

R A P P O R T

Vasskvalitet i Steinsvatnet i Gulen 2012



Rådgivende Biologer AS

1696



Rådgivende Biologer AS

RAPPORT TITTEL:

Vasskvalitet i Steinsvatnet i Gulen 2012

FORFATTERE:

Geir Helge Johnsen & Christine Smith Johnsen

OPPDRAKGIVER:

Gulen kommune, Eivindvikvegen 1119, 5966 Eivindvik

OPPDRAGET GITT:

25. mai 2012

ARBEIDET UTFØRT:

2012

RAPPORT DATO:

22. februar 2013

RAPPORT NR:

1696

SIDETALL:

25

ISBN NR:

ISBN 978-82-7658-965-8

RÅDGIVENDE BIOLOGER AS
Bredsgården, Bryggen, N-5003 Bergen
Foretaksnummer 843667082-MVA

Internett : www.radgivende-biologer.no E-post: post@radgivende-biologer.no
Telefon: 55 31 02 78 Telefax: 55 31 62 75

Framsidefoto: Steinsvatnet mot aust og bustadområdet ved Havannhaugen, juni 2009.

FØREORD

Dagens vassforsyning til Sløvågen Industriområde har for liten kapasitet, og Norconsult AS har utredet alternative utbyggingsløysingar frå Litlevatnet og Steinsvatnet som ny vassforsyning til området ved Sløvågen. Steinsvatnet er det klart billigaste alternativet, og Gulen kommune ønskjer dette vurdert. Rådgivende Biologer AS er bedne om å foreta ei vasskvalitetsovervakning med vurdering av Steinsvatnet som mogeleg råvasskjelde. I tillegg er det utarbeidd ein egen hydrologi-rapport med omsyn til eventuell søknad til NVE om konsesjonspliktvurdering/søknad om konsesjon.

Undersøkingane i 2012 er basert på månadlege prøvetakingar i perioden mai-oktober, og følgjer rettleiar frå Klima- og Forurensingsdirektoratet KLIF (tidlegare SFT) for slike vasskvalitetsundersøkingar (SFT 1997). Resultata av undersøkelsene er vurdert i høve til nye klassifikasjonsgrenser frå veiledere knyttet til vassdirektivet (Veileder 2009-1). Analysane er utført ved det akkrediterte laboratoriet Eurofins Norsk miljøanalyse AS og algeprøvane er analysert av cand. real. Nils Bernt Andersen.

Rådgivende Biologer AS takkar Torleif Sundbotten ved teknisk etat for oppdraget, og ikkje minst for god ro-hjelp ved ekkoloddinga 21. august 2012.

Bergen, 22. februar 2013.

INNHOLD

Føreord	4
Innhald	4
Samandrag	5
Innleiing	6
Steinsvatnet.	10
Vasskvalitetsundersøkingane i 2012	14
Resultat frå undersøkingane i 2012.....	15
Vurdering av vassuttak.....	19
Vedleggstabellar for resultat frå 2012.....	22
Litteratur/referansar	24

SAMANDRAG

JOHNSEN, G. H. & C.S. JOHNSEN 2013.

Vasskvalitet i Steinsvatnet i Gulen 2012.

Rådgivende Biologer AS rapport 1696, 25 sider, ISBN 978-82-7658-965-8

Gulen kommune vurderer Steinsvatnet som ny vassforsyning til Sløvågen, med ein framtidig kapasitet på 1500 m³/døgn. Rådgivende Biologer AS er bedne om å vurdere vasskvalitet, vasstilgang og mogelege behov for klausulering av nedbørfeltet.

Planlagt uttak av 1500 m³/døgn utgjer i gjennomsnitt 11,5 % av tilrenninga til Steinsvatnet. I særleg tørre periodar på sommaren kan det verte knapt med vatn og behov for tapping av Steinsvatnet i om lag 10 % av tida. Vinterstid vil det vere underskot på vatn i 2 % av tida. I perioden 1934-2011 ville Steinsvatnet vore nedtappa inntil 25 cm med eit slikt vassuttak. Dette tilsvasar naturleg variasjon i vasstand i innsjøen.

Steinsvatnet er ein ”liten, kalkfattig, humøs og lågtliggende innsjø på Vestlandet”, og resultata frå undersøkinga viser at Steinsvatnet i 2012 har tilstand III =”moderat”, hovudsakeleg grunna for høge tilførsler av næringsstoff. Dette resulterte i tilsvarande høg algemengd, både av klorofyll a, gjennomsnittleg algemengd og høgaste algemengd gjennom sommaren (**tabell 1**). I august dominerte blågrøne algar med heile 2/3 av biomassen. Tilstanden i Steinsvatnet ligg på grensa mellom fase 1=”begynnande eutrofiering” og fase 2=”fare på ferde”.

Innhald av tarmbakteriar i Steinsvatnet var høgare enn naturlistand i overflata midt utover vatnet og i djupvatnet, på 30 meters djup, med konsentrasjonar av tarmbakterien *E. coli* tilsvarande tilstand II=”god”. I innløpet frå nord var det særskilt høge konsentrasjonar heile sommaren, med tilstand IV=”dårleg” om ikkje enno dårlegare (**tabell 1**). Dette utgjer ein helsemessig risiko, og ligg over det som er oppgitt som ynskjelege grenser for råvasskvalitet for ei drikkevasskjelde.

Tabell 1. Vasskvalitetsklassifisering i høve til Vassdirektivet for Steinsvatnet.

I = ”meget god” II = ”god” III = ”mindre god” IV = ”dårlig” V = ”meget dårlig”

Sted	Antall prøver	Tarm-bakterier	Næringsrikhet			Organisk stoff			Samlet vurdering
			Fosfor	Nitrogen	Klorofyll	Siktedjup	TOC	O ₂	
Overflate	6	II	III	IV	III	II	III	II	III
Djupvatn	6	II							
Innløp N	6	IV							

Gulen kommune ønskjer i utgangspunktet ikkje å innføre restriksjonar eller klausulering av arealet rundt Steinsvatnet, men erfaringar frå tilsvarande drikkevassanlegg med tilsvarande nedbørfelt er diskutert. Dersom Gulen kommune satsar på Steinsvatnet som vasskjelde, er det sannsynlegvis ikkje mogeleg å kome utanom tilsvarande reguleringar som er omtalt for dei andre tilsvarande vassverka. Einaste ”formildande” tilhøve er at dei andre nemnde vassverka forsyner vesentleg større befolkningsgruppar i Oslo, Trondheim og Bergen, noko som er med på å redusere krava til risikoredusjon for ei vasskjelde i Gulen.

INNLEIING

Tilhøva rundt drikkevatn og vassforsyning er regulert av Drikkevassforskrifta, som gjeld for alt drikkevatn, uavhengig av opphav, alle vassforsyningssystem og alle tilhøve som kan føre til forureining av råvatn. Forskrifta angår dermed både vassverkseigar og utøvar av aktivitetar i nedbørfeltet.

Det sikraste er ein vasskjelde utan nokon form for forureiningstilførsler i nedbørfeltet. Dette er ofte vanskeleg i busette område, og ein kombinasjon av å begrense aktivitetane i nedbørfeltet og val av vasshandsaming vert vanlegvis den reelle mogelegheita. Drikkevassforskrifta § 14 krev at vasshandsamingsprosessane skal vere tilpass forureiningsfarene og råvasskvaliteten, og at vassforsyningssystemet skal ha minst to hygieniske barrierar. Og sjølv om eit vassverk tilfredsstiller forskrifta, vil det likevel være ein risiko for at tilførsler til vasskjelda kan sleppe gjennom anlegget, t.d. ved midlertidig driftsstans eller uhell ved anlegget. Det vert difor viktig å ha best mulig råvasskvaliteten.

Det finst ingen fastlagde grenser for akseptabel råvasskvalitet. I rettleiar til drikkevassforskrifta (frå 2005) er nemnt som generell regel at råvatnet skal vere fritt for helsekadelege mikroorganismar i eit antal som kan utgjere fare for folkehelsa. Dette samsvarar med det syn Verdens Helseorganisasjon har, og formuleringa i artikkel 4 i EU direktiv 98/83/EF. Det er likevel relativt uspesifikt med omsyn til vasskvalitetsgrenser. Norsk Folkehelseinstitutt anbefaler at for eit så stort anlegg som Jordalen vassverk, bør indikatorbakterien *E. coli* ikkje førekome i meir enn 5-10 % av råvassprøvane gjennom året (pers. medd. Truls Krogh).

EUTROFIERING

Alle innsjøar mottek tilførsler av næringsstoff ved naturleg avrenning frå nedbørfeltet, og dei fleste innsjøar i Norge er naturleg næringsfattige. Mange innsjøar er imidlertid også påverka av ytterlegare tilførsler av næringsstoff frå kloakk og/eller avrenning frå landbruksverksemd og busetnad. Husdyrgjødsel har også ein “gjødslande” effekt i vassdraga, og avrenning frå dyrka mark er generelt rikare på næringsstoff enn avrenning frå naturområde (Holtan & Åstebøl 1990). Verknaden av slike ekstra tilførsler av næringsstoff vil variere svært mykje frå innsjø til innsjø, men mange innsjøar vert meir næringsrike. Det er utvikla gode modellar som skildrar samanhengen mellom tilførsler og deira effekt i innsjøane (Vollenweider 1976; Rognerud mfl. 1979; Berge 1987).

I næringsrike og “gjødsla” innsjøar er føresetnadane til stades for auka algemengder med innslag av andre og meir næringskrevjande algetypar som blant anna ein del blågrøne algar (Brettum 1989; Faafeng mfl. 1990). I særleg næringsrike situasjonar, der det også er store tilførsler av næring utover hele sommaren, kan ein få ekstreme oppblommingar av blågrønalgar. I stille vær kan disse algane flyte opp, slik at innsjøane vert farga kraftig grøne. Dette er kjent som “algeblomstring” frå det engelske uttrykket “algal bloom”.

Verknaden av næringstilførsler avhenger av mange lokale tilhøve, der vassutskiftingshyppigheten i innsjøane er ein avgjerande faktor (Vollenweider 1976). Store vassstilførsler og dermed hyppig utskifting av innsjøens vassmasser, verkar fortynnande på tilførlene. Ein innsjø med hyppig vassutskifting kan såleis tåle større næringstilførsler enn ein tilsvarande innsjø med sjeldnare vassutskifting (Vollenweider 1976; Rognerud mfl. 1979; Berge 1987). Samstundes er næringsstoffa si tilgjengelighet for algane også med på å avgjere responsen i innsjøane sitt økosystem (Berge & Källqvist 1990; Braaten m.fl. 1992).

