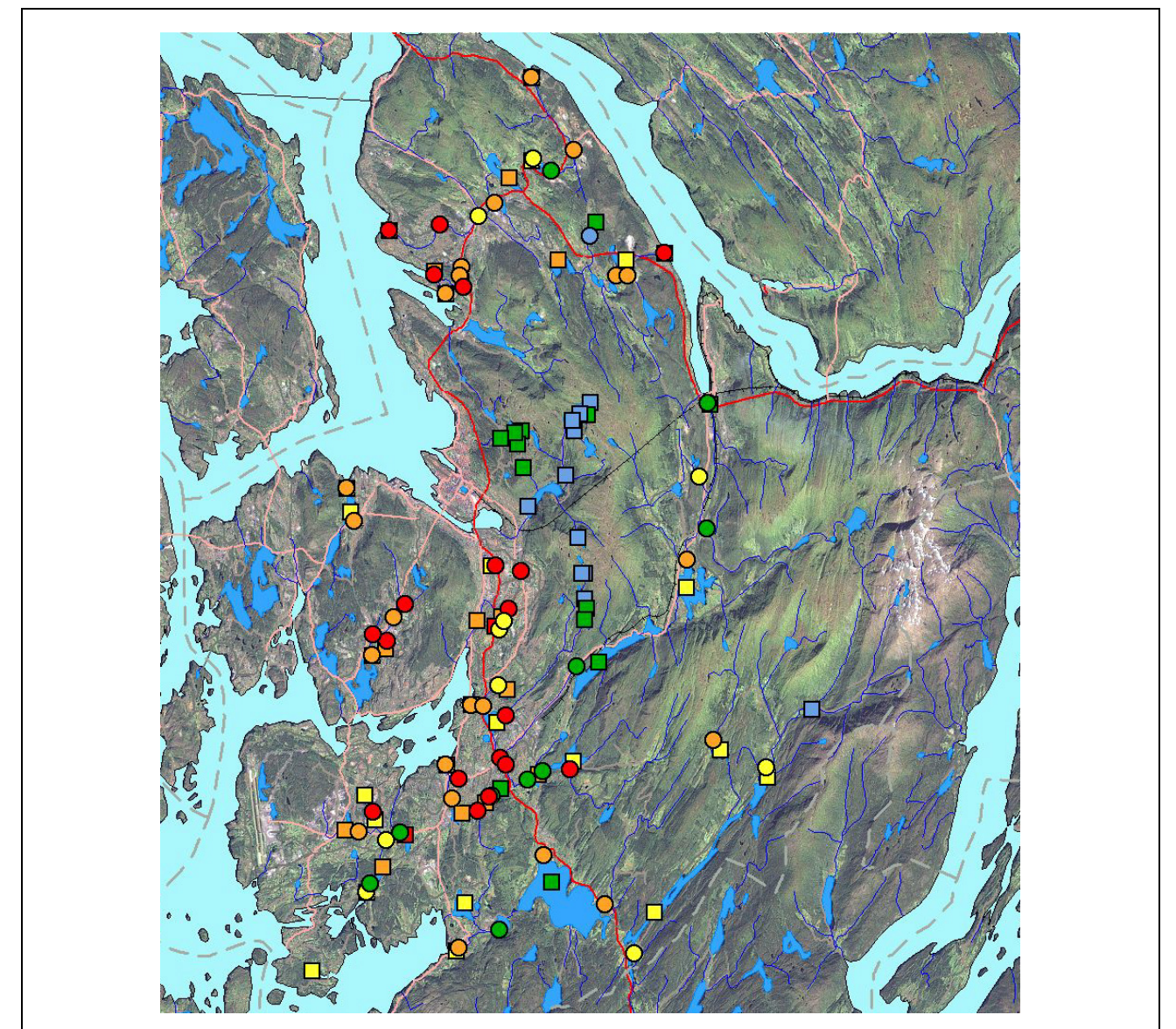




RAPPORT LNR 4773-2004

Overvåking av
ferskvannsresipienter i
Bergen kommune

Sammendragsrapport 1992-2000



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

Polarmiljøsentert
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Sammendragsrapport 1992-2000.	Løpenr. (for bestilling) 4773-2004	Dato Desember 2004
	Prosjektnr. Undernr. 21918	Sider Pris 67
Forfatter(e) Hobæk, Anders Bjørklund, Annie E. (Rådgivende Biologer AS)	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Bergen kommune, Vann- og avløpsetaten	Oppdragsreferanse Kjell Rypdal
---	-----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten sammenfatter overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1992-2000. Overvåkingen har omfattet to uavhengige delprogram, som hver er rapportert årlig gjennom perioden. <u>Lekkasjesøking</u> har vært utført årlig på 55 målepunkt i 13 vassdrag, for å påvise hvilke deler av vassdragene som får tilført kloakk fra offentlig ledningsnett eller private avløpsløsninger. Overløpsproblemer i tettbygde strøk er et hovedproblem, men det finnes også en rekke lokale lekkasjer eller direkte tilførsler til vassdragene. <u>Resipientundersøkelser</u> har vært utført i 14 vassdrag, med hovedvekt på innsjøer. Halvparten av de undersøkte innsjøene klassifiseres med "Dårlig" eller "Meget dårlig" tilstand for belastning med næringssalter, og 2/3 av dem får tilsvarende klassifisering for organisk belastning. Dette gjelder i de belastede delene av vassdragene, mens utenom disse områdene er forholdene i vassdragene vesentlig bedre. Både naturlig avrenning og forurensning fra kloakk og landbruk bidrar til belastning i vassdragene.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Resipientundersøkelser 2. Næringssalter 3. Eutrofiering 4. Kloakkforurensning 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Recipient surveillance 2. Nutrients 3. Eutrophication 4. Sewage pollution
--	--



Anders Hobæk
Prosjektleder



Anne Lyche Solheim
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

Overvåking av ferskvannsresipienter
i Bergen kommune

Sammendragsrapport 1992-2000

Forord

Denne rapporten sammenfatter overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune gjennom perioden 1992-2000. En plan for overvåking og prioritering av de mest aktuelle vassdrag ble utarbeidet av Rådgivende Biologer AS i 1992. Siden har hvert års program vært utført som et selvstendig prosjekt, dels av Rådgivende Biologer og dels av NIVA etter årlig anbudskonkurranse. I sammenfatning og vurdering av resultater og tilstand basert på 9 års data har vi samarbeidet tett, og rapporten presenterer våre felles vurderinger.

Hensikten med foreliggende sammenstilling har dels vært å gi en kort oversikt over tilstanden i kommunens vassdrag, og dels å trekke erfaringer fra arbeidet som er gjort. I løpet av perioden har de opprinnelige planer vært fulgt så langt det har vært praktisk mulig innenfor de økonomiske rammer. Det har også skjedd en metodisk utvikling i denne perioden, bl. a. med to revisjoner av retningslinjene for overvåking og tilstandsvurdering fra Statens Forurensningstilsyn (SFT), som har ligget til grunn for programmet. Dette gjenspeiles i at grensene mellom tilstandsklasser er endret, og i at vektlegging mellom måleparametre har endret seg noe i løpet av overvåkingsprogrammet.

Vi takker Bergen kommunes VA-seksjon ved Kjell Rypdal for muligheten til å bearbeide materialet, og håper rapporten vil være til nytte også i forhold til videre overvåking og prioritering innen vassdragsforvaltningen.

Bergen, desember 2004

Anders Hobæk

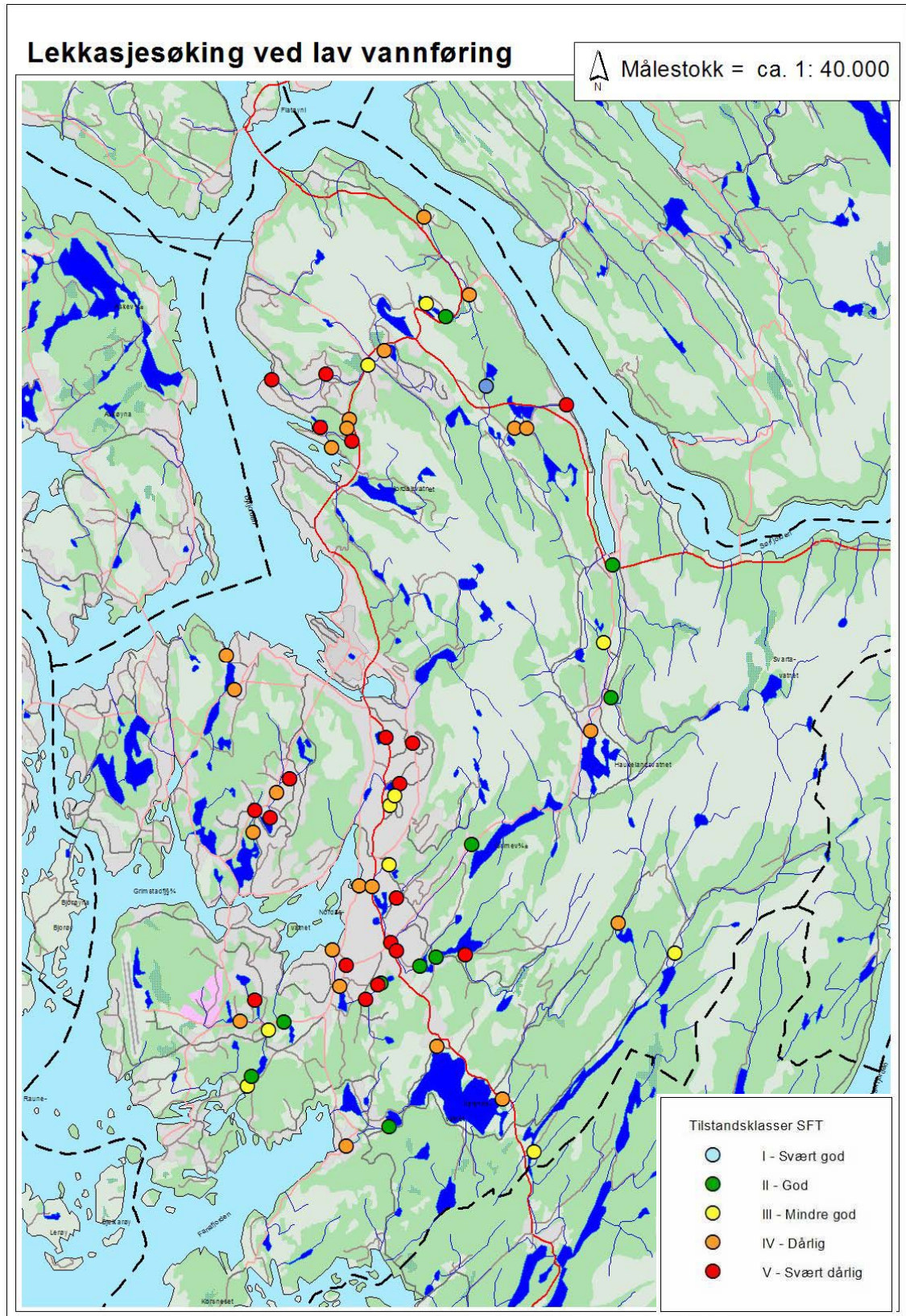
Innhold

1. BAKGRUNN	12
1.1 OVERVÅKINGSPROGRAMMET I 1992-2000.....	13
2. INNLEDNING.....	17
2.1 HVA PÅVIRKER VANNKVALITETEN I ET VASSDRAG	17
2.2 SFTs KLASSIFISERINGSSYSTEM FOR MILJØKVALITET I FERSKVANN	20
2.3 VÆR OG KLIMA I UNDERSØKELSESPERIODEN	21
2.4 METODEDISKUSJON.	23
3. OPPSUMMERING OG TILSTANDSBESKRIVELSE	29
3.1 HYGIENE.....	29
3.2 EFFEKTER AV KLOAKKSANERING.....	33
4. BIOLOGISK MANGFOLD I INNSJØER	34
4.1 OM BIOLOGISK MANGFOLD	34
4.2 ARTSRIKHET OG ARTSAMMENSETNING I DYREPLANKTON I BERGENS INNSJØER	35
5. ERFARINGER MED OVERVÅKINGSPROGRAMMET.....	39
5.1 RESIPIENTUNDERSØKELSENE	39
5.2 LEKKASJESØKINGEN	40
5.3 VANNFØRING OG MASSETRANSPORT.....	40
5.4 FREMTIDIG OVERVÅKING.....	41
6. TILSTANDEN I DE ENKELTE VASSDRAGENE.....	42
6.1 HAUKÅSVASSDRAGET.....	43
6.2 MIDTBYGDAVASSDRAGET	44
6.3 ÅSTVEITVASSDRAGET.....	45
6.4 GAUPÅSVASSDRAGET	46
6.5 ARNAVASSDRAGET	47
6.6 NESTTUNVASSDRAGET	48
6.7 MULELVVASSDRAGET.....	50
6.8 MØLLENDALSVASSDRAGET	51
6.9 SÆDALSVASSDRAGET	52
6.10 GRAVDALSVASSDRAGET.....	53
6.11 FYLLINGSDALSVASSDRAGET	54
6.12 FJØSANGERVASSDRAGET	55
6.13 APELTUNVASSDRAGET	56
6.14 GRIMSEIDVASSDRAGET.....	58
6.15 KALANDSVASSDRAGET.....	59
6.16 OSVASSDRAGET.....	61
6.17 MILDEVATN	62
7. LITTERATUR	63

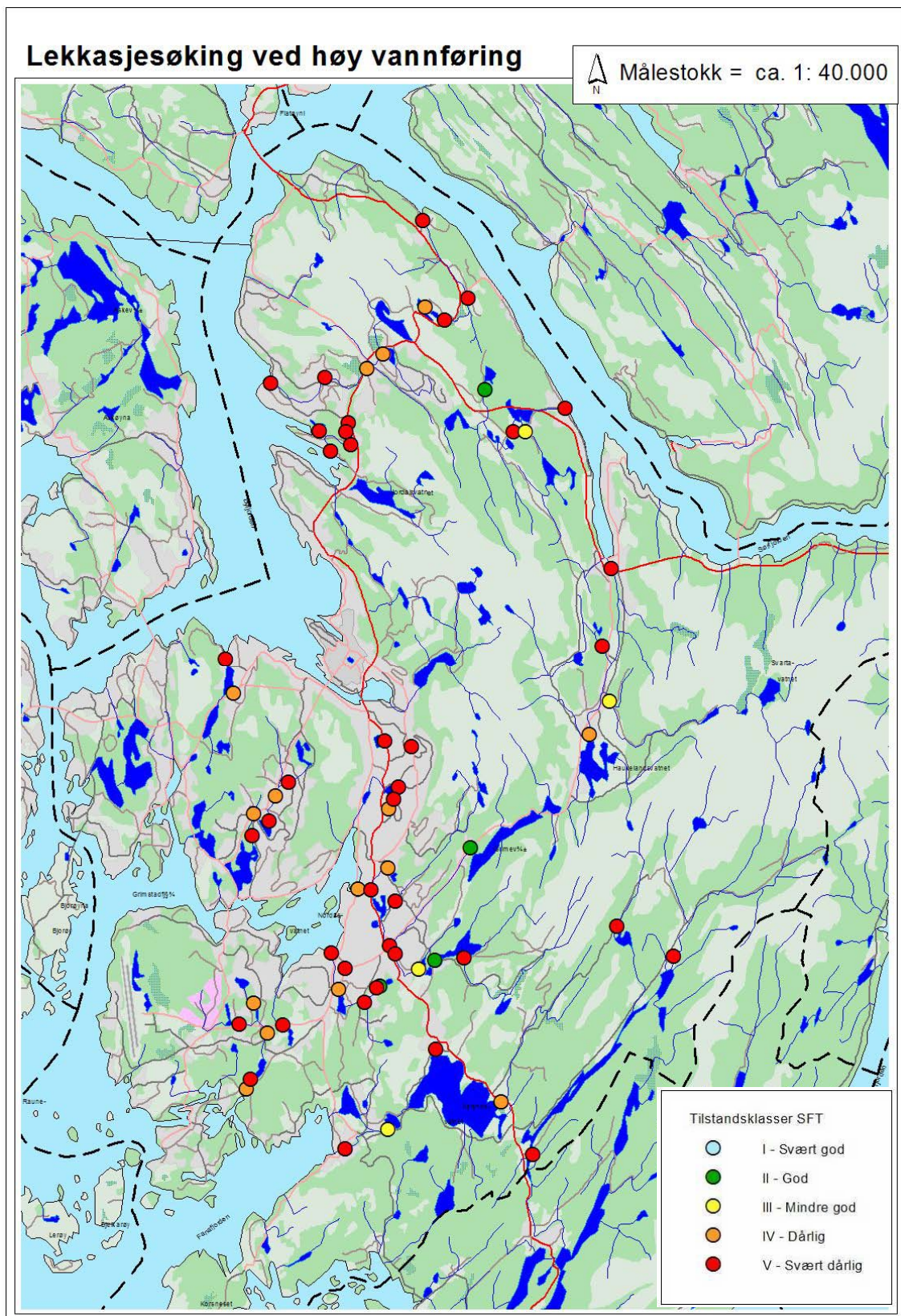
Sammendrag

Rapporten sammenfatter overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1992-2000. Overvåkingen har vært organisert i to uavhengige delprogram:

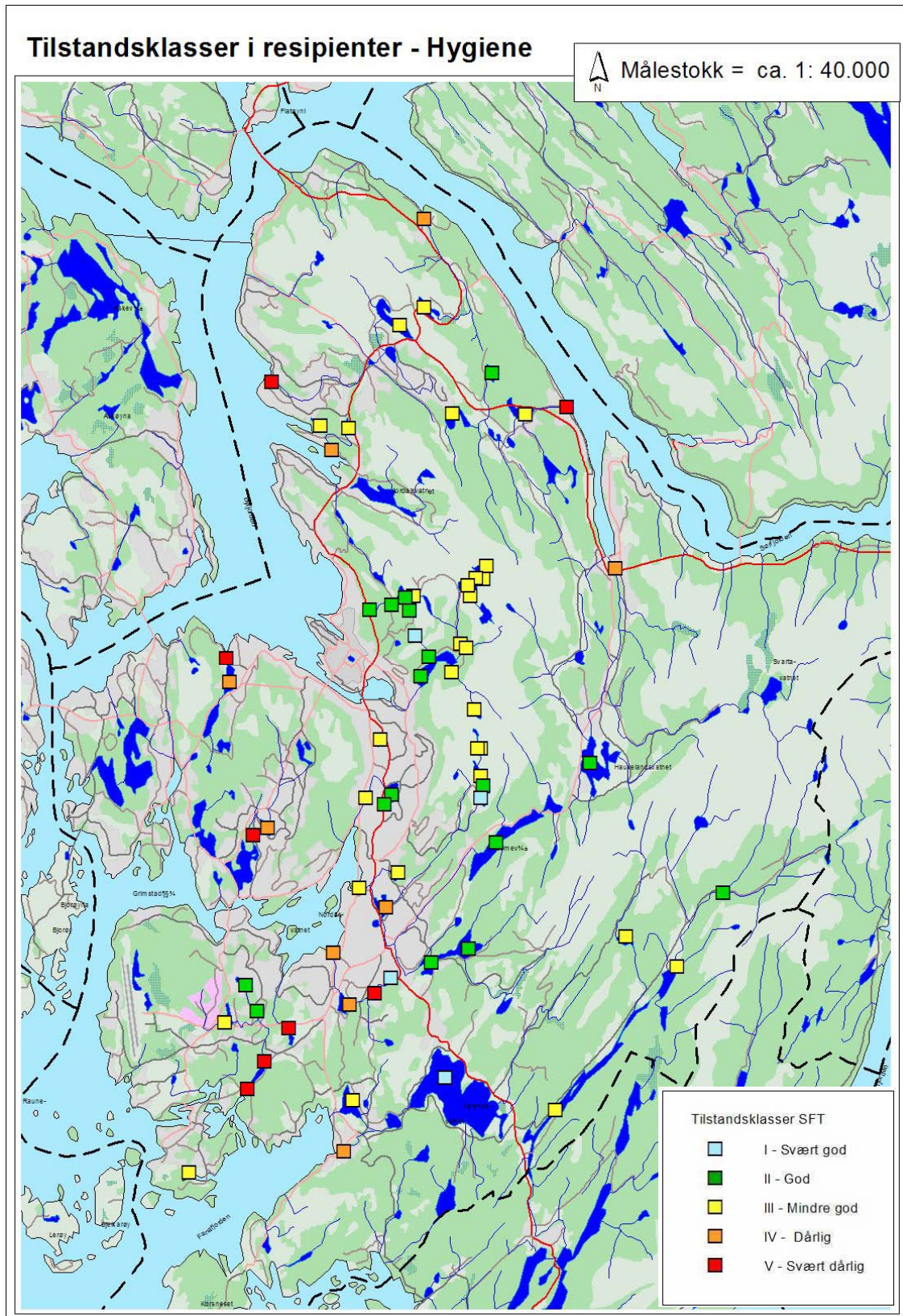
- Lekkasjesøking er gjennomført hvert år i 13 vassdrag. Hensikten med disse undersøkelsene har vært å påvise hvilke deler av vassdragene som får tilført kloakk fra offentlig ledningsnett og private kloakkløsninger.
 - Resipientundersøkelser har vært rettet mot effekter av næringssalter og tarmbakterier i de samme vassdragene. Disse undersøkelsene har rullert fra år til år, slik at alle vassdrag har vært undersøkt gjennom 2-3 sesonger (mai-oktober) i løpet av perioden 1992-2000.
1. **Lekkasjesøking** har blitt utført årlig på 55 målepunkt i 13 av vassdragene, én gang ved liten vannføring, og én gang ved stor vannføring. Dette har gitt grunnlag for å vurdere om det er direkte tilførsler (kloakklekkasjer) som forurensar, eller om arealavrenning og/eller problemer med overløp fra kloaknettet ved stor vannføring forurensar vassdragene.
 2. Tilstandsklassifisering for forurensning med tarmbakterier er vist på de følgende sider i Figur 1 for liten vannføring, og i Figur 2 for stor vannføring.
 3. 71 % av de undersøkte stedene hadde tilstandsklassifisering "meget god" eller "god" ved lav vannføring i 2000, mens bare 31 % hadde tilsvarende tilstand ved stor vannføring. Dette forklares ved et gjennomgående problem med kapasitet i kloaknettet og dermed overløpsproblemer i tettbygde strøk i perioder med mye nedbør. I løpet av 1992-200 ble det påvist enkelte høye bakterietall på de fleste stasjoner, slik at bare 16 % av disse hadde "god" eller "meget god" tilstand gjennom hele perioden (basert på 90-persentil, jfr. Figur 1).
 4. Det er også påvist en rekke lokale områder i vassdragene som forurenses av direkte utslipp eller lekkasjer.
 5. **Resipientundersøkelsene** har vært rettet vesentlig mot antatt belastede innsjøer, men inkluderer også enkelte elveavsnitt i hvert vassdrag. Programmet har omfattet fysiske, kjemiske og biologiske undersøkelser. Data gir grunnlag for klassifisering av tilstand etter SFTs system med hensyn på effekter av næringssalter, organisk stoff, og tarmbakterier, og dessuten for å vurdere innsjøenes økologiske respons på forurensning med næringssalter.
 6. Klassifisering av tilstand er vist på de følgende sider for effekter av tarmbakterier (Figur 3), næringssalter (Figur 4) og organisk stoff (Figur 5).
 7. Med hensyn til tarmbakterier ble 17 av 45 overvåkingsstasjoner klassifisert til "dårlig" eller "meget dårlig" tilstand (basert på siste undersøkelse, jfr. Figur 3). Ingen av 22 stasjoner i Byfjellene hadde "dårlig" eller "meget dårlig" tilstand.
 8. Halvparten av de undersøkte innsjøene var "næringsrike" og tilstanden er klassifisert som "dårlig" eller "meget dårlig". Dette gjelder ikke generelt for Bergensregionen, for i utgangspunktet er det de mest belastede innsjøene som er undersøkt. 6 innsjøer på Byfjellene var til sammenligning "næringsfattige".
 9. De fleste innsjøer i Bergen kommune er små, og mange av dem er tydelig påvirket av tilførsel av næringssalter fra kloakk og/eller jordbruk. I små innsjøer med lite dypvannsvolum blir oksygen i dypvannet lett brukt opp i løpet av sommersesongen, noe som fører til frigjøring av enda mer næringssalter bundet i bunnsedimenter. Problemet er påvist å ha betydning i 11 av 32 undersøkte innsjøer. Dette kalles "indre gjødsling" og prosessen vil fortsette å drive seg selv i lang tid selv om de ytre tilførselene av næringssalter stanses. F. eks. fikk Storetveitvatnet sanert kloakktilførsler i 1993. På tross av tydelig bedring var innsjøen fortsatt næringsrik ("meget dårlig" tilstand) i 2000.
 10. To tredeler av de undersøkte innsjøene er også belastet med organisk stoff, og har "dårlig" eller "meget dårlig" tilstand. Dette skyldes ikke bare tilførsel av kloakk eller gjødsel, men også i betydelig grad naturlige tilførsler av humusstoffer fra nedbørfeltet.
 11. **Kloakksanering** er gjennomført i en del områder i Bergen kommune de siste 10 årene. De mest omfattende saneringene har medført merkbare forbedringer (f. eks. i Storetveitvatn og i Arnavassdraget), mens enkelte mindre saneringer ikke har resultert i målbare endringer i tilstand.



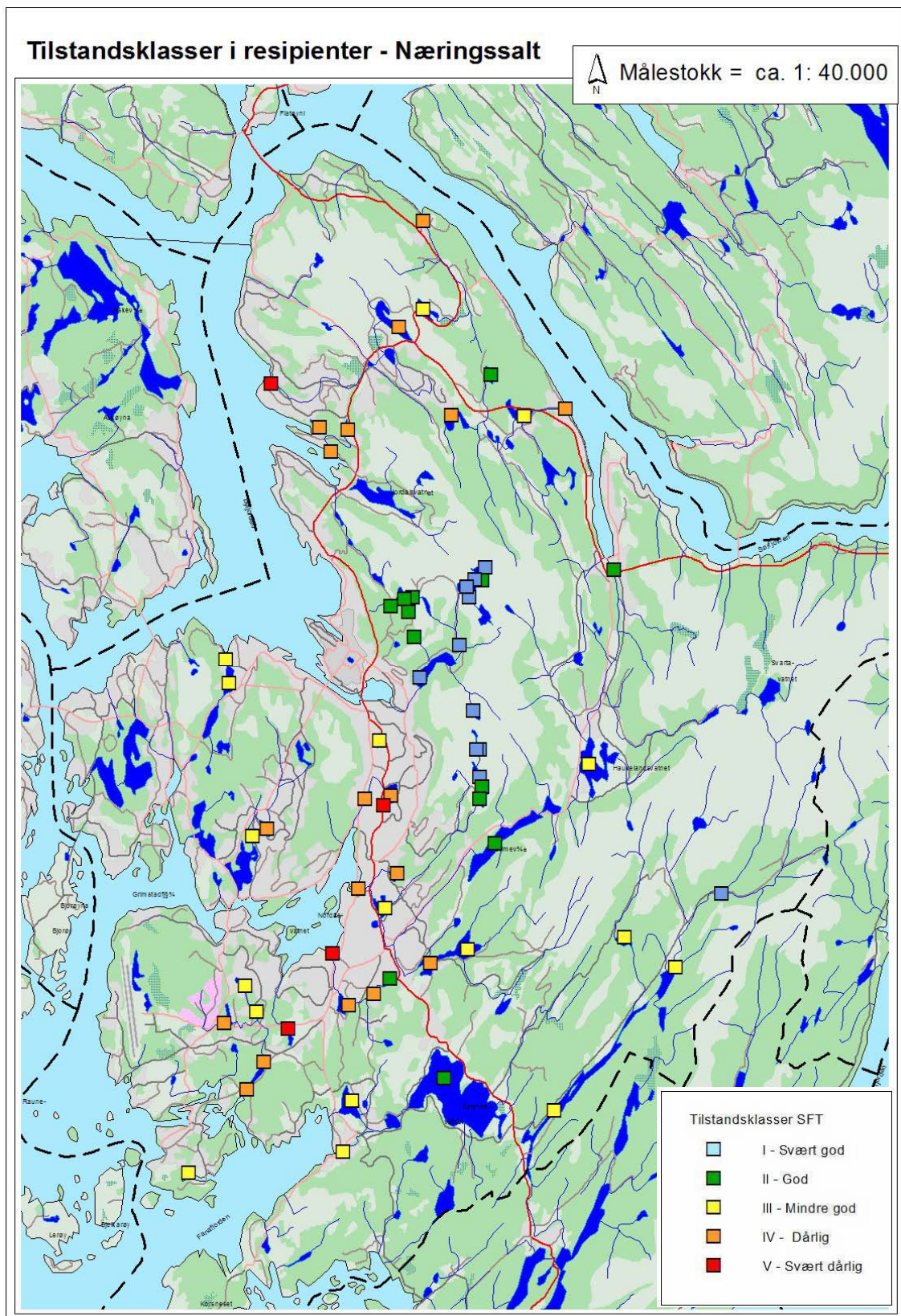
Figur 1. Tilstandsklassifisering (90-persentil) for tarmbakterier basert på lekkasjesøking ved lav vannføring 1992-2000. Målingene kan påvise direkte utlipp eller lekkasje av kloakk til vassdragene.



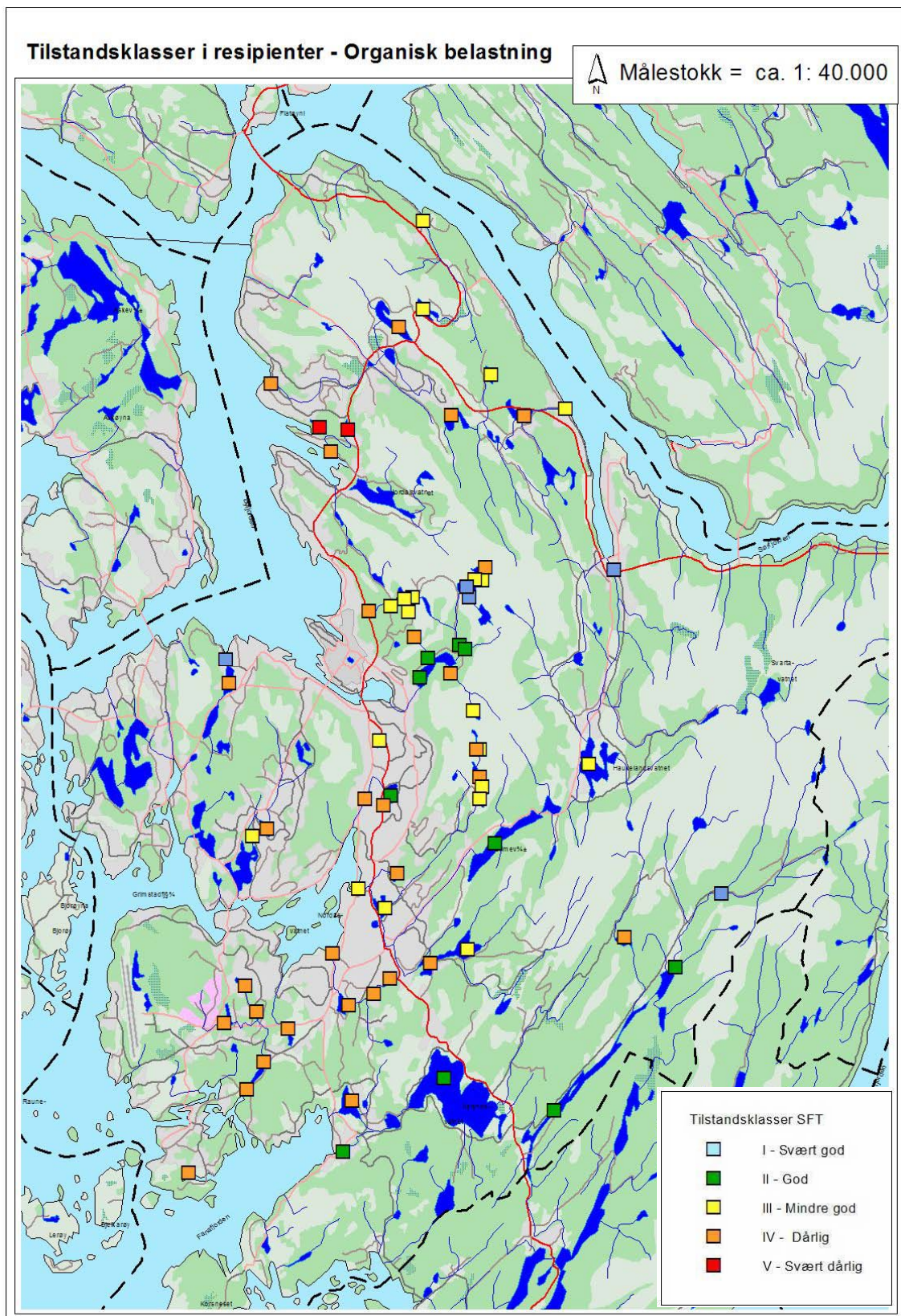
Figur 2. Tilstandsklassifisering (90-persentil) for tarmbakterier basert på lekkasjesøking ved høy vannføring 1992-2000. Målingene kan påvise overløp fra kloaknettet eller arealavrenning fra gjødslete områder.



Figur 3. Tilstandsklassifisering for tarmbakterier basert på resipientundersøkelser 1992-2000. Klassifiseringen er basert på nyeste måleserie.



Figur 4. Tilstandsklassifisering for næringsalter basert på resipientundersøkelser 1992-2000. . Klassifiseringen er basert på nyeste måleserie.



Figur 5. Tilstandsklassifisering for organisk belastning basert på resipientundersøkelser 1992-2000. Klassifiseringen er basert på nyeste måleserie.

Summary

Title: A review of freshwater recipient surveillance in Bergen 1992-2000.

Year: 2004

Author: Anders Hobæk & Annie E. Bjørklund

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4449-2

The report summarizes the results from monitoring of freshwater recipients in Bergen, Norway, over the period 1992-2000. The monitoring program included two independent components:

- An annual sampling program in 13 water courses, aimed at detecting leakage from public as well as private sewers.
 - Monitoring of recipients (lakes and rivers) with respect to effects of nutrients and fecal bacteria in the same 13 water courses. Different recipients were successively monitored, such that each waterbody was surveyed through the productive season (May-October) during two or three seasons over the period 1992-2000.
1. Scanning for **sewer leakages** was conducted twice per year at 55 sampling points in 13 watercourses: Once at low and once at high run-off. These data enabled us to differentiate between pollution sources: High bacterial numbers at low run-off indicated sewer leakage or a direct discharge, while higher bacterial numbers at high run-off suggested sewer overflow or run-off from polluted areas or fields treated with manure.
 2. A classification of pollution levels with respect to fecal bacteria at low run-off is given in Figure 1, and for high run-off in Figure 2. The classification follows a 5-level system developed by the Norwegian Pollution Control Authority (SFT).
 3. At low run-off, 71 % of the sampling points were classified as “good” or “very good” conditions in 2000, while at high run-off only 31 % of the same points were similarly classified. This reflects a general capacity-problem of the municipal sewer network, and that pollution caused by sewer overflow is common in urban areas. Over the period 1992-2000, only 16 % of the sampling points maintained “good” or “very good” classification, due to occasional records of high fecal bacteria numbers (Figure 1)
 4. A series of river reaches were also polluted by point sources (sewer leakages or direct discharges).
 5. **Recipient monitoring** focused mainly on lakes and some river reaches that were presumed to receive sewage load. The program included monthly measurements of physical, chemical and biological parameters. These data-sets formed the basis for classification of water quality status with respect to fecal bacteria, nutrients and organic load. We further evaluated the ecological responses to nutrient load in lakes.
 6. Water quality status for the recipients studied are given in Figure 3 (fecal bacteria), Figure 4 (nutrients), and Figure 5 (organic load), again following the 5-level classification system of SFT.
 7. With respect to fecal bacterial pollution, 17 out of 45 monitoring stations were classified as “poor” or “very poor” conditions. By comparison, among 22 stations in outfields, none received a similarly poor classification.
 8. About half of the surveyed lakes were nutrient-rich, and their status was classified as “poor” or “very poor”. However, this result is not valid for the region as a whole, since the lakes represent the ones most affected. By comparison, six lakes situated in outfields were all nutrient-poor.
 9. Most lakes within Bergen municipality are small, and many of them are affected by sewage and/or agriculture. Small lakes with small hypolimnion volumes frequently develop oxygen deficiency, which brings about further nutrient release from the bottom sediments (internal fertilization). This process was shown to be a problem in 11 of 32 investigated lakes. Such lakes will continue to be nutrient-rich for many years after reduction of external inputs. E.g., sewage diversion was completed by 1993 for Lake Storetveitvatn. Although clear improvements were recorded, its nutrient status was still classified as “very poor” in 2000.
 10. Two-thirds of the lakes investigated were classified as ‘poor’ or “very poor” with respect to organic load. Organic contents derive from pollution (directly from sewage and agriculture or indirectly by increased productivity caused by nutrients), and from natural sources (humic compounds leached from the watersheds).
 11. **Sewage diversion** has been accomplished in some areas in Bergen over the last 10 years. The more extensive of these measures have led to some improvements in water quality, while small-scale measures could not be shown to have detectable effects on water quality.

1. Bakgrunn

Fylkesmannen i Hordaland ga, i "Utslippstillatelse for Bergen kommune" datert 27/4-90, Bergen kommune følgende pålegg:

1. *Det skal igangsettes kontinuerlig overvåking av ferskvannsføremål i Bergen. Overvåkingen skal rettes mot overgjødning og hygiene.*
2. *Det skal kontrolleres at bekker ikke tilføres forurensninger fra transport-systemet. Forurensninger kan skyldes direkte utslipp, feilkoplinger, lekkasjer eller utilsiktede utslipp via overløp. Undersøkelsen, som minst bør utføres 1 gang pr. år, starter nedstrøms avløpssonen. Viser undersøkelsen at bekken tilføres spillvann, fortsetter man undersøkelsen oppover bekken til forurensningskilden er funnet.*

Med bakgrunn i utslippstillatelsen har Bergen kommune gjennomført et overvåkingsprogram i 9 år (1992-2000) rettet mot disse to problemstillingene. Som basis for overvåkingsprogrammet ble det utarbeidet en forberedende kartlegging av ferskvannsresipienter i kommunen (Johnsen m. fl. 1992). Her ble arealinformasjon for nedbørfeltene og avrenningskonstanter for næringssalter brukt som grunnlag for å beregne forventet tilstand i innsjøer. Tilgjengelige måledata ble også gjennomgått, noe som ga grunnlag for en prioritering av hvilke deler av vassdragene som skulle overvåkes, og det ble utarbeidet et overvåkingsprogram for de neste ti årene. Programmet omfattet de to nevnte problemstillingene: en rullerende vassdragsovervåking rettet mot overgjødning og hygiene der enkeltvassdrag undersøkes hvert 3. - 5. år (resipientundersøkelsen), og en årlig prøvetaking i samtlige vassdrag for å søke etter kloakkforurensning (lekkasjeundersøkelsen). Det er utarbeidet årlige rapporter, en for overvåkingsdelen og en for lekkasjeundersøkelsen. Alle rapporter er listet i referanselisten bakerst i dette dokumentet. De enkelte års undersøkelser har vært gjennomført som selvstendige prosjekter av NIVA Vestlandsavdelingen og av Rådgivende Biologer AS.

Årsrapportene har tatt for seg tilstanden i de enkelte vassdragene, samt antydning av aktuelle forurensningskilder. Det er også søkt å peke på utviklingstrekk etter hvert som data fra flere år foreligger. Gjennom perioden har det imidlertid skjedd en viss metodologisk utvikling, dels gjennom en revisjon av SFTs system, og dels ved at bedre tilpassede modeller ble tatt i bruk for vurdering av innsjøenes reelle og tolerable belastning av næringssalter. Dette har betydning for vurdering av resultatene fra vassdragsovervåkingen, og understreker behovet for en gjennomgang med etterjustering og sammenstilling av vurderingene.

På anmodning fra Bergen kommune har NIVA og Rådgivende Biologer AS i fellesskap laget denne sammenstillingsrapporten som sammenfatter resultater og erfaringer fra hele overvåkingsprogrammet. Her har vi også forsøkt å behandle andre aspekter, som metodiske aspekter, biologisk mangfold og påvisbare effekter av kloakksaneringstiltak i vassdragene. Rapporten er ment å gi et prioriteringsgrunnlag for videre overvåking, men den har ikke spesifisert dette i detalj.

Det er imidlertid viktig å få fram at resultatene i denne rapporten ikke viser tilstanden generelt i vassdragene i Bergen kommune. Her er spesielt belastede lokaliteter plukket ut, og disse står i skarp kontrast til f. eks. de lite belastede vassdragene på Byfjellene (Johnsen mfl. 2001).

1.1 Overvåkingsprogrammet i 1992-2000

I niårsperioden fra 1992 til 2000 ble totalt 15 vassdrag undersøkt med hensyn på vannkvalitet og forurensning (tabell 1, figur 3 og 4). Undersøkelsene rettet seg spesielt mot effekter av kloakk og landbruksbelastning, og to ulike typer tilnæringer ble tatt i bruk; lekkasjeundersøkelsen og resipientundersøkelsene. Sommeren 2000 ble det også gjort en undersøkelse av elver og innsjøer i Byfjellene (Johnsen mfl. 2001). Disse vassdragene er ikke påvirket av verken kloakk eller landbruksavrenning, og er tatt med her som referanse på vannkvaliteten i upåvirkte vassdrag i denne regionen.

1. Lekkasjeundersøkelsen tok sikte på å gi et overblikk over hvilke deler av vassdragene som var forurenset av tarmbakterier, og var spesielt rettet mot årsaken til eventuelle forurensninger. Fire hovedtyper tilførsler ble forsøkt kartlagt: arealavrenning, direkte (ulovlige) utslipp, lekkasje fra ledningsnett og kapasitetsproblem på ledningsnettet. Undersøkelsen omfattet de mest kloakkbastede vassdragene i kommunen, og prøver ble tatt årlig på faste steder i utvalgte vassdrag. Totalt 55 lokaliteter fordelt på 13 vassdrag ble undersøkt (tabell1). Prøvetaking skjedde to ganger årlig; en ved lav vannføring etter lite nedbør, og en ved høy vannføring etter mye nedbør. Prøvene ble undersøkt med hensyn på termotolerante koliforme bakterier. Et par år var undersøkelsesopplegget noe endret; i 1993 ble to utvalgte overvannsledninger i Fjøsangervassdraget undersøkt spesielt (Hobæk 1994), og i 1996 var prøvetakingen i Midtbygdavassdraget utvidet (Bjørklund 1996).

2. Resipientundersøkelsene var en del av den pålagte "kontinuerlige overvåkingen" av kommunens ferskvannsføremønstre, og var i hovedsak rettet mot kartlegging av vannkvaliteten i kommunens innsjøresipienter. Utvalget av innsjøer ble gjort på bakgrunn av en forberedende kartlegging av samtlige ferskvannsresipienter i kommunen (Johnsen mfl. 1992, Bjørklund mfl. 1994), og de enkelte innsjøresipientene ble undersøkt fra en til tre ganger i løpet av undersøkelsesperioden, avhengig av belastningsgrad og foreliggende kunnskap om de enkelte innsjøene.

Undersøkelsen ble i hovedsak gjennomført månedlig i perioden mai til oktober, og prøvetakingsprogrammet har omfattet både fysiske -, kjemiske - og biologiske parametre.; temperaturprofil, oksygenprofil, siktedyp, pH, fargetall, turbiditet, ledningsevne, totalfosfor, totalnitrogen, totalt organisk karbon, termotolerante koliforme bakterier, klorofyll a, algevolum og -arter. I tillegg ble dyreplanktontetthet og -arter undersøkt for å vurdere innsjøenes økologiske balanse. Teoretiske modeller for innsjøers tålegrense for næringstilførsler (Rognerud mfl. 1979, Berge 1987) ble også brukt for å vurdere om belastningene var så store at det var fare for en negativ utvikling i resipienten (se omtale seinere).

3. Byfjellsundersøkelsen

I 2001 ble vannkvaliteten i tre vassdrag på Byfjellene undersøkt. Totalt omfatter nedslagsfeltene til disse vassdragene det meste av områdene på Byfjellene. Både innsjøer og elver ble undersøkt med et opplegg og parametervalg som i stor grad samsvarer med den overnevnte resipientundersøkelsen. Undersøkelsen ble i utgangspunktet gjennomført for å skaffe grunnlagsmateriale for klausuleringsvurderinger rundt drikkevannskildene der, men tjener i denne sammenheng som referanse for vannkvalitet i upåvirkete vassdrag i regionen.

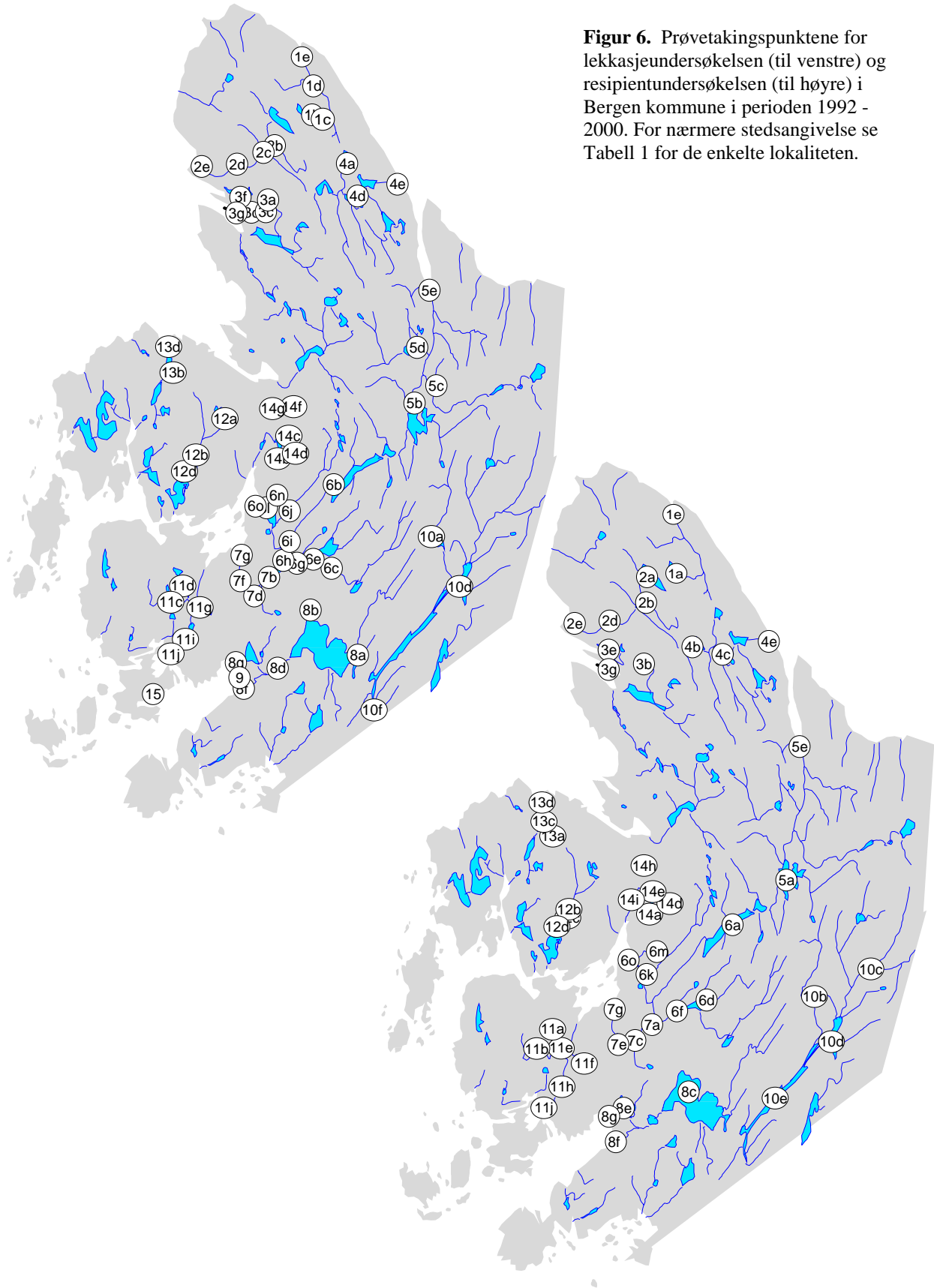
Tabell 1 (de to neste sider). Vassdragsvis sammenstilling av de undersøkte innsjøresipienter og i Bergen kommune i perioden 1992-2000. Numrene henviser til kartene i Figur 6, og nummereringen går fortløpende fra øverst i vassdraget mot utløpet av sjøen. For henvisning til de enkelte undersøkelsene se referanselista bak i rapporten. Lokalitetene som inngår både i resipient- og lekkasjeundersøkelsen er i tillegg til de årlige lekkasjeundersøkelsene også undersøkt de årene som er oppgitt for innsjøene i samme vassdrag. Tabellen fortsetter på neste side. *Denne elva ble lagt i rør i løpet av undersøkelsesperioden, og resipient data finnes derfor kun fra 1992, mens lekkasjedata finnes til og med 1995.

VASSDRAG	LOKALITET	UTM	US-ÅR	US-TYPE	KART-NR.
Haukåsvassdraget	Haukåsvatnet	KN 999 112	1994, 2000	Resipient	1a
	Utløp Haukåsvatnet	LN 004 109	1992-2000	Lekkasje	1b
	Utløp Kråvatnet	LN 008 109	1992-2000	Lekkasje	1c
	Etter kloakkpumpestasjon ved Myrsæter	LN 012 117	1992-2000	Lekkasje	1d
	Utløp ved Hylkje	KN 999 139	1992-2000	Lekkasje og resipient	1e
Midtbygdavassdraget	Langavatnet	KN 990 108	1992, 1996, 1999	Resipient	2a
	Utløp Liavatnet	KN 988 099	1992-2000	Lekkasje og resipient	2b
	Utløp Forvatnet ved Håbro	KN 982 095	1992-2000	Lekkasje	2c
	Dalaelv ved Flatevad	KN 968 091	1992-2000	Lekkasje og resipient	2d
	Dalaelv ved Kvernevik	KN 957 088	1992-2000	Lekkasje og resipient	2e
Åstveitvassdraget	Innløp Griggastemma	KN 978 078	1992-2000	Lekkasje	3a
	Griggastemma	KN 977 078	1994, 1999	Resipient	3b
	Utløp Griggastemma	KN 976 075	1992-2000	Lekkasje	3c
	Innløp til Sjurastemma	KN 977 072	1992-2000	Lekkasje	3d
	Åstveitstema	KN 968 077	1994, 1999	Resipient	3e
	Utløp Åstveitstema	KN 969 075	1992-2000	Lekkasje	3f
	Utløp stemme v. Norw. Talc	KN 971 072	1992-2000	Lekkasje og resipient	3g
Gaupåsvassdraget	Utløp Hetlebakkstemma	LN 018 091	1992-2000	Lekkasje (Res.1995)	4a
	Hjortlandstemma	LN 007 077	1992, 1995, 1998	Resipient	4b
	Gaupåsvatnet	LN 030 080	1992, 1995, 1999	Resipient	4c
	Innløp Gaupåsvatnet fra Hjortlandstemma	LN 026 077	1992-2000	Lekkasje	4d
	Elv før fjorden i Ytre Arna	LM 042 082	1992-2000	Lekkasje og resipient	4e
Arnavassdraget	Haukelandsvatnet	LM 049 975	1994, 1999	Resipient	5a
	Utløp Haukelandsvatnet	LM 049 989	1992-2000	Lekkasje	5b
	Elv fra Bjørndalen	LM 054 997	1992-2000	Lekkasje	5c
	Elv fra Tangelandsvatn	LN 055 008	1992-2000	Lekkasje	5d
	Storelva ved kirken	LN 056 036	1992-2000	Lekkasje og resipient	5e
Nesttunvassdraget	Grimevatnet	LM 023 955	1994, 1997, 2000	Resipient	6a
	Utløp Grimevatnet	LM 014 950	1992-2000	Lekkasje	6b
	Elv fra Stignavatn før Myrdalsvatn	LM 013 917	1992-2000	Lekkasje	6c
	Myrdalsvatnet	LM 012 920	1994, 1997, 2000	Resipient	6d
	Utløp Myrdalsvatnet	LM 003 917	1992-2000	Lekkasje	6e
	Byrkjelandsvatnet	KM 999 916	1994, 1997, 2000	Resipient	6f
	Utløp Byrkjelandsvatnet	KM 996 914	1992-2000	Lekkasje	6g
	Nesttunelv før samløp elv fra Grimevatn	KM 990 922	1992-2000	Lekkasje	6h
	Elv fra Grimevatn før samløp Nesttunelv	LM 990 922	1992-2000	Lekkasje	6i
	Innløp til Nesttunvatnet fra øst	KM 989 933	1992-2000	Lekkasje	6j
	Nesttunvatnet	KM 987 933	1994, 1997, 2000	Resipient	6k
	Utløp Nesttunvatnet	KM 984 937	1992-2000	Lekkasje	6l
	Myrvatnet	KM 990 942	1994, 1997, 2000	Resipient	6m
	Utløp Myrvatnet	KM 989 943	1992-2000	Lekkasje	6n
	Utløp til Nordåsvatnet, Hopsfossen	KM 981 939	1992-2000	Lekkasje og resipient	6o

Tabellen fortsetter på neste side.

Tabell 1 forts.

VASSDRAG	LOKALITET	UTM	US-ÅR	US-TYPE	KART-NR.
Apeltunvassdraget	Tranevatnet	KM 989 911	1994, 1997, 2000	Resipient	7a
	Utløp Tranevatnet	KM 986 909	1992-2000	Lekkasje	7b
	Iglevatnet	KM 983 905	1994, 1997, 2000	Resipient	7c
	Utløp Iglevatnet	KM 982 905	1992-2000	Lekkasje	7d
	Apeltunvatnet	KM 975 904	1994, 1997, 2000	Resipient	7e
	Utløp Apeltunvatnet	KM 974 907	1992-2000	Lekkasje	7f
	Utløp til Nordåsvatnet	KM 972 918	1992-2000	Lekkasje og resipient	7g
Kalandsvassdraget	Austevollselvi	LM 024 875	1992-2000	Lekkasje	8a
	Innløp Kalandsvatnet ved Hatlestad	LM 003 892	1992-2000	Lekkasje	8b
	Kalandsvatnet	LM 005 882	1993, 1996, 1999	Resipient	8c
	Utløp Klokkarvatnet	KM 988 867	1992-2000	Lekkasje	8d
	Stendavatnet	KM 978 874	1993, 1996, 1999	Resipient	8e
	Utløp Fanaelv ved Fanafjorden	KM 974 859	1992-2000	Lekkasje og resipient	8f
	Stendaelv	KM 973 872	1993, 1999	Lekkasje og resipient	8g
Åletretjørnvassdraget	Utløpselv fra Åletretjørnnet	KM 973 866	1996	Resipient	9
Osvassdraget	Innløp Frotveitvatnet	LM 056 923	1992-2000	Lekkasje	10a
	Frotveitvatnet	LM 060 923	1993, 1998	Resipient	10b
	Samdalselv, øvre stasjon	LM 088 936	1993, 1998	Resipient	10c
	Samdalselc, innløp Samdalsvatnet	LM 072 913	1992-2000	Lekkasje og resipient	10d
	Hauglandsvatnet	LM 042 875	1993, 1998	Resipient	10e
	Utløp Hauglandsvatnet	LM 031 859	1992-2000	Lekkasje	10f
Grimseidvassdraget	Skranevatnet	KM 945 910	1992, 1995, 1998	Resipient	11a
	Birkelandsvatnet	KM 942 898	1992, 1995, 1998	Resipient	11b
	Utløp Birkelandsvatnet	KM 943 898	1992-2000	Lekkasje	11c
	Innløp Håvardstunvatnet	KM 949 902	1992-2000	Lekkasje	11d
	Håvardstunvatnet	KM 949 900	1992, 1995, 1998	Resipient	11e
	Skeievatnet	KM 959 895	1992, 1995, 1998	Resipient	11f
	Utløp Skeievatnet	KM 958 898	1992-2000	Lekkasje	11g
	Grimseidvatnet	KM 951 885	1992, 1995, 1998	Resipient	11h
	Utløp Grimseidvatnet	KM 947 879	1992-2000	Lekkasje	11i
Utløp før fjorden	KM 947 877	1992-2000	Lekkasje og resipient	11j	
Fylingsdalsvassdraget	Innløp til Lynghaugtjernet	KM 959 970	1992-2000	Lekkasje	12a
	Innløp Ortuvatnet, like etter utløp kanal	KM 954 958	1992-2000	Lekkasje og resipient	12b
	Ortuvatnet	KM 953 957	1993, 1997	Resipient	12c
	Sælenbekken v. innløp Sælenvatnet	KM 948 955	1992-2000	Lekkasje og resipient	12d
Gravdalsvassdraget	Lyngbøvatnet	KM 937 989	1993, 1997	Resipient	13a
	Utløp Lyngbøvatnet	KM 944 996	1992-2000	Lekkasje	13b
	Gravdalsvatnet	KM 942 999	1993, 1997	Resipient	13c
	Gravdalselv før fjorden	KN 941 007	1992-2000	Lekkasje og resipient	13d
Fjøsangervassdraget	Storetveitvatnet	KM 987 963	1992, 1995, 2000	Resipient	14a
	Storetveitvatnet, ved "kai"	KM 983 964	1992-2000	Lekkasje	14b
	Innløp Tveitevatnet ved bensinstasjon	KM 993 970	1992-2000	Lekkasje	14c
	Innløp Tveitevatnet ved kirken	KM 993 966	1992	Lekkasje og resipient*	14d
	Tveitevatnet	KM 990 967	1992, 1995, 2000	Resipient	14e
	Elv fra Landås ved Christieparken	KM 994 981	1992-2000	Lekkasje	14f
	Innløp Solheimsvatnet	KM 987 984	1992-2000	Lekkasje	14g
	Solheimsvatnet	KM 985 983	1995, 2000	Resipient	14h
Kristianborgvatnet	KM 983 966	1995, 2000	Resipient	14i	
Mildevatnet	Mildevatnet	KM 928 854	1992, 1999	Resipient	15



Figur 6. Prøvetakingspunktene for lekkasjeundersøkelsen (til venstre) og resipientundersøkelsen (til høyre) i Bergen kommune i perioden 1992 - 2000. For nærmere stedsangivelse se Tabell 1 for de enkelte lokaliteten.

2. Innledning

De gjennomførte undersøkelsene av vassdragene i Bergen er spesielt rettet mot forurensning fra kloakktilførsler og overgjødning i landbruket. Virkningen på vannkvaliteten ved disse typene tilførsler vil i stor grad være sammenfallende, og i denne rapporten vil de to viktigste effektene omtales; eutrofiering og hygienisk forurensning. Nedenfor skal vi kort gå gjennom de viktigste faktorene som har betydning for eutrofieringstilstanden og den hygieniske tilstanden i et vassdrag.

2.1 Hva påvirker vannkvaliteten i et vassdrag

Vannkvaliteten i et vassdrag er et resultat av tilførsler fra mange forskjellige kilder. Nedbør og grunnvannstilførsel forårsaker selve vannføringen, og forholdet mellom disse er en av de bestemmende faktorene for kvaliteten på vannet. I tillegg vil det mange steder også være utslipp eller tilførsel til vassdragene fra industri, kloakkanlegg, gjødselkjellere osv. Grovt sett kan vi derfor dele faktorene som påvirker vannkvaliteten i et vassdrag inn i tre hovedgrupper:

- 1) **NATURTILSTANDEN:** avrenning og tilførsel fra upåvirket jordsmonn og berggrunn
- 2) **LANGTRANSPORTERTE TILFØRSLER:** med nedbør og som tørravsetninger fra en rekke både naturlige og antropogene kilder
- 3) **LOKALE MENNESKESKAPTE TILFØRSLER:** kloakk, landbruk, industri ol.

Naturtilstanden tilsvarer den miljøtilstanden en finner i vassdrag som kun er påvirket av avrenning fra områder som ikke er forurenset av menneskelige aktiviteter. Naturgrunnlaget påvirkes hovedsakelig av tre naturgitte elementer: Berggrunnens sammensetning, løsmassenes og jordsmonnets sammensetning og vassdragenes morfologi. Informasjonen om dette finnes hos Kolderup & Kolderup (1940), Gjessing (red) (1977), Gjessing (1978), Holtedal (1968) og Undås (1963).

Forventet naturtilstand i vassdragene i Bergen er anslått i den forberedende kartleggingen av ferskvannsresipienter i kommunen (Johnsen mfl. 1992, Bjørklund mfl. 1994). Variasjonen er stor fra de meget næringsfattige innsjøene på Byfjellene med naturtilstand rundt 4 µg fosfor pr. liter og 200 µg nitrogen pr. liter, til de lavtliggende innsjøene under marin grense der for eksempel Stendavatnet i Kalandsvassdraget har en anslått naturtilstand på 12 µg fosfor pr. liter og 400 µg nitrogen pr. liter. Naturtilstanden i de enkelte innsjøene i Bergen er nærmere gjennomgått i Bjørklund mfl.(1994).

Langtransporterte forurensninger kommer med nedbør og som tørravsetninger, og kan skyldes kilder langt utenfor Norges grenser. I eutrofieringssammenheng er de viktigste stoffene fosfor og nitrogen. Langtransporterte nitrogenoksider stammer vesentlig fra forbrenning av fossilt brensel. Nitrogentilførslene måles via statlige overvåknings-programmer (siste rapport: SFT 878/2003), men disse inkluderer ikke fosfor. Beregninger av fosfortilførsler baserer seg derfor på sporadiske undersøkelser utført i annen sammenheng (Rognerud mfl. 1979, Berge 1983). En sammenfatning er gitt av Skiple & Lükewille (1999). De årlige tilførslene med nedbør i Hordaland anslås til 10 - 30 kg fosfor pr. km² og 200 - 1500 kg nitrogen pr. km² beregnet ut fra målte konsentrasjoner i nedbøren og nedbørmengder. Omtrent 50 % av dette fosforet er partikulært bundet og derfor lite tilgjengelig for algevekst. Mesteparten faller imidlertid i nedslagsfeltet der det tas opp og omsettes i jord og vegetasjon, og derfor vil dette bare delvis nå vannforekomstene via avrenning. Hvor mye som når vassdragene avhenger dermed av mengden jordsmonn og vegetasjon i nedbørfeltet. For de relativt små vassdragene i Bergen kommune antar vi at disse tilførslene har forholdsvis liten betydning sett i forhold til påvirkningen fra menneskelige aktiviteter.

Lokale menneskeskapt tilførsler er mange steder den viktigste faktoren for vannkvaliteten i vassdrag nær bebygde strøk. Hovedkildene er vanligvis kloakk og landbruk, og i tillegg kan utslipp fra

enkelte industribedrifter ha stor betydning lokalt. I en kommune som Bergen, med både tettbebygde områder, landbruksområder og områder uten bebyggelse, vil de dominerende forurensningskildene variere mellom de forskjellige delene av kommunen, og det er ikke alltid lett å skille dem fra hverandre. I de ikke bebodde områdene, som f. eks. Byfjellene, vil imidlertid den lokale forurensning være minimal, det er hovedsakelig sauene på beite som har vesentlig effekt på vannkvaliteten der.

2.1.1 Effekter av kloakk- og landbrukstilførsler

Både kloakk- og landbrukstilførsler vil øke mengdene av næring, organisk stoff og tarmbakterier som tilføres resipienten. Effekten dette har på innsjøer og elver vil imidlertid variere avhengig av mange faktorer. Noen av de viktigste fysiske parametrene er vanngjennomstrømning, størrelse og dypvannsvolum i innsjøer (Vollenweider 1976; Rognerud m.fl. 1979; Berge 1987). Biotiske faktorer som dyreplankton- og fiskesamfunn spiller også en viktig rolle for utviklingen av vannkvalitet i resipienten (Sommer mfl. 1986). Og samtidig er næringsstoffenes tilgjengelighet for algene også med å avgjøre responsen i innsjøenes økosystem (Berge & Källqvist 1990; Braaten m.fl. 1992).

Eutrofiering har utgangspunkt i økte tilførsler av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen. I ferskvann er fosfor vanligvis viktigste næringsstoff, og økte tilførsler vil føre til økt produksjon av alger i vassdragene. Særlig mengde alger, men også algetyper, er ofte begrenset av tilgang på tilgjengelig næring. Denne effekten kalles "bottom-up" og viser til virkningens retning i næringskjedene i innsjøen. Jo mer næringsstoff, desto mer algevekst og som igjen er grunnlag for biologisk produksjon av algespisende organismer som dyreplankton og etter hvert også fisk (Sommer mfl. 1986). I et velbalansert økosystem kan små tilførsler gi positive virkninger ved at blant annet fiskeproduksjonen øker på grunn av bedre tilgang på byttedyr.

Hvis næringstilførslene derimot er store og langvarige, vil det kunne føre til en mindre heldig endring i økosystemet. Algesamfunnets sammensetning forandres ofte i retning av større arter som gjør algene mindre egnet som føde for neste ledd i næringskjeden (dyreplankton, bunndyr). Resultatet kan bli en opphopning av alger (algeblomst) som i mindre grad omsettes via de vanlige næringskjedene i de frie vannmassene, og det kan også dannes alger som kan produsere giftstoffer. Når algene dør vil de synke mot bunnen av innsjøen, der de nedbrytes under stort forbruk av oksygen. Algemengdene vil da påvirke vassdragene på samme måte som ytre tilførsler av organisk stoff. Hvor mye næringstilførsler som skal til for å få denne negative utviklingen er forskjellig fra innsjø til innsjø. Vanngjennomstrømning og dypvannsvolum er to viktige faktorer, og det finnes metoder for beregning av innsjøers tålegrenser (Vollenweider 1976; Rognerud m.fl. 1979; Berge 1987).

Virkningene av store tilførsler av organisk stoff vil ha størst betydning for forholdene i dypvannet i sjiktede innsjøer. Dødt organisk materiale synker mot bunnen der det brytes ned. Slik nedbryting er oksygenkrevende og oksygeninnholdet i dypvannet vil gradvis avta. Innsjøer med et lite dypvannsvolum vil ha begrensede mengder oksygen tilgjengelig, og dersom tilførslene er større enn mengden tilgjengelig oksygen vil det resultere i helt oksygenfritt dypvann. Disse delene av innsjøen vil da bli ubrukelig for de fleste vannlevende organismer.

Et annet problem knyttet til oksygenfritt dypvann i innsjøer er "indre gjødsling". Når det har vært oksygenfritt vann over sedimentene en tid, vil stoffer som tidligere har vært bundet til sedimentene kunne løses ut igjen. For eksempel vil forholdet mellom toverdige og treverdige jern endres, og dermed vil bindingen av fosfor i sedimentet opphøre (Wetzel 1983). Da vil betydelige mengder av det tidligere sedimenterte fosforet bli frigitt til vannmassene som biotilgjengelig fosfat, og konsentrasjonene av fosfor i dypvannet kan være både 10 og 100 ganger høyere enn i overflatevannet. I slike innsjøer vil "indre gjødsling" kunne utgjøre en vesentlig del av de samlede tilførslene, og en kan komme inn i en selvforsterkende sirkel med stadig økende næringsinnhold og algemengder.

Utviklingen i vannkvalitet påvirkes imidlertid i vesentlig grad av fiske- og dyreplanktonsamfunnet i en innsjø (Sommer mfl. 1986). Dersom økosystemet i en innsjø er i noenlunde balanse, vil ikke algene kunne blomstre uhemmet, fordi det vil være effektive dyreplankton som kan kontrollere dem. Men dersom det også er store mengder planktonspisende fisk i en innsjø, vil disse effektivt fjerne dyreplanktonet, slik at algene ikke lenger kontrolleres (såkalt "top-down"-effekt). Det samme vil kunne skje dersom næringstilførselene og produksjonsgrunnlaget for algene er for stort. Da vil ikke dyreplanktonet greie å kontrollere algene, som i tillegg vil kunne domineres av "uspiselige" alger som blågrønnalger. Et balansert økosystem er således i stand til å takle en større næringsbelastning og likevel opprettholde en akseptabel vannkvalitet, i motsetning til et ubalansert system som fort vil kunne bli dominert av store algeoppblomstringer med økende innslag av blågrønnalger (Sommer m.fl. 1986).

Hygienisk forurensning er forurensning der potensielt sykdomsfremkallende mikroorganismer kan være til stede. Både bakterier, virus og parasitter kan smitte mennesker og dyr via drikkevann og badevann (Wasteson & Kapprud 1998, Myrmel 1998, Gjerde 1998). Kloakk eller husdyrmøkk er vanligste kilder for slike forurensninger. Lekkasje fra kloakkledningsnett som går parallelt med drikkevannsledninger eller lekkasjer fra kloakkledninger som går gjennom drikkevannskilder har flere ganger ført til spredning av sykdommer til større befolkningsgrupper.

Her vil både en generell endring av bakteriefloraen, samt faren for spredning av sykdomsfremkallende mikroorganismer ha store negative konsekvenser for vannkvaliteten. Spesielt er det faren for spredning av sykdomsfremkallende agens som er viktig, og en har mange eksempler på at lekkasjer fra kloakkledningsnett har ført til sykdomsepidemier når lekkasjen har medført forurensning av drikkevannskilder (Wasteson og Kapperud 1998). De fleste sykdomsfremkallende agens dør imidlertid relativt raskt når de kommer ut i vannet, men enkelte kan holde seg i live i lang tid og dermed være en trussel for både mennesker og dyr som kommer i forbindelse med vannet.

Det er ikke mulig å undersøke på alle potensielle skadelige mikroorganismer i vann. I stedet undersøker man for fekale indikatorbakterier. Dette er bakterier som normalt forekommer i avføring fra mennesker og dyr, men som en ikke finner ellers ute i naturen. Påvisning av slike bakterier indikerer derfor at vannet forurenses av avføring fra mennesker eller dyr. Det er flere typer indikatorbakterier (Østensvik 1998) men det mest vanlige er å bruke termotolerante koliforme bakterier. Disse bakteriene overlever kun i en til to dager i vann og påvisning av disse indikerer derfor relativt fersk fekal forurensning av kloakk eller husdyrmøkk.

Avføring fra fugler og eventuelle ville dyr i nedbørfeltet vil også kunne forurense vassdrag, men vanligvis vil dette kun gi meget liten forurensning. I SFT sitt klassifikasjonssystem for vannkvalitet (SFT 1997) er det derfor satt en grense på 5 termotolerante koliforme bakterier som naturtilstand for tarmbakterier i vassdrag.

2.2 SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann

SFT har utviklet et system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997) basert på vannkvalitetsmålinger i innsjøer og elver (Tabell 2). Miljøkvaliteten er delt opp etter virkning av forskjellige typer tilførsler til vassdragene, og disse virkningstypene er: **Næringsstoffer**, **organiske stoffer**, **forsurende stoffer**, **miljøgifter** og **tarmbakterier**. Tilstanden innenfor hver virkningstype er karakterisert ved en eller flere fysiske, kjemiske og/eller biologiske parametere som kan måles eller beregnes. Hver virkningstype har sitt unike sett av kriterier for inndeling i klasser, og parametere som er uthevet i Tabell 2 tillegges særlig vekt ved klassifiseringen. For de fleste parametere skal det klassifiseres ut fra gjennomsnittsverdiene, men for surhet gjelder laveste registrerte verdi, og for tarmbakterieforurensning gjelder høyeste registrerte verdi. Virkningstypene er delt inn i fem klasser der I = «Meget god» og V = «Meget dårlig» tilstand.

Tabell 2. SFT sitt klassifikasjonssystem for klassifisering av tilstand i ferskvann (SFT 1997). Parametere som skal tillegges særlig vekt er uthevet. Virkning av miljøgifter er ikke tatt med her, siden det ikke har vært en del av overvåkingsprogrammet.

Virkning av:	Parametre:	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Nærings-salter	Total fosfor , µg/l	< 7	7-11	11-20	20-50	> 50
	Klorofyll a , µg/l	< 2	2-4	4-8	8-20	> 20
	Siktedyp , m	> 6	4-6	2-4	1-2	< 1
	Primærproduksjon, g C/m ² /år	< 25	25-50	50-90	90-150	> 150
	Total nitrogen , µg/l	< 300	300-400	400-600	600-1200	> 1200
Organiske stoffer	Total organisk karbon , mg C/l	< 2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	> 15
	Fargetall , mg Pt/l	< 15	15-25	25-40	40-80	> 80
	Oksygeninnhold , mg O ₂ /l	> 9	6,5-9	4-6,5	2-4	< 2
	Oksygenmetning , %	> 80	50-80	30-50	15-30	< 15
	Siktedyp , m	> 6	4-6	2-4	1-2	< 1
	Kjemisk oksygenforbruk, mg O ₂ /l	< 2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	> 15
	Jern, µg/l	< 50	50-100	100-300	300-600	> 600
	Mangan, µg/l	< 20	20-50	50-100	100-150	> 150
Forsurende stoffer	Alkalitet , mmol/l	> 0,2	0,05-0,2	0,01-0,05	< 0,01	0,00
	PH	> 6,5	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	< 5,0
Partikler	Turbiditet , F.T.U.	< 0,5	0,5-1	1-2	2-5	> 5
	Suspendert stoff , mg/l	< 1,5	1,5-3	3-5	5-10	> 10
	Siktedyp , m	> 6	4-6	2-4	1-2	< 1
Tarm-bakterier	Termostabile koliforme bakterier , ant./100 ml	< 5	5-50	50-200	200-1000	> 1000

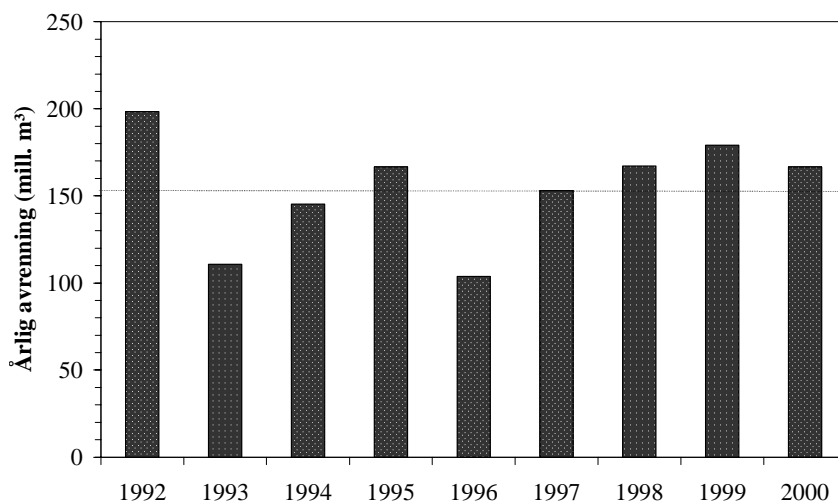
Systemet ble etablert i 1989, men et stadig større erfaringsmateriale har nødvendiggjort oppjusteringer og endringer av tidligere vedtatte normer. Revisjonene har i mindre grad endret systemets oppbygging, bortsett fra en utvidet oppdelingen fra fire til fem tilstandsklasser i 1992 (SFT 1992), og at vurdering av forurensningsgrad er forenklet fra 1997 til å beskrive avvik i tilstandsklasse fra antatt naturtilstand (SFT 1997). Det er også gjort en del andre endringer både i prøvetakingsopplegget, grunnlaget for klassifisering og enkelte grenseverdier for tilstandsklassene er endret i enkelte tilfeller. Dessuten er betegnelsen på tilstandsklassene forandret i den siste utgaven. (For nærmere gjennomgang av endringene se Bjørklund og Brekke 1999.) Denne klassifiseringen er imidlertid meget generell, og sammenhengen mellom parameter og tilstandsklasse passer ikke alltid like godt i hele landet.

2.3 Vær og klima i undersøkelsesperioden

Nedbør har stor betydning for vannkvalitet i vassdrag. Mye nedbør gir økt vannføring. Dersom det er direkte forurensningstilførsler til vassdraget, som for eksempel kloakkutslipp eller sig fra gjødselkjellere, vil disse fortynnes mer når vannføringen er stor. Lav vannføring etter tørrværsperioder vil gi tilsvarende mindre fortynning.

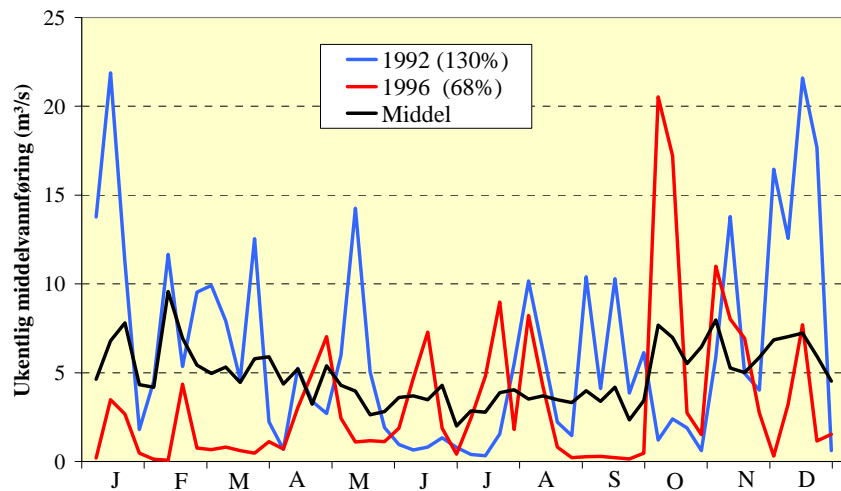
Nedbør kan imidlertid også føre forurensninger til et vassdrag. Det meste av nedbøren faller i nedbørfeltet og når vassdraget i form av overflateavrenning. Denne avrenningen "vasker" nedbørfeltet og kan føre mange typer stoffer til vassdraget. Et eksempel er vassdrag som renner gjennom områder med husdyr på beite. Disse kan få store tarmbakterietilførsler med denne avrenningen. Hvilken type forurensning som eventuelt kommer til et vassdrag avhenger derfor av type forurensningskilder som forekommer i nedbørfeltet.

Det finnes ingen stasjoner for regulære vannføringsmålinger i Bergen kommune. Men NVEs stasjon 55.4 Røykenes i Osvassdraget ligger like sør for kommunegrensen mot Os. Nesten hele feltet som drenerer til denne stasjonen ligger i Bergen (Hauglandsvatnets nedbørfelt). Figur 7 viser årlig avrenning for årene 1992-2000 på Røykenes. Avrenningen var over middel i 1992, 1995, og 1997-2000.



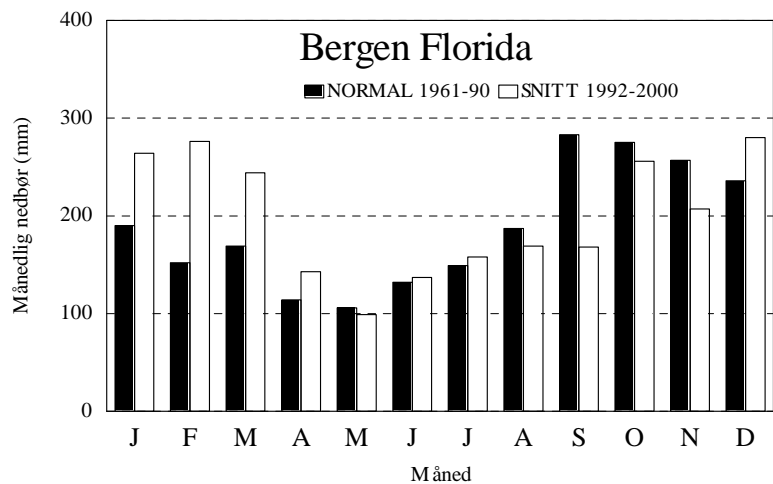
Figur 7. Årlig avrenning (millioner m³) ved NVEs målestasjon på Røykenes i Osvassdraget gjennom perioden 1992-2000. Vannrett strek angir middel avrenning (153 mill. m³) for 10-årsperioden 1992-2001. Data fra NVE.

Figur 8 viser ukentlig middelavrenning på samme stasjon. Her er vist kurver for middel over 10-års perioden 1992-2001, og for de tørreste (1996) og våteste (1992) årene i perioden. I større vassdrag på Vestlandet ser vi gjerne tydelige toppe i avrenningen om våren pga. snøsmelting og om høsten pga. mye nedbør. Men i de små vassdragene i Bergen er denne tendensen nokså lite utpreget, fordi det er små arealer som ligger høyt og hvor snø akkumulerer gjennom vinteren. Det mest karakteristiske i dette området er snarere de raske svingningene i vannføringen pga. rask respons på nedbør i små og korte vassdrag. Det er også typisk med store forskjeller fra ett år til et annet. I 1992 hadde vi hyppige episoder med høy vannføring. Selv i det tørreste året (1996) hadde vi kortere perioder med stor avrenning, og en utpreget topp i oktober (Figur 8).



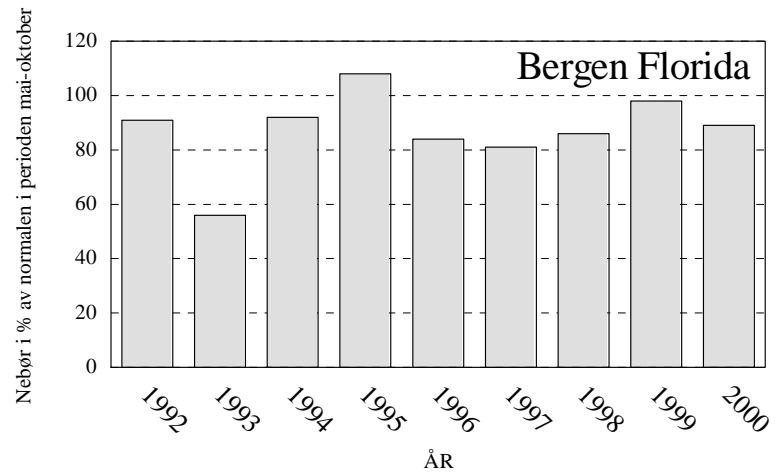
Figur 8. Ukentlig middelavrenning ved NVEs stasjon 55.4 Røykenes i Osvassdraget. Middel for perioden 1992-2001, og målinger fra det våteste (1992) og tørreste (1996) året i den samme perioden.

Perioden 1992 til 2000 var generelt sett preget av nedbørmengder langt over det normale på vinteren/våren, mens sensommeren og høsten har hatt mindre nedbør enn normalt (Figur 9). I perioden som undersøkelsene pågikk; fra og med mai til og med oktober, har de tre første månedene vært relativt normale, mens august-oktober generelt sett har vært tørrere.



Figur 9. Gjennomsnittlig nedbørmengde pr. måned i perioden 1992-2000 (hvite søyler) og nedbørnormalen i perioden 1961-1990 (svarte søyler). Dataene er hentet fra DNMI.

Dersom en ser på nedbørmengdene i prøvetakingsperioden fra mai til og med oktober de enkelte årene var det kun 1995 som hadde mer nedbør enn normalen (Figur 10). Samtlige andre år regnet det mindre enn normalt disse månedene. 1994 hadde spesielt mye nedbør i juni med hele 231 % av normalen, men lite nedbør resten av prøvetakingsperioden. 1993 og 1997 var år med lite nedbør i hele sommerperioden. 1995 hadde også mindre nedbør enn normalen i hele perioden bortsett fra i juli.



Figur 10. Nedbørmengde i perioden mai tom. oktober i % av normalen (1961-90) for tilsvarende periode. Dataene er hentet fra DNMI.

En annen form for bakgrunnsvariasjon gjelder mengden organisk stoff som tilføres vassdragene fra nedbørfeltene. Dette gjelder først og fremst i mengden humus vasket ut fra jordsmonnet. For en del er dette avhengig av vannføring (mye nedbør vasker ut mye humus), men nedbrytning av organisk materiale i jordsmonn er også temperaturavhengig. Klimatiske variasjoner betyr mye for humus og organisk innhold i vassdragene. Gjennom 1990-tallet er det gjennom SFTs program for overvåking av langtransportert forurensning påvist en økende trend for organisk innhold i innsjøer og elver på Sør- og Østlandet (SFT 2003), mens dette ikke har vært tydelig på Vestlandet.

2.4 Metodediskusjon.

Undersøkelsen av Bergensinnsjøene har pågått i ni år. I slike langvarige opplegg med flere aktører i bildet vil det være mange faktorer som kan ha betydning for ensartetheten og gjennomføringen av opplegget. En gjennomgang av de viktigste av disse er derfor en nødvendig del av evalueringen av prosjektet.

I løpet av denne tiden har det skjedd en utvikling med hensyn på kriteriene for klassifisering av vannkvalitet, og både anbefalte analyseparametere og grenser for klassifisering av tilstand har endret seg noe (SFT 1989, 1992, 1997). Dette har ført til noe justering med hensyn på analyseparametre og grenser for tilstandsklassifisering i løpet av disse årene. Stort sett har en kunnet revurdere og ta høyde for disse endringene slik at det ikke har hatt vesentlig innvirkning på den endelige sammenstillingen av tilstanden i vassdragene.

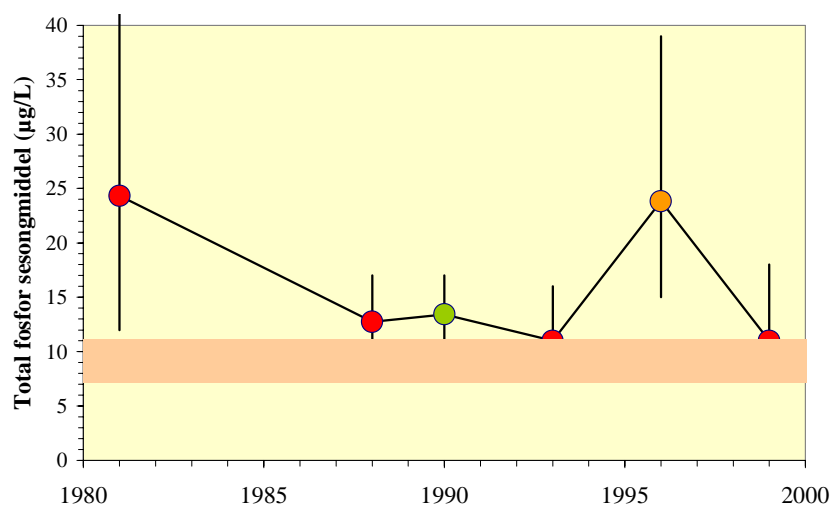
Undersøkelsene er gjennomført av to forskjellige firmaer, og disse har benyttet seg av ulike laboratorier for de vannkjemiske analysene. NIVA har brukt sitt eget laboratorium til de fleste analysene, men Chemlab Services til analyser som må utføres kort tid etter prøvetaking (termotolerante koliforme bakterier alle år; klorofyll a i 1993). Rådgivende Biologer har brukt Chemlab Services til samtlige analyser siden 1994, bare i 1992 var det Hordaland Fylkeslaboratorium som gjorde analysene.

2.4.1 Fosfor

En enkeltparameter som har gitt til dels store variasjoner i klassifiseringssammenheng i begynnelsen av undersøkelseperioden var målingene av totalfosfor. Både Hordaland Fylkeslaboratorium i 1992 og på Chemlab Services i 1996 hadde målinger som, vurdert i ettertid, virket høye sammenlignet med

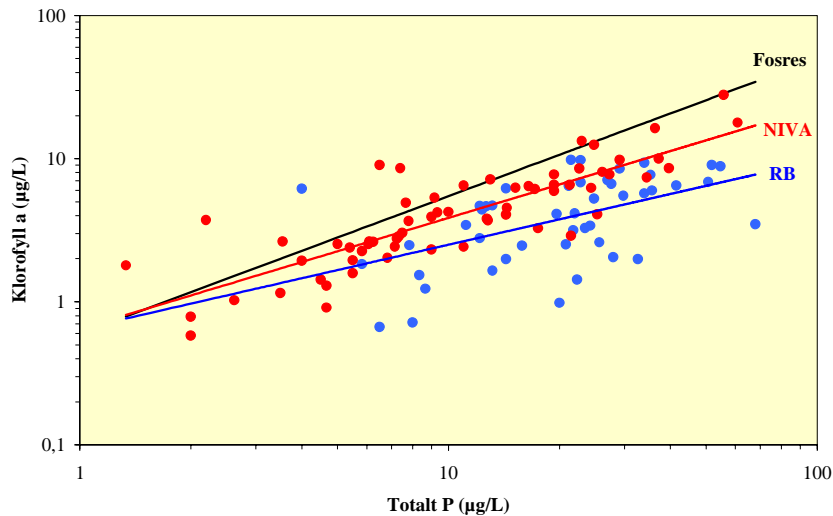
målingene fra NIVA sitt laboratorium. I enkelte situasjoner har det latt seg forklare ut fra høyere forurensningstilførsler målt som samtidig høyere innhold av f. eks. tarmbakterier, men for et par av innsjøene var det oppgitte fosforinnholdet uforklarlig høyt. I prøvene fra Kalandsvatnet i 1996 og fra Grimevatnet i 1994 var det målte fosforinnholdet klart høyere enn det en har påvist ved andre undersøkelser, og nivået ble ikke understøttet av noen andre parametere. Mye arbeid er lagt ned for å finne årsaken, og de siste årene har målingene stort sett vært gode.

Et eksempel på dette problemet er vist for Kalandsvatnet i Figur 11. Middel fosforinnhold lå høyt i 1981, men lavere fra 1988-1993. Et høyt nivå målt i 1996 skiller seg ut i tidsserien. Algemengden dette året lå imidlertid på samme nivå som i 1999. Det er derfor nærliggende å tolke dette som en systematisk målefeil knyttet til fosforanalysene. I 1981 var derimot høyt fosfor knyttet til høy algebiomasse.



Figur 11. Estimer av middel fosforinnhold i Kalandsvatn 1981-1999. Analyser er utført av NIVA (røde punkter), Hordaland Fylkeslaboratorium (grønt punkt) og Chemlab Services A/S (oransje punkt). Vertikale streker angir spredning (høyeste og laveste måling). Bak middelverdiene ligger 4-7 målinger (blandprøver fra overflatelaget 0-10 m). Antall målinger var 6, 4, 7, 5, 6, og 6 fra hhv. 1981, 1988, 1990, 1993, 1996 og 1999. Skyggelagt felt angir tilstandsklasse II, som antas å representere naturtilstand for fosformengde i innsjøen. Data for 1981 fra Aanes (1982), for 1988 fra Faafeng m.fl. (1990), for 1990 fra Johnsen & Kambestad (1990). Data fra 1993-1999 fra resipientundersøkelsene i dette programmet.

Utvikling av planteplanktonets biomasse avhenger av tilgang på næringssalter, men kan også påvirkes av klimatiske forhold og av beiteeffekter (dyreplankton). Ved et mengdeforhold mellom N og P større enn 12 vil fosfor være det begrensende næringssalt, noe som var tilfelle i alle innsjøer i resipientovervåkingen. Det er derfor naturlig å se om det er samsvar mellom algebiomasse og fosformengder. Empiriske modeller for denne sammenhengen baserer seg på Klorofyll a som parameter for biomasse. Klorofyll ble ikke rutinemessig målt i 1992, 1994 og 1996, men data foreligger fra de øvrige 6 års undersøkelser. En sammenstilling av årsmidler for Klorofyll a plottet mot årsmidler for totalt P er vist i Figur 12. Plottet viser systematiske forskjeller i måleresultater mellom laboratoriene som diskutert ovenfor. I tillegg ser vi at de fleste verdier for biomasse ved høye fosfor-verdier ligger lavere enn forventet (ut fra Fosres-modellen etter Berge 1987). Det er flere faktorer som kan ha påvirket disse resultatene foruten fosformengden. Både klimatiske forhold og biologiske interaksjoner kan påvirke algebiomasse. Det er sannsynlig at beiteeffekter fra dyreplankton er viktige her, siden de mest næringsrike innsjøene oftest er dominert av storvokste vannlopper som er svært effektive filtratorer. Dette henger igjen sammen med spesielle fiskesamfunn i mange små innsjøer i bergen (jfr. Kap. 4).

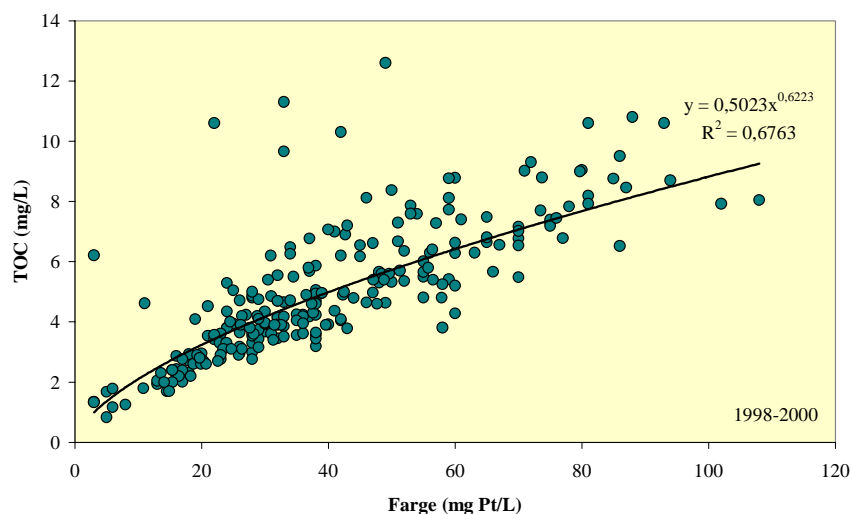


Figur 12. Sammenhengen mellom midlere algebiomasse (uttrykt som klorofyll a) og midlere fosformengde i innsjøer i Bergen 1992-2000. Hvert punkt angir sesongmiddel for en innsjø. Undersøkelser utført av Rådgivende Biologer er vist med blå punkter og regresjonslinje, mens undersøkelser utført av NIVA er vist i røde punkter og regresjonslinje. Til sammenligning er forventet sammenheng som uttrykt i Fosres-modellen (Berge 1987) vist som svart linje. Begge akser er logaritmiske.

2.4.2 Organisk stoff

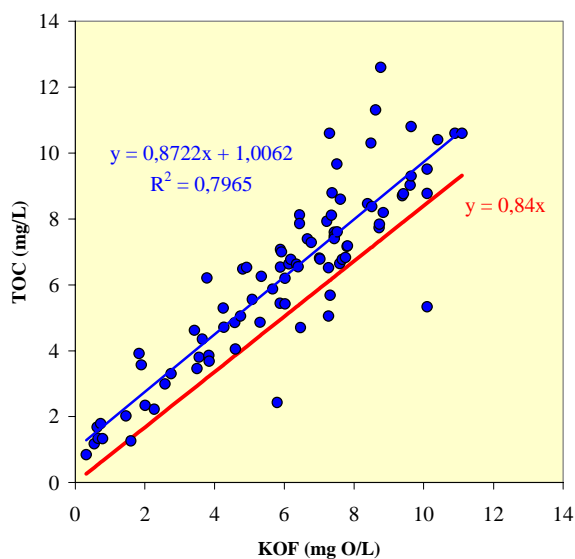
Måleprogrammet har inkludert flere parametre som på ulike vis uttrykker eller henger sammen med innhold av organisk karbon. Denne størrelsen måles direkte som TOC, som er den foretrukne parameter i den reviderte versjon av SFTs system (SFT 1997). Som støtteparametre angis fargetall og kjemisk oksygenforbruk. Bruken av disse parametrene har vekslet noe gjennom overvåkingsperioden. Farge har imidlertid vært med hele veien. Parameteren uttrykker egentlig absorpsjon av lys av en bestemt bølgelengde. I tillegg til stoffer løst i vannet kan også partikler absorbere lys, og parameteren måles derfor normalt på en filtrert vannprøve. Det er først og fremst innholdet av humusstoffer som uttrykkes med måling av fargetall. Så lenge humus er en dominerende del av vannets organiske innhold, bør vi forvente en god sammenheng mellom de to parametrene. Figur 13 viser sammenhengen mellom fargetall og TOC fra målinger i Bergen 1998-2000. Vi ser her at sammenhengen ikke er lineær, og at spredningen rundt predikert innhold (regresjonslinjen i Figur 13) er større ved høye enn ved lave verdier av farge og TOC. Dessuten forekommer en del tydelig avvikende punkter, som indikerer at vi har tilfeller der humus ikke er den dominerende del av det totale organiske innhold.

De avvikende observasjonene og spredningen i resultatene indikerer at andre stoffer enn humus kan ha bidratt til farge (f. eks. jern), og at andre former for organisk karbon enn humus kan utgjøre en vesentlig del av TOC. Dette kan f. eks. være knyttet til høy tetthet av alger.



Figur 13. Sammenheng mellom innhold av totalt organisk karbon (TOC) og fargetall i prøver fra innsjøer og elver i Bergen fra perioden 1998-2000.

Kjemisk oksygenforbruk (KOF) har i stor grad vært brukt som alternativ til TOC, særlig i tidligere undersøkelser. I den første utgaven av SFTs klassifiseringssystem (SFT 1987) angis som en tommelfinger-regel at $TOC \approx 0,84 \cdot KOF$, men i senere utgaver anbefales TOC målt direkte. Imidlertid er denne sammenhengen svært variabel, siden KOF måler lett oksiderbart organisk materiale. Vurdering av organisk innhold har i dette programmet noen ganger vært basert på KOF, og noen ganger på TOC som hovedparameter. Fra 1997 har TOC vært standard, men i 1998 ble begge parametre målt. Data fra dette året er benyttet her for å belyse sammenhengen mellom de to parametrene (Figur 14). Denne analysen viser at TOC-innholdet var generelt høyere enn forventet ut fra KOF-målingene. Også her ser vi at spredningen er stor ved høyt KOF-innhold, og at det opptrer enkelte avvikende målinger. For tilfellene med høyt KOF og lavt TOC har det trolig vært andre stoffer enn karbon som har latt seg oksidere, f. eks. redusert jern og mangan.

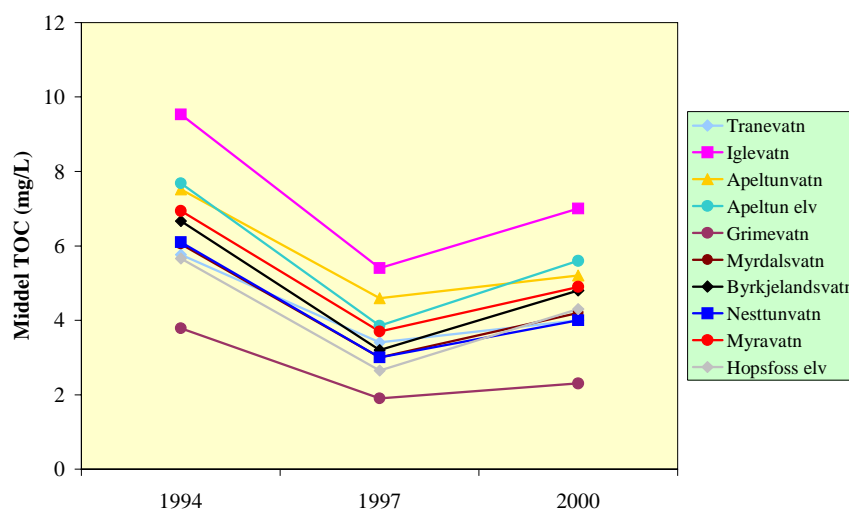


Figur 14. Totalt organisk karbon (TOC) plottet mot kjemisk oksygenforbruk (KOF) målt i vannprøver i 1998. Rød linje viser forventet sammenheng basert på SFT (1989), mens blå linje er den observerte lineære regresjonslinje. En kurvilineær regresjon gav litt bedre tilpasning ($R^2=0,865$) enn den lineære ($R^2=0,797$).

2.4.3 Klima

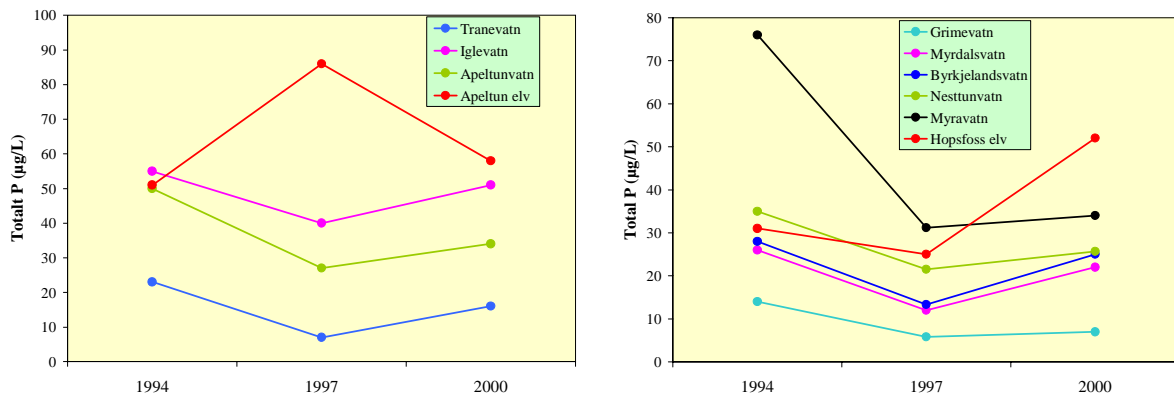
Klimatiske forhold har betydning for variasjon i vannkvaliteten og dermed vurderingen av tilstand. Både temperatur, nedbør og vind varierer fra år til år. Nedbør kan både tilføre og tynne ut forurensninger, samt at den påvirker vassdragets tålegrense for tilførsler. Temperaturen påvirker vekstforhold for alger, og sammen med vind vil den ha betydning for sjiktningen i innsjøer. Enkelte grunne innsjøer (f. eks. Nesttunvatn) kan være temperatursjiktete hele sommeren når det er stille og varmt vær, men ha full omrøring flere ganger i løpet av sommeren når det er ustabil og skiftende værforhold. Dette vil dermed beskrive den naturlige variasjonen i tilstanden en må forvente i vassdragene.

Et eksempel på variasjon mellom år i samme vassdrag er vist for organisk innhold i Nesttun- og Apeltunvassdragene (Figur 15). For å kunne sammenligne organisk stoff over flere år, har vi regnet KOF-verdier fra 1994 om til TOC med regresjonen vist i Figur 14. Vi ser at TOC-nivået varierte i takt mellom årene. Mengden organisk stoff avhenger i stor grad av nedbørmengder, med høyere nivå ved mye nedbør som følge av større utvasking av humus. Av de undersøkte årene var nedbørmengden høyest i 1994, og lavest i 1997 (Figur 10). Variasjonen mellom år kan være betydelig, både i hele vassdrag og i enkelt-lokaliteter, og er stor nok til å gi utslag på klassifisering av tilstand. Vi må derfor konkludere med at klassifisering av organisk belastning er sensitiv for variasjon i klimatiske forhold.



Figur 15. Variasjon i organisk innhold i Nesttun- og Apeltunvassdragene. Målinger er utført i 1994 (som KOF, omregnet til TOC), 1997 og 2000. Figuren viser sesongmidler for de enkelte lokalitetene i vassdragene.

Ulikt avrenningsvolum i ulike sesonger kan også gi utslag i variasjon i konsentrasjon av næringsalter. I Figur 16 er variasjon i middel fosfor-innhold i Apeltun- og Nesttunvassdragene. Også her ser vi noe av det samme mønsteret som for TOC: I alle innsjøer unntatt Myravatn lå innholdet av Tot-P lavest i 1997, dvs. året med minst avrenning. Dette tyder på at tilførsler via overløp og/eller arealavrenning dominerer i disse innsjøene. Dette samsvarer med mønsteret observert i lekkasjesøkingen. Myravatn skiller seg imidlertid ut med uvanlig variasjon. Vi antar at dette har sammenheng med uregelmessigheter med kloakkpumpestasjonen der. Landbruksavrenning betyr relativt lite i disse vassdragene, med unntak for Myrdalsvatnet (via elven fra Stignavatn).



Figur 16. Årsmidler for totalt fosfor ved ulike stasjoner i Apeltunvassdraget (til venstre) og Nesttunvassdraget (til høyre). Data fra respientundersøkelsene i 1994, 1997 og 2000.

I Apeltunelven ser vi klart høyere P-innhold i 1997 enn før eller senere. Dette har sannsynligvis sammenheng med at direkte kloakktilførsler (private septiktanker) er blitt mindre fortynnet i 1997-sesongen. Tilførslene som forårsaket dette mønsteret stammer i alle fall ikke fra vassdraget ovenfor, som vist i nivået i Apeltunvatnet. Forholdene var annerledes i Nesttunvassdraget ved Hopsfossen, der P-innholdet var klart høyere i 2000 enn tidligere år, til tross for at nivået i Myravatnet var nokså nær 1997-nivået. Det synes derfor som om tilførslene til den nederste del av vassdraget har økt.

Eksemplene over illustrerer variasjon i ett og samme vassdrag fra år til år. I tillegg har vi betydelig variasjon innen en enkelt sesong. Mye av denne variasjonen er naturlig, og betinget f. eks. av klimatisk variasjon. Endringer som følge av økte eller reduserte tilførsler av forurensning kommer på toppen av de naturlige variasjonene. Måleserier over flere år er i denne sammenheng av stor verdi, og gjør det mulig å forholde seg til systematisk og naturlig variasjon. Det er også viktig å basere klassifisering og vurdering på flere parametre, ikke bare f. eks. fosfor. I dette programmet har variasjoner i denne viktige parameteren vært problematisk, bl. a. fordi det har skapt forskjeller i beregnet fosfor-tilførsel til innsjøene i tillegg til selve tilstandsklassifiseringen. Det har imidlertid vært mulig å revurdere disse tilfellene i ettertid ut fra flere års uavhengige undersøkelser.

3. Oppsummering og tilstandsbeskrivelse

Dette kapitlet gir en kortfattet sammenstilling av tilstanden i vassdragene som er undersøkt i perioden 1992-2000. Generelt sett er vassdragene i Bergen kommune små og meget følsomme for forurensninger, og vassdragene som er med i denne undersøkelsen er valgt ut med tanke på å dekke opp områdene som er mest utsatt.

De undersøkte vassdragene er preget av at de renner gjennom by- og landbruksområder. **Hygienisk forurensning** på grunn av kloakklekkasjer er størst i de sentrale og tett bebygde delene av kommunen (kart 1 i sammendraget), mens tilsvarende forurensning på grunn av overløp og arealavrenning forekommer i hele kommunen, både i bebygde-, landbruks- og beitemarksområder (kart 2 i sammendraget). **De største næringstilførslene** finnes både i landbruks- og tettbebygde deler av kommunen (kart 4 i sammendraget), mens høye mengder **organisk stoff** er et generelt problem i kommunen både i bebygde og ikke bebygde områder (kart 5).

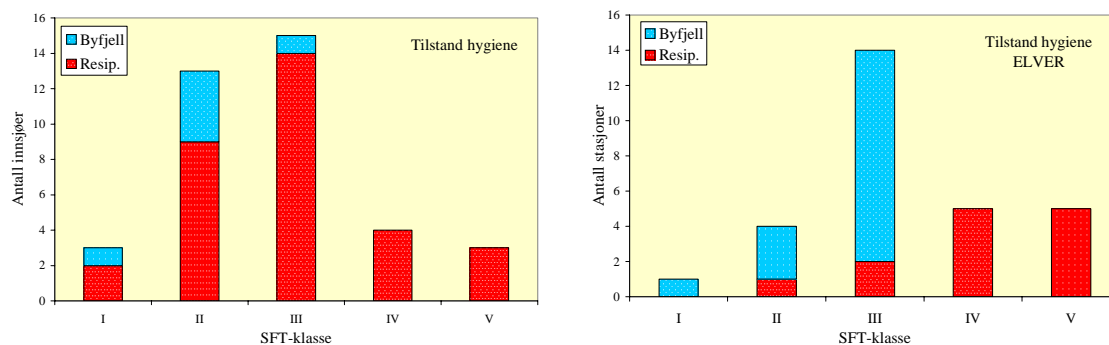
3.1 Hygiene

De mest belastede vassdragene med hensyn på lekkasjer fra kloakkledningsnettene var Apeltunvassdraget, Fyllingsdalsvassdraget, Fjøsangervassdraget, de sentrale delene av Nesttunvassdraget og de nedre deler av Midtbygdavassdraget. Overløpsproblemer/arealavrenning forurenset de aller fleste vassdrag i perioder.

3.1.1 Resipientundersøkelsene

De fleste av innsjøene (23 av 32) vurderes til klasse II og III, men 7 innsjøer lå i klasse IV og V (Figur 17). Også flere av innsjøene blant drikkevannskildene var dårligere enn klasse I, men ingen dårligere enn klasse III. Selv om mange av innsjøene i resipientovervåkingen var påvirket av kloakk, viser disse resultatene at arealavrenning også kan være en betydelig kilde til forurensning. For elvestasjonene ble hele 10 av 13 stasjoner vurdert til klasse IV og V. På byfjellene var forholdene langt bedre, selv om de fleste elver her lå i klasse III (Figur 17).

På Byfjellene er det tarmbakterier fra dyr på beite som er den viktigste kilde til forurensning med tarmbakterier. Dette gjelder selvsagt også husdyr på innmark, hunder og katter i tettbygde strøk, og fugler. For noen områder kan et rikt fugleliv ha betydning for bakteriemengdene som er målt. Men for de fleste av vassdragene i resipientundersøkelsen er det påvist kloakktilførsler til elver og bekker, og dette vil også gjenspeiles i innsjøene. For noen av dem finnes det også direkte utslipp eller avløp fra slamavskillere.



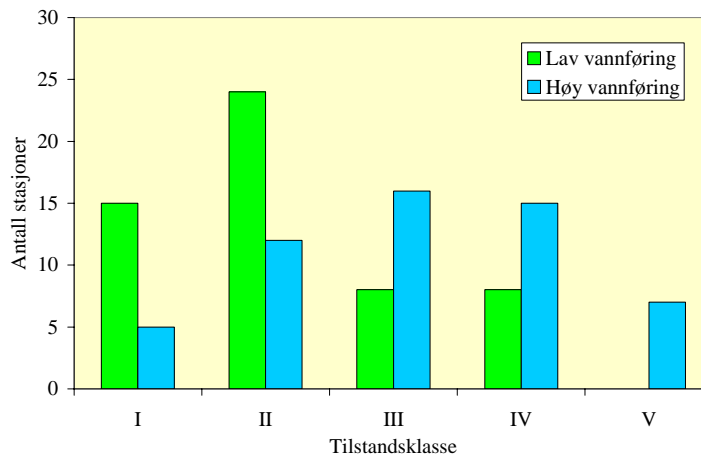
Figur 17. Tilstandsklasser for effekter av tarmbakterier (hygiene) i vassdrag i Bergen 1992-2000. Innsjøer til venstre, elvestasjoner til høyre. Her inngår 32 innsjøer og 13 elvestasjoner fra resipientovervåkingen, samt 6 innsjøer og 16 elvestasjoner fra Byfjellsundersøkelsen.

Naturtilstand for hygienisk tilstand vil ligge i klasse I og II for både innsjøer og elver. Noen bakterier fra fugler og ville dyr vil alltid kunne påvises selv i 'uberørte' vassdrag.

3.1.2 Lekkasjeøking

Delprogrammet for lekkