur úr Fóelluvötnum, rennur stundum í Hólmsá en er þó oftast þurr. Þegar Fossvallaá er þurr fær Hólmsá lítið sem ekkert af því vatni sem fellur sem úrkoma á vatnsviði Fossvallaár því það berst burtu með grunnvatnsstraumum. Stærsti hluti vatnasviðs Elliðavatns er vatnsverndarsvæði og er vatn Hraunhús- og Myllulækjartjarna lindarvatn. Sama er að segja um grunnrennsli Suðurrár en auk þess fær hún talsvert vatn úr Hólmsá.

Vatnasvið Elliðavatns er að mestu ósnortið og óbyggt. Næst Elliðavatni er þó talsverð sumarhúsabyggð, allnokkur íbúðarhús, sauðfjárbú og hænsnabú. Upp með Hólmsá eru einnig sumar- og heilsársbústaðir og hesthús auk þess sem þar er malarvinnsla. Meðfram Suðurá eru einnig nokkrir sumarþústaðir í hraunjaðrinum. Á austanverðu vatnasviðinu er að finna flugvöll, malarnámu, leikskóla og veitingaskála. Á útjaðri þess í austur og suðaustur eru helstu skíðasvæði höfuðborgarsvæðisins.

Vatnstaka Orkuveitu Reykjavíkur hefur ekki áhrif á rennsli til Elliðavatns (Axel Valur Birgisson o.fl. 1999)

Jarðfræði og jarðefnafræði

Vatnasvið Elliðavatns er að nokkru á grágrýtismynduninni sem er að finna beggja vegna gosbeltisins. Auk grágrýtis er móberg algengt á slíkum svæðum. Á talsverðum hluta vatnasviðsins eru hinsvegar nýleg hraun frá því eftir ísöld og nær vatnasviðið yfir hluta gosbeltisins. Berggrunnur vatnasviðsins er almennt lekur og lækir og ár því lítið áberandi eða eru lindár, t.d. Suðurá. Norðanvert vatnasviðið er þéttara og sýnir Hólmsá m.a. viss dragáreinkenni. Þar sem hlutfallslega meira af vatninu á lekum

svæðum hefur viðkomu í berglögum en á þéttum svæðum hefur vatnið þar yfirleitt tekið meira til sín af efnum úr bergi. Vatn á lekari svæðum landsins hafa því að jafnaði meira af uppleystum efnum en á þéttari svæðum. Þetta er hinsvegar m.a. háð því hve lengi vatnið hefur viðdvöl í berggrunninum en víða á vatnasviði Elliðavatns eru sprungur sem leiða vatnið hratt svo viðdvöl er fremur stutt.

Gróðurfar

Gróðurfar vatnsins

Umfang framleiðslu vatnplantna og botn- og ásætubörunga er ekki þekkt í Elliðavatni en talið er líklegt að hún sé talsvert meiri en framleiðsla svifþörunga. Framleiðsla í vatnplöntubreiðum getur t.d. verið mikil (Tryggvi Thordarson 1983). Á grundvelli minnkunar í styrk uppleysts kísils á leið vatnsins í gegn um Elliðavatn var framleiðsla kísilþörunga 1997-1998 metin 35 g C/m²/ári (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998). Kísilþörungar eru bæði svif-, botn- og ásætubörungar. Á grundvelli lítills styrks blaðgrænu *a* í vatninu (sjá töflur 6 og 7) er líklegt að framleiðsla þeirra hafi aðallega verið hjá botn- og ásætubörungum.

Vatnplöntur mynduðu víða þéttar breiður á botni Elliðavatns. Gróðurþekjan hefur nýlega verið könnuð lauslega (Jórunn Harðardóttir o.fl. 2002). Í ljós kom m.a. að sumsstaðar í vatninu eru þó gróðursnaud svæði og blettir. Mest áberandi er þetta á um 100 - 200 m breiðu belti meðfram landi, sérstaklega þar sem norðan- og norðaustanátt getur staðið á land og valdið uppróti. Vatnsborðssveiflur að vetrarlagi í Elliðavatni geta verið allt að 80 cm í lélegum vatnsárum en hafa verið allt að 60 cm á síðustu árum (Jón Kristjánsson 2003). Eins og að framan var getið er dýpi yfir engjunum aðeins 60 – 80 cm. Ef lagnaðaris er á vatninu þegar niðurdráttur af þessari stærðargráðu verður er hugsanlegt að plönturnar á þessum stöðum skaðist ef ísinn liggur lengi á botninum. Það sama er að segja á grynnsu svæðunum þar sem ís nær að botnfrjósa en þar getur einnig vinddrifið upprót gert vatnplöntun erfitt fyrir.

Ekki var gerð úttekt á plöntunum en skoðað það sem uppúr slæddist með ankeri bátsins eða hægt var að teygja sig eftir auk þess sem breiðurnar voru vel sýnilegar ofan frá. Mari (*Myriophyllum sp.*) virtist ríkjandi í vatninu og þekja botninn víðast hvar. Hjartanykra (*Potamogeton perfoliatus*) myndaði einnig víða breiður en var annars algeng um vatnið innan um marann. Fjallanykra (*Potamogeton alpinus*) kom fyrir, a.m.k. í norðurhlutanum. Þráðnykra (*Potamogeton filiformis*) óx sumsstaðar, a.m.k. um miðbik vatnsins, norðan og austan Þingneshólma. Alurt (*Subularia aquatica*) óx einnig sumsstaðar innan um marann, m.a. um miðbik vatnsins norðan og austan Þingneshólma og myndaði þar víða grasgræna fleti, hugsanlega með fleiri líkum plöntum. Þar varð auk þess vart við *Nitella* tegund.

Allþétt sef óx upp úr vatninu norðaustanverðu. Myndaði sefið stórar breiður, aðallega á milli ósa Hólmsár og útstreymi Helluvatns. Vatnið þar sem sefið gréri virtist alldjúpt, hugsanlega um hálfur metri á dýpt. Sefbreiðan náði fram með Þingneshólma í átt að Fagranesi. Útbreiðsla sefsins samsvaraði nokkurn veginn suðurhluta engjanna sem fóru undir vatn við stíflun vatnsins á sínum tíma.

Í töflu 5 eru gefið það næringarástand sem algengast er í vötnum þar sem þær plöntur sem nefndar hafa verið er að finna. Taflan byggir á upplýsingum frá S. M. Haslam o.fl. (1975).

Tafla 5. Kjörlendi tegunda vatnaplantna m.t.t. næringarástands vatns .

Tegund	Næringarástand
Hjartanykra (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	Hálfnæringarrík vötn (e: mesotrophic).
Práðnykra (<i>Potamogeton filiformis</i>)	Næringarrík vötn (e: eutrophic), oft ísölt.
Fjallanykra (<i>Potamogeton alpinus</i>)	Næringarlítill (e: oligotrophic) og upp í lítillaga næringarrík vötn.
Mari (<i>Myriophyllum sp.</i>) Tvær tegundir koma til greina.	<i>Myriophyllum spicatum</i> : Aðallega næringarlítill vötn. <i>Myriophyllum alterniflorum</i> : Hálfnæringarrík til næringarrík vötn.
Alurt (<i>Subularia aquatica</i>)	Næringarlítill vötn.

Þótt aðeins sé um mjög lauslega athugun á gróðurfari vatnsins að ræða benda tegundirnar sem um ræðir til þess að vatnið kunni að vera á bilinu næringarlítið til hálfnæringarríkt.

Gróðurfar vatnasviðs

Vatnasvið Elliðavatns er yfirleitt fremur gróðurlítið og lífrænn jarðvegur víðast lítill. Um norðan- og austanvert vatnasviðið er mikið um mela og börð og greinilegt að uppblástur hefur verið mikill en virðist að mestu hættur. Suðurhluti svæðisins er þakin mosavöxnum hraunum og er þar víða að finna kjarr næst vatninu. Á Heiðmerkursvæðinu hefur verið stunduð talsverð skógrækt undanfarna áratugi og eru t.d. víða fletir tiltölulega hávaxinna greni- og furutrjáa. Á þessu svæði hefur lúpínu verið dreift og myndar hún víða þéttar breiður sem sumar eru 2 – 3 áratuga gamlar. Lúpínan er í sambýli við bakteríur sem vinna köfnunarefni úr loftinu og er því köfnunarefnisuppspretta. Næst vatninu er víða búið að græða landið í gördum og sumarbústaðalóðum, m.a. með trjágróðri. Í Vatnsendahlíðinni sunnan vatnsins er víða vel gróið þar sem húsdýraáburði hefur verið dreift. Hlutur landrænnar framleiðslu í lífrænum efnum í Elliðavatni er óþekktur en ætti ekki að vera mikill ef mið er tekið af gróðurhulu þess hluta vatnasviðsins sem rennur af í vatnið.

Mannleg umsvif og mengunarálag

Áhrif umsvifa á vatnasviði

Eiginleikar vatna ráðast að talsverðu leyti af eiginleikum vatnasviða þeirra. Úrkoma sem fellur á vatnasviðinu endar venjulega að nokkru í viðkomandi vatni og ber um leið með sér ýmiss efnasambönd í vatnið. Þau efni sem oftast hafa einna mest áhrif á vistkerfi vatna eru næringarefni og lífræn efni. Næringarefni eru undirstaða frumframleiðni í vötnunum en auk þess lífræna efnis sem þannig myndast fá vötnin lífrænt efni sem orðið hefur til á landi. Ef vatnasvið tiltekins vatns er gróið berst að jafnaði meira af landrænu lífrænu efni til vatnsins en af lítt eða ógrónu vatnasviði. Fosfór (P) er jafnan fremur torleystur í vatni og berst því greiðlegast í vötn sem fast efni eða viðloðandi fastar efnisagnir. Köfnunarefni (N) er aftur á móti tiltölulega vel uppleysanlegt. Þegar úrkomuvatn seytlar ekki niður í jarð- eða berggrunninn heldur rennur á yfirborði getur það hrifið með sér fast efni, jarðvegsagnir, gras eða laufblöð. Mikill landhalli getur einnig ýtt undir burtskolunina (R.G. Wetzel 1995) vegna hraðara rennslis og meiri rofmætti vatnsins. Sé jarð- og berggrunnur vatnasviðsins hinsvegar gljúpur verður lítil burtskolun á yfirborði en vatnið hefur þess í stað möguleika á að taka til sín ýmiss vatnsleysanleg efni úr jarðvegi og bergi, sérstaklega

ef það fær að vera lengi í snertingu við jarðveginn og bergið og hefur hripað í gegn um lífrænan jarðveg.

Á vatnasviðum með þéttbýli hefur hlutfall þéttra flata aukist frá því sem var áður en uppbygging hófst. Jafnframt hefur framboð á mengunarefnum sem ofanvatn getur borið með sér aukist. Má þar nefna laufblöð, grasafklippur, áburð og eiturefni frá gördum, sótagfir frá útblæstri bifreiða, þvotta- og bónefni frá bílaþvotti, agfir frá sliti hjólbarða og malbiks, hunda- og kattaskít og -hland og efni úr málningu og ýmsum byggingarefnum mannvirkja.

Ef beitt er hefðbundnum lausnum í frárennismálum, þ.e. ef ofanvatn er leitt í ofanvatnskerfi sem leiðir það skemmstu leið í viðtaka, eiga þessi efni greiða leið af þéttum flötum í næsta vatn, þ.e. af götum, gangstéttum, bílastæðum, heimtröðum og þökum. Sé ekki unnið markvisst gegn því mun uppbygging þéttbýlis á vatnasviði viðkomandi vatns því auka íkomu mengunarefna á vatnið. Aðferðin til að draga úr þessari mengun felst í að nýta náttúrulega ferla í hringrás vatnsins og koma ofanvatninu niður í berggrunninn sem næst þeim stað sem það myndast á, þ.e. þar sem það féll sem úrkoma. Þetta er m.a. gert með því að halda öllum þéttum flötum í lágmarki, t.d. með notkun grassteina, leku malbiki eða steypu, mjórri húsagötum og með því að leiða ofanvatnið skemmstu leið út af þétu flötunum og halda því þar á meðan það seytlar niður í jarð- og berggrunninn.

Bein losun

Ekki er vitað um beina losun mengunarefna í Elliðavatn. Á það einnig við um beint afrennsli frá rotþróum. Þetta var þó ekki kannað. Ef frá er talin malarvinnsla er enginn iðnaður á vatnasviði Elliðavatns.

Dreifð mengun

Ofanvatn af þéttum manngerðum flötum er fyrir hendi í litlu mæli á vatnasviði Elliðavatns. Nokkrir tugir km af Suðurlandsvegi eru t.d. á vatnasviðinu og er talsverð umferð um hann. Mengunarálag á Elliðavatn vegna þéttra flata er þó væntanlega lítið enn sem komið er. Áburðarnotkun og meðferð húsdýraáburðar í hesthúsum og á þeim býlum þar sem búskapur er enn stundaður og sú litla búfjárbætur sem stunduð er á vatnasviðinu veldur líklega lítilsháttar dreifðri mengun. Sumarhúsabyggðin eykur einnig mengunarálagið á vatnið. Stór hluti Heiðmerkurinnar er á vatnasviði Elliðavatns. Þar er útivistarsvæði og talsverð umferð fólks og hrossa. Sá hluti Heiðmerkur er einnig verndarsvæði vatnsbóla. Vatnsverndin sem þar er ástunduð dregur úr mengunarhættu gagnvart Elliðavatni auk þess sem gljúp hraun valda því að hugsanleg mengun myndi berast í grunnvatnið en það skilar sér aðeins að litlu leyti í Elliðavatn. Þetta á einnig við um köfnunarefni frá lúpínubreiðunum.

Hugsanleg mengunarviðbrögð

Elliðavatn verður að teljast hafa talsverða mótstöðu gegn áhrifum mengunar. Það stafar fyrst og fremst af því hversu grunnt vatnið er og hve hröð útskolun þess er.

Ef útskolun svifþörunga af tiltekinni tegund er meiri en frumuskiptingarhraðinn deyr tegundin út í vatninu. Aðeins tegundir sem skipta sér nægilega ört eða eru á botni eða vatnablöndum geta þrífist við slíkar aðstæður. Ef meira en þriðjungur af rúmmáli vatns endurnýjast á sólarhring, þ.e. uppistöðutími vatns er 3 sólarhringar eða minna, deyrja svifþörungar út í vatninu (Marten Scheffer 1998). Þetta er litlu hraðari útskolun

en er í Elliðavatni þar sem uppistöðutíminn er tæplega fimm sólarhringar sem þýðir að um fimmtungur vatnsins skolest að meðaltali út á sólarhring. Svipaður útskolunarhraði og er í Elliðavatni er talinn nálægt því að vera takmarkandi fyrir lífmassamyndun svifþörungum (Dag Berge o.fl. 1987). Meðal svifþörungum sem eru sérstaklega viðkvæmir fyrir mikilli útskolun eru blágrænbakteríur í sambýli (Marten Scheffer 1998).

Svifþörungur sökkva auk þess stöðugt til botns og eru flestir háðir því að hreyfing sé á vatninu til að halda þeim á floti. Gróflega er talið að í alveg kyrru vatni falli gruggagnir að meðaltali um 1 m á sólarhring og jafnvel smæstu svifþörungur um 0,25 m á sólarhring (Marten Scheffer 1998). Í vötnum tapast þörungarnir fyrir með botnfellingu úr grunnu vatni en djúpu. Þetta á einnig við um gruggagnir sem rótast hafa upp eða borist hafa í vatnið með aðrennsli. Þar sem ísi lögð vötn eru í skjóli fyrir vindum er líklegt að grunn vötn verði að jafnaði tærari á meðan þau eru ísilögð vegna botnfalls svifþörungum og gruggagna. Sumir þörungur hafa þó möguleika til að halda sér uppi í vatninu af eigin rammleik, t.d. svipuþörungur og sumar blágrænbakteríur.

Af því sem rakið hefur verið hér að ofan er ljóst að það verður stöðugt tap á svifþörungum í Elliðavatni og til að þeir geti þrífist þar verður fjölgun þeirra að halda í við tap af völdum útskolunar, botnfalls og afáts svifdýra.

Því er því ekki líklegt við núverandi aðstæður að mengun valdi vandamálum í Elliðavatni með offjölgun svifþörungum. Hugsanleg vandamál vegna næringarauðgi í Elliðavatni í nánustu framtíð eru líklegri til að tengjast botnlægum þráðþörungum sem m.a. gætu myndað þéttar slýmottur.

Niðurstöður og umfjöllun

Niðurstöður

Niðurstöður rannsóknarinnar eru birtar í heild sinni í viðaukum við skýrsluna.

Samkvæmt veðurfarsskráningu fyrir sýnatökudagana var vatnið ísi lagt tvo sýnatökudaga, 22. febrúar og 20. mars 2002. Engu að síður var gróður að sjá á botninum á öllum stöðvum seinni daginn, mest á stöð 2 (Vatnsendavatni). Einn daginn var vatnið gruggugt vegna ölduróts, 21. janúar 2002, sérstaklega á stöð 2 og 3 en þann dag var hvass vindur af norðaustri. Flesta aðra daga var vindhæð lítil eða frá logni upp í kul. Veðurfarslýsinguna er að finna í viðaukanum. Vatnið lagði þann 22. janúar 2002, daginn eftir sýnatöku þann mánuð. Vegna vindhæðarinnar var það fullkomlega blandað áður en það lagði.

Snjór var á ísnum við sýnatökuna í febrúar en í mars var hann snjólaus og tær.

Yfirlit yfir meðaltöl mældra gilda annarra en fjölhringakolvetna (PAH) er sýnt í töflu 5. Einnig er þar sýndur efnastyrkur í vatnsbólum við Jaðar árið 2002 og meðalgildi úr rannsókn Sigurðar Reynis Gíslasonar og félagar frá 1997-1998 á sýnum úr Elliðaánum neðan við útfallið úr Elliðavatni (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998). Þar er eingöngu um að ræða uppleysta hluta efnanna þar sem föst efni voru síuð frá fyrir efnagreiningarnar en það var hinsvegar ekki gert í þeirri rannsókn sem hér er kynnt.

Tafla 6. Yfirlit yfir mælingar og efnagreiningar á sýnatökustöðvum.

Sýnd eru meðaltöl fyrir hverja stöð auk miðgilda, meðaltala og staðalfráviks allra mældra gilda (miðgildi fyrir pH og geómetrískt meðaltal fyrir enterokokka og saurkólí í stað meðaltals). Þegar gildi eru til fyrir fleiri en eitt dýpi er meðaltal þeirra allra notað við útreikningana. Í síðustu tveimur dálkunum eru gefin mæligildi fyrir vatnsból á Jaðarsvæði árið 2002 og meðaltalsgildi uppleystra efna frá upptökum Elliðaánna 1997-1998 fyrir sama árstíma og hér. Rauð gildi merkja að þau séu undir greiningarmörkum eða gildi undir greiningarmörkum hafi verið tekin með í útreikning meðaltals.

	Eining	Stöð 1	Stöð 2	Stöð 3	Miðgildi allra mælinga	Meðaltal allra mælinga	Staðalfrávik allra mælinga	Vatnsból á Jaðarsvæði (sennil. aðeins eitt sýni) ¹⁾	Meðaltal 7 mæl. efst í Elliðaám apríl – sept. 1997-1998 ²⁾
Vatnshiti	°C	6,43	7,05	6,83	6,1	6,77	4,79	4,0	7,9
O ₂	mg/l	12,28	12,43	12,49	11,8	12,40	1,64		
O ₂ -mettun	%	101,7	104,3	105,3	104,9	103,76	11,96		
Leiðni	µS/cm	89,7	91,3	88,8	89,3	90,0	7,0	88	86*
pH	pH	8,25	8,2	8,3	8,3			9,00	8,21
Saurkólí	fj/100 ml	0,3	1,0	0,7	0	0,4			
Ent.kokk.	fj/100 ml	0,4	0,3	0,4	1	1,4			
Bakt.fj. v/37°C	fj/ml	5,3	14,7	3,8	3	7,9	22,9		
Bakt.fj. v/22°C	fj/ml	310	197	431	270	313	274		
Blaðgræna a	µg/l	1,7	1,9	1,8	1,8	1,8	0,5		
NH ₄ -N	µg/l	19,6	23,3	21,7	21,8	21,5	4,2	<5	<3,2
NO ₂ -N	µg/l	<10,0	<10,5	<10,2	10	<10,2	0,4	<1	<0,57
NO ₃ -N	µg/l	27,5	31,4	27,5	12,7	28,8	30,0	57	3,1
t-N	µg/l	88	82	72	77	81	31		
PO ₄ -P	µg/l	5,66	5,29	5,50	5,30	5,48	0,85		<2,1
t-P	µg/l	17,1	15,6	16,5	15,9	16,4	3,1	16,3	3,59
COD	mg/l	<5	<2	<3	1	<3	4		
TOC	mg/l	4,6	4,9	4,8	4,8	4,8	0,4	<0,5	
IC	mg/l	4,7	4,8	4,6	4,8	4,7	0,9		
TC	mg/l	9,3	9,6	9,5	9,7	9,5	1,2		
Si	µg/l	833	462	915	734	737	368	6340	2.800**
Na	µg/l	8783	10222	10160	10750	9722	2293	11400	10.910
K	µg/l	264	286	295	300	282	72	512	410
Ca	µg/l	3697	4285	4253	4485	4078	965	4630	4.520
Mg	µg/l	830	984	979	1015	931	189	839	1.200
Mn	µg/l	10,41	16,02	6,24	10,35	10,89	6,74	<0,03	3,12
Li	µg/l	0,0797	0,0852	0,0818	0,0798	0,0822	0,0235		
Cu	µg/l	0,602	0,576	0,613	0,5465	0,597	0,154	0,16	0,695
Zn	µg/l	1,157	<0,515	<0,544	0,7675	<0,738	0,421	0,31	0,366
Cd	µg/l	<0,027	<0,027	<0,027	0,027	<0,027	0,000	0,0043	<0,0032
Pb	µg/l	0,0374	0,0282	0,0287	0,024	0,0314	0,0194	0,011	0,024
Cr	µg/l	1,28	1,28	1,37	1,26	1,31	0,15	0,939	0,459
Ni	µg/l	0,295	0,293	0,333	0,304	0,307	0,080	<0,05	<0,212
As	µg/l	<0,067	<0,070	<0,065	0,064	<0,068	0,015	<0,059	0,06657
Co	µg/l	0,0581	0,0565	0,0585	0,0648	0,0577	0,0169	0,011	0,033
V	µg/l	5,23	3,27	6,44	4,02	4,98	2,51		
Hg	µg/l	<0,84	<0,84	<0,86	0,85	<0,85	0,02	<0,002	<0,0028
Al	µg/l	82,5	84,4	100,7	96,25	89,2	34,6	18,7	77,12
Mo	µg/l	0,0586	0,0633	0,0692	0,0628	0,0637	0,0183	0,071	0,073
Fe	µg/l	112,9	99,2	118,7	104,85	110,2	37,8	<0,4	61,07
F	mg/l	<0,108	<0,116	<0,111	0,1	<0,112	0,027	<0,1	0,043
Cl	mg/l	11,3	12,1	11,5	12,2	11,7	1,3	10	11,3
Br	mg/l	<0,124	<0,107	<0,128	0,1	<0,120	0,037		
SO ₄ -S	mg/l	0,638	0,678	0,639	0,634	0,652	0,066	0,67***	0,71***

* Einnu gildi sleppt (18 µS/cm) ** Umreiknað frá SiO₂ *** Umreiknað frá SO₄

1) (Orkuveita Reykjavíkur 2003) 2) (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998).

Tafla 7. Yfirlit yfir mælingar og efnagreiningar í Elliðavatni hvern sýnatökudag.

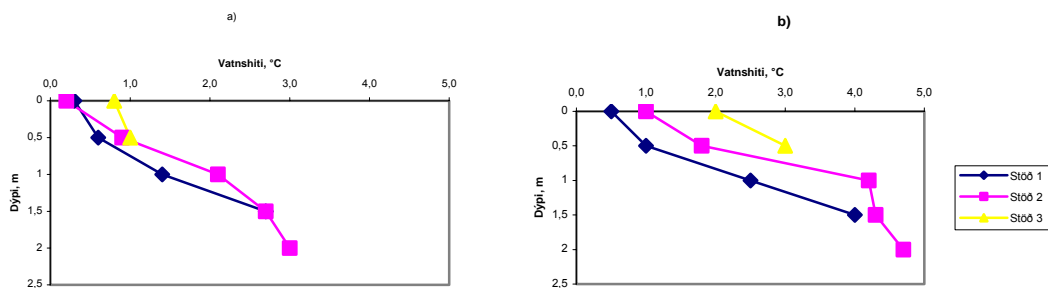
Sýnd eru meðaltöl fyrir hvern dag (miðgildi fyrir pH og geómetriskt meðaltal fyrir enterokokka og saurkólí). Þegar gildi eru til fyrir fleiri en eitt dýpi er meðaltal þeirra allra gefið. Rauð gildi merkja að þau eru undir greiningarmörkum eða gildi undir greiningarmörkum hafa verið tekin með í útreikning meðaltals.

Dags.		11.7 01	15.8 01	18.9.01	17.10 01	21.11 01	18.12 01	21.1 02	22.2 02	20.3 02	24.4 02	23.5 02	26.6 02
Vatnshiti	°C	13,7	14,0	8,3	4,7	1,2	5,2	0,7	1,3	2,6	7,1	10,9	11,6
O ₂	mg/l	11,25	11,08	11,82	12,44		12,02	13,40	11,84	16,32	12,10	11,90	12,23
O ₂ -mettun (mæld)	%	108,6	109,9	101,4	98,3		93,6	93,7	87,6	121,5	103,1	111,2	112,4
Leiðni	uS/cm	90,9	93,7	89,0	89,0	89,2	89,2	83,9	100,8	91,9	76,9	89,3	95,7
pH		9,8	9,3	7,9	8,1	8,2	7,9	7,3	8,3	8,9	7,9	8,9	9,4
Saurkólí	fj/100 ml	0,0	0,0	1,3	0,3	12,1	2,2	0,4	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Enterokokkar	fj/100 ml	0,0	0,3	3,0	0,0	0,6	0,3	2,3		0,0	0,3	0,3	0,0
Bakteríufj. v/37°C	fj/ml	7,3	1,3	3,3	4,0	9,0	5,3	6,0	47,3	2,0	4,0	2,0	3,3
Bakteríufj. v/22°C	fj/ml	167,0	118,3	136,3	280,3	536,7	476,7	336,7	720,0	568,0	133,0	164,3	112,7
Blaðgræna a	µg/l	1,7	1,3	2,2							2,4	1,4	1,8
NH ₄ -N	µg/l	22,1	23,3	20,6							21,6	22,2	19,4
NO ₂ -N	µg/l	<10	<10	<10							<10	<10	<10
NO ₃ -N	µg/l	9,3	5,6	7,3							35,9	71,2	43,7
t-N	µg/l	63	58	65							86	98	114
PO ₄ -P	µg/l	6,32	5,23	5,27							5,66	5,08	5,34
t-P	µg/l	20,9	18,3	14,1							14,9	14,0	16,1
COD	mg/l										<1	8	<1
TOC	mg/l	4,9	4,8	4,8							4,2	4,8	5,2
IC	mg/l	4,8	5,4	5,7							3,4	4,2	4,7
TC	mg/l	9,7	10,2	10,5							7,6	8,9	9,9
Si	µg/l	992	759	666							967	579	456
Na	µg/l	11533	10690	11233							7057	6707	11110
K	µg/l	354	336	310							236	180	274
Ca	µg/l	4887	4670	4707							3017	2770	4420
Mg	µg/l	1090	1018	1057							762	671	988
Mn	µg/l	15,46	17,43	7,25							6,52	6,45	12,23
Li	µg/l	0,0958	0,1007	0,1105							0,0709	0,0579	0,0575
Cu	µg/l	0,709	0,547	0,470							0,551	0,632	0,672
Zn	µg/l	0,643	<0,792	<0,579							0,814	0,837	0,765
Cd	µg/l	<0,027	<0,027	<0,027							<0,027	<0,027	<0,027
Pb	µg/l	0,0346	0,0284	0,0182							0,0362	0,0310	0,0403
Cr	µg/l	1,41	1,19	1,20							1,32	1,27	1,45
Ni	µg/l	0,411	0,361	0,303							0,250	0,221	0,297
As	µg/l	0,074	0,070	0,086							0,062	<0,053	<0,060
Co	µg/l	0,0750	0,0690	0,0443							0,0714	0,0317	0,0548
V	µg/l	8,38	5,37	2,69							3,24	4,69	5,52
Hg	µg/l	<0,83	<0,84	<0,84							<0,83	<0,86	<0,87
Al	µg/l	108,7	76,1	32,9							119,3	78,7	119,6
Mo	µg/l	0,0848	0,0648	0,0722							0,0490	0,0410	0,0705
Fe	µg/l	123,9	142,7	100,2							154,3	63,4	76,9
F	mg/l	<0,100	<0,129	<0,100							<0,100	<0,141	<0,100
Cl	mg/l	11,9	12,3	12,1							9,2	12,5	12,1
Br	mg/l	0,144	0,112	0,100							0,124	0,123	0,115
SO ₄ -S	mg/l	0,611	0,619	0,650							0,602	0,728	0,699

Meðalhitastig í vatninu var á bilinu 0,7 – 14,0°C. Kaldast var á stöð 1 í janúar 2002 (0,5°C) en heitast á stöð 3 í ágúst 2001 (14,6°C). Þegar íslaut var reyndist hitastig á hverri stöð vera svipað á öllum dýpum og munaði aldrei meiru en 0,4°C. Nokkur hitastigull mældist hinsvegar undir ís dagana 22. febrúar og 20. mars 2002. Þegar vatnið fraus 22. janúar var það fullblandað vegna mikils vindstyrks sólarhringinn á

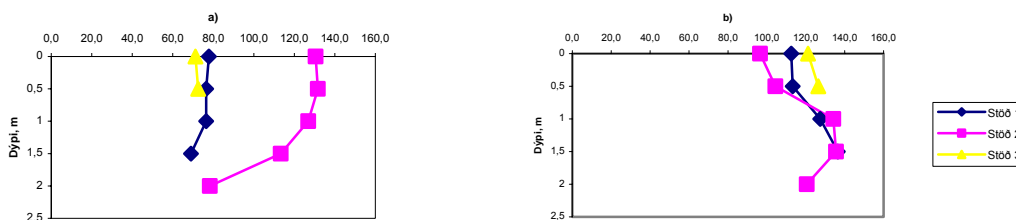
undan og var hitastig þess $0,5^{\circ}\text{C}$ á stöð 1, $0,7^{\circ}\text{C}$ á stöð 2 og $0,9^{\circ}\text{C}$ á stöð 3. Á mynd 2 er sýnt hitastigið undir ísnum. Athygli vekur hækkun við botninn á stöð 3 sem varð á milli þessara tveggja tímapakta. Undir 1 m dýpi var hitastigið $4,2 - 4,7$ og hlýjast við botn. Eðlisþyngd vatns er mest við $3,94^{\circ}\text{C}$ (G.E. Hutchinson 1957) svo þarna var vatnið orðið óstöðugt og gat auðveldlega blandast í neðri hluta vatnsbolsins.

Hugsanleg skýringin á þessari hitnum neðri hluta vatnsins á þessum stað er að lindarvatn safnist fyrir við botninn. Það er $3-4^{\circ}\text{C}$ heitt í uppsprettunum (Jón Kristjánsson 2002) en gæti hafa hitnað um $1-2^{\circ}\text{C}$ við hitaleiðni frá botni. Eins kann hlýrra og eðlisþyngra vatn úr Suðurá, Myllulæk eða læknum frá Hraunhús- og Kirkjuhólmatjörnum að hafa leitað með botninum, hugsanlega í sínum gamla farvegi og borist framhjá stöð 1 en komið fram á stöð 2 þar sem vatnið er dýpst. Vakir sem jafnan eru á Helluvatni og undan Hellusundinu sýna að vatnið sem þar rennur er oft tiltölulega hlýtt þegar það kemur inn í Elliðavatn á veturna. Hitastig rétt undir ísnum hafði einnig hækkað á tímabilinu, mest á stöðvum 2 og 3.



Mynd 2. Vatnshiti á stöðvum 1, 2 og 3 (a) 22. febrúar 2002 og (b) 20. mars 2002.

Á sumrin var súrefnismettunin vel yfir 100% en á veturna yfirleitt lítillega undir þeim mörkum. Meðalsúrefnismettun vatnssúlunnar var minnst í febrúar 2002 á stöð 3 (71,9%) en mest á sömu stöð í næsta mæliskipti á eftir 20. mars (123,8%). Yfirleitt var súrefnismettunin lík á öllum dýpum. Á sumrin mátti þó stundum greina hærri gildi innan um botngróðurinn. Nokkurrar lagskiptingar varð hinsvegar vart á meðan vatnið var ísi lagt (febrúar og mars) og þá mældist einnig mesta og minnsta súrefnismettunin. Minnst varð mettnin í febrúar 2002 við botn á stöð 3 (69%) en mest í mars 2002 á 1,5 m dýpi á stöð 2 (136%). Í febrúar voru einnig há mettnargildi rétt undir ísnum á stöð 2 og hljóta þau að tengjast frumframleiðni svifþörungum. Slík framleiðsla var ekki í gangi á hinum stöðvunum þennan dag. Í seinna sýnatökuskiptið má hugsanlega að einhverju leyti rekja hækkun í styrk súrefnis við botn á stöð 3 til lindarvatnsins eða vatnsins úr Suðurá sem nefnt var að framan en þó væntanlega aðallega til aukinnar frumframleiðslu botngróðurs og koma þau áhrif fram á öllum stöðvunum. Lækkun á súrefnismettun sem að öðru leyti varð vart við undir ísnum stafar aðallega af lítilli frumframleiðni samhliða notkun lífvera á súrefninu til öndunar en einnig af oxun þeirra á ýmsum efnasamböndum, s.s. súlfíðs og járns svo og af ólífrænum efnaskiptum (S. I. Kuznetsov 1970).



Mynd 3. Súrefnismettun (%) á stöðvum 1, 2 og 3 dagana (a) 22. febrúar 2002 og (bú) 20. mars 2002 .

Leiðnigildi voru yfirleitt nálægt 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sem var meðalgildið. Lægsta gildið var á stöð 2 í apríl 2002 (74,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en það hæsta í febrúar 2002 (114,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Árstíðarmunur kom fram í pH. Að vetrarlagi var pH oftast á bilinu 7 – 9 en að sumarlagi 9 – 10. Munurinn er að öllum líkindum vegna líffræðilegra efnaskiptaferla, þ.e. ljóstíllífunar og öndunar. Lægst varð pH á stöð 1 í janúar 2001 (7,1) en hæst á stöð 3 í júlí 2001 (10,0). Sólarhringsveiflur í pH vatnsins eru ekki þekktar en á vaxtartímabilinu má gera ráð fyrir talsvert lægri pH gildum að næturlagi, sérstaklega á meðan dimmt er.

Blaðgræna *a* var lítil í vatninu í öll sýnatökuskiptin eða frá 0,9 $\mu\text{g}/\text{l}$ á stöð 3 í júlí 2001 og upp í 2,8 $\mu\text{g}/\text{l}$ á stöð 2 í september sama ár. Styrkur blaðgrænu *a* bendir til lítillar líffýngdar svifþörungna. Er það í samræmi við það sem áður er sagt um áhrif útskolunar á svifþörungna í vatninu.

Styrkur saurkólí og enterokokka var yfirleitt lítill. Mestur var hann 19 saurkólí í 100 ml á stöð 3 í nóvember 2001 og 6 enterokokkar í 100 ml á stöð 1 í september 2001 og á stöð 3 í janúar 2002. Að jafnaði voru lægri gildi yfir sumartímann. Ef gengið er út frá því að saurbakteríur berist nokkuð stöðugt í vatnið er líklegt að þessi munur stafi af hærri dánartíðni bakterianna á sumrin vegna meiri birtu en að meiri útskolun þeirra úr vatninu að vetrarlagi skipti minna máli.

Heildarbakteríufjöldi sem ræktaðist var að meðaltali 8 í 100 ml við 37°C og 313 í 100 ml við 22°C. Að meðaltali var bakteríufjöldinn sem ræktaðist við 37°C mestur á stöð 2 en þeirra sem ræktaðust við 22°C á stöð 3. Munurinn var þó ekki mikill. Heldur meira var af bakteríunum yfir vetrartímann, sérstaklega bakteríum sem ræktaðust við 22°C. Er það eins og við var að búast því þá eru niðurbrotsferli ráðandi í vatninu en bakteríurnar eru þar virkir þátttakendur. Vatnshitinn á þessum tíma leiðir þó til að dánartíði þeirra minnkar og kuldakærari bakteríur verða ráðandi. Er tilvera baktería sem ræktast við 37°C á veturna sennilega tengd lægri dánartíðni þeirra á þeim árstíma vegna minni birtu og lægra hitastigs auk stöðugrar eða endurtekinnar íkomu.

Uppleyst næringarefni gengu aldrei til þurrðar á sýnatökutímabilinu. Nítrít ($\text{NO}_2\text{-N}$) reyndist ætíð undir greiningarmörkum eins og við mátti búast en önnur sambönd næringarefna alltaf yfir greiningarmörkum. Heildarköfnunarefni (t-N) var að meðaltali 88 $\mu\text{g}/\text{l}$ á stöð 1, 82 $\mu\text{g}/\text{l}$ á stöð 2 og 72 á stöð 3. Minnstur varð meðalstyrkur heildarköfnunarefnis í ágúst 2001, 58 $\mu\text{g}/\text{l}$ en mestur í júní 2002, 114 $\mu\text{g}/\text{l}$. Ammóníak ($\text{NH}_4\text{-N}$) var alltaf til staðar og í svipuðum styrk eða um 20 $\mu\text{g}/\text{l}$ á öllum stöðvunum, sem er talsvert meira en ársmeðaltalið í Hólmsá 1997 – 1998 (<2,9

µg/l) (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998) og í neytluvatninu af Jaðarsvæðinu 2002 (<5 µg/l) (Orkuveita Reykjavíkur 2003). Styrkur ójónaðs ammóníaks (NH₃-N) varð mestur 14,8 µg/l á stöð 3 í júlí 2001 en þá var pH þar 10,0 og hitastig 14,1°C. Í of miklum styrk (yfir 10 - 100 µg/l) er ójónað ammóníak eitrad fiskum (Steven C. Chapra 1997). Viðkvæmast mun ungvíðið vera. Tiltölulega mikill styrkur ammóníaks í vatninu er væntanlega tengdur háum styrk lífræns efnis og niðurbrots á því. Engin sérstök mengunaruppspretta ammóníaks er þekkt svo ætla verður að það sé að mestu náttúrulegt. Nítrat (NO₃-N) var einnig alltaf til staðar en styrkur þess var breytilegri í tíma. Meðalstyrkur þess (28,8 µg/l) var rúmlega helmingi meiri en ársmeðaltalið í Hólmsá 1997 – 1998 (11,94 µg/l) (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998) en aðeins um helmingur styrksins sem mældist í neytluvatninu af Jaðarsvæðinu 2002 (57 µg/l) (Orkuveita Reykjavíkur 2003). Minnstur var styrkur nítrats á stöð 3 í ágúst 2001 (2,7 µg/l) en mestur á stöð 1 í maí 2002 (110 µg/l). Heildarfosfór (t-P) var á bilinu 12,8 – 25,1 µg/l og fosfat (PO₄-P) á bilinu 4,05 – 7,44 µg/l. Meðalstyrkur fosfats virðist hafa verið svipaður og meðalársstyrkur þess í Hólmsá 1997 – 1998 (<6,30) (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998) og meðalstyrkur heildarfosfórs (16,4 µg/l) var nánast sá sami og styrkur hans í neytluvatninu af Jaðarsvæðinu (16,3 µg/l) mældur á vegum Orkuveitu Reykjavíkur árið 2002 (Orkuveita Reykjavíkur 2003) en um þrefaldur meðalársstyrkur fosfórs í Hólmsá 1997 – 1998 (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998). Hlutfall meðaltala heildarköfnunarefnis (t-N) og heildarfosfórs (t-P) var 5:1 og meðaltala ammóníaks og nítrats (NO₃-N) annarsvegar og fosfats (PO₄-P) hinsvegar 9:1. Nánar verður fjallað um N/P hlutföll og þýðingu þeirra aftar í skýrslunni.

Heildar lífrænt kolefni (TOC) var á bilinu frá um 4,0 til um 5,3 mg/l. Þetta er mikið miðað við það sem vitað er um styrk lífræns kolefnis í íslenskum stöðuvötnum (sjá Hilmar J. Malmquist o.fl.1999a og Brit Lise Skjelkvale o.fl.2001). Lífeðlisfræðileg súrefnisþörf (COD) mældist undir greiningarmörkum (<1mg/l) í tvo daga af þremur sem sýni voru tekin til þeirra mælinga. Mælingar á lífeðlisfræðilegri súrefnisþörf eru ekki taldar nægilega traustar til ályktana eða flokkunar vatnsins en flokkun á grundvelli heildar lífræns kolefnis er metin fullnægjandi fyrir lífrænt efni. Styrkur ammóníaks tengist niðurbroti lífræns efnis svo mikill styrkur beggja þessara efnabátta fer saman. Ekki er vitað um neina sérstaka mengunaruppsprettu lífræns efnis á vatnasviði Elliðavatns og há gildi þess eru því líklega að talsverðu leyti af náttúrulegum toga. Enn er mójardvegur í botni vatnsins þar sem engjarnar voru (Jórunn Harðardóttir o.fl. 2002) og meðan svo er losna þaðan lífræn efni en óvíst er hvort þau séu í nægjanlegu magni til að valda mælanlegri hækkun í vatnsbolnum í ljósi tiltölulega hraðrar útskolunar í vatninu.

Meðalstyrkur kísils (Si) var mestur í júlí 2001 (992 µg/l) en minnstur í júní 2002 (456 µg/l). Hann var að meðaltali minnstur á stöð 2 (462 µg/l) og mestur á stöð 3 (915 µg/l). Kísill getur verið takmarkandi fyrir vöxt kísilþörunga ef lítið er af honum. Enginn skortur var þó merkjanlegur á rannsóknartímanum.

Meðalstyrkur natríums (Na) var frá 6.707 µg/l í maí 2002 til 11.532 µg/l í júlí 2001. Meðalstyrkurinn á hverri stöð var svipaður á stöð 2 og 3, 10.222 og 10.160 µg/l en heldur minni á stöð 1, 8.783 µg/l. Miðað við hlutföll klórs og natríums í sjó (David R. Lide 1996) er að meðaltali 56% natríums í vatninu af hafrænum toga.

Mest var af kalíum (K) í júlí 2001 (354 $\mu\text{g/l}$) en minnst í maí 2002 (180 $\mu\text{g/l}$) og virtist styrkur þess að jafnaði minni síðari hluta tímabilsins.

Breytingar í styrk kalsíums (Ca) og magnesíums (Mg) voru ekki miklar á tímabilinu. Þær fylgdust að og var styrkurinn heldur minni seinni hluta tímabilsins. Meðalstyrkurinn var minnstur á stöð 1.

Meðalstyrkur mangans (Mn) var 10,89 $\mu\text{g/l}$. Mestur var hann í ágúst 2001 (17,43 $\mu\text{g/l}$) en minnstur í maí 2002 (6,45 $\mu\text{g/l}$). Mestur meðalstyrkur þess á mælitímanum reyndist vera á stöð 2 (16,02 $\mu\text{g/l}$) en minnstur á stöð 3 (6,24 $\mu\text{g/l}$).

Meðalstyrkleiki líþíums (Li) var svipaður á öllum stöðvum. Styrkur þess var hinsvegar heldur minni í sýnunum sem tekin voru 2002 en í þeim sem tekin voru 2001.

Styrkur kopars (Cu) var nokkuð svipaður á stöðvunum en var að meðaltali örlítið minni á stöð 2 (0,576 $\mu\text{g/l}$) en á hinum stöðvunum (0,602 $\mu\text{g/l}$ / 0,613 $\mu\text{g/l}$). Styrkurinn minnkaði er leið á haustið 2001 en jókst aftur frá vori fram á sumar 2002.

Styrkur zinks (Zn) var jafnan mestur á stöð 1 og var meðalstyrkurinn þar (1,157 $\mu\text{g/l}$) sem er a.m.k. rúmlega tvöfalt meira en á hinum stöðvunum. Á mælitímabilinu virtust ekki vera miklar sveiflur í meðalstyrk zinks.

Styrkur kadmíums (Cd) var í öllum tilvikum undir greiningarmörkum (<0,027 $\mu\text{g/l}$).

Styrkur blýs (Pb) var að meðaltali lítið eitt meiri á stöð 1 en á hinum stöðvunum. Minnstur var meðalstyrkur blýs í september 2001 (0,0182 $\mu\text{g/l}$) en mestur í júní 2002 (0,0403 $\mu\text{g/l}$).

Meðalstyrkur króms (Cr) var sá sami á stöð 1 og 2 (1,28 $\mu\text{g/l}$) og aðeins lítið meiri á stöð 3 (1,37 $\mu\text{g/l}$). Á mælitímabilinu sveifluðust gildin frá 1,19 $\mu\text{g/l}$ (ágúst 2001) til 1,45 $\mu\text{g/l}$ (júní 2002).

Sama er að segja um meðalstyrk nikkels (Ni) á hverri stöð. Hann var nánast sá sami á stöð 1 og 2 (0,295 $\mu\text{g/l}$ og 0,293 $\mu\text{g/l}$) en var lítið eitt meiri á stöð 3 (0,333 $\mu\text{g/l}$). Á mælitímabilinu reyndist meðalstyrkur nikkels liggja á bilinu frá 0,221 $\mu\text{g/l}$ í maí 2002 til 0,411 $\mu\text{g/l}$ í júlí 2001.

Ekki var teljandi munur á styrk arsens (As) milli stöðva (0,065 $\mu\text{g/l}$ – 0,070 $\mu\text{g/l}$). Arsenstyrkurinn var hinsvegar heldur minni seinni hluta mælitímabilsins, á árinu 2002.

Lítill munur var milli stöðva að því er varðar styrk kóbólts (Co). Yfir mælitímabilið mældist styrkur þess mestur í júlí 2001 (0,0750 $\mu\text{g/l}$) en minnstur í maí 2002 (0,0317 $\mu\text{g/l}$).

Meðalstyrkur vandíums (V) var mestur á stöð 3 (6,44 $\mu\text{g/l}$) en minnstur á stöð 2 (3,27 $\mu\text{g/l}$). Mestur varð meðalstyrkurinn í vatninu í júlí 2001 (8,38 $\mu\text{g/l}$) en minnstur í september (2,69 $\mu\text{g/l}$).

Styrkur kvikasilfurs (Hg) var undir greiningarmörkum ($<0,79 - 0,90 \mu\text{g/l}$) í öllum sýnum.

Meðalstyrkur áls (Al) var mestur á stöð 3 ($100,7 \mu\text{g/l}$), um fimmtungi meiri en á hinum stöðvunum. Meðalstyrkur þess á mælitímabilinu var minnstur í september 2001 ($32,9 \mu\text{g/l}$) og mestur í júní 2002 á stöð 3 ($119,6 \mu\text{g/l}$). Minnstur styrkur áls í einstökum mælingum var í september 2001 á stöð 2 ($20,3 \mu\text{g/l}$) en mestur í júní 2002 ($150 \mu\text{g/l}$) þegar pH var 9,7. Bent hefur verið á hugsanleg eituráhrif áls á fisk í Elliðavatni og Elliðaánum við hátt pH (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998). Ekki er vitað til að fiskidauði hafi orðið í Elliðavatni sem rekja má til áls og tilraunir á eituráhrifum áls á fisk við hátt pH (9,5) hafa ekki leitt í ljós eituráhrif (Antonio B. S. Poleo & Sigurd Hytterod 2003). pH er aldrei stöðugt hátt þótt það sé það stundum í sólskini yfir miðjan daginn að sumarlagi þegar ljóstillífun er mikil. Fiskar geta einnig forðast aðstæður þar sem ál er eitrað hafi þeir um það val (C. Exley 2000). Ýmis efni í vatninu sem geta bundist áli draga hugsanlega einnig úr eituráhrifum fríu áljónarinnar (Al^{+3}) á vatnalífverur, s.s. lífrænt efni svo og kísill sem getur myndað hydroxyaluminiumsiliköt (M. M. Desouky o.fl. 2003, M. M. Desouky o.fl. 2002, Christopher Exley o.fl. 1997, R. L. Roy & P. G. C. Campbell 1997).

Meðalstyrkur molybdenum (Mo) var mestur á stöð 3 ($0,0692 \mu\text{g/l}$) en minnstur á stöð 1 ($0,0586 \mu\text{g/l}$). Meðalstyrkur vatnsins reyndist vera frá $0,0410 \mu\text{g/l}$ í maí 2002 til $0,0848 \mu\text{g/l}$ í júlí 2001.

Meðalstyrkur járns (Fe) var mestur á stöð 3 ($118,7 \mu\text{g/l}$) en minnstur á stöð 2 ($99,2 \mu\text{g/l}$). Hæstu og lægstu meðalgildi járnstyrks mældust bæði árið 2002, $154,3 \mu\text{g/l}$ í apríl og $63,4 \mu\text{g/l}$ í maí.

Flest gildi fyrir styrk flúors (F) voru undir greiningarmörkum ($<0,100 \text{mg/l}$) svo samanburður er ekki mögulegur.

Meðalstyrkur klórs ($11,7 \text{mg/l}$) var svipaður milli stöðva og frá einum tíma til annars. Klórstyrkur í yfirborðsvatni og köldu grunnvatni er talinn gefa til kynna hafrænan uppruna uppleystra efna (Sigurður Reynir Gíslason 1993, Freysteinn Sigurðsson 1990, Freysteinn Sigurðsson & Kristinn Einarsson 1988). Meðalstyrkurinn samsvarar nokkurn veginn þeim styrk sem búast má við í grunnvatni í fjarlægð vatnasviðsins frá sjó (sjá Freystein Sigurðsson 1990, Freystein Sigurðsson & Kristinn Einarsson 1988).

Flest gildi fyrir styrk bróms (Br) voru undir greiningarmörkum ($<0,100 \text{mg/l}$) svo samanburður verður ekki gerður.

Meðaltal allra mælinga á sulfati ($\text{SO}_4\text{-S}$) var $0,67 \text{mg/l}$. Lítil munur var á meðalstyrk bæði milli stöðva og innan mælitímabilsins.

Styrkur fjölhringakolvetrissambanda var ætíð lítill og í flestum tilvikum undir greiningarmörkum. Krabbameinsvaldandi fjölhringjakolvetni voru öll undir greiningarmörkum. Efni þessi er hinsvegar torleyst í vatni og ef ætlunin er að fylgjast með mengunarálagi á vatnið af þeirra völdum þarf að vakta styrk þeirra í botnsetinu því þar kynnu þau að safnast upp.

Uppruni mengunarefna

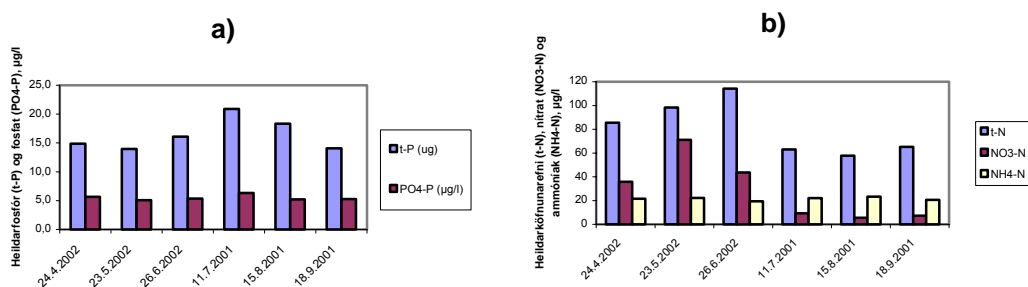
Vægi fosfórs og köfnunarefnis

Eins og vikið var að að framan er einkenni grunnra vatna með breiður vatnplantna meiri styrkur heildarfosfórs (t-P) og minni styrkur heildarköfnunarefnis (t-N) en í samskonar vötnum án teljandi vatnplantna (sjá m.a. B. Moss 1998 og Marten Scheffer 1998). Að auki má búast við nokkuð háum ammóníaksstyrk í grunnum vötnum vegna niðurbrots lífrænna efna næst botninum undir plöntubreiðunum, sérstaklega ef þau eru næringarrík.

Þeir ferlar sem valda þessu eru í hámarki síðsumars þegar vatnplönturnar eru stærstar. Má því búast við mesta styrk fosfórs og minnsta styrk köfnunarefnis á þeim tíma.

Ef gögnin sem öfluðust um Elliðavatn eru skoðað m.t.t. þessara þátta er nauðsynlegt að raða saman tveimur árum. Fyrri hluti sumarsins er frá 2002 en sá síðari frá 2001. Þótt ekkert í niðurstöðunum bendi til afgerandi munar á efnaþáttum milli þessara ára er ekki hægt að útloka að sá munur sem fram kemur við umröðunina tengist áramun en ekki mun á fyrri og seinni hluta sumars. Það sem hér verður fjallað um á grundvelli umröðunarinnar þarf því að staðfesta með nýrri sýnatöku áður en víska um það fæst.

Yfirlit yfir styrk heildarfosfórs (t-P), fosfats ($\text{PO}_4\text{-P}$) heildarköfnunarefnis (t-N), nitrats ($\text{NO}_3\text{-N}$) og ammóníaks ($\text{NH}_4\text{-N}$) er sýnt á myndum 4 og 5. Þar sést að vatnið virðist haga sér eins og að ofan er lýst fyrir vötn af þessu tagi. Styrkur heildarfosfórs var meiri seinni hluta sumars en styrkur heildarköfnunarefnis og nitrats ($\text{NO}_3\text{-N}$) minni. Styrkur fosfats og ammóníaks breyttist lítið.



Mynd 4. a) Meðaltöl stöðvanna fyrir heildarfosfór (t-P) og fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) apríl – september 2001 og 2002. Fyrstu þrjár mælingarnar eru frá 2002 en þær seinni frá 2001. b) Meðaltöl stöðvanna fyrir heildarköfnunarefni (t-N), níttrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) og ammóníak ($\text{NH}_4\text{-N}$) á sama tíma. Fyrstu þrjár mælingarnar eru frá 2002 en þær seinni frá 2001.

Sviðþörungur og annar gróður bindur 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 sjaldan takmarkandi. Á heimskautasvæðum geta þó einnig hitastig og ljósmagn takmarkað framleiðni í stöðuvötnum (A. Nilsson 1997).

Það er aftur á móti ekki svo að hægt sé að líta á það efni sem minna er af skv. þessu hlutfalli og segja að það sé takmarkandi fyrir þörungavöxt. Ástæðan er m.a. sú að

hlutföll köfnunarefnis og fosfórs hafa 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 µg/l (C.S. Reynolds D. W. Sutcliffe & J. G. Jones 1992, tilvísun í Johan U. Gobbelaar & W. Alan House H. Tiessen 1996). Stöðug íkoma, framboð frá seti og niðurbrot skilar auk þess oft nægilegu magni til að stuðla að hámarksframleiðslu. Það gætu því verið allt aðrir þættir sem ráða stærð lífmassa svifþörungum, t.d. 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 að hafa góðar upplýsingar um framleiðslu og næringarefnabúskap vatnsins yfir mun lengri tíma áður en hægt er að meta hvort það er köfnunarefni eða fosfór sem er takmarkandi, bæði efnin eða hvorugt. Hlutfall efnanna í vatninu er þó talið gefa til kynna líkur á því hvort næringarefnið það yrði sem takmarkaði vaxtarhraða þörunganna ef framleiðnin yrði nægilega mikil til að annaðhvort fosfór eða köfnunarefni gengi til þurrðar.

Í töflu 8 er gefið yfirlit yfir á hvern hátt má nota N/P hlutföll til að giska á hvort efnið kunni að takmarka vaxtarhraða.

Tafla 8. Viðmiðunargildi N/P hlutfalla (vikt) til að meta hvort fosfór eða köfnunarefni er líklegra til að vera takmarkandi fyrir þörungavöxt í vötnum.

Köfnunarefni (N) er líklegra 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	Steven C. Chapra 1997, C. F. Mason 1981
<13	13 - 21	>21	David R. Maidment 1992 (Frumheimildir: V. H. Smith 1979, R.V. Thomann & J.A. Mueller 1987)
<8	8 - 19	>19	S. J. Guildford & R. E. Hecky 2000
<10	10 - 17	>17	Florida Lakewatch 2000
<10		>10	(Noriko Takamura o.fl. 2003)

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 í vötnum (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.

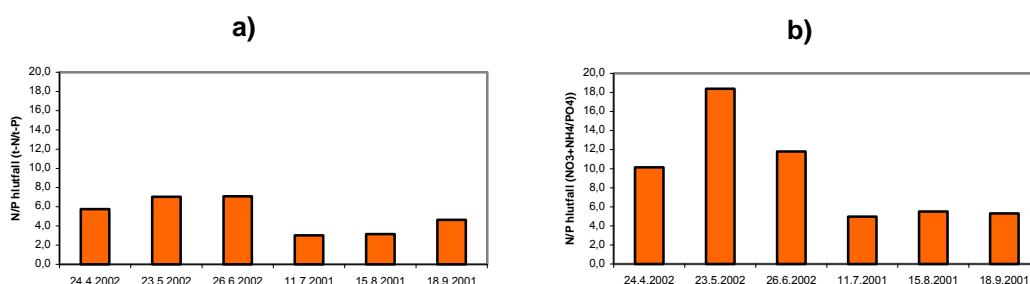
Því hefur verið haldið fram að oft sé ekki hægt að nota N/P hlutföll til að spá fyrir um hvort efnið takmarki þörungavöxt þegar um er að ræða mjög grunn, síblönduð vötn vegna örrar blöndunar næringarefna frá botnseti (I. Tonno & T. Noges 2003). Í slíkum vötnum sé ekki raunverulegur skortur á köfnunarefni til staðar. Það er því ekki rétt að treysta um of á N/P hlutföll í Elliðavatni til að segja fyrir um hvort næringarefnanna geti verið takmarkandi.

Talið er að þegar N/P hlutfallið er lágt skapist svigrúm fyrir örverur sem binda köfnunarefni, s.s. blágrænbakteríur. Í köfnunarefnisskortri er það talið þeim til framdráttar að geta framleitt köfnunarefnissambönd. Dæmi eru um að köfnunarefnisbinding verði í vötnum þegar N/P hlutfall er um 20 (I. Tonno & T. Noges 2003) þótt yfirleitt sé talið að hún hefjist við lægra hlutfall. Vöxtur

hugsanlegra köfnunarefnisbindandi blágrænbaktería í Elliðavatni væri takmarkaður af öðrum þáttum en köfnunarefni þar sem þeir framleiða köfnunarefnið sjálfir. Lágt hitastig og mikið gegnumstreymi vatns ættu þó að vinna gegn mikilli uppblómstrun þeirra í Elliðavatni, a.m.k. sviflægra tegunda.

Þar sem N/P hlutföllin eru talsvert notuð er hér gerð sérstök grein fyrir þeim í Elliðavatni.

Hlutfall heildarköfnunarefnis og heildarfosfórs í Elliðavatni er sýnt á mynd 5a. Notuð eru meðaltalsgildi allra þriggja stöðvanna hvern dag. Meðalhlutfallið á stöð 1 og 2 var svipað á mælitímabilinu, 5,2 á stöð 1 og 2 en heldur lægra á stöð 3 eða 4,4. Á mynd 5b eru á sama hátt sýnd hlutföll nitrats og ammóníaks annarsvegar og fosfats hinsvegar. Þau hlutföll voru að meðaltali 8,3 á stöð 1, 10,3 á stöð 2 og 8,9 á stöð 3.



Mynd 5. Hlutfall köfnunarefnis og fosfórs (N/P, vikt), meðaltal sýnatökustaða á tímabilinu apríl – september 2001 og 2002. a) Hlutfall heildarköfnunarefnis (t-N) og heildarfosfórs (t-P). b) Hlutfall nýtanlegra köfnunarefnissambanda (NO₃-N og NH₄-P) og nýtanlegs fosfórs (PO₄-P). Fyrstu þrjár súlurnar eru frá 2002 en þær seinni frá 2001.

Þessi lágu hlutföll á mynd 5a gefa vísbendingu um að hluti heildarfosfórs geti verið í formi ólífræna fastra efnasambanda þar sem hlutfall efnanna í lífrænu efni eins og þörungum ætti að vera nálægt 7 að jafnaði. Hlutföll aðgegnlegri hluta efnanna (mynd 5b) eru ekki eins lág.

N/P hlutfallið bendir til að köfnunarefni (N) kunni frekar að geta orðið takmarkandi fyrir vaxtarhraða þörunga, sérstaklega seinni hluta sumars. Ef munurinn sem fram kemur er vegna mismunar á árunum 2001 og 2002 hefur köfnunarefni hugsanlega verið nær því að vera takmarkandi fyrir vaxtarhraða árið 2001. Ekki er þó að sjá að í vatninu hafi skort köfnunarefni í formi sem gróðurinn getur nýtt sér (NO₃ og NH₄) á meðan rannsóknin fór fram. Nýtanlegur fosfór, þ.e. fosfat (PO₄), var líklega einnig nægjanlegur, sérstaklega þegar haft er í huga að umsetning fosfórs er jafnan hraðari en köfnunarefnis. Hann var þó oftast í lægri kantinum eða um 5 µg/l.

Birt hefur verið einfalt líkan (1) sem ætlað er að segja fyrir um það í stórum dráttum hvort framleiðsla svifþörunga í tilteknu vatni sé takmörkuð af fosfór eða einhverjum öðrum þætti (C. D. Brown o.fl. 2000). Þetta er gert með því að nota líkanið til að reikna út hámarks blaðgrænu a á grundvelli fosfórs (t-P) og bera saman við mæld blaðgrænegildi. Ef mældu gildin eru svipuð og og reiknuðu gildin á fosfór að vera takmarkandi. Ef mældu gildin eru hinsvegar talsvert lægri eru aðrir þættir takmarkandi. Með því að nota líkanið fæst að hámarks blaðgræna a ætti að vera

rúmlega 30 µg/l í Elliðavatni ef fosfór er takmarkandi en meðaltal á stöðvunum reyndist hinsvegar vera á bilinu 1,3 – 2,4 µg/l. Samkvæmt því ætti fosfór ekki að vera takmarkandi.

$$\log(\text{CHLa}_{\max}) = 0,528 + 0,18\log(P) + 0,33\log(P)^2 + 0,29\log(P)^3 - 0,128\log(P)^4 \quad (1)$$

CHLa_{\max} = Hámarksstyrkur blaðgrænu a við tiltekinn fosfórstyrk.
 P = Styrkur heildarfosfórs, µg/l.

Byggir líkanið á meðaltölum mánaðarlegra mælinga ($n=12.463$) á 1 – 6 stöðvum í fjölmörgum vötnum.

Þótt ekki verði úr því skorið hér hvað takmarkar frumframleiðni svifþörunganna í Elliðavatni er talið sennilegt að hin mikla útskolun Elliðavatns sé sá þáttur sem helst takmarkar lífþyngd svifþörunganna í vatninu. Vatnablönturnar eru síður háðar styrk næringarefna í vatninu á hverjum tíma því þær geta líka að talsverðu leyti náð efnunum upp í gegnum ræturnar. Til lengri tíma eru þær þó óbeint háðar styrk næringarefna í vatninu því magn næringarefna í setinu er háð setmynduninni sem að nokkru byggist á framleiðni vatnsbolsins sem háð er næringarefnunum þar.

Beiting vistfræðilíkana

Notagildi líkana

Hægt er að nota einföld vistfræðileg líkön til að varpa ljósi á mengunarstöðu stöðuvatna. Líkönin eru reynslulíkön þar sem fundið er samhengi ýmissa þátta á grundvelli gagna frá mörgum vötnum. Til eru mörg slík líkön sem gefa oft mismunandi niðurstöðu. Mikilvægt er að velja líkön m.t.t. eiginleika vatnsins, m.a. eru líkön sem eingöngu byggja á styrk fosfórs aðeins nothæf til að lýsa sambandi fosfórs og blaðgrænu a í vötnum þar sem fosfór er takmarkandi fyrir vöxt þörunganna (Steven C. Chapra 1997).

Út frá árlegum meðalstyrk fosfórs í innrennsli og árlegu rennsli í gegn um vatnið má reikna út íkomu fosfórs í vötn. Út frá íkomunni má síðan reikna styrk fosfórs í vötnunum með einföldum líkönum og jafnvel sjóndýpi og styrk blaðgrænu a einnig. Með sömu líkönum má reikna í hina áttina, t.d. má út frá meðalstyrk fosfórs í vötnunum reikna íkomu hans og meðalstyrk í aðkomuvatninu. Notkun slíka líkana kemur sér vel þegar reikna þarf hámarksíkomu í vatnið miðað við sett markmið um styrk fosfórs eða blaðgrænu a . Einnig má meta mengunaráhrif samfara breytingum á landnotkun með því að meta meðfylgjandi aukninguna í afrennsli næringarefna og reikna síðan út íkomuna og styrk í vatninu. Þannig má svara því hvort tiltekin breyting sé réttlætlanleg miðað við þau markmið sem sett eru fyrir vatnið.

Á þessu stigi er óvíst hvort þau líkön sem beitt er hér að neðan séu þau sem henta best fyrir Elliðavatn. Þau eru notuð hér til að varpa ljósi á mengunarstöðuna og kynna þær leiðir sem hægt er að fara til að taka á mengunarmálum Elliðavatns. Gera má ráð fyrir að niðurstaðan sé ekki mjög nákvæm en gefi hinsvegar til kynna umfang mengunarinnar.

Talið er að í grunnnum og meðalgrunnum norskum vötnum (1,5 – 14,5 m) komi upp vistfræðilegt ójafnvægi þegar blaðgræna a hefur náð ákveðnum styrk sem er breytilegur eftir meðaldýpi hvers vatns (Dag Berge o.fl. 1987). Þetta ætti að gerast í Elliðavatni (1 m) þegar blaðgræna a á hvern lítra er orðin 15 μg . Hér að neðan verður stuðst við þessa forsendu til frekari útreikninga. Hún er þó ekki endilega alveg rétt, m.a. liggur Elliðavatn utan við dýptarbil þeirra vatna sm notuð voru til að gera líkanið.

Fosfór

Notast er við líkan Smith og Shapiro (Steven C. Chapra 1997) til að reikna út styrk fosfórs út frá styrk blaðgræna a og hlutföllum köfnunarefnis og fosfórs (2). Þar sem N/P hlutfallið er notað skiptir væntanlega minna máli hvort framleiðni þörunganna í vatninu er takmörkuð af fosfórmagni eða köfnunarefni.

$$\log(P_{\text{Stöðuvatn}}) = \log(\text{CHL}) + 6,404 / (0,0204 * (N/P) + 0,334) \quad (2)$$

$P_{\text{Stöðuvatn}}$ = Styrkur fosfórs (t -P) í stöðuvatni, $\mu\text{g/l}$.

CHL = Styrkur blaðgræna a í stöðuvatni, $\mu\text{g/l}$.

N/P = Hlutfall köfnunarefnis og fosfórs (vikt).

Við 15 μg blaðgræna a á lítra gefur líkanið 84 μg P/l og 421 μg N/l í vatninu. Köfnunarefnið er fundið út frá N/P hlutfallinu.

Þegar líkanið er notað til að reikna út styrk fosfórs og köfnunarefnis á grundvelli raunverulegs, mælds styrks blaðgræna a og niðurstaðan borin saman við mældan styrk þessara efna gefur líkanið 22 μg P/l og 107 μg N/l sem er um fjórðungi hærri gildi en mældust (16,4 μg P/l og 81 μg N/l). Nokkurrar ónákvæmi virðist því gæta í útreikningunum en við því er að búast.

Eftirfarandi reynslulíkingar frá Berge (Dag Berge o.fl. 1987) eru notaðar til að reikna út meðalstyrk fosfórs í innstreymi í vatnið og heildaríkomu fosfórs:

$$P_{\text{innstreymi}} = 2,293 P_{\text{stöðuvatn}} T_w^{0,16} \quad (3)$$

$$P(\text{inn}) = P_{\text{innstreymi}} Q \quad (4)$$

$P_{\text{innstreymi}}$ = Meðalstyrkur fosfórs (t -P) í innstreymi, $\mu\text{g/l}$.

$P_{\text{stöðuvatn}}$ = Meðalstyrkur fosfórs (t -P) í stöðuvatni

T_w = Reiknaður uppistöðutími, ár

$P(\text{inn})$ = Fosfóríkoma, kg P/ári

Q = Rennsli úr vatninu, $\text{m}^3/\text{ári}$

Líkanið frá Berge miðast við meðaltöl sumarhelmingis ársins og hentar að því leyti vel gögnunum úr þessari rannsókn.

Meðalstyrkur fosfórs (t -P) í innstreymi Elliðavatns reiknast 19 $\mu\text{g/l}$ og árleg íkoma 2.963 kg/ári, þar af eru sennilega um 1.080 kg komin með lindarvatni (2,11 m^3/s , 16,4 μg P/l). Samkvæmt þessu er meðalafrennslisstuðull ofanvatns og grunnvatns af vatnasviðinu (271 km^2) 11 kg P/ km^2 /ári. Til samanburðar reyndist samskonar afrennslisstuðull fosfórs á vatnasviði Varmár ofan Hveragerðis vera um 50 kg/ km^2 /ári (byggt á upplýsingum í Tryggvi Þórðarson 2003c). Sambærileg tala fyrir fosfat (PO₄-P) á vatnasviði Þingvallavatns er 66 kg P/ km^2 /ári (byggt á upplýsingum frá Jóni Ólafssyni 1992) og á vatnasviði Mývatns 26 kg PO₄-P/ári (byggt á upplýsingum frá

Péttri M. Jónassyni 1979 og Jóni Ólafssyni 1979a). Hafa ber í huga að fosfór í fosfati er aðeins hluti heildarfosfórsins (t-P).

Eins og fram kom að ofan gáfu útreikningar með líkani Smith og Shapiro (2) þá niðurstöðu að styrkur fosfórs (t-P) í vatninu yrði orðinn 84 µg/l þegar vart yrði við vistfræðileg vandamál. Með því að endurtaka útreikninga með líkönum Berge (3)/(4) með því gildi kemur í ljós að íkoma fosfórs verður orðin 15.175 kg/ári og meðalafrennsli yfirborðs- og lindavatns af hverjum km² vatnasviðsins 56 kg/ári þegar vandamálin ættu að hefjast.

Köfnunarefni

Út frá meðalstyrk heildarköfnunarefnis (t-N) í Elliðavatni (81 µg/l) og árlegu rennsli (reiknað út frá 5,03 m³/s) má reikna hversu mikið af köfnunarefni hverfur úr vatninu um yfirfallið. Hægt er að á grófan hátt að meta hlutfall heildarköfnunarefnis sem verður eftir í vatninu út frá einföldu reynslulíkani (5) (J. Windolf o.fl. 1996, tilvísun í Helsinki Commission & Baltic Marine Environment Protection Commission 1999). Þar meðtalin er afnitrun sem hugsanlega er vantalin með því að nota líkanið fyrir Elliðavatn vegna líklegra örvandi áhrifa vatnaplantnanna á afnitrunina.

$$N_{ret}(\%) = 78T_w^{0,48} \quad (5)$$

$N_{ret}(\%)$ = Hlutfall köfnunarefnis sem verður eftir í tilteknu vatni
 T_w = Reiknaður uppistöðutími, ár

Það sem verður eftir í vatninu að viðbættu því sem rennur úr því er að jafnaði jafn mikið því sem berst í það eða alls 14.077 kg/ári. Það jafngildir því að 52 kg köfnunarefnis berist að meðaltali af hverjum ferkílómetra vatnasviðsins á ári. Til samanburðar er afrennsli af vatnasviði Varmár ofan byggðar í Hvergarði 45 kg N/m²/ári (byggt á upplýsingum í Tryggvi Þórðarson 2003c), afrennsli nitrats (NO₃-N) af vatnasviði Þingvallavatns 116 kg NO₃-N/m²/ári (byggt á upplýsingum frá Jóni Ólafssyni 1992) og afrennsli nitrats af vatnasviði Mývatns 24 kg NO₃-N/m²/ári (byggt á upplýsingum frá Péttri M. Jónassyni 1979 og Jóni Ólafssyni 1979a). Köfnunarefni í formi nitrats og ammóníaks er þó aðeins hluti heildarköfnunarefnis.

Út frá líkani Smith og Shapiro (2) fékkst að styrkur köfnunarefnis (t-N) í vatninu yrði orðinn 421 µg/l þegar vart yrði við vistfræðileg vandamál. Með því að beita á þá tölu sömu reikningum með líkani Berge (3)/(4) fæst að þegar þeim styrk er náð í vatninu er íkoma köfnunarefnis orðin 73.164 kg/ári og afrennsli á hvern km² vatnasviðs 271 kg/ári.

Afrennslisstuðlar

Í ljósi þess að líkan Smith og Shapiro (2) gaf um fjórðungi of há gildi næringarefna fyrir þann styrk blaðgrænu *a* sem mældist má ætla að þau gildi fyrir íkomu efnanna sem fást úr áframhaldandi útreikningum (3)/(4) á grundvelli gildana gefi einnig of há gildi. Vandamálin kunna því að koma upp við lægri íkomu og afrennsli en tölurnar segja fyrir um. Þetta er auðvitað háð því að upprunalega forsendan standist um að vistfræðileg vandamál skapist þegar blaðgræna *a* er orðin 15 µg/l eða meira.

Í töflu 9 er gefið yfirlit yfir ofangreinda útreiknaða afrennslisstuðla fyrir Elliðavatn bæði nú og þegar búast má við að vandamál hefjist miðað við líkan Berge (3)/(4). Þar

eru einnig til samanburðar sýndar tölur fyrir Varmá í Hveragerði, Mývatn og Þingvallavatn. Í töflunni eru auk þess gefnir afrennslisstuðlar frá Umhverfisstofnun Bandaríkjanna fyrir mismunandi landnotkun (United States Environmental Protection Agency 1999). Með þeim má gera sér grein fyrir breytingum á mengunarálagi (íkomu) sem vænta má við þróun byggðar á vatnsviði Elliðavatns á komandi árum.

Tafla 9. Afrennslisstuðlar.

	kg fosfór/km ² /ári	kg köfnunarefni/km ² /ári
Vatnasvið Elliðavatns (áætlað út frá styrk í vatninu)	11	52
Vatnasvið Elliðavatns þegar vistfræðileg vandamál skapast (áætlað út frá styrk í vatninu)	56	271
Vatnasvið Varmaár ofan byggðar (m.a. afrennsli hvera)	50	45
Vatnasvið Þingvallavatns	66*	116**
Vatnasvið Mývatns	26*	24**
Frá Umhverfisstofnun Bandaríkjanna		
Vegir	110	240
Miðbær	80	520
Einbýlishús, dreifð byggð	55	400
Einbýlishús, þétt byggð	65	580
Fjölbýlishús	70	560
Skógur	11	200
Grasflatir	13	420
Úthagi	13	420

* Eingöngu fosfat (PO₄-P) ** Eingöngu níturat (NO₃-P)

Flokkun Elliðavatns

Næringarástand

Á grundvelli flokkunarþátta reglugerðar nr. 796/1999 um varnir gegn mengun vatns virðist Elliðavatn vera á mörkum þess að vera næringarlítið og hálf næringarríkt vatn. Þessi flokkun virðist einnig geta samræmst þeirri tegundasamsetningu vatnaplantna sem vart varð við í vatninu. Hafa ber þó í huga að plöntur sem eru einkennandi fyrir næringarlítið vatn gætu þrífist við uppsprettulindir þótt vatnið sé næringarríkt. Flokkun skv. ákvæðum reglugerðarinnar byggir á styrk heildarköfnunarefnis (t-N), ammóníaks (NH₄-N), heildarfosförs (t-P), lífrænu kolefni (TOC) og blaðgrænu *a*. Vitað er að við sama styrk næringarefna er minna af blaðgrænu *a* í vötnum með kaflægar vatnaplöntur en vötnum án þeirra (Noriko Takamura o.fl. 2003). Blaðgræna *a* mælist auk þess eingöngu í svifþörungum á meðan stór hluti framleiðslu vatnsins er í botngróðri bæði þörungum og plöntum. Blaðgræna *a* gefur því villandi mynd af næringarástandi vatnsins. E.t.v. eru næringarefni heppilegri mælikvarði þar sem efnin nýtast öllum gróðri til framleiðslu en það er galli að mælikvarðinn er aðeins óbeinn. Heildarköfnunarefni og heildarfosfór gefa til kynna næringarlítið vatn, ammóníak vatn á milli næringarlítis og hálf næringarríks ástands og lífrænt kolefni vatn á milli hálf næringarríks ástands og næringarríks ástands. Ef reiknað er út næringarstig Carlsons (Carlson TSI) á grundvelli meðalstyrks blaðgrænu *a* og fosförs (t-P) fæst næringarstigið 46 á mælikvarðanum núll til hundrað³. Það nær rétt yfir mörkin á milli hálf næringarríks og næringarríks sem eru við 45. Framleiðsla kísilþörunga í Elliðavatni 1997–1998 (35 g/m²/C/ári) (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998) ein sér bendir til hálf næringarríks vatns en framleiðsla slíkra vatna liggur á bilinu 25–60 g C/m²/ári (Lars Håkanson 1999). Þá er ótalin framleiðsla vatnaplantnanna. Þéttleiki

³ Flokkun skv. næringarstigi Carlsons var ekki gerð á grundvelli sjóndýpis sem er þriðji þátturinn sem notaður er í þessu flokkunarkerfi þar sem sjóndýpi liggur ekki fyrir.

bitmýs (*Simulium vittatum*) efst í Elliðaánum árin 1982 – 1983 og 1990-1996 reyndist lítið minni en þéttleiki þess var að jafnaði í Laxá í Suður Þingeyjarsýslu á árunum 1977 – 1985 sem er talið benda til að Elliðavatn sé næringarríkt (Jón S. Ólafsson o.fl. 1998).

Í ljósi þess sem hér hefur verið rakið er talið rétt að flokka Elliðavatn sem hálf næringarríkt vatn.

Náttúrulegt ástand

Viðmiðanir

Við ákvörðun á náttúrulegu ástandi var reynt að hafa að leiðarljósi það almenna ástand sem líklega hefur verið fyrir tæknibyltinguna í iðnaði og landbúnaði sem varð aðalega um og upp úr aldamótunum 1900. Undantekningin er ástandið að því er varðar saurbakteríur sem aðeins er gert ráð fyrir að séu upprunnar frá villtum dýrum í náttúrulegu ástandi vatnsins. Lítið er framhjá hugsanlegum breytingum á landmótun og gróðurfari sem kann að hafa orðið frá þessum tíma, svo og hugsanlegum breytingum í niðurburði mengunarefna.

Þegar rætt er um náttúrulegt ástand Elliðavatns ber að hafa í huga að vatnið var myndað með stíflugerð. Ýmsar raskanir hafa einnig orðið af manna völdum á aðrennsliám vatnsins (Þórólfur Antonsson & Sigurður Guðjónsson 1998). Hinsvegar er lítið svo á að stíflan og raskanirnar svo og þau áhrif sem stíflunin hafði á eðli vatnsins séu náttúruleg í skilningi reglugerðarinnar um varnir gegn mengun vatns. Sama er að segja um breytingar á gróðurfari hvort sem þær eru af mannavöldum eða ekki.

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

Þegar beinar mælingar á náttúrulegu ástandi tiltekins vatns skortir er ákvörðun þess í raun ágiskun byggð á eins sterkum líkum og hægt er á grundvelli almennrar vitneskju og tiltækra gagna. Misjafnt getur því verið hversu traust gögn liggja að baki slíkri ágiskun og er nauðsynlegt við alla frekari vinnu að endurskoða mat á náttúrulegu ástandi jafnóðum og nýjar upplýsingar koma fram sem geta varpað ljósi á hvert það sé.

Beinar mælingar frá því áður en áhrifa mannsins fór að gæta skortir í Elliðavatni. Þar sem Elliðavatn fær líklega beint eða óbeint um helming af vatni sínu frá uppsprettum af sama svæði er ljóst að efnasamsetning lindarvatnsins hefur nokkur áhrif á efnasamsetningu vatnsins. Hægt er að ganga út frá því að núverandi efnastyrkur í lindarvatni sé án mannlegrar mengunar. Þetta er sama vatnið og kemur úr krönum í Reykjavík og Kópavogi. Á þeim grundvelli og með hliðsjón af landnotkun á vatnasviði Elliðavatns er lítið svo á að mannleg áhrif á efnasamsetningu í Elliðavatni séu hlutfallslega lítil.

Matið á náttúrulegu ástandi vatnsins er frekar rúmt. Í hverjum umhverfismarkaflokki rúmast ákveðið bil gilda og því ekki sjálfgefið að leiðrétting minniháttar ónákvæmi af

Þessum sökum muni hafa áhrif á mengunarflokkun vatnsins enda byggir mengunarflokkunin á samanburði við samskonar flokkun í umhverfismarkaflokka fyrir raunverulegt ástand. Aðeins þegar náttúrulegt gildi er á mörkum umhverfismarkaflokka gæti smávægileg leiðrétting skipt máli við flokkunina.

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 grunnum vötnum með breiður vatnplantna er styrkur fosfórs þó oft nokkuð meiri en annarsstaðar því súrefnisleysis gætir oft reglulega við botninn undir plöntunum (B. Moss 1998, Marten Scheffer 1998). Við slíkar aðstæður leysist upp fosfór sem fallið hefur út í efnasamböndum járns (Fe) og áls (Al). Á Íslandi er efnaveðrun meiri en víðast annarsstaðar (Sigurður R. Gíslason & Stefán Arnórsson 1988) en á móti kemur styttri tími til efnaveðrunar og meiri úrkoma sem þynnir efnin út (Sigurður Reynir Gíslason 1993). 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 tífoldur 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. 1999b). 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). Sambærilegar hundradshlutfallstölur fyrir Úlfarsá, Köldukvísl, Laxá í Kjós, Bugðu, Leirvogsa, Kiðafellsá, Fossá, Brynjudalsá og Botnsá eru 9 $\mu\text{g/l}$ og 18 $\mu\text{g/l}$. Ef Varmá í Mosfellsbæ er tekin með eru tölurnar 9 $\mu\text{g/l}$ og 37 $\mu\text{g/l}$ en í Varmá rann talsvert skólp þegar mælingarnar voru gerðar.

Í ósnortnum vötnum er styrkur nítríts ($\text{NO}_2\text{-N}$) nær alltaf lítill og efnið ekki mælanlegt. Styrkur ammóníaks ($\text{NH}_4\text{-N}$) er í flestum tilvikum einnig lítill í slíkum vötnum. Ammóníak myndast þó í stöðuvötnum þar sem mikið er af rotnandi lífrænu efni. Sérstaklega má búast við þessu í grunnum vötnum þar sem eru breiður vatnplantna því rotnun er oft talsverð í slíkum breiðum (B. Moss 1998, Marten Scheffer 1998). Náttúrulegur styrkur nítrats ($\text{NO}_3\text{-N}$) í yfirborðsvatni er venjulega undir 100 $\mu\text{g/l}$ (Deborah Chapman 1996). 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 grunnum stöðuvötnum þar sem súrefnisleysi verður af og til við botn, t.d. í vatnplöntubreiðum, er afnitrun oft mikil og við það minnkar styrkur nítrats ($\text{NO}_3\text{-N}$) í vatninu (B. Moss 1998, Marten Scheffer 1998). 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 þriðjungji 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). Sambærilegar tölur fyrir Úlfarsá, Köldukvísl, Laxá í Kjós, Bugðu, Leirvogsa, Kiðafellsá, Fossá, Brynjudalsá og Botnsá eru 65 $\mu\text{g/l}$ og 269 $\mu\text{g/l}$. Þegar Varmá í Mosfellsbæ er tekin með eru tölurnar 70 $\mu\text{g/l}$ og 639 $\mu\text{g/l}$ en hún var töluvert skólpmengið þegar mælingarnar fóru fram.

Lífrænt efni

Styrkur lífræns efnis í vatni er m.a. 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 m.a. aukið niðurbrot uppsafnaðs lífræns efnis í umhverfinu vegna hitastigshækkunar. Auk þess má ætla að framræsla múra og þurrkun votlendis auki niðurbrot lífræns jarðvegs og magn uppleystra lífrænna niðurbrotsefna sem losna og berast í vötn. Að meðaltali er styrkur heildar 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 vantar að mestu lífræn efni, má búast við að styrkur náttúrulegs lífræns uppleysts efnis í yfirborðsvatni á Íslandi séu yfirleitt lítill og vel undir heimsmeðaltali. Mælingar gerðar í 39 íslenskum stöðuvötnum sýna að styrkur heildar lífræns kolefnis á árunum 1997 og 1998 var á bilinu 0,21 – 6,0 mg/l (Hilmar J. Malmquist o.fl. 1999b) og undir 1,0 mg/l í 50% tilvika og undir 2,3 mg/l í 90% tilvika (Brit Lise Skjelkvale o.fl. 2001). Væntanlega eru þessi vötn ekki öll ósnortin svo búast má við að viss hluti lífræns kolefnis, a.m.k. í sumum þeirra, sé frá athöfnum mannsins kominn. Miðgildi heildar lífræns efnis (TOC) árið 2002 fyrir árarnar Kiðafellsá, Fossá, Brynjudalsá og Botnsá var 1,02 mg/l og 2001 – 2002 fyrir Úlfarsá, Köldukvísl, Bugðu og Laxá í Kjós 3,09 mg/l.

Málmar

Lítill styrkur málma í íslenskum ám er talinn vera náttúrulegur bakgrunnsstyrkur þeirra hérlendis (Hollustuvernd ríkisins). Til eru upplýsingar um styrk málma í ýmsum ám á landinu en gildin eru flest aðeins yfir uppleysta málma. Ekki er vitað til að heildarmálmar hafi verið greindir í íslenskum stöðuvötnum. Fyrir liggja þó efnagreiningar á heildarmálmum í 10-12 sýnum úr hverri af ánum Úlfarsá, Varmár, Köldukvísl, Leirvogsa, Bugðu, Laxá í Kjós, Kiðafellsá, Fossá, Brynjudalsá og Botnsá (Tryggvi Þórðarson 2003a). Sveiflur í styrk málma eru meiri í ám en stöðuvötnum og er styrkur þeirra að jafnaði meiri. Mælingar á ýmsum efnum í neytluvatni úr vatnsbólum á Jaðarsvæðinu hafa verið gerðar á vegum Orkuveitu Reykjavíkur, þar á meðal á málmum (Orkuveita Reykjavíkur 2003). Mælingar á styrk uppleystra málma í Hólmsá í Elliðaánum voru auk þess gerðar 1997 – 1998 (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998) og er því einnig hægt að hafa þau gildi að nokkru til hliðsjónar.

Úrkoma

Í úrkomu eru ýmiss þeirra efna sem flokkun vatna byggist á. Hluti vatnsins í Elliðavatni fellur beint á vatnsflötinn sem úrkoma. Gera má ráð fyrir að ofanvatn sem hripar um jarðveg losi sig við talsvert af sumum uppleystu efnunum sem fylgja úrkomunni, s.s. næringarefnum en bæti við sig öðrum. Hversu mikið hverfur er m.a. háð eiginleikum efnanna, jarðvegi, m.a. magni lífrænna efna hans, gróðurfari, árstíma og tímanum sem vatnið er í snertingu við jarðveginn. Sá tími er að jafnaði styttri því minni sem lektin á vatnasviðinu er.

Mat á náttúrulegu ástandi

Í töflu 10 er sýndur miðgildis og meðal efna- og bakteríustyrkur Elliðavatns. Þar eru til samanburðar einnig sýndur meðalefnastyrkur í úrkomu í Reykjavík og á Írafossi,

miðgildi mælinga í 39 Íslenskum vötnum frá árunum 1997 – 1998, meðaltal þriggja greininga á neysluvatni í vatnsbólum á Jaðarsvæðinu í Heiðmörk árið 2002 og meðalstyrkur uppleystara efna efst í Elliðaánum, neðan við útfallið frá Elliðavatni á tímabilinu apríl til september 1997 – 1998. Þar eru einnig sýnd þau gildi sem talið er að einkenni náttúrulegt ástand Elliðavatns og þeir umhverfismarkaflokkar sem eiga við þau gildi. Matið er að mestu byggt á samanburði þessara gagna og almennri vitneskju um eiginleika vatnasviðsins og umsvif á þeim að teknu tilliti til eiginleika matsþáttanna og þeirra atriða sem rakin hafa verið hér að framan. Varðandi fosfór er e.t.v. einnig hægt að líta til útreikninga byggðra á reiknilíkani Vighi og Chiaudani sem ætlað er til að meta náttúrulegan fosfór út frá leiðni og meðaldýpi (George Gibson o.fl. 2000, M. Vighi & G. Chiaudani 1985).

$$\log P_{\text{stöðuvötn}} = 0,75 + 0,27 \log(\text{MEI}_{\text{cond.}}) \quad (6)$$

$$\text{MEI}_{\text{cond}} = \text{Leiðni} / \text{meðaldýpi (m)}^4$$

$$P_{\text{stöðuvötn}} = \text{Styrkur fosfórs í stöðuvatni, } \mu\text{g/l}$$

Samkvæmt því ætti styrkur náttúrulegs fosfórs í Elliðavatni að vera 19,0 $\mu\text{g/l}$ sem er lítillega hærra en meðaltal mælinganna í Elliðavatni. Óvíst er um notagildi líkansins í tengslum við íslensk vötn og er ekki stuðst við það hér.

Tafla 10. Náttúrulegt ástand Elliðavatns.

Í töflunni er ennfremur sýnt meðaltal mældra gilda í Elliðavatni (n= 36 fyrir bakteríur en 18 fyrir aðra þætti), tölur yfir meðalstyrk efna í úrkomu, miðgildi mælinga í 39 íslenskum vötnum og meðaltal gilda fyrir uppleyst efni efst í Elliðaánum. Öftustu tveir dálkarnir sýna áætlað náttúrulegt ástand árinna bæði sem styrk og umhverfismarkaflokk.

	Eining	Mæld gildi í Elliðavatni			Meðaltal úrkomu í Reykjavík og á Írafossi ¹⁾	Miðgildi í 39 ísl. vötnum ¹⁾	Vatnsból á Jaðarsvæði. (sennilega meðaltal 3 sýna ³⁾	Meðaltal 7 mælinga efst í Elliðaám apríl – sept. 1997-1998 ⁴⁾	Náttúrulegt ástand	
		Miðgildi	Meðaltal	Staðalfrávik					Áætluð náttúruleg gildi	Umhverfismarkaflokkur
Saurkólí	fj/100 ml	0	1,7	0,5					1	I
Enterokokkar	fj/100 ml	1	0,8	0,3					1	I
Blaðgræna a	$\mu\text{g/l}$	1,8	1,8	0,5					1,8	I
NH ₄ -N	$\mu\text{g/l}$	21,8	21,5	4,2	172		<5	<3,2	15	II
t-N	$\mu\text{g/l}$	77	81	31	233 (NO ₃ + NH ₄)	125	57 (NO ₃)		70	I
t-P	$\mu\text{g/l}$	15,9	16,4	3,1	(0,007)	8	16,3	3,59	14	I
TOC	mg/l	4,8	4,8	0,4		1	<0,5		2,5	II
Cu	$\mu\text{g/l}$	0,5465	0,597	0,154	1,313		0,16	0,695	0,6	II
Zn	$\mu\text{g/l}$	0,7675	<0,738	0,421	10,651		0,31	0,366	0,5	I
Cd	$\mu\text{g/l}$	0,027	<0,027	0,000	0,013		0,0043	<0,0032	0,004	I
Pb	$\mu\text{g/l}$	0,024	0,0314	0,0194	0,278		0,011	0,024	0,02	I
Cr	$\mu\text{g/l}$	1,26	1,31	0,15	0,221		0,939	0,459	1	II
Ni	$\mu\text{g/l}$	0,304	0,307	0,080	0,522		<0,05	<0,212	0,2	I
As	$\mu\text{g/l}$	0,064	<0,068	0,015	0,032		<0,059	0,06657	0,05	I

1) (Kevin Barrett 2002). 2) (Brit Lise Skjellkvale o.fl. 2001). 3) (Orkuveita Reykjavíkur 2003). 4) (Sigurður Reynir Gíslason o.fl. 1998)

⁴ Leiðni kemur hér í stað heildar uppleystra jóna (TDS) sem venjulega er notað í MEI.

Flest gildi fyrir náttúrulegt ástand eru nálægt þeim gildum sem mældust. Þetta á síst við um lífrænt kolefni og ammóníak sem mældust í fremur háum styrk í vatninu án þess að neitt í náttúrulegu umhverfi þess geti enn sem komið er skýrt það að fullu. Þó er hér gert ráð fyrir tiltölulega háu náttúrulegu gildi fyrir þessi efni í Elliðavatni miðað við íslensk vötn almennt en um 90% íslenskra vatna eru með lífrænt kolefni undir því gildi sem hér er notað (sjá Brit Lise Skjelkvale o.fl. 2001). Rökin fyrir því að ákvarða þau þó þetta há eru m.a. þau að lífræn efni hafa jafnan sömu mengunaruppsprettur og næringarefni sem hér voru að mestu talin af náttúrulegum uppruna og að ammóníak tengist að nokkru styrk lífrænna efna þar sem það verður til við niðurbrot þeirra í vatninu.

Raunverulegt ástand

Raunverulegt ástand er byggt á geometrísku meðaltali⁵ fyrir saurbakteríur en meðaltölum fyrir efnaþættina. Fyrir bakteríur voru notuð 36 gildi sem dreifðust á 12 mánuði en fyrir aðra þætti 18 gildi sem dreifðust yfir 6 mánuði (sjá töflu 11).

Kadmíum mældist alltaf undir greiningarmörkum sem voru það há að ekki er unnt að ákvarða hvort vatnið tilheyrði I. eða II. umhverfismarkaflokki. Þar til annað kemur í ljós er vatnið talið vera í umhverfismarkaflokki I fyrir raunverulegt ástand m.t.t. kadmíums.

Tafla 11. Núverandi ástand Elliðavatns.

	Eining	Fjöldi gilda	Meðaltal mældra gilda**	Umhverfismarkaflokkur
Saurkólí	fj/100 ml	36	0,6	I
Enterokokkar	fj/100 ml	36	0,4	I
Blaðgræna a	µg/l	12	1,8	I
NH ₄ -N	µg/l	12	21,5	II
t-N	µg/l	12	81	I
t-P	µg/l	12	16,4	I
TOC	mg/l	12	4,8	III
Cu	µg/l	12	0,597	II
Zn	µg/l	12	<0,738	I
Cd	µg/l	12	<0,027	I*
Pb	µg/l	12	0,0314	I
Cr	µg/l	12	1,31	II
Ni	µg/l	12	0,307	I
As	µg/l	12	<0,068	I

* Kadmíum mældist alltaf undir greiningarmörkum sem voru það há að ekki var unnt að ákvarða hvort vatnið tilheyrði I. eða II. umhverfismarkaflokki. Þar til annað kemur í ljós er vatnið talið vera í umhverfismarkaflokki I fyrir raunverulegt ástand m.t.t. kadmíums.

** Geometrískt meðaltal fyrir saurkólí og enterokokka.

⁵ Geometrískt meðaltal = $10^{((\sum \log x)/n)}$ eða $10^{((\sum \log(x+1))/n)}$ -1 ef núllgildi koma fyrir. X er mæligildi og n er fjöldi mæligilda.

Mengunarflokkun

Mikið frávik frá náttúrulegu ástandi gefur slæma mengunarflokkun en lítið frávik góða. Ekkert eða neikvætt frávik (minnkun) gefur bestu flokkunina. Í töflu D í viðauka er sýnt nákvæmlega hvernig ákveðinn munur gefur ákveðna mengunarflokkun. Mengunarflokkun Elliðavatns er gefin í töflu 12.

Tafla 10. Mengunarflokkun Elliðavatns.

	Umhverfismarkaflokkar		Mengunarflokkun
	Náttúrulegt ástand	Núverandi Ástand	
Saurkólí	I	I	A Ósnortið vatn
Enterokokkar	I	I	A Ósnortið vatn
Blaðgræna a	I	I	A Ósnortið vatn
NH ₄ -N	II	II	A Ósnortið vatn
t-N	I	I	A Ósnortið vatn
t-P	I	I	A Ósnortið vatn
TOC	II	III	B Lítið snortið vatn
Cu	II	II	A Ósnortið vatn
Zn	I	I	A Ósnortið vatn
Cd	I	I*	A Ósnortið vatn
Pb	I	I	A Ósnortið vatn
Cr	II	II	A Ósnortið vatn
Ni	I	I	A Ósnortið vatn
As	I	I	A Ósnortið vatn

* Kadmíum mældist alltaf undir greiningarmörkum sem voru það há að ekki er unnt að ákvarða hvort vatnið tilheyrði I. eða II. umhverfismarkaflokki. Þar til annað kemur í ljós er vatnið talið vera í umhverfismarkaflokki I fyrir raunverulegt ástand m.t.t. kadmíums.

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. Eðli málsins samkvæmt fellur vatn sem er í náttúrulegu ástandi í mengunarflokk A. Engu að síður er samkvæmt reglugerðinni gefinn kostur á að setja langtímamarkmið um ástand vatna bæði skv. mengunarflokkum A eða B. Þótt ekki séu takmarkanir settar í reglugerðinni fyrir því að setja markmið um mengunarflokk B er líklegt að þetta svigrúm sé gefið til að nota þegar notuð er sú skemmri skírni að náttúrulegt ástand er ekki metið sérstaklega heldur gengið út frá umhverfismarkaflokki I sem náttúrulegum fyrir alla þætti. Ætla verður að markmið reglugerðarinnar séu hinsvegar uppfyllt með því að meta náttúrulega ástandið sérstaklega og nýta ekki þetta aukna svigrúm nema sérstaklega sterk rök hnígi að því. Dæmi um aðstæður sem þá kunna engu að síður að réttlæta markmið um flokk B eru vötn með vatnasviðið allt í þéttbýli eða þar sem stunduð er starfsemi sem veldur tiltekinni mengun og ekki er tækni- eða lagalega framkvæmanlegt að takmarka mengunina nægilega til að viðhalda náttúrulegu ástandi. Þetta væru vötn sem til frambúðar væru ekki talin geta uppfyllt markmið um náttúrulegt ástand. Í ljósi ofanritaðs eru því hér lögð til langtímamarkmið í mengunarflokk A fyrir öll flokkunaratriðin. Tillagan um langtímamarkmiðin er sýnd í

töflu 13 ásamt skýringaratriðum, m.a. útreiknuðum meðalafrennslisstuðlum fyrir fosfór og köfnunarefni.

Litið er svo á að með langtímamarkmiðum sé litið til næstu áratuga og jafnvel öld fram í tímann. Það kunnir því að orka tvímælis að binda sig við tækni- eða lagaleg úrræði dagsins í dag við mat á því hvort þurfi að setta sig við einhverja mengun til langframa eða ekki. Þar sem vandamál eru á ferðinni ber jafnframt að líta á það sem eðlilegt að langtímamarkmið náist ekki endilega á fáum árum. Í ljósi þessa er lagt til að á nokkurra áratuga fresti fari fram endurskoðun langtímamarkmiða. Talsverður hluti vatnasviðs Elliðavatns er tiltölulega náttúrulegur og mengun af manna völdum því enn ekki mikil. Auk þess kemur lítið sem ekkert yfirborðsvatn af stórum hluta vatnasviðsins og auðvelt að láta ofanvatn síast ofan í berggrunninn við uppbyggingu og þróun skipulegrar byggðar þar. Það er því líklegt að stýra megi heildarumsvifum og uppbyggingu innan vatnasviðsins á þann hátt að vistkerfi Elliðavatns skaðist ekki.

Tafla 13. Tillaga að langtímamarkmiðum fyrir Elliðavatn.

Til samanburðar er einnig að finna í töflunni mat á mengunarflokkun vatnsins ásamt reiknuðum afrennslisstuðlum fyrir köfnunarefni og fosfór samkvæmt áður gefnum forsendum.

	Einingar	Mengunarflokkun (afvik frá náttúrulegu ástandi)		Tillaga að langtímamarkmiðum			Afrennslisstuðlar kg/km ² /ári	
				Flokkur	Umhverfismörk	Styrkur		Athugasemdir
Saurkóli	fj/100 ml	A	Ósnortið vatn	A	I	<14	Uppfyllt	
Entero-kokkar	fj/100 ml	A	Ósnortið vatn	A	I	<14	Uppfyllt	
Blað-græna a	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	I	<8	Uppfyllt	
NH ₄ -N	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	II	<10	Uppfyllt	
t-N	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	I	<300	Uppfyllt	193
t-P	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	I	<20	Uppfyllt	13
TOC	mg/l	B	Lítið snortið vatn	A	II	<3	Úr 4,8	
Cu	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	II	<3	Uppfyllt	
Zn	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	I	≤5	Uppfyllt	
Cd	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	I	≤0,01	Uppfyllt	
Pb	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	I	≤0,2	Uppfyllt	
Cr	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	II	<5	Uppfyllt	
Ni	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	I	≤0,7	Uppfyllt	
As	µg/l	A	Ósnortið vatn	A	I	≤0,4	Uppfyllt	

Þar sem ástand árinna er í flestum tilvikum gott eru markmiðin yfirleitt þau að halda í horfinu. Aðeins heildar lífrænt kolefni (TOC) í vatninu fellur ekki í flokk A. Ekki má styrkur heildarfosförs (t-P) og ammóníaks heldur aukast mikið til þess að vatnið falli niður í lakari mengunarflokk fyrir þau. Vegna örra vatnsskipta og háslutfalls lindarvatns í gegnumstreyminu er Elliðavatn frá náttúrunnar hendi ekki talið sérlega viðkvæmt fyrir mengunarálagi. Álagið á ána mun þó aukast með auknum mannlegum umsvifum og auknu hlutfalli þetta flata á vatnasviðinu. Á svæðum þar sem fráveitukerfi vantar og þar sem landbúnaður er stundaður eða húsdýr haldin þarf að huga að meðferð skólps og áburðar, m.a. húsdýraskíts. Koma ætti í veg fyrir beina losun mengandi efna í vatnið og ár sem í hana falla. Til að sporna gegn mengun er æskilegt að á vatnasviðinu verði beitt svokölluðum “Low Impact Development”

aðferðum við þróun byggðar. Hindra þarf aukningu í afrennsli ofanvatns af þeim svæðum sem byggð verða á vatnasviði þess. Það er gert með því að hafa þetta fleti sem minnsta og láta ofanvatnið seytla niður í jarð- og berggrunninn á þeim stöðum þar sem það verður til. Þegar það ekki tekst eru dýrar pípuendalausnir eina úrræðið, s.s. settjarnir. Ef verndun vatnsins er höfð að leiðarljósi við uppbygginguna er líklegt að ná megi settum markmiðum bæði nú og í framtíðinni.

Framar í skýrslunni voru hámarksafrennslisstuðlar fyrir fosfór og köfnunarefni reiknaðir út á grundvelli líkans Berge (Dag Berge o.fl. 1987) út frá styrk þessara efna í vatninu þegar vistfræðileg vandamál gætu komið fram (tafla 9). Fyrir fosfór var stuðullinn $56 \text{ kg/km}^2/\text{ári}$ en fyrir köfnunarefni $271 \text{ kg/km}^2/\text{ári}$. Afrennslisstuðularnir sem leiddir eru á sama hátt beint af markmiðunum sem lögð eru til að ofan reynast nokkru lægri. Hefði markmið um mengunarflokk B verið valið fyrir þessi efni í stað A hefðu afrennslisstuðlarnir orðið $27 \text{ kg/km}^2/\text{ár}$ fyrir fosfór og $483 \text{ kg/km}^2/\text{ár}$ fyrir köfnunarefni. Undirstrikað er að talsverð óvissa er samfara útreikningum af þessu tagi.

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.

Tillögur um vöktun eru dregnar saman í töflu 14. Tillögurnar miðast við að talsverð uppbygging þéttbýlis muni eiga sér stað á vatnasviði Elliðavatns næstu árin og áratugina og samsvarandi aukning ýmissa mannlegra umsvifa. Samfara því muni álag á vatnið aukast. Þetta eitt sér gerir háa tíði vöktunar æskilega, sérstaklega á meðan breytingarnar ganga yfir. Þótt mengunarástand vatnsins sé fremur gott eru sumir flokkunarþættirnir í hærri kantinum, m.a. lífræn efni (TOC), ammóníak ($\text{NH}_3\text{-N}$) og heildarfosfór (t-P) og nauðsynlegt er að fylgjast vel með þeim. Því er lagt til að tíðni vöktunar á næringarefnum og lífrænum efnum verði árleg. Þar sem styrkur næringarefna getur haft áhrif á styrk blaðgrænu *a* er lagt til að hún verði einnig vöktuð árlega. Stöðug vöktun baktería og málma virðist ekki eins aðkallandi. Saurbakteríur eru hinsvegar ein besta vísbendingin um skólpmengun en hún er líka hugsanleg uppspretta lífræns efnis og ammóníaks. Því er einnig lögð til árleg vöktun saurbaktería. Málmamengun mun aukast eftir því sem hlutfall þéttra flata á vatnasviðinu eykst. Þar sem uppbygging á vatnasviðinu er þegar hafin er talið æskilegt að nokkuð tíð vöktun þessara þátta fari einnig fram. Lagt er til að tíðni vöktunar málma verði fyrst í stað 2 ár.

Þar sem ekkert bendir enn sem komið er til mismunandi mengunarástands í einstökum hlutum vatnsins er talið fullnægjandi að flokkunarþættirnir séu vaktaðir á einum stað í vatninu. Því er talið réttlæt看legt miðað við ástand vatnsins núna að stunda vöktunina með því að taka sýni frá landi nálægt útfalli Elliðavatns, hugsanlega af flotbryggju eða með því að vaða út í vöðlum og taka sýni með stöng. Með því næst fram talsvert hagræði í tengslum við sýnatöku. Með aukinni byggð við vatnið kann þetta þó hugsanlega að breytast. Hægt er því að endurtaka síðar vöktun á sömu sýnatökustöðum og hér voru notaðir til samanburðar og til að kanna hvort vatnið hafi tekið breytingum hvað þetta varðar. Tímasetning endurtekningarinnar er háð hraða

þeirra breytinga sem verða á vatnasviðinu, sérstaklega næst vatninu og aðrennslisám þess.

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

Lagt er til að sýnatökutímabil vöktunarinnar miðist við almanaksárið. Þannig nást samfelldari gögn sem auðveldara er að túlka og munu gefa ítarlegri upplýsingar. Æskilegt er að vöktun Elliðavatns sé samræmd væntanlegri vöktun á ám sem falla í það og úr því. Þannig fást betri upplýsingar um eðli þess og þróun.

Tafla 14. Tillaga að vöktun Elliðavatns vegna ákvæða reglugerðar nr. 796/199 um varnir gegn mengun vatns.

Vöktunarpáttur	Tíðni (ár)	Næsta vöktun	Skýringar
Enterokokkar í 100 ml	1	2004	Þessir þættir benda til góðs ástands vatnsins. Þeir munu aukast á næstu árum vegna aukinna umsvifa og uppbyggingar á vatnasviðinu. Þótt vöktun annað hvert ár hefði nægt er lögð til árleg vöktun vegna hárra gilda TOC og NH ₄ -N, sem einnig fylgja oft skólplosun og húsdýraáburði.
Saurkólí í 100 ml	1	2004	
Blaðgræna a (ug/l)	1	2004	
t-P (ug/l)	1	2004	Sum þessara efna voru í hærri kantinum, sérstaklega TOC, NH ₄ -N og t-P. Ekki er vitað með vissu hvort um venjulegt ástand er að ræða eða hvort mikill munur sé á milli ára eða árabila. Þótt styrkur blaðgrænu a hafi ekki bent til mengunar er styrkur næringarefna einn megináhrifapátturinn gagnvart blaðgrænu a og því eðlilegt að hún sé vöktuð um leið. Lögð er til stöðug vöktun á þessum þáttum.
t-N (ug/l)	1	2004	
NH ₄ -N (ug/l)	1	2004	
TOC (mg/l)	1	2004	
Cu (ug/l)	2	2005	
Zn (ug/l)	2	2005	Vatnið er frekar vel statt varðandi málmamengun. Málmamengun mun þó væntanlega aukast með aukinni uppbyggingu á vatnasviðinu og því er nauðsynlegt að vakta hana reglulega. Ekki er þó þörf á stöðugri vöktun en engu að síður nokkuð tíðri þar sem vænta má hraðra breytinga á vatnasviðinu.
Cd (ug/l)	2	2005	
Pb (ug/l)	2	2005	
Cr (ug/l)	2	2005	
Ni (ug/l)	2	2005	
As (ug/l)	2	2005	

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. Þá er enn fremur 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 mengunarvarnareglugerðar 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.

Niðurlag

Í skýrslunni er reynt að draga fram helstu atriði sem skoða þarf við frekara mat á Elliðavatni. Notkun einfaldra líkana var m.a. notuð til að fá fram talnagildi sem gætu kastað ljósi á eðli vatnsins og vatnasviðs þess og sett það í samhengi við þær breytingar sem munu verða með uppbyggingu á vatnasviðinu. Ekki var lögð mikil vinna í að leita eftir bestu reiknilíkönunum og verður að líta á útkomu þeirra sem fyrstu tölur í þessu samhengi. Frekara mat á mengunarþoli vatnsins er nauðsynlegt til að draga úr þeirri óvissu sem er til staðar. Á vegum Umhverfis- og heilbrigðisstofu Reykjavíkur eru í gangi rannsóknir á Hólmsá og Suðurá sem munu geta varpað ljósi á hluta þeirra gilda sem fengust hér með útreikningum. Frekari rannsókn á Elliðavatni hlýtur m.a. að hafa það að markmiði að skilgreina næringarefnabúskapinn í vatninu og samhengi þess við lífræna þætti eins og blaðgrænu a og finna með öruggari hætti hvað vatnið þolir af íkomu næringarefna án vistfræðilegra vandamála. Takmarkið hlýtur að vera að stýra uppbyggingu á vatnasviðinu á þann hátt að heildarafrennsli næringarefna af svæðinu verði aldrei meira en vatnið er talið þola.

Heimildir

- A. Nilsson 1997. Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic 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.
- Antonio B. S. Poleo & Sigurd Hytterod 2003. The effect of aluminium in Atlantic salmon (*Salmo salar*) with special emphasis on alkaline water. *Journal of Inorganic Biochemistry* 97:89-96.
- Axel Valur Birgisson, Kristinn Einarsson, Snorri Zóphóníasson & Árni Snorrason 1999. Vantasvið Elliðaáanna. Vatnafar og rennslishættir. Orkusustofnun, Vatnamælingar. OS-99018, 59 bls
- Árni Hjartarson, Einar Gunnlaugsson, Freysteinn Sigurðsson, Jón Jónsson & Kristján Sæmundsson 1992. Vatnafarskort, Elliðavatn 1613 III SV 1:25.000 Reykjavík. Landmælingar Íslands, Orkusustofnun, Hafnafjarðarbær, Garðabær, Kópavogsbær, Seltjarnanesbær og Reykjavíkurborg.
- 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. D. Brown, M. V. Hoyer, R. W. Bachmann & D. E. Canfield 2000. Nutrient-chlorophyll relationships: an evaluation of empirical nutrient-chlorophyll models using Florida and north-temperate lake data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57:1574-83.
- C. Exley 2000. Avoidance of aluminum by rainbow trout. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19:933-9.

- 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.
- Christopher Exley, John K. Pinnegar & Helen Taylor 1997. Hydroxylaluminosilicates and Acute Aluminium Toxicity in Fish. *Journal of Theoretical Biology* 189:133-9.
- Dag Berge, Pål Brettum, Jarl Eivind Løvik & Marit Mjelde 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1.5m-15m. Oslo. Norsk institutt for vannforskning. O-85110, 44 bls
- David R. Lide (ritstj.) 1996. *CRC Handbook of Chemistry and Physics*. 77. útgáfa. Boca Raton, CRC Press, inc.
- David R. Maidment (ritstj.) 1992. *Handbook of Hydrology*. New York, McGraw-Hill, Inc.
- Deborah Chapman (ritstj.) 1996. *Water Quality Assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. (UNESCO/WHO/UNEP). 2. útgáfa. 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.
- Freysteinn Sigurðsson & Kristinn Einarsson 1988. Groundwater resources of Iceland, availability and demand. *Jökull* 38:35-54.
- Freysteinn Sigurðsson 1990. Groundwater from glacial areas in Iceland. *Jökull* 40:119-46.
- G. P. Harris 1986. *Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation*. London, UK, Chapman and Hall.
- G.E. Hutchinson 1957. *A treatise on limnology*. Vol. I. Part 1. Geography and physics of lakes. Vol. I. Part 2. Chemistry of lakes. New York., Wiley.
- G.Y. Rhee & I.J. Gotham 1980. Optimum N:P ratios and coexistence of planktonic algae. *Journal of Phycology* 16:486-9.
- Gagnabanki Vatnamælinga 1996a. Korpa; Keldnaholt Meðalrennsli í m³/s. <http://www.os.is/vatnam/gogn/rennsli/081.html>.
- Gagnabanki Vatnamælinga 1996b. Elliðaár; Elliðaárstöð Meðalrennsli í m³/s. <http://www.os.is/vatnam/gogn/rennsli/001.html>: (5. september 2003).
- George Gibson, Robert Carlson, Jonathan Simpson, Eric Smeltzer, Jeroen Gerritson, Steven Chapra, Steven Heiskary, Jack Jones & Robert Kennedy 2000. *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Lakes and Reservoirs*. Washington, DC.

- United States Environmental Protection Agency, Office of Water Office of Science and Technology. EPA-822-B00-001
- GUM 1995. Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement. Geneva, ISO.
- H.L. Golterman, S.R. Clymo & M.A.M. Ohnstad 1978. IPM Handbook No 8. Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Water. 2. útgáfa. Oxford, Blackwell Scientific Publications. 214 bls.
- Hafliði Hafliðason, Guðrún Larsen & Gunnar Ólafsson 1992. The recent sedimentation history of Thingvallavtn, Iceland. OIKOS 64:80-95.
- 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
- Helsinki Commission & Baltic Marine Environment Protection Commission 1999. Guidelines for the Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-4). The Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission.
- Hilmar J. Malmquist, Gunnar Steinn Jónsson, Sigurður S. Snorrason & Kristinn Einarsson 1999b. Næringarefni í íslenskum stöðuvötnum. Í: *Líffræðirannsóknir á Íslandi* (Ritstj. S. S. Snorrason & R. S. Stefánsson). Reykjavík: Líffræðifélag Íslands 95 bls.
- Hilmar J. Malmquist, Þórólfur Antonsson, Guðni Guðbergsson, Skúli Skúlason & Sigurður S. Snorrason 1999a. Yfirlitskönnun á vistfræði Íslenskra vatna. Í: *Líffræðirannsóknir á Íslandi* (Ritstj. S. S. Snorrason & R. S. Stefánsson). Reykjavík: Líffræðifélag Íslands 94 bls.
- Hollustuvernd ríkisins 2002. Vatnsgæði og vatnsmengun. Hollustuvernd ríkisins <http://www.hollver.is/mengun/vatnsvernd/vatnsmengun.html>. 11. júní, 2002
- 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.
- J. Windolf, E. Jeppesen, J. P. Jensen & P. Kristensen 1996. Modelling of seasonal variation in nitrogen retention and in-lake concentration: A four-year mass balance study in 16 shallow Danish lakes. *Biogeochemistry* 33:25-44.
- Jamie Bartram & Gareth Rees (ritstj.) 2000. Monitoring Bathing Waters. A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes. London & New York, E & FN Spon. 337 bls.
- 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 Kristjánsson 2002. Kortlagning riða bleikju í Elliðavatni 2001. Reykjavík. Fiski. Rannsóknir og ráðgjöf. 4 bls
- Jón Kristjánsson 2003. Kortlagning riða Bleikju í Elliðavatni 2001 og 2002. Reykjavík. Fiski. Rannsóknir og ráðgjöf., 5 bls
- Jón Ólafsson 1979a. The chemistry of the Lake Mývatn and the River Laxá. OIKOS 32:82-112.
- Jón Ólafsson 1979b. Physical characteristics of Lake Mývatn and River Laxá. OIKOS 32:38-66.
- Jón Ólafsson 1992. Chemical characteristics and trace elements of Thingvallavtn. OIKOS 64:151-61.

- Jón S. Ólafsson, Guðrún Lárusdóttir & Gísli Már Gíslason 1998. Botndýralíf í Elliðaánum. Líffræðistofnun Háskóla Íslands. fjölrit 41, 51 bls
- Jórunn Harðardóttir, Sverrir Óskar Elefsen, Jóna Finndís Jónsdóttir, Helga P. Finnsdóttir & Svava Björg Þorlákssdóttir 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
- Lars Håkanson 1999. Water Pollution - Methods and Criteria to Rank, Model and Remediate Chemical Treatments to Aquatic ecosystems. Leiden, Backhuys Publishers. 277 bls.
- M. M. Desouky, C. R. McCrohan, R. Jugdaohsingh, J. J. Powell & K. N. White 2003. Effect of orthosilicic acid on the accumulation of trace metals by the pond snail *Lymnaea stagnalis*. *Aquatic Toxicology* 64:63-71.
- M. M. Desouky, J. J. Powell, R. Jugdaohsingh, K. N. White & C. R. McCrohan 2002. Influence of oligomeric silicic and humic acids on aluminum accumulation in a freshwater grazing invertebrate. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53:382-7.
- M. Vighi & G. Chiaudani 1985. A Simple Method to Estimate Lake Phosphorus Concentrations Resulting from Natural, Background, Loadings. *Water Research* 19:987-91.
- 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. *Ecol Res* 18:381-95.
- Orkuveita Reykjavíkur 2003. Umhverfisskýrsla 2002. Reykjavík. Orkuveita Reykjavíkur. 26 bls
- Pétur M. Jónasson 1979. Introduction. *OIKOS* 32:1-2.
- R. L. Roy & P. G. C. Campbell 1997. Decreased toxicity of Al to juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in acidic soft water containing natural organic matter: A test of the free-ion model. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16:1962-9.
- R.G. Wetzel 1995. *Limnology*. Philadelphia., W.B. Saunders Co.
- R.V. Thomann & J.A. Mueller 1987. Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. New York, NY., Harper and Row, Publishers. 644 bls.
- 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. I. Kuznetsov 1970. The Microflora of Lakes and Its Geochemical Activity. Austin, University of Texas Press. 503 bls.
- 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.

- S. M. Haslam, C. A. Sinker & P. A. Wolseley 1975. British water plants. *Field Studies* 4:243-351.
- Sigfinnur Snorrason & Snorri Zóhóníasson 1996. Vatnasvið Elliðaána - gagnaskýrsla. Orkustofnun, Vatnsorkudeild. OS-96054/VOD03, 26 bls
- Sigurður R. Gíslason & Stefán Arnórsson 1988. Efnafræði árvatns á Íslandi og hraði efnarofs. *Náttúrufræðingurinn* 58:183-97.
- Sigurður Reynir Gíslason 1993. Efnafræði úrkomu, jökla, árvatns, stöðuvatna og grunnvatns á Íslandi. *Náttúrufræðingurinn* 63:219-36.
- Sigurður Reynir Gíslason, Björn Þór Guðmundsson & Eydís Salome Eiríksdóttir 1998. Efnasamsetning Elliðaána 1997 - 1998. Háskóli Íslands. RH-19-98, 100 bls
- Steven C. Chapra 1997. *Surface Water Quality Modeling*. Boston, WCB/McGraw-Hill. 844 bls.
- Tryggvi Thordarson 1983. Økologien til ferskvannssneglene *Lymnaea peregra* (Müller) og *Gyraulus laevis* (Alder) i to eutrofe varma kilder på Island. Universitetet i Oslo. Oslo. 198 bls.
- Tryggvi Þórðarson 2003a. Flokkun vatna á Kjósarsvæði. Varmá. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði, Heilbrigðiseftirlit Kjósarsvæðis. 41 bls
- Tryggvi Þórðarson 2003b. Varmá, Hveragerði. Vöktun vatnsgæða 2001-2002. Hveragerði. Rannsókn- og fræðasetur Háskóla Íslands í Hveragerði. 32 bls
- United States Environmental Protection Agency 1999. Protocol for Developing Nutrient TMDLs. Washington, DC. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Watershed Branch Assessment and Watershed Protection Division. EPA 841-B-99-007
- V. H. Smith 1979. Nutrient Dependence of Primary Productivity in Lakes. *Limnology and Oceanography* 24:1051-64.
- V.P. Evangelou 1998. *Environmental Soil and Water Chemistry. Principles and Applications*. New York, John Wiley & sons, Inc. 564 bls.
- Þórolfur Antonsson & Sigurður Guðjónsson 1998. Búsvæði laxfiska í Elliðaám. Framvinduskýrsla í lífríkisrannsóknun. Veiðimálastofnun. VMST-R/98001, 16 bls

Viðaukar

- Viðauki A. Efnagreiningar aðrar en á PAH.
- Viðauki B. Mælingar á staðnum.
- Viðauki C. Efnagreiningar á PAH.
- Viðauki D. Samband mengunarflokkunar við náttúrulegt og raunverulegt ástand.
- Viðauki E. Lýsing á veðurfari sýnatökudagana.
- Viðauki F. Orðskýringar.

Viðauki A. Niðurstöður efnagreininga á sýnum sem tekin voru á 0,5 m dýpi á þremur sýnatökustöðum í Elliðavatni 2001 – 2002.

Efni	Dags. St.nr.	11.7 2001			15.8 2001			18.9 2001			24.4 2002			23.5 2002			26.6 2002			Meðaltal	Staðal- frávik	
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3			
Blaðgræna a	µg/l	2,0	2,2	0,9	1,2	1,5	1,2	1,9	2,8	2,0	1,8	2,5	2,8	1,6	1,5	1,2	1,4	2,1	1,8	1,8	0,5	
NH₄-N	µg/l	24,4	21,3	20,6	21,1	25,0	23,8	21,3	19,6	21,0	21,9	22,1	20,7	21,6	23,2	21,9	7,2	28,7	22,2	21,5	4,2	
NH₃-N (ójónað)	µg/l	13,2	13,0	14,8	4,8	8,6	12,2	0,3	0,3	0,7	0,2	0,3	0,2	2,9	3,2	5,2	2,4	7,2	11,7	5,6	5,3	
NO₂-N	µg/l	<10	<10	<10	<10	<10	<11	<10	<11	<10	<10	<10	<10	<10	<11	<10	<10	<11	<10	<10,2	<0,4	
NO₃-N	µg/l	13,6	7,9	6,5	7,5	6,5	2,7	8,4	6,4	7,0	12,5	43,0	52,1	110	52,2	51,3	12,9	72,7	45,5	28,8	30,0	
t-N	µg/l	72	59	59	38	57	78	95	59	41	75	83	100	152	82	61	97	150	96	80,7	31,4	
PO₄-P	µg/l	7,44	5,05	6,48	5,03	4,05	6,61	4,84	5,17	5,79	6,12	5,74	5,13	5,08	5,73	4,43	5,43	6,02	4,58	5,48	0,85	
t-P	µg/l	25,1	17,9	19,7	17,0	18,6	19,4	16,4	12,8	13,0	13,5	16,0	15,1	14,6	13,6	13,7	15,7	14,8	17,8	16,4	3,1	
COD	mg/l										<1	<1	<1	12	3	8	<1	<1	<1	<3	<4	
TOC	mg/l	4,7	5,2	4,8	4,6	4,9	4,9	4,1	5,2	5,0	4,2	4,0	4,3	5,0	4,6	4,7	5,1	5,3	5,2	4,8	0,4	
IC	mg/l	4,6	5,0	4,7	5,2	5,1	6,0	5,6	6,8	4,8	3,3	3,6	3,3	4,9	3,3	4,3	4,5	4,8	4,8	4,7	0,9	
TC	mg/l	9,3	10,2	9,5	9,8	10,0	10,9	9,7	12,0	9,8	7,5	7,6	7,6	9,9	7,9	9,0	9,6	10,1	10,0	9,5	1,2	
Si	µg/l	906	411	1660	1180	398	698	874	526	598	805	837	1260	464	377	897	770	223	374	737	368	
Na	µg/l	11900	11200	11500	9570	11000	11500	10700	12200	10800	4760	8610	7800	5940	6820	7360	9830	11500	12000	9722	2293	
K	µg/l	378	317	366	292	352	365	328	325	277	158	307	242	162	189	190	267	223	331	282	72	
Ca	µg/l	5080	4770	4810	4150	4760	5100	4480	5150	4490	2060	3690	3300	2390	2850	3070	4020	4490	4750	4078	965	
Mg	µg/l	1090	1050	1130	893	1040	1120	1010	1130	1030	537	959	790	565	702	745	884	1020	1060	931	189	
Mn	µg/l	20,7	21,2	4,48	16,9	25,1	10,3	7,56	10,4	3,79	3,86	10,6	5,1	4,75	11,7	2,89	8,68	17,1	10,9	10,9	6,7	
Li	µg/l	0,103	0,0823	0,102	0,101	0,101	0,100	0,0997	0,135	0,0967	0,0586	0,0773	0,0769	0,0580	0,0579	0,0577	0,0576	0,0575	0,0574	0,0822	0,0235	
Cu	µg/l	0,741	0,615	0,770	0,473	0,537	0,632	0,518	0,452	0,441	0,437	0,717	0,498	0,887	0,599	0,411	0,556	0,536	0,923	0,597	0,154	
Zn	µg/l	1,01	0,488	0,432	1,78	0,347	<0,25	1,07	<0,25	0,417	0,906	0,739	0,796	1,36	0,854	0,296	0,815	0,410	1,07	<0,738	<0,421	
Cd	µg/l	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,000	
Pb	µg/l	0,0538	0,023	0,0269	0,0426	0,0232	0,0193	0,0253	0,0177	0,0117	0,0239	0,0605	0,0241	0,0588	0,0242	0,0099	0,0202	0,0203	0,0805	0,0314	0,0194	
Cr	µg/l	1,41	1,19	1,62	1,21	1,14	1,21	1,22	1,18	1,21	1,11	1,55	1,29	1,25	1,26	1,31	1,46	1,33	1,57	1,31	0,15	
Ni	µg/l	0,427	0,353	0,452	0,303	0,377	0,402	0,315	0,316	0,279	0,167	0,279	0,304	0,267	0,205	0,192	0,292	0,23	0,368	0,307	0,080	
As	µg/l	0,094	0,070	0,058	0,058	0,082	0,070	0,082	0,106	0,070	0,058	0,058	0,070	<0,053	<0,053	<0,053	0,058	<0,053	0,070	<0,068	<0,015	
Co	µg/l	0,0863	0,0683	0,0703	0,0683	0,0683	0,0703	0,0482	0,0463	0,0383	0,0666	0,0727	0,0748	0,0283	0,0324	0,0345	0,0507	0,0508	0,0630	0,0577	0,0169	
V	µg/l	8,47	4,68	12,0	6,17	3,60	6,33	3,16	1,65	3,25	2,95	2,78	3,98	4,06	3,61	6,40	6,58	3,29	6,69	4,98	2,51	
Hg	µg/l	<0,81	<0,84	<0,84	<0,84	<0,84	<0,84	<0,84	<0,85	<0,84	<0,85	<0,79	<0,86	<0,86	<0,85	<0,86	<0,85	<0,85	<0,85	<0,90	<0,85	<0,02
Al	µg/l	121	102	103	52,4	81	94,8	37,5	20,3	40,9	105	121	132	81,4	71,3	83,5	97,7	111	150	89,2	34,6	
Mo	µg/l	0,0976	0,0721	0,0847	0,0592	0,0676	0,0675	0,0547	0,0910	0,0710	0,0376	0,0542	0,0552	0,0360	0,0371	0,0498	0,0664	0,0580	0,0870	0,0637	0,0183	
Fe	µg/l	118	87,8	166	161	123	144	114	95,7	90,8	151	160	152	55,8	60,4	74,1	77,3	68,3	85,1	110,2	37,8	
F	mg/l	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	0,188	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	0,149	0,107	0,168	<0,100	<0,100	<0,100	<0,112	<0,027	
Cl	mg/l	12,2	12,5	10,9	12,1	12,4	12,5	12,1	12,2	11,9	8,25	10,5	8,81	12,5	12,3	12,5	10,8	12,7	12,7	11,7	1,3	
Br	mg/l	<0,100	<0,100	0,231	<0,100	<0,100	0,136	<0,100	<0,100	<0,100	0,172	<0,100	<0,100	0,169	<0,100	<0,100	<0,100	0,144	<0,100	<0,120	<0,037	
SO₄-S	mg/l	0,583	0,600	0,649	0,661	0,596	0,601	0,599	0,769	0,582	0,620	0,606	0,579	0,716	0,733	0,735	0,648	0,760	0,688	0,652	0,066	

Viðauki B. Mælingar gerðar á staðnum og niðurstöður bakteríugreininga á þremur mæli- og sýnatökustöðum (1-3) í Elliðavatni 2001 -2002

Mælingarnar/sýnatökurnar eru ýmist gerðar í yfirborði eða í fleiri en einu dýpi. Þar sem þær eru gerðar í fleiri en einu dýpi er meðaltal sýnt. O₂-mettun er reiknuð fyrir dagana 11.7 2001 og 21.1 2002 en mæld aðra daga.

2001

Dags.	11.7. 2001			15.8 2001			18.9 2001			17.10 2001			21.11 2001			18.12 2001		
Sýnat.st.	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Sjónkýpi	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn
Lofthiti °C	13,6	13,9	14,4	16,6	16,9	16,2	9,8	9,6	10,4	3,7	2,6	4,7	-0,5	-0,5	0,0	6,1	6,3	6,1
Vatnshiti °C	13,1	13,8	14,1	13,1	14,4	14,6	8,0	8,4	8,6	4,9	4,8	4,3	0,9	1,8	0,8	5,0	5,5	5,2
O ₂ (mg/l)	11,01	10,98	11,78	11,06	10,66	11,53	11,79	11,57	12,10	12,45	12,44	12,43				12,49	11,80	11,77
O ₂ -mettun (mæld) %	104,9	106,3	114,7	107,4	106,2	116,0	100,4	99,2	104,6	98,6	98,8	97,4				96,7	92,6	91,6
Leiðni (µS/cm)	91,1	90,7	90,8	93,7	92,8	94,6	88,9	89,6	88,6	89,3	89,0	88,6	89,0	89,1	89,6	91,9	86,5	89,1
pH	9,7	9,8	10,0	9,1	9,3	9,6	7,9	7,9	8,3	8,1	7,9	8,1	8,2	7,9	8,2	7,9	7,9	7,9
Saurkóli/100 ml	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	1	0	13	7	19	1	3	3
Enterokokkar/100 ml	0	0	0	0	0	1	6	2	2	0	0	0	0	1	1	1	0	0
Bakteríufj. v/37°C/ml	6	5	11	3	0	1	4	3	3	8	2	2	14	8	5	1	8	7
Bakteríufj. v/22°C/ml	94	57	350	110	55	190	120	79	210	430	71	340	740	420	450	310	620	500

2002

Dags.	21.1. 2002			22.2 2002			20.3 2002			24.4 2002			23.5 2002			26.6 2002			Meðaltal stöðva			
Sýnat.st.	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	Allar
Sjónkýpi				botn	botn	botn	botn	botn	botn	1,65	1,90	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	botn	
Lofthiti °C	2,3	2,0	1,9	-7,0	-5,3	-7,8		0,5	0,1	4,6	7,0	7,7	10,7	11,9	12,1	13,3	15,1	15,6	6,7	6,7	6,8	6,7
Vatnshiti °C	0,5	0,7	0,9	1,3	1,8	0,9	2,0	3,2	2,5	6,6	7,6	7,1	10,6	11,0	10,7	10,8	11,6	12,4	6,4	7,0	6,8	6,8
O ₂ (mg/l)	13,51	13,35	13,35	10,21	15,51	9,82	16,78	15,53	16,64	11,70	11,80	12,80	11,69	11,59	12,41	12,38	11,53	12,79	12,28	12,43	12,49	12,40
O ₂ -mettun %	93,9	93,4	93,9	75,0	116,1	71,9	122,4	118,2	123,8	98,7	101,6	109,0	108,7	109,1	115,9	112,0	105,8	119,4	101,7	104,3	105,3	103,8
Leiðni (µS/cm)	82,2	82,8	86,7	99,0	114,1	89,2	88,5	103,9	83,3	79,0	74,0	77,8	88,9	89,6	89,4	94,7	94,0	98,3	89,7	91,3	88,8	90,0
pH	7,1	7,5	7,3	8,3	8,5	8,3	8,6	8,9	9,2	7,9	7,9	7,9	8,9	8,9	9,2	9,4	9,2	9,7	8,25*	8,20*	8,30*	8,3*
Saurkóli/100 ml	0	2	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4**	1,0**	0,7**	0,6**
Enterokokkar/100 ml	2	1	6				0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0,4**	0,3**	0,4**	0,4**
Bakteríufj. v/37°C/ml	9	4	5	0	140	2	3	1	2	7	2	3	0	3	3	9	0	1	5	15	4	8
Bakteríufj. v/22°C/ml	370	350	290	480	480	1200	680	24	1000	190	110	99	110	93	290	81	7	250	310	197	431	313

* Median ** Geometriskt meðaltal

Viðauki C. Styrkur fjölhringtengdra kolefnissambanda (PAH) í yfirborði á þremur sýnatökustöðum (1-3) í Elliðavatni 2001-2002.

Efnasamband	Ein.	11.7.2001			15.8.2001			18.9.2001			24.4.2002			23.5.2002			26.6.2002		
		Stöð 1	Stöð 2	Stöð 3	Stöð 1	Stöð 2	Stöð 3	Stöð 1	Stöð 2	Stöð 3	Stöð 1	Stöð 2	Stöð 3	Stöð 1	Stöð 2	Stöð 3	Stöð 1	Stöð 2	Stöð 3
naftalen	µg/l	<0,34	<0,34	<0,34	<0,34	<0,34	<0,34	<0,34	<0,34	<0,34	0,35	0,34	0,4	0,59	0,44	0,86	0,52	0,41	
acenaftylen	µg/l	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	
acenaften	µg/l	<0,025	<0,025	<0,025	0,034	0,026	0,038	0,041	0,042	0,047	0,074	0,087	0,064	0,10	0,049	0,070	0,057	0,069	
fluoren	µg/l	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	0,033	0,037	0,029	0,036	0,022	0,030	0,029	0,033	
fenantren	µg/l	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	
antracen	µg/l	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	
fluoranten	µg/l	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	
pyren	µg/l	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	<0,037	
*bens(a)antracen	µg/l	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	<0,0070	
*krysen	µg/l	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	<0,016	
*bens(b)fluoranten	µg/l	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	<0,027	
*bens(k)fluoranten	µg/l	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	
*bens(a)pyren	µg/l	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	
*dibens(ah)antracen	µg/l	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	
benso(ghi)perylene	µg/l	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	<0,0040	
*indeno(123cd)pyren	µg/l	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	<0,0060	
16 EPA-PAH alls	µg/l	<0,41	<0,41	<0,41	0,034	0,026	0,038	0,041	0,042	0,047	0,46	0,47	0,49	0,73	0,52	0,96	0,96	0,51	
*PAH krabbameinsvaldandi	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Önnur PAH efni	µg/l	<0,36	<0,36	<0,36	0,034	0,026	0,038	0,041	0,042	0,047	0,46	0,47	0,49	0,73	0,52	0,96	0,96	0,51	

Viðauki D. Samband mengunarflokkunar og flokkunar 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 er jafnhátt eða hærra 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 (afvik 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

Viðauki E. Lýsing á veðurfari skv. skráningum á staðnum.

Dagsetning	Lofthiti, °C	Vind- stefn a	Vindstyrkur	Skýjahula	Úrkoma	Annað
11.7.2001	13,6 - 14,4	N/NV	Logn/andvari	3-7/8	Engin	
15.8.2001	16,2 - 16,9	N	Logn/Andvari	1-5/8	Engin	
18.9.2001	9,6 - 10,4	NA	Kul/Gola	7-8/8	Lítilsháttar rigning	
17.10.2001	2,6 - 4,7	NA	Logn/Andvari	0-1/8	Engin	
21.11.2001	-0,5 - 0,0	NV	Stinningsgola/- Kaldi	6-7/8	Lítilsháttar él á st. 3	
18.12.2001	6,1 - 6,5	V	Andvari/Kul	7-8/8	Engin	
21.1.2002	1,9 - 2,3	NA	Allhvasst/- Hvasst	3-4/8	Engin	Ólduhæð allt að um 0,5 m. Vatnið talsvert gruggugt á stöð 2 og 3. Vatnið lagði daginn eftir.
22.2.2002	-7,8 - - 5,3	NA	Andvari/Kul	1-8/8	Nokkur snjókoma á stöð 1.	Ísi lagt. Ísþykkt 20-40 cm. Snjóþykkt 7-10 cm.
20.3.2002	0,1 - 0,5	A	Gola/Stinnings- gola	8/8	Engin	Ísi lagt. Ís glær með loftbólum. Ísþykkt 25-45 cm. Lítil sem enginn snjór. Mari sjáanlegur á botni á öllum stöðvum, mest á st. 2.
24.4.2002	4,6 - 7,7	SA	Gola/Stinnings- gola	4-6/8	Skúrir á st.1 og 2	
23.5.2002	10,7 - 12,1	ASA	Gola/Stinnings- gola	7/8	Engin	
26.6.2002	13,3 - 15,6	N	Kul	0/8	Engin	

Viðauki F. Orðskýringar

Afrennslisstuðull (e: export coefficient)	Magn tiltekinna efna sem renna með ofanvatni eða jarðvatni af flatarmálseiningu. Stærð afrennslisstuðuls er háð yfirborðsgerð, m.a. gróðurfari, jarðfræði, halla og notkunarsviði en einnig lekt jarðvegsins. Yfirborðsvatn sem verður að grunnvatni reiknast ekki með nema í því mæli sem það berist í yfirborðsvatn aftur (lindir). Afrennslisstuðullinn er fundinn hér með því að deila flatarmáli vatnasviðsins upp í íkomuna í vatnið.
Ákoma (aerial loading)	Magn efna sem í stöðuvatnið kemur deilt með flatarmáli vatnsins. Venjulega gefið sem mg/m ² /ári. Hentar til samanburðar á milli vatna.
Ásætupörungar (e: epiphytic algae)	Pörungar sem sitja á vatnablöndum. Ásætupörungar draga úr möguleikum plantnanna á að nýta sér sólarljósið og næringarefni í vatninu.
Botnþörungar (e: bentic algae)	Pörungar eða blágrænbakteríur sem eiga heimkynni í fallvötnum eða botni stöðuvatna. Mynda slý og stundum hálfgerðar mottur eða flækjur.
Hálfnæringarríkt stöðuvatn (e: mesotrophic lake)	Stöðuvatn sem hefur talsverða framleiðslu og/eða íkomu lífrænna efna. Næring þýðir hér fæða fyrir lífverurnar í vistkerfinu. Bláðgræna <i>a</i> er m.a. notuð til að meta framleiðslustig stöðuvatna. Hún er mælikvarði á lífmassa svifþörungum en hann gefur til kynna framleiðni svifþörungum. Til hægðarauka er m.a. einnig stuðst við magn næringarefna í stöðuvatninu en framleiðnin er háð magni þeirra.
Hámarksíkoma (e: maximum loading)	Íkoma sem ekki má aukast án þess að ójafnvægi og vistfræðileg vandamál komi upp. Stundum skilgreint á grundvelli reynslu frá rannsóknum á mörgum vötnum.
Heildarmálmur (e: total metals)	Bæði málmur í upplausn og málmur sem bundnir eru öðrum efnum eða föstum efnum. Við efnagreiningu er skilið þarna á milli með því að sía þau síni (0,45 µm) sem eingöngu á að greina uppleysta málmur í en ekki þau síni sem greina á heildarmálma í.
Íkoma (e: loading, supply)	Magn efna sem í vatnið kemur á ársgrundvelli. Venjulega kg/ári. Mengunarálag hefur merkinguna íkoma mengunarefna.
Kjörlendi (e: habitat)	Þeir staðir þar sem ákveðin tegund lífvera heldur sig á.
Lekt (e: permeability)	Hversu vel jarðvegur eða berg hleypir vatni í gegn um sig. Því meiri sem lektin er því minna af vatni rennur á yfirborði.
Low Impact Development	Aðferðarfræði við meðhöndlun ofanvatns sem byggir á að meðhöndla ofanvatnið þar sem það fellur sem úrkoma og reyna að líkja eftir þeim náttúrulegu leiðum sem vatnið fór áður en svæðið byggðist, m.a. með því að láta það sitja eftir svo það sigi ofan í jarð- og berggrunninn og óhreinindin síst burt. Í stað þess að eyða miklum fjármunum í umfangsmikil veitukerfi og hreinsimannvirki er byggt á landmótunaraðferðum (Integrated Management Practices).
Niðurburður (e: atmospheric deposition)	Magn efna sem í vatnið kemur beint frá andrúmsloftinu, ýmist í formi fastra agna eða úrkomu. Hluti íkomu og ákomu. Venjulega gefið sem mg/m ² /ári.
Næringarauðgun (eutrophication)	Þróun sem verður í vatni með tíma og felst í að næringarlítið vatn verður næringarríkara. Þetta er að einhverju leyti náttúrulegur ferill sem fylgir því að vötn grynast í aldanna og árpúsundanna rás en er þó aðallega bundinn mengunaráhrifum frá mannlegum athöfnum. Drifkraftur næringarauðgi er aukin íkoma næringarefna.
Næringarlítið stöðuvatn	Stöðuvatn sem hefur litla framleiðslu. Næring þýðir hér fæða fyrir lífverurnar í

(e: oligotrophic lake)	vistkerfinu. Blaðgræna <i>a</i> er m.a. notuð til að meta framleiðslustig stöðuvatna. Hún er mælikvarði á lífmassa svifþörungum en hann gefur til kynna framleiðni svifþörungum. Til hægðarauka er einnig stuðst við magn næringarefna í vatninu (N og P) en framleiðnin er háð framboði þeirra.
Næringarríkt stöðuvatn (e: eutrophic lake)	Stöðuvatn sem hefur mikla framleiðslu og/eða íkomu lífrænna efna. Næring þýðir hér fæða fyrir lífverurnar í vistkerfinu. Blaðgræna <i>a</i> er m.a. notuð til að meta framleiðslustig vatna. Hún er mælikvarði á lífmassa svifþörungum en hann gefur til kynna framleiðni svifþörungum. Til hægðarauka er einnig stuðst við magn næringarefna í vatninu (N og P) en framleiðnin er háð framboði þeirra.
Næringarstig Carlsons (e: Trophic State Index, TSI)	Einkunn sem gefin er á grundvelli reiknireglna út frá gildum yfir styrk fosfórs, styrk blaðgrænu <i>a</i> og sjöndýpi. Sérstök einkunn fæst fyrir hvern þátt og er meðaleinkunnin notuð til að segja fyrir um næringarástand stöðuvatnsins. Næringarlítil stöðuvötn eiga að lenda undir 40, hálfnáringarrík stöðuvötn á bilinu 35-45, næringarrík stöðuvötn yfir 45 og mjög næringarrík stöðuvötn yfir 60.
Ofanvatn (e: run-off, stormwater run-off)	Regnvatn og leysingavatn sem rennur á yfirborði eða í jarðvegi. Sá hluti sem berst í ár og stöðuvötn en hverfur ekki til grunnvatnsins.
Ofauðgun	Næringarauðgun sem gengið hefur of langt, þ.e. hefur leitt til vistfræðilegs ójafnvægis eða vandamála.
Pípuendalausn (e: end of pipe solution)	Lausn á mengunarvandamáli sem felst í að draga úr áhrifum mengunarlosunar þar sem losun fer fram. Notuð til að draga úr áhrifum mengunar sem ekki hefur tekist eða verið reynt að koma í veg fyrir að myndaðist.
Síblandað stöðuvatn (e: polymictic)	Stöðuvötn þar sem vatnsblöndun verður oft á ári eða er meira eða minna stöðug yfir árið.
Svifþörungur (e: phytoplankton)	Þörungur eða blágrænbakteríur sem svífa um í vatninu. Oft er um einfrumunga að ræða. Svifþörungur bera í sér blaðgræna <i>a</i> sem er efnasamband sem tekur þátt í ljóstillifunarferli þörunganna.
Uppistöðutími stöðuvatns (e: retention time)	Rúmmál stöðuvatns deilt með árlegu rennsli úr því. Niðurstaðan segir til um það hve mörg ár það tæki að fylla vatnsskálina ef hún væri tóm. Ef deilt er með sólarhringsrennsli fæst niðurstaðan í sólarhringum.
Vatnablöntur (e: macrophytes)	Háplöntur sem vaxa í fall- eða stöðuvötnum. Á grundvelli vaxtarforms má skipta þeim upp í sefplöntur (n: helofytter e. Helophytes), flotblaðsplöntur (n: nymphaeider, e:nymphaeids), langsprotaplöntur (n: elodeider, e:Elodeids), stuttsprotaplöntur (n: isoetider, e:Isoetids) og flotplöntur (n: lemnider, e: Lemnids). Kransþörungur (e:Charophytes) eru oft taldir með þegar talað er almennt um vatnablöntur.
Vaxtartímabil (e: growing season)	Sá árstími þegar gróðurinn getur vaxið. Venjulega er átt við vor, sumar og haust. Hér er gert ráð fyrir að vaxtartímabilið sé sumarahelmingur ársins, þ.e. sex mánaða tímabil.