Av dei ulike næringsstoffa er det fosfor som oftast er avgrensande for algevekst i våre innsjøar. Ulike typar tilførsler har kvar si spesifikke samansetning av næringsstoff, blant anna uttrykt ved høvet mellom nitrogen og fosfor. Vanlegvis ventar ei å finne eit forholdstall på rundt 15:1 i lite påverka innsjøar, altså at ein har 15 gongar så høge konsentrasjonar av nitrogen som fosfor. Dersom ein finn betydelege avvik frå dette, tyder det på at ein har dominans av enkelte tilførselskjelder til denne aktuelle innsjøen. Til dømes vil avrenning frå fjell, myr og skog på Vestlandet kunne ha eit høgt **N:P-forholdstall**, gjerne opp mot 70, medan både kloakkavløp frå bustader og tilførsler av t.d. gjødsel frå kyr begge har eit forholdstall på rundt 7. Særleg fosforrike utslepp er siloshaft, med eit forholdstall nede på 1,5 medan tilførsler frå fiskeoppdrett og t.d. gjødsel frå gris også er fosforrike, med eit forholdstall på rundt 5 (Holtan & Åstebøl 1990).

Der tilførslene av **fosfor** i tillegg er dominert av oppløyst **fosfat** vil dette ha ein større effekt også fordi det kan bli nyttigjort av algane direkte. Dette er kalla **biotilgjengeleghet** og varierer mellom dei ulike tilførselskjeldene. Kommunalt avløpsvatn har ein biotilgjengeleghet av fosforet på 65-70 %, medan avrenning frå landbruk har 30 % biotilgjengeleghet. Tilsvarande tal for tilførsler frå fiskeoppdrett ligg på 30-40 % (Braaten mfl. 1992). Særleg mengde algar, men også algetypar, er altså ofte avgrensa av tilgang på tilgjengeleg næring. Denne effekten er kalla “**bottom-up**” og viser til verknaden si retning i næringskjedene i innsjøen. Di meir næringsstoff, di meir algevekst, som igjen er grunnlag for biologisk produksjon av algeetande organismar som dyreplankton, og etter kvart også fisk (Sommer mfl. 1986).

Dersom økosystemet i ein innsjø er i nokolunde balanse, vil ikkje algane kunne blomstre uhemma, fordi det vil vere effektive dyreplankton som kan kontrollere dei. Men dersom det også er store mengder planktonetande fisk i ein innsjø, vil disse effektivt fjerne dyreplanktonet, slik at algane ikkje lenger vert kontrollert (såkalla “**top-down**”-effekt). Det same vil kunne skje dersom næringstilførslene og produksjonsgrunnlaget for algane er for stort. Da vil ikkje dyreplanktonet greie å kontrollere algane, som i tillegg vil kunne dominerast av ”uspiselege” algar som blågrønalgar. Eit balansert økosystem er såleis i stand til å takle ei større næringstabning og likevel oppretthalde ein akseptabel vasskvalitet, i motsetning til eit ubalansert system som fort vil kunne bli dominert av store algeoppblomstringer med aukande innslag av blågrønalgar (Sommer m.fl. 1986).

Også tilførsler av organisk materiale kan ha stor betydning for miljøkvaliteten i innsjøar. Slike tilførsler kan kome frå både naturlege og menneskeskapte eksterne kjelder i nedbørssfeltet, eller frå innsjøens egen biologiske produksjon av algar og dyr (Holtan & Åstebøl 1990). Slike tilførsler delast i to hovudgrupper, humusstoffer og andre. Humusstoffa er tungt nedbrytbare i vatn og stammar hovudsakeleg frå skog og myrområde. Dei andre er lettare nedbrytbare, og biologisk omsetting og nedbryting av slike stoff er oksygenkrevjande. Omfang av tilførsler av organisk stoff til innsjøar vil kunne målast i vassprøvar frå overflatevatnet, men det vil i hovudsak påverke tilhøva i det stabile djupvatnet, ved at store tilførsler fører til eit høgare forbruk av oksygen, som kan resultere i helt oksygenfrie tilhøve i djupvatnet (Johnsen mfl. 1985).

Det største problemet knytta til oksygenfritt djupvatn i innsjøar er fenomenet “indre gjødsling”. Når det har vore oksygenfritt vatn over sedimenta ei tid, vil høvet mellom toverdig og treverdig jern endrast, slik at bindinga av fosfor i sedimentet opphøyrer (Wetzel 1975). Då vil betydelege mengder av det tidlegare sedimenterte fosforet verta frigitt til vassmassane som biotilgjengeleg fosfat, og konsentrasjonane av fosfor i djupvatnet kan vere både 10 og 100 gonger høgare enn i overflatevatnet (Johnsen mfl. 1985). I slike innsjøar vil denne “indre gjødslinga” kunne utgjere ein vesentleg del av dei samla tilførslene av næring (Bjørklund og Johnsen 1995), og ein kan kome inn i ein vond sirkel med stadig aukande næringsinnhald og algemengder.

Mange tilhøve kan påverke næringsrikheten i den aktuelle innsjøen, både direkte ved sin “bottom-up” virkemåte, ved at overbelastning av organisk materiale kan føre til oksygenfrie tilhøve i djupvatnet og dermed frigjeving av fosfat fra sedimentet

Samspelet mellom alle typane påverknad som utslepp har på innsjøsystemet, gjer det viktig ikkje bare å fokusere på tilstand år for år eller utvikling i tilstand aleine, men samtidig å vurdere risiko for vidare utvikling i den prosessen som kallast “eutrofiering”, eller auke i næringsrikdom og algemengd. Eit slikt “eutrofieringsforløp” i innsjøar kan beskrivast med tre fasar, ettersom økosystemet responderer på aukande fosforbelastning:

Begynnande eutrofiering

Kjenneteikna av middels næringsrike tilhøve (tilstand=III), med auka produktivitet i alle ledd i innsjøens næringspyramide grunna auka næringstilførsler (positiv “bottom-up”-effekt). Den aukande algemengda vert halde nokolunde under kontroll av den samtidig aukande dyreplanktonmengda (negativ “top-down”-effekt), slik at algemengdene berre aukar sakte under økologisk likevekt.

Fare på ferde

Kjenneteikna av næringsrike tilhøve (tilstand =IV-V), der algetypar som ikkje er etande for dyreplankton byrjar å dominere, og algemengdene difor aukar raskare. Større mengder algar søkk til botn og rotnar under forbruk av oksygen, og oksygenfrie tilhøve med indre gjødsling kan byrje.

Kritisk fase

Kjenneteikna av svært næringsrike tilhøve (tilstand =V). Rote botnvatn med omfattande indre gjødsling gjev store algemengder, der alge-oppblomstringar med giftige blågrønalgar kan dominere.

Statens forurensningstilsyn (SFT) har utvikla enkle system for vurdering av miljøkvalitet i ferskvatn, der ein klassifiserer tilstanden i innsjøar med omsyn til ein del standardparametrar (SFT 1989, 1992, 1997). Dette er utarbeidd med ei generell tilnærming, slik at ein ved undersøkingar av innsjøar i utgangspunktet skal freiste å fange opp dei fleste sannsynlege miljøpåverknader. Det gir miljøforvaltninga mogelegheit for ei standardisert tilnærming til den aktuelle problematikken i innsjøar, og dette systemet og klassifiseringa er også nytta i føreliggande overvakningsrapport (**tabell 2**).

EU SITT VASSDIREKTIV

EUs Rammedirektiv for Vann trådde i kraft 22. desember 2000, og angir eit rammeverk for beskyttelse av alle vassførekommstar. Direktivet har som overordna målsetting at alle naturlege vassførekommstar skal oppnå minst ”**God Økologisk Status**” (GØS). Ved vurdering av vassførekommstar i samband med vassdirektivet, skal vassførekommstane sin økologiske status anslåast basert på ei samla vurdering av både **fysisk tilstand**, **kjemisk tilstand** (vasskvalitet) og **biologisk tilstand**. EUs vassdirektiv inkluderer i større grad vurdering av biologiske tilhøve enn SFTs meir vasskvalitetsbaserte system

Ved fastsetting av **økologisk status** er det altså innbakt omsyn til naturtilstanden også for dei biologiske tilhøva, slik at det ikkje vil vere ei direkte kopling til SFTs tilstandsklassifisering og EUs statusklassifisering for kvar vassførekommst. Skildring av **økologisk status** følgjer denne skalaen:

Høy status	God status	Moderat status	Dårleg status	Meget dårleg status
------------	------------	----------------	---------------	---------------------

1=”Høy status” betyr at vassførekommsten har ein økologisk status tilsvarande eller svært nær opp til naturtilstand, medan 2=”god status” avviker litt meir frå naturtilstanden.

I samband med EU sitt Vassdirektiv, er det nå ytarbeidd ein rettleiar som dannar grunnlaget for eit oppdatert og utvida økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvatn, grunnvatn, innsjøar og elvar (Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vatn).

Tabell 2. Klassifiseringsgrenser for innhald av fosfor, nitrogen, siktedjup og algemengder målt som klorofyll-a, basert på Vassdirektiv veileder 01:2009 for Steinsvatnet, som er av type L-N3 = "liten, kalkfattig, humørs, lågtiliggjande innsjø" i høve til typane i Vassdirektivet.

	I = meget god	II = god	III = moderat	IV = dårlig	V = svært dårlig
Fosfor ($\mu\text{g/l}$)	< 6	6 - 11	11 - 16	16 - 30	> 30
Nitrogen ($\mu\text{g/l}$)	< 300	300 - 400	400 - 500	500 - 800	> 800
Siktedjup (m)	> 6	6 - 4	4 - 3	3 - 1,5	< 1,5
Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$)	< 2,5	2,5 - 5	5 - 7,5	7,5 - 15	> 15

Tabell 3. Samanheng mellom dei "klassiske" nemningar for næringsstatus, innhald av fosfor, observerte algemengder og frå tabell 2 over og basert på Brettum (1989).

Tilstand	Ultra-oligotrof	Oligotrof	Oligomesotrof	Mesotrof	Eutrof	Poly-eutrof
Fosfor ($\mu\text{g/l}$)	< 2	2 - 6	6 - 11	11 - 16	16 - 30	> 30
Algemark (mg/l)	< 0,2	0,2 - 0,7	0,7 - 1,2	1,2 - 3	3 - 5	> 5
Algesnitt (mg/l)	< 0,1	0,1 - 0,4	0,4 - 0,6	0,6 - 1,5	1,5 - 2,5	> 2,5
klorofyll a ($\mu\text{g/l}$)	< 2,5	2,5-5	5-7,5	7,5 - 15	> 15	
Tilstand	meget næringsfattig	næringsfattig	middels næringsrik	næringsrik	meget næringsrik	

KORT OM "TARMBAKTERIENE" SOM ER UNDERSØKT

Avføring frå menneske og dyr inneholder mange ulike bakteriar, nokre er patogene for menneske, dei fleste er det ikkje. I Drikkevassforskrifta som trådde i kraft 1. januar 2002 er det spesifisert kva bakterietypar som skal nyttast ved undersøkingar og vurdering av drikkevasskjelder.

Escherichia coli har alltid vært den mest sentrale parameteren for å påvise avføring frå menneske eller dyr. Bakterien overlever berre kort tid i vatn og finst ikkje naturleg i jord og vatn. Det har vore ulike identifikasjonsmetodar på denne, og tidlegare metodar har påvist "Termotolerante koliforme bakterier" som i hovudsak tilsvavar *E. coli*. Den nye Colilert-metoden som identifiserer *E. coli* er imidlertid enda meir spesifikk på tarmbakteriar frå menneske og varmblodige dyr.

Koliforme bakteriar har også vore brukt i lang tid for å påvise forureining av gammal kloakk. Dette er imidlertid ei samling av fleire typar bakteriar, der mange av dei hovudsakleg finst i naturen. Resultata frå dei gamle og nye metodane er imidlertid vanskeleg å samanlikne, og resultata er difor i liten grad vektlagt i rapporten. Gruppa står likevel i forskrifta og er difor med i denne undersøkinga.

STEINSVATNET

Steinsvatnet (NVE nr 26088), ligg 14 moh. sørvest i Gulen kommune, er 0,368 km² stort og har eit nedbørfelt på 2,4 km². Omtrent 10 % av feltet er dyrka mark, som ligg rett nord for innsjøen og heilt ned til strandlinja (sjå **figur 1**). Skog dekker nær 20 % av nedbørfellet.



Figur 1. Steinsvatnet med nordre delar av nedbørfeltet, 2. september 2009.

Tabell 4. Samansetnad av nedbørfeltet til Steinsvatnet (frå NVE).

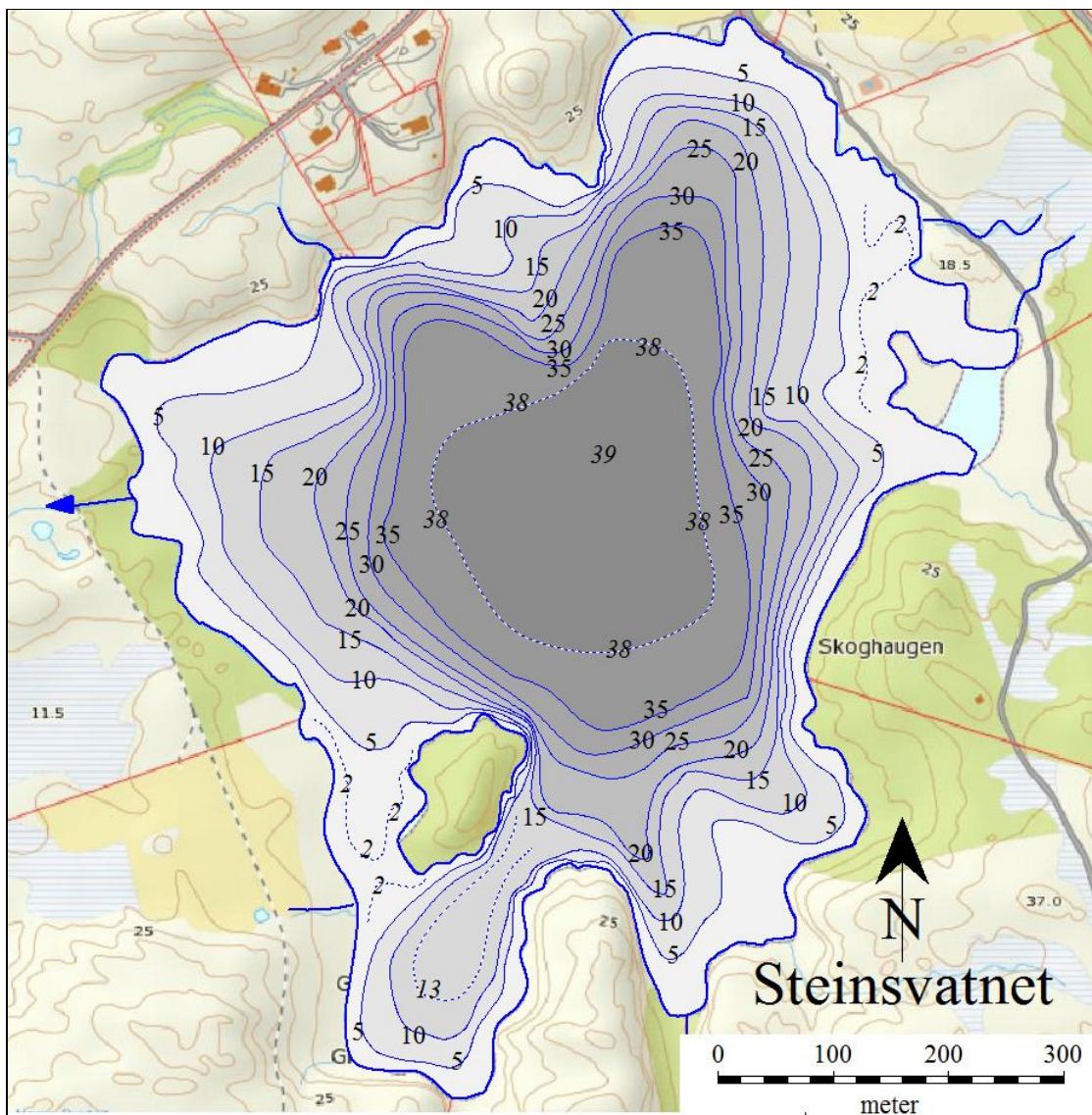
Dyrka mark	Skog	Myr	Steinsvatnet	Anna
0,22 km ²	0,48 km ²	0,09 km ²	0,39 km ²	1,22 km ²

Frå NVE sine nettsider har vi beregnet gjennomsnittleg vassføring ut av Steinsvatnet til å være 150 l/s (avrenningskoeffisient = 61,5 l/s/km²), noko som gir ei årleg avrenning på 4,65 mill. m³. Alminneleg lågvassføring gjennom året (16 lågaste døgnvassføring) er 18 l/s og 5-persentil sommar (1. mai-30. sept.) er på 12 l/s medan vinter 5-persentil er på 34 l/s.

Steinsvatnet har eit største djup på 39 meter, gjennomsnittsdjup på 18,6 meter og eit volum på 6,84 mill. m³. Overflatearealet oppgitt i **tabell 5** baserer seg på kartet i **figur 2**, og avvik noko frå NVE sitt oppgitte areal for innsjøen. Skilnaden kan skuldast at NVE ikkje alltid trekker fram arealet av øyar i innsjøane.

Tabell 5. Morfologiske og hydrologiske data for Steinsvatnet, i hovudsak henta frå kartet i **figur 2**.

Innsjøareal	Feltareal	Spes. avrenn	Tilrenning	Middeldjup	Volum	Utskifting
0,368 km ²	2,4 km ²	61,5 l/s/km ²	4,65 mill. m ³ /år	18,6 m	6,84 mill. m ³	0,7 x / år



Figur 2. Djupnekart for Steinsvatnet med 5-meters kotar, samt hjelpekotar (stipla), basert på opplodding 21.august 2012.

Tabell 6. Areal på ulike djup og volum av ulike sjikt i Steinsvatnet, fra kartet i figur 2.

Djup (m)	Sjikt (m)	Areal på djup (km ²)	Volum av sjikt (mill. m ³)	Volum under djup (mill. m ³)
0	0-5	0,368200	1,625	6,839
5	5-10	0,281750	1,289	5,214
10	10-15	0,233750	1,043	3,926
15	15-20	0,183550	0,844	2,882
20	20-25	0,154000	0,710	2,038
25	25-30	0,130000	0,598	1,328
30	30-35	0,109350	0,499	0,730
35	35-38	0,090400	0,207	0,231
38	38-39	0,047400	0,024	0,024
39	-	0,000500	-	-

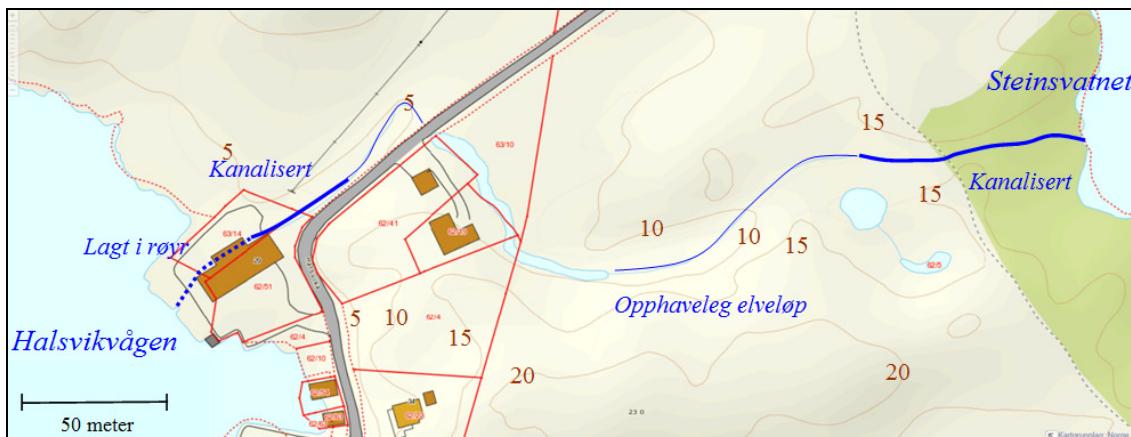
UTLØPSELVA

Utløpselva frå Steinsvatnet er om lag 375 meter lang, og har sannsynlegvis eit samla fall på om lag 11 meter, som er nokolunde jamt fordelt frå vatnet og ned til utløp i Halsvikvågen. Dei øvste 100 metrane er elva kanalisert og skote i fjell, og har fjellbotn og ikkje naturlege kantar. Overflata av Steinsvatnet er tydelegvis senka 2-3 meter (**figur 3**), sannsynlegvis i samband med tidlegare sikring av landbruksareal i nord. NVE Atlas opererer med ein vasstand på 14 moh., medan andre kartverk har 10,5 moh. som høgd på Steinsvatnet (www.gislink.no), og senkinga utgjer om lag skilnaden.



Figur 3. Utløpselva frå Steinsvatnet er skote ut som ein 2-3 m djup kanal på dei øvste 100 metrane (**dei to øvste**), og utløpet til Halsvikvågen er også kanalisert med kantar og støypt botn ned mot eit røyr under kai og industriareala ved sjø. Her er elva stengt med ei rist for å samla rusk og rask (**dei to nedste**).

Dei neste metrane nedanfor den kanaliserte delen og ned til elva kryssar vegen, renn ho rolegare gjennom nokre vidare og djupare loner med mudderbotn og myrkantar. Dette er sannsynlegvis restane av det opphavlege elveløpet. Nedst mot utløpet er elva igjen kanalisiert, først langs med vegen, og så ned mot kai med småindustri, der botn er støypt og elva er sperra med ei rist før ho er lagt i røyr dei siste 40 metrane under kaien (**figur 3 og 4**). Det er ikkje mogeleg for fisk å vandre opp frå sjøen, og det er berre små område med mogelegheiter for naturleg gyting akkurat nedom vegen.



Figur 4. Kart over utløpselva frå Steinsvatnet, med markering av elvestrekningane som er kanalisert (utheva) og lagt i røyr (stipla). Kotehøgder er vist med brune tal og ekvidistanse er 5 m. Kart frå www.gislink.no

PLANLAGT DRIKKEVASSUTTAK

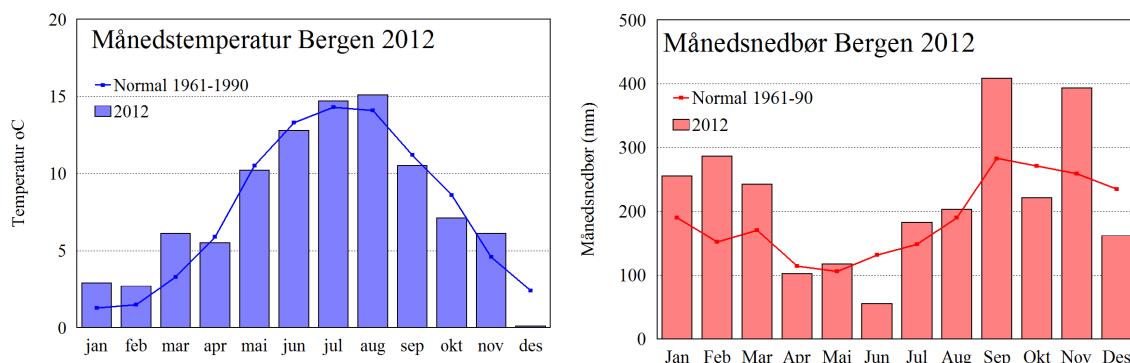
Dagens vassforsyning til Sløvågen Industriområde har for liten kapasitet, og Gulen kommune vurderer Steinsvatnet som ny vassforsyning til området ved Sløvågen, med ein framtidig kapasitet på 1500 m³/døgn. Dette tilsvarar omrent 1 m³/min eller 17 l/s i gjennomsnitt. Eit planlagt uttak av 17 l/s i gjennomsnitt utgjer då 11,5 % av den årlege gjennomsnittlege tilrenninga, og det er noko høgare enn 5-persentil for sommarhalvåret.

VASSKVALITETSUNDERSØKINGANE I 2012

I perioden frå mai til oktober 2012 vart det teke månadlege vassprøvar frå Steinsvatnet. Prøvane vart undersøkt med omsyn til bakteriologiske og vasskjemiske parametrar, samt algeplanktonførekomst og -mengd. Temperatur- og oksygenprofilar vart målt ved synfaringa i september. Prøvetakingsopplegget er utført i samsvar med retningsliner frå Klif i "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (SFT 1997).

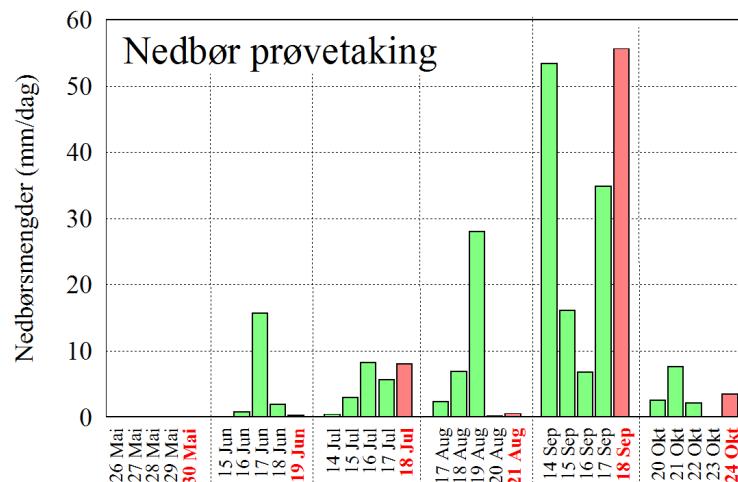
VERET I 2012

Nedbørsmengd i 2012 ved Bergen Florida var over normalen med 117 %, og det vart målt 2627 mm nedbør mot normalen (1961-1990) på 2250 mm (**figur 5**). I sommarhalvåret var særleg juni tørr med nedbørsmengder på 41 % av normalen, medan september hadde 144 % av normalnedbør. Månadsmiddeltemperaturen var litt over normalen i august, og under normalen i september og oktober, men følgde elles godt vanleg sesongvariasjon. Vinteren 2012 var våt og varmare enn normalen (**figur 5**).



Figur 5. Månedstemperatur (venstre) og månadlege nedbørsmengder (høgre) på Bergen Florida i 2012 (søyler) og normalen i perioden 1961-1990 (linje). Data er henta frå Det Norske meteorologiske institutt.

Prøvetakingsdatoane vart fastsett i god tid på førehand og skulle difor tilfeldig fange opp den variasjonen som var i løpet av året, med både nedbørperiodar og tørre periodar. Prøvetakingane i mai skjedde i ein tørrversperiode, medan det særleg i september var store nedbørsmengder både i dagane før og på sjølve prøvetakingsdagen, med 167 mm i perioden og 56 mm på sjølve dagen (**figur 6**).



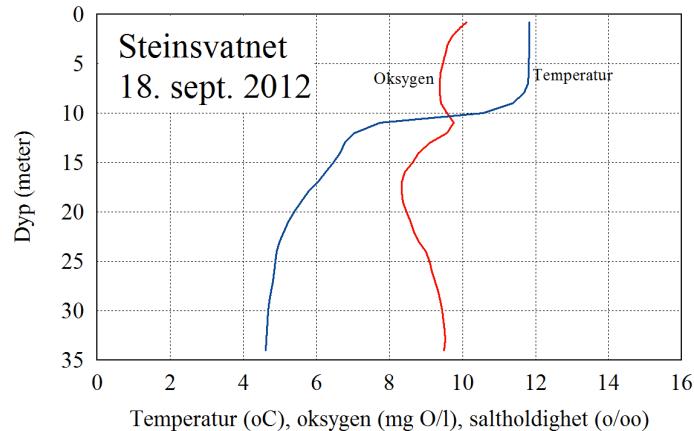
Figur 6. Døgnnedbør ved Bergen Florida dei fem siste døgn før prøvetaking fant sted.

Nedbøren er målt på gitte datoar kl. 7 og er fakt i løpet av dei føregåande 24 timane. Data er henta frå Det Norske meteorologiske institutt. Prøvetakingane er vist med raudt.

RESULTAT FRÅ UNDERSØKINGANE I 2012

SJIKTING

Steinsvatnet hadde ei naturleg sjikting ved synfaringa 18. september, med nesten 12 °C varmt overflatevatn ned til omtrent 10 meters djup, der temperaturen sokk raskt i det kaldare djupvatnet til under 5 °C ved 20 meters djup. Ved botnen var det 4,6 °C. Det var nokolunde god oksygenmetning nedover i vassøyla, med mellom 96 og 90 % i overflatevatnet, medan det sokk gradvis i det kaldare djupvatnet til den lågaste metninga på 68 % ved 20 meters djup. Deretter steig oksygenmetninga svakt til omtrent 75 % ved botnen (**figur 7**). Dette tilsvarar tilstandsklasse II= ”god” i høve til SFT (1997).



Figur 7. Temperatur- og oksygenprofiler frå Steinsvatnet 18. september 2012. Målingane er gjort med eit nedsenkbart CTD-instrument som logga kvart 2. sekund.

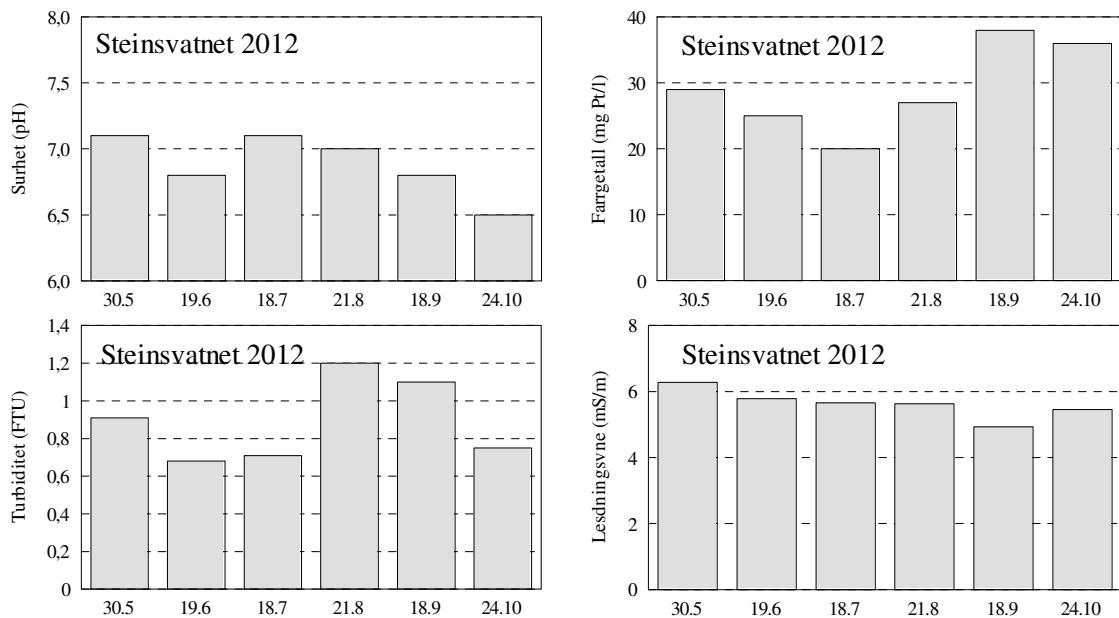
VASSKVALITET GENERELT

Surleiken i vatnet varierte mellom pH 6,5 og 7,1, med høgaste måling i mai i samband med vårbløminga av algar og lite nedbør. Algane tek opp CO₂ og dermed vert pH-verdiane skuva oppover. Nedbryting og respirasjon frigjør CO₂, som dermed dreg pH-verdiane nedover (**figur 8**).

Fargetalet skuldast i hovudsak tilførsler av humusstoff frå nedbørfeltet, men også frigjøring av organiske stoff ved nedbryting av innsjøen sin eigenproduksjon på hausten. Fargetalet varierte mellom 20 i juli og nesten 40 mg Pt/l i september.

Turbiditeten er eit mål på vatnet sitt innhald av partiklar som reflekterer lys, og det var høgast i august og september med høvesvis 1,2 og 1,1 FTU. Resten av året var turbiditeten godt under 1 FTU, og med eit årsgjennomsnitt på 0,9 FTU tilsvarar det tilstandsklasse II = ”god” (**figur 8**).

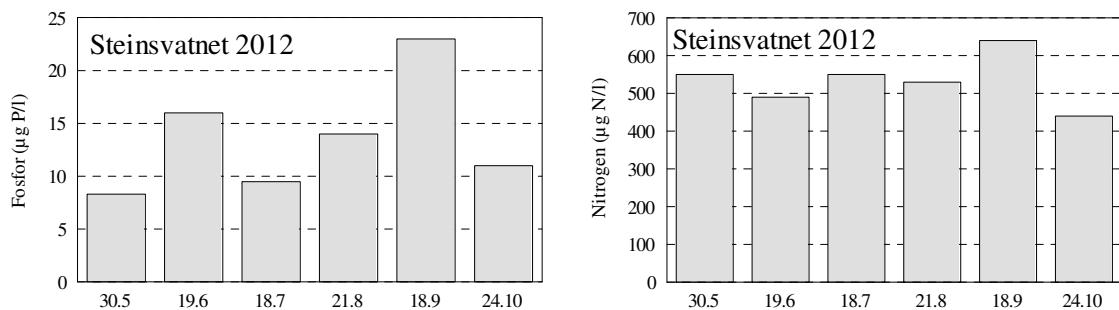
Leidningsevnen gjenspeiler innhaldet av salter i vatnet. Denne var i gjennomsnitt 5,6 mS/m, og varierte lite gjennom sesongen (**figur 8**).



Figur 8. Surleik (øvst til venstre): fargetal (øvst til høyre), turbiditet (over til venstre) og leiingsevne (over til høyre) i månadlege prøvar frå Steinsvatnet frå mai til oktober 2012. Analysane er utført ved det akkrediterte laboratoriet Eurofins Norsk miljøanalyse AS.

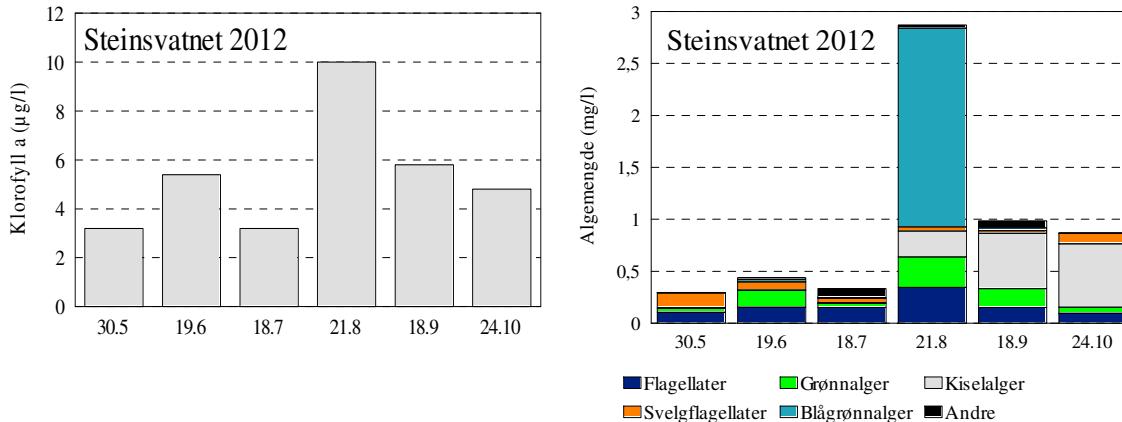
VERKNAD AV TILFØRSLER AV NÆRINGSSSTOFF

Steinsvatnet var i 2012 middels næringsrik, med gjennomsnittskonsentrasjon av fosfor på 14 µg P/l og av nitrogen på 533 µg N/l (**tabell 8 & figur 10**). Desse verdiane er klassifisert i tilstandsklasse III = ”mindre god” for fosfor og IV = ”dårlig” for nitrogen etter vassdirektivet sin rettleiar for djupe, humøse og kalkfattige låglandsinnsjøar. Dei høgaste konsentrasjonane av fosfor vart observert utover ettersommaren og hausten, med 23 µg P/l i september (**figur 9**).



Figur 9. Innhold av næringstoffsma fosfor (til venstre) og nitrogen (til høyre) i månadlege vassprøver frå Steinsvatnet i 2012. Prøvene er tatt som blandeprøve frå dei øvste fem metrane, og dei er analysert av Eurofins Norsk miljøanalyse AS.

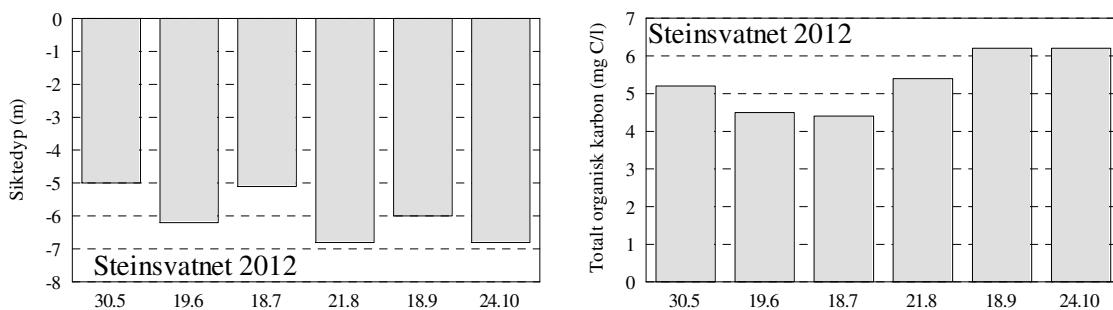
Næringsrikdom gjev grunnlag for algevekst og viser seg difor vanlegvis i både mengde og samansettning av algeplankton. Algemengda i Steinsvatnet spegla næringsinnhaldet. Innhaldet av klorofyll a, som utgjer mengda "grønfarge" i algane, hadde eit høgaste innhald på 10 µg/l i august. Med eit gjennomsnitt på 5,4 µg Chl a/l, tilsvavar det tilstandsklasse III = "mindre god" (figur 10). Analysert som algevolum var algemengdene høge, og gjennomsnittet vert drive opp av den svært høge algebiomassen i august, der blågrønalgne utgjorde hele 2/3. Med eit gjennomsnittleg algevolum på 1,0 mg/l og eit største algevolum på 2,9 mg/l i tilsvavar tilstandsklasse III = "moderat" og middels næringsrike tilhøve (etter Brettum 1989) (figur 10).



Figur 10. Innhold av klorofyll a (**venstre**), og algemengder og algetypar (**høgre**) i månadlege overflatevassprøvar fra Skogseidvatnet sommaren 2012. Prøvane er tatt som blandprøvar dei øvste fire metrane ved det djupaste punktet i innsjøen. For detaljer om algearter og -typar, sjå **tabell 10**. Algane er bestemt av cand. real. Nils Bernt Andersen.

VERKNAD AV TILFØRSLER AV ORGANISK STOFF

Siktedjupet i ein innsjø reflekterer vassfarge og mengda partikler i innsjøens øvre vassmassar. I Steinsvatnet var siktedjupet i 2012 på 6,0 m i gjennomsnitt, noko som er opp mot beste grense på tilstandsklasse II = "god" i høve til vassdirektivets rettleiar. Siktedjupet var størst på slutten av året, men ser ikkje ut til å variere veldig. Både fargetalet og siktedjupet var lågt i mai, noko som må tilskrivast vårbløming av algar (**figur 11**). Siktedjupet måler lyset si gjennomtrengingsevne i vatnet, og reflekterer både fargetall og mengde partikler og algar.

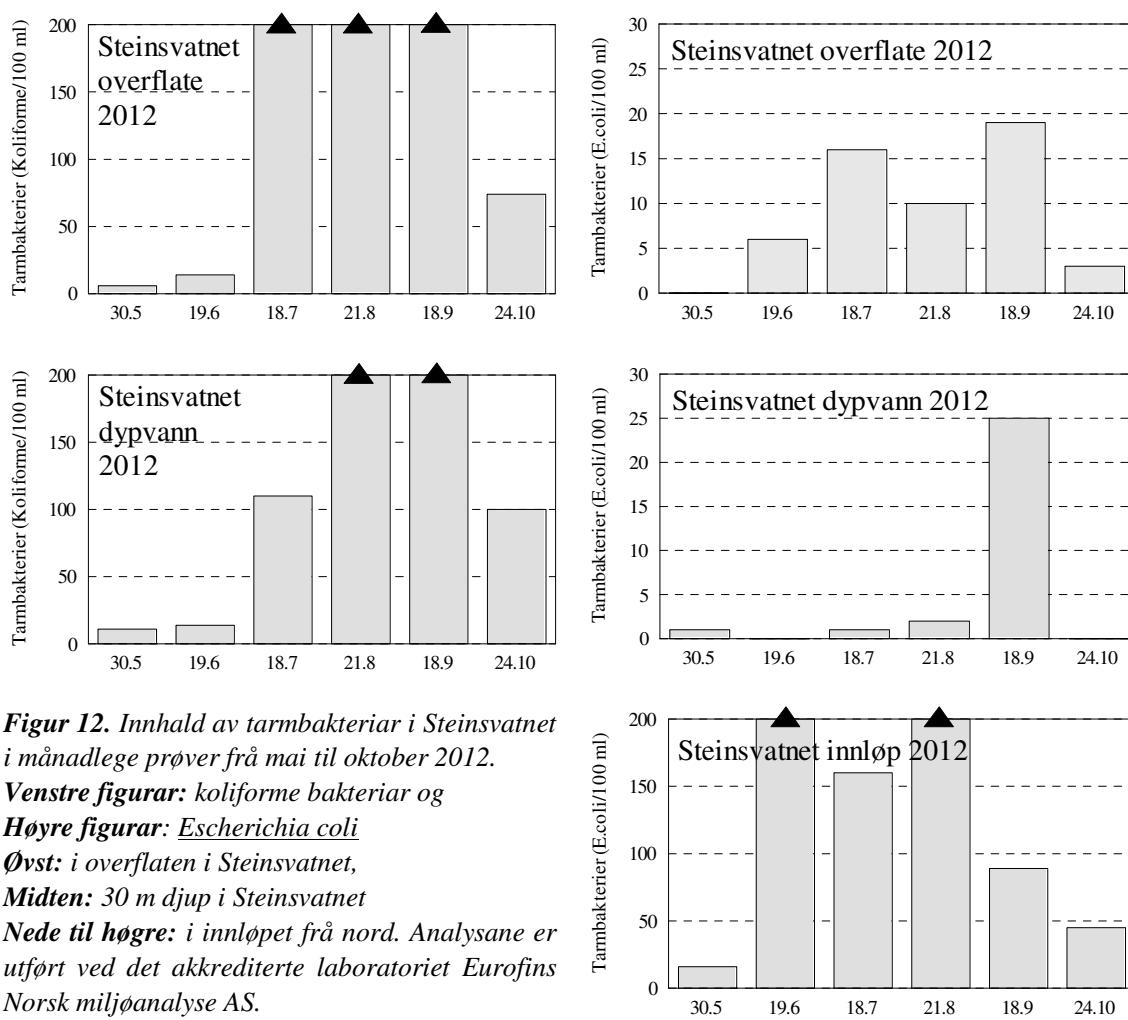


Figur 11. Månadlege målingar av siktedjup (venstre) og totalt organisk karbon TOC (høyre) i Steinsvatnet i 2012. Siktedjups målingane er gjort med ei standard Secchi-skive ved det djupaste punktet, medan TOC er målt i dei månadlege innsamla blandeprøvane frå overflatevatnet.

Innhaltet av organisk stoff i overflatevassmassane låg i gjennomsnitt på 5,3 mg C/l gjennom sommaren, med høgaste målingar i september og oktober, begge på 6,2 mg C/l (**figur 11**). Dette er innanfor tilstandsklasse III = "mindre god" i SFTs vurderingssystem for miljøkvalitet i ferskvatn, men dette er det gamle systemet, som ikkje er tilpassa slike humøse innsjøar.

INNHOLD AV TARMBAKTERIER

Innhaltet av tarmbakteriar i Steinsvatnet var periodevis høgare enn naturtilstand, men med 19 *E.coli*/100 ml som høgaste måling ute i overflaten på innsjøen, vert dette klassifisert til tilstandsklasse II="god". Generelt var det låge konsentrasjonar av tarmbakteriar i djupvatnet på 30 meters djup, men ved prøvetakinga i september var det heile 25 *E. coli*/100 ml. Målingar av *E. coli* i innløpsbekken frå nord, viser svært høge verdiar jamt over, med overgrodde prøvar ved to av dei seks prøvetakingane. Konsentrasjonane her tilsvarar i alle høve tilstandsklasse IV="dårlig" (**figur 12 & tabellane 7-9** bakarst). Innhaltet av koliforme bakteriar var generelt høgt, både i overflaten, i djupvatnet og overgrodd i alle prøvane frå innløpsbekken frå nord.



Figur 12. Innhold av tarmbakteriar i Steinsvatnet i månadlege prøver frå mai til oktober 2012.

Venstre figurar: koliforme bakteriar og

Høyre figurar: *Escherichia coli*

Øvst: i overflaten i Steinsvatnet,

Midten: 30 m djup i Steinsvatnet

Nede til høgre: i innløpet frå nord. Analysane er utført ved det akkrediterte laboratoriet Eurofins Norsk miljøanalyse AS.

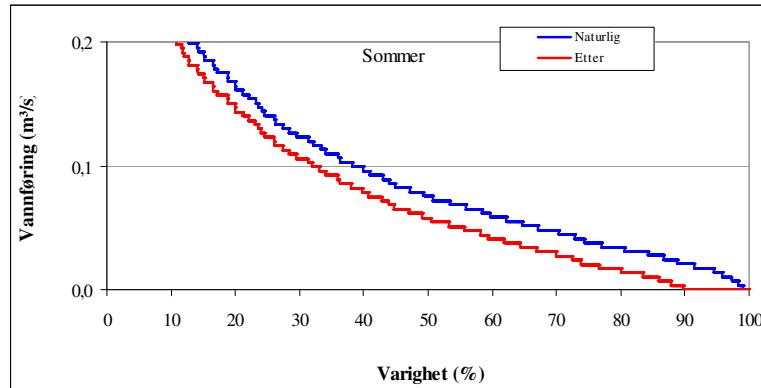
VURDERING AV VASSUTTAK

Dagens vassforsyning til Sløvågen Industriområde har for liten kapasitet, og Norconsult AS har utreda alternative utbyggingsløysingar frå Litlevatnet og Steinsvatnet som mogeleg ny vassforsyning til området ved Sløvågen. Steinsvatnet er det klart billegaste alternativ, og Gulen kommune ønskjer dette vurdert. Denne rapporten vurderer vasstilgang, vasskvalitet, og behov for klausulering av nedbørfeltet.

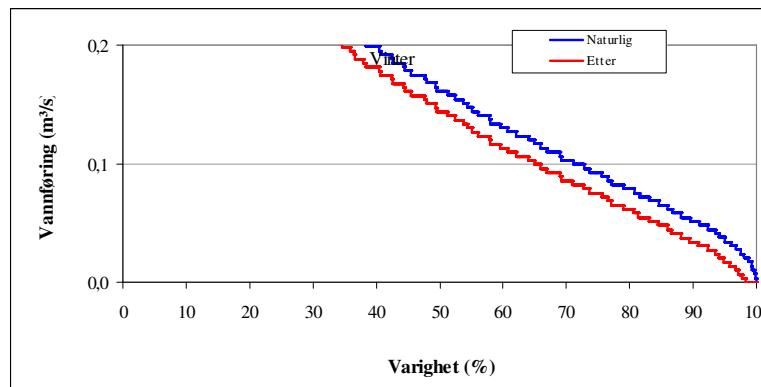
VURDERING AV VASSTILGANG

Hydrologiske vurderingar er utarbeidd i eige ”Skjema for dokumentasjon av hydrologiske tilhøve for vassanlegg med konsesjonsplikt” (Johnsen & Hellen 2013), og figurane og konklusjonane er henta derifrå. Med eit planlagd vassuttak med ein framtidig kapasitet på 1500 m³/døgn, eller om lag 1 m³/min eller 17 l/s i, utgjer dette i gjennomsnitt 11,5 % av den midlare tilrenninga til Steinsvatnet. Dette kan vere i meste laget for ei særleg tørr periode på sommaren, med underskot på vatn og behov for tapping av magasin i om lag 10 % av tida, eller i 18 dagar i sommarhalvåret (**figur 13**). I dei aller fleste åra vil det imidlertid vere tilstrekkeleg med vatn vinterstid, og berre i 2 % av tida vil det vere underskot på vatn og behov for tapping av magasin (**figur 14**).

Figur 13. Varigheitskurve for sommarsesesongen (1/5 – 30/9) før (blå) og etter utbygging (raud), basert på fast månadlege vassuttak utan slepp av minstevassføring. Det er også teke omsyn til oppfylling av nedtappa magasin. (n=1071 målingar).



Figur 14. Varigheitskurve for vintersesongen (1/10 – 30/4) før (blå) og etter utbygging (raud), basert på fast månadlege vassuttak utan slepp av minstevassføring. Det er også teke omsyn til oppfylling av nedtappa magasin. (n=1574 målingar).



Ein planlegg difor å etablere ein terskel i utløpsosen slik at ein kan senke vatnet inntil 0,5 m i slike sjeldne og tørre periodar. Dei hydrologiske berekningane viser at det sjølv i tørre år ikkje vil verte mange cm nedtappa. I den nytta serien av vassføringsmålingar frå 1934-2011 frå Hersvik i Solund, er det berre i eitt år (1974) at vatnet ville vore nedtappa inntil 25 cm i ein lengre periode på sommaren med eit slikt vassuttak (Johnsen & Hellen 2013).

Nedbørfellet til Steinsvatnet, saman med ei lita senking av vatnet, utgjer altså eit godt grunnlag for det planlagde vassuttaket. Reguleringa av vasstanden i Steinsvatnet vert vanlegvis ikkje større enn det ein kan vente er naturleg variasjon i dette vatnet med eit relativt trøngt utløp. Dersom ein i tillegg tek omsyn til klimamodellar for venta auke i nedbør, er det anteke at årsnedbør vil kunne auke med mellom 20 og 25 % i desse områda fram til 2071 (www.senorge.no). Det vil då bli mindre bruk for tapping av magasin.

VURDERING AV VASSKVALITET

Resultata frå undersøkinga av vasskvalitet i 2012, syner at status i høve til EU sitt Vassrammedirektiv tilsvrar tilstand III=»moderat». Steinsvatnet tilfredsstiller såleis ikkje miljøkravet om at vassførekomstane skal ha tilstand II=»god» eller betre, og vassregionmynde må utarbeide tiltaksplan for Steinsvatnet slik at ønska tilstand vert oppnådd.

Steinsvatnet mottar i hovudsak for mykje tilførsler av næringsstoff, og hadde innhald av fosfor og nitrogen tilsvarende høvesvis tilstand III=»moderat» og IV=»dårleg». Dette resulterte også i tilsvarende høg algemengd, både målt som innhald av klorofyll a, gjennomsnittleg algemengd og høgaste algemengd gjennom sommaren. I august dominerte blågrønalgar, med heile 2/3 av biomassen, og når det i tillegg vart observert høgaste algemengder utover hausten, er innsjøen tydelegvis i ei utvikling frå eutrofieringstilstand 1=»begynnande eutrofiering» og over mot 2=»fare på ferde». Det må imidlertid understrekast at det enno er eit godt stykke igjen på den vegen, og dei andre undersøkete tilhøva i vatnet underbygger det.

Resultata viser at innhaldet av organisk stoff i Steinsvatnet også hadde tilstand III=»moderat» sommaren 2012, men dette skuldast i større grad tilførsler av humusstoff med tilrenning frå nedbørfellet heller enn høg produksjon av algar i sjølve innsjøen. Steinsvatnet er då også av typen »liten, kalkfattig, humøs, lågtliggende innsjø på Vestlandet», og vurdert i høve til dette vart det relativt låge siktedjupet i innsjøen difor klassifisert til tilstand II=»god». Det vart heller ikkje observert oksygensvinn i djupvatnet hausten 2012, der oksygeninnhaldet tilsvrar II=»god» opp mot grensa til I=»meget god». Det er dermed eit godt stykke igjen før det vert oksygenfrie tilhøve med indre gjødsling og eskalerande algemengd i vatnet.

Innhald av tarmbakteriar i Steinsvatnet var høgare enn naturtilstand i overflaten midt utover vatnet. Også i djupvatnet, på 30 meters djup, vart det påvist tarmbakteriar, og begge stadane var det koncentrasjonar av tarmbakterien *E. coli* tilsvarende tilstand II=»god». I innløpet frå nord vart det imidlertid svært høge koncentrasjonar heile sommaren, med tilstand IV=»dårleg» om ikkje enno dårlegare. Dette utgjer ein helsemessig risiko, og ligg over det som er angitt som ønskjelege grenser for råvasskvalitet for ei drikkevasskjelde. Truls Krogh ved Folkehelseinstituttet har sagt at målet for råvasskvalitet bør vere at færre enn 5-10 % av prøvene er forureina med tarmbakteriar av typen *E. coli*. Steinsvatnet innfrikkje dette målet.

Det er også tydeleg at temperatursjiktinga i Steinsvatnet ikkje tener som tilfredsstillande hygienisk barriere, sidan talet på tarmbakteriar i djupvatnet og i overflata ikkje var vesentleg forskjellig sommaren 2012. Sjiktinga kan imidlertid tene som ei midlertidig barriere for akutt ureining til overflata i periodar med stabil sjikting. Ved vår- og haustomrøringa, høvesvis i april og i november, er det ikkje nokon sjikting av vassøyla i Steinsvatnet, og vinterstid vil sjikting kunne oppstre i samband med kalde periodar.

SAMLA VURDERING AV STEINSVATNET SOM VASSKJELDE

Sjølv om det er tilstrekkeleg tilgang på vatn frå Steinsvatnet, er innhald av tarmbakteriar høgare enn naturtilstand i overflaten midt utpå vatnet. Dette utgjer ein helsemessig risiko, og ligg over det som er angitt som ønskjelege grenser for råvasskvalitet for ein drikkevasskjelde.

Gulen kommune ønskjer i utgangspunktet ikkje å innføre restriksjonar eller klausulering av arealet rundt Steinsvatnet, både fordi slike prosessar medfører omfattande tids- og ressursbruk, men også fordi det er prioritert å oppretthalde dei aktivitetar og næringar som eksisterer i området. I tillegg vil også drikkevassforskrifta sitt krav om reinseanlegg med to hygieniske barrierar gjelde.

Det føreligg røynsler frå tilsvarende drikkevassanlegg med tilsvarende nedbørfelt med avrenning frå landbruksareal.

Jordalsvatnet er drikkevasskjelde for 40.000 menneske i Bergen kommune. Jordalen vassverk vart oppgradert i januar 2005 og har to hygieniske barrierar som tilfredsstiller krava i drikkevassforskrifta, og leverer god vasskvalitet til abonnementane. Jamlege undersøkingar i vassdraget sidan 1995 viser imidlertid at råvasskvaliteten ikkje er tilfredsstilande i høve til ønska råvasskvalitet. Undersøkingane i vassdraget viser at landbruket er den dominante kjelda til forureininga av vassdraget, trass i at klausuleringsbestemmingar frå 1997 vert følgd. Bergen kommune har politisk vedtak på at ein ønskjer både landbruk og drikkevassforsyning i Jordalen.

Oslos vassforsyning frå **Maridalsvatnet** er tilsvarende som i Jordalen, med regulering og klausulering av landbruksaktivitetar i nedbørfeltet. Oslo har imidlertid dei siste 100 år kjøpt opp og lagt ned aktuelle bruk i nedbørfeltet, og klausuleringane på gjenverande bruk omfattar nedlegging av alt husdyrhald. Tilsvarende gjeld **Svartediket** vassverk i Bergen, som er landets eldste kommunale vassverk. Bergen kommune kjøpte opp og la ned all gardsdrift i nedbørfeltet rundt Svartediket, i Våkendalen og opp mot Tarlebø allereie tidleg i førre århundre.

I nedbørfeltet til Trondheims vassforsyning frå **Jonsvatnet** er det 54 bruk, der alle har individuelle klausuleringsavtalar med kartfesta avgrensingar på beiting og gjødsling. Dei 3-4 bruk som ligg nærmast vasskjelda har i tillegg spesifikke avgrensingar med forbod mot husdyrhald.

Basert på eit omfattande datagrunnlag for Jordalsvatnet i Bergen, vart ein prosedyre for bestemming av optimal desinfeksjonspraksis ut frå kvaliteter knytt til sjølve råvasskjelda nytta av Bjørklund & Johnsen (2007). Der hadde NORVAR samanstilt tilhøve knytt til desinfeksjonsbehov ved drikkevassanlegg i Norge (Ødegaard mfl. 2006), og inkludert i vurderinga var tilhøve som antal abonnementar (risikosituasjon), type vasskjelde (sårbarheitssituasjon), råvasskvalitet, tiltak i nedbørfeltet og vassbehandling utover sluttdesinfeksjon. Konklusjonen for Jordalsvatnet var at ein måtte sørge for restriksjonar i nedbørfeltet for å sikre ein betre råvasskvalitet, sidan to hygieniske barrierar på anlegget ikkje gav tilstrekkeleg sikkerhet.

Dersom Gulen kommune satsar på Steinsvatnet som vasskjelde, er det ikkje noe som skulle tilsei at det vil vere mogeleg å kome utanom tilsvarende reguleringar som her er omtalt for dei andre tilsvarende vassverka. Einaste "formildande" tilhøve er at dei andre nemnde vassverka forsyner vesentleg større befolkningsgrupper, noko som er med å redusere krava til risikoredusjon for ei vasskjelde i Gulen.

VEDLEGGSTABELLAR FOR RESULTAT FRÅ 2012

Tabell 7. Bakteriologiske analyseresultat frå innløpsbekk frå nord til **Steinsvatnet** ved seks tidspunkt i 2012. Alle analysar er utført av Eurofins Norsk Miljøanalyse AS. Bakteriemålingar med overvekst er uthева.

PARAMETER	ENHET	30. mai	19.juni	18.juli	21.aug	18.sept	10.okt
Koliforme bakt.	ant/100ml	>200	>200	>200	>200	>200	200
E. coli	ant/100ml	16	>200	160	>200	89	45

Tabell 8. Bakteriologiske og vasskjemiske analyseresultat, samt siktetdjup, frå overflatevatnet i **Steinsvatnet** ved seks tidspunkt i 2012. Dei vasskjemiske prøvene er tatt som blandeprøver frå 0-4 meters djup, den bakteriologiske prøven er tatt på 0,1 meters djup. Alle analyser er utført av Eurofins Norsk Miljøanalyse AS. Bakteriemålingar med overvekst er uthева.

PARAMETER	ENHET	30. mai	19.juni	18.juli	21.aug	18.sept	10.okt
Surheit	pH	7,1	6,8	7,1	7,0	6,8	6,5
Farge	mg Pt/l	29	25	20	27	38	36
Turbiditet	F.T.U.	0,91	0,68	0,71	1,2	1,1	0,75
Ledningsevne	mS/m	6,28	5,78	5,66	5,63	4,93	5,45
Total-fosfor	µg P/l	8,3	16	9,5	14	23	11
Total-nitrogen	µg N/l	550	490	550	530	640	440
TOC	mg C/l	5,2	4,5	4,4	5,4	6,2	6,2
Klorofyll a	µg/l	3,2	5,4	3,2	10,0	5,8	4,8
Siktetdjup	m	5	6,2	5,1	6,8	6,0	6,8
Koliforme bakt.	ant/100ml	6	14	>200	>200	>200	74
E. coli	ant/100ml	0	6	16	10	19	3

Tabell 9. Bakteriologiske analyseresultat frå 30 meters djup i djupvatnet frå **Steinsvatnet** ved seks tidspunkt i 2012. Alle analyser er utført av Eurofins Norsk Miljøanalyse AS. Bakteriemålingar med overvekst er uthева.

PARAMETER	ENHET	30. mai	19.juni	18.juli	21.aug	18.sept	10.okt
Koliforme bakt.	ant/100ml	11	14	110	>200	>200	100
E. coli	ant/100ml	1	0	1	2	25	0

Tabell 10. Algeresultat frå Steinsvatnet i 2012. Algeantall er oppgitt som millionar celler pr. liter og algevolum som mg pr. liter. Prøvane er tatt som blandeprøve frå dei øvste fem metrane ved innsjøens djupaste punkt. Prøvene er analysert av cand. real. Nils Bernt Andersen.

Steinsvatnet 2012	30. mai 2012		19. juni 2012		18. juli 2012		21. august 2012		18. september 2012		24. oktober 2012	
	antall	mengde	antall	mengde	antall	mengde	antall	mengde	antall	mengde	antall	mengde
BACILLARIOPHYCEAE												
Navicula sp.	31 000,00	0,0078										
Synedra sp.	2 000,00	0,0004										
Tabellaria fenestrata							122 000,00	0,2440	266 000,00	0,5320	306 000,00	0,6120
Ubestemte pennate diatomer							31 000,00	0,0062				
CHLOROPHYCEAE												
Ankistrodesmus setigerus	31 000,00	0,0031	31 000,00	0,0031								
Closterium sp.			765 000,00	0,0498			210 000,00	0,0137	31 000,00	0,0047	2 000,00	0,0003
Dictyosphaeria sp.					4 000,00	0,0060						
Elakatothrix sp.					2 000,00	0,0155						
Eudorina sp. (kolonier)							31 000,00	0,0031	61 000,00	0,0061		
Monoraphidium sp.					52 000,00	0,0078	704 000,00	0,1408	40 000,00	0,0060	8 000,00	0,0016
Nephrocystum sp.							122 000,00	0,0244	31 000,00	0,0062		
Oocystis sp.							153 000,00	0,0153				
Quadrigula sp.							122 000,00	0,0122				
Scenedesmus sp.												
Sphaerocystis sp.					126 000,00	0,0082	1 040 000,00	0,0676	153 000,00	0,0173		
Sphaerozoma aubertianum									12 000,00	0,0060		
Staurastrum sp.							4 000,00	0,0160	4 000,00	0,0160		
Staurodesmus sp.	2 000,00	0,0080							26 000,00	0,0140	14 000,00	0,0560
Chlorophyceae spp.	245 000,00	0,0277	3 335 000,00	0,1101	31 000,00	0,0035			61 000,00	0,0153		
CRYPTOPHYCEAE												
Cryptomonas sp.	61 000,00	0,0519	16 000,00	0,0136			2 000,00	0,0017			61 000,00	0,0519
Rhodomonas sp.	1 071 000,00	0,0910	796 000,00	0,0677	551 000,00	0,0468	428 000,00	0,0364	306 000,00	0,0260	581 000,00	0,0494
CHRYSOPHYCEAE												
Mallomonas sp.					31 000,00	0,0155						
Dinobryon divergens	22 000,00	0,0033										
Dinobryon borgiei									61 000,00	0,0061		
Synura sp.			31 000,00	0,0155							6 000,00	0,0030
DINOPHYCEAE												
Ceratium hirundinella					4 000,00	0,0700						
Gymnodinium sp.							31 000,00	0,0310				
Dinoflagellat sp.									31 000,00	0,0620		
Euglena sp.												
CYANOPHYCEAE												
Anabaena spiroides							658 000,00	0,0744	153 000,00	0,0173		
Anabaena sp.			92 000,00	0,0102								
Coelosphaerium sp. (kolonier)							184 000,00	1,8400				
Chroococcus sp.			122 000,00	0,0138	20 000,00	0,0050						
Gomphosphaeria sp. (kolonier)									2 000,00	0,0100		
Planktothrix sp. (kolonier)					2 000,00	0,0020						
FLAGELLATER OG MONADER												
Ubestemte flagellater < 5 µm	1 141 000,00	0,0160	1 352 000,00	0,0189	3 169 000,00	0,0444	3 498 000,00	0,1154	2 608 000,00	0,0365	2 574 000,00	0,0360
Ubestemte flagellater > 5 µm	777 000,00	0,0878	1 183 000,00	0,1337	949 000,00	0,1072	2 028 000,00	0,2292	1 010 000,00	0,1141	520 000,00	0,0588
SAMLET												
Sum	3 383 000,00	0,2970	7 723 000,00	0,4364	4 941 000,00	0,3319	9 368 000,00	2,8714	4 856 000,00	0,9856	4 072 000,00	0,8690

LITTERATUR/REFERANSAR

- BERGE, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 - 15 meter. SFT rapport nr. 2001, 44 sider.
- BERGE, D. & T. KÄLLQVIST 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenlignet med andre forurensningskilder. NIVA rapport nr. 2367, 130 sider. ISBN 82-577-1653-7.
- BJØRKlund A. E. 1995. Vurdering av Jordalsvatnets indre- og ytre basseng i forbindelse med konsesjonssøknad om drikkevannskilde. Rådgivende Biologer, rapport 154, 21 sider. ISBN 82-7658-049-1.
- BJØRKlund A. E. 1999. Undersøkelse av Jordalsvassdraget i 1998/99. Rådgivende Biologer, rapport 384, 54 sider. ISBN 82-7658-244-3.
- BJØRKlund A. E. & G. H. JOHNSEN 1995. Undersøkelse av Indrevatnet og Jordalsvatnet sommeren 1995. Rådgivende Biologer, rapport 208, 54 sider. Ikke ISBN nummerert.
- BJØRKlund, A. E. & G. H. JOHNSEN 2007. Vurdering av tiltak i landbruket for å redusere forurensninger til Jordalsvassdraget. Rådgivende Biologer AS, rapport 960, 19 sider, ISBN 978-82-7658-512-4.
- BJØRKlund, A. E., G. H. JOHNSEN OG E. BREKKE 2004. Undersøkelser i Jordalsvassdraget i 2003-04. Rådgivende Biologer as. Rapport nr 698, 46 sider.
- BRETTUM, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Plantoplankton. NIVA-rapport nr. 2344, 11 sider. ISBN 82-577-1627-8.
- BRAATEN, B., T. JOHNSEN, T. KÄLLQVIST & A. PEDERSEN 1992. Biologisk tilgjengelighet av næringssaltsstofslører til det marine miljø fra fiskeoppdrett, landbruksavrenning og kommunalt avløpsvann. NIVA-rapport nr. 2877, 160 sider, ISBN 82-577-2191-3.
- FAAFENG, B., P. BRETTUM & D. O. HESSEN 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofilstanden i 355 innsjøer i Norge. NIVA-rapport 2355, 57 sider, ISBN 82-577-1638-3.
- HOLTAN,H, & S. O. ÅSTEBØL 1990. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. Revidert. NIVA-JORDFORSK rapp nr 2510, 53 sider. ISBN 82-577-1818-1.
- HOLM, J.C., P. J. JAKOBSEN & G. H. JOHNSEN 1985. Biologisk driftsforbedring av mæroppdrett. Norsk Fiskeoppdrett nr 4-1985, side 36-38.
- HÅKANSON, L., A. ERVIK, T. MÄKINEN & B. MÖLLER 1988. Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. Nordisk råd rapport 1988:90, 103 sider.
- JOHNSEN, G.H. 2010. Vannkvalitet i Jordalsvassdraget i 2009. Rådgivende Biologer AS rapport 1279, 37 sider, ISBN 978-82-7658-734-0.
- JOHNSEN, G.H., S. ANDERSEN & P.J. JAKOBSEN 1985. Indre gjødsling i ferskvann, et problem for mæroppdrett. Norsk Fiskeoppdrett nr 4-1985, side 26
- JOHNSEN, G.H. & B.A. HELLEN 2013. Skjema for dokumentasjon av hydrologiske tilhøve for vassanlegg med konsesjonsplikt". Rådgivende Biologer AS, notat, 11 sider.

JOHNSEN, G.H. & T. TORSTEINSEN 2009. Forslag til og evaluering av konkrete tiltak innen landbruket ved eventuell ny klausulering av nedbørfeltet til Jordalsvatnet. Rådgivende Biologer AS, rapport 1192, 26 sider+kartvedlegg. ISBN 978-82-7658-665-7

LARSSON, P. 1986. Økologiske forutsetninger for oppdrett av laksesmolt i innsjøer. Prosjektets sluttrapport. Prosjektrapport 1/1986, Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen.

NVE 2002. Avrenningskart over Norge. Referanseperiode 1961 -1990. NVE. Hydrologisk avdeling, Kartblad nr. 1.

ROGNERUD, S., BERGE, D. & JOHANNESSEN, M. 1979. Telemarkvassdraget, hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975 - 1979. NIVA rapport nr. O-70112, 82 sider.

SAMDAL, J. E., O. SKULBERG & J. J. NYGAARD 1969. Vurdering av vannkilder i Åsane kommune. NIVA rapport nr. O-79/68, 52 sider.

SAMDAL, J. E. & J. J. NYGAARD 1972. Undersøkelser i Jordalsvatnet 1970 - 1972. NIVA rapport nr. O-79/68, 25 sider.

SAMDAL, J. E. & J. J. NYGAARD 1974. Undersøkelser i Jordalsvatnet 1972 - 1973. NIVA rapport nr. O-79/68, 14 sider.

SKAAR, T. 1995. Jordalsvatnet. Tilstandsundersøkelse for eiendommer med privat kloakkløsning i Jordalsvatnets nedbørfelt. Asplan Viak Bergen, hefte-nr. 7410, 27 sider.

SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. - veileddning nr. 97:04. Statens forurensningstilsyn, ISBN 82-7655-368-0, 31 sider.

SOMMER, U., Z. M. GLIWICZ, W. LAMPERT & A. DUNCAN 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh water. Archiv für Hydrobiologie nr. 106; sidene 433-471.

VANNDIREKTIVET 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann, Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften.

VOLLENWEIDER, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels phosphorus in lake eutrofication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33, sidene 53-83.

WETZEL, R.G. 1975. Limnology. W.B.Saunders. Philadelphia, London, Toronto, ISBN 0-7216-9240-0, 743 sider.

ØDEGAARD, H., L. FIKSDAL & S.W. ØSTERHUS 2006
Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann. NORVAR-rapport nr. 147-2006. 136 sider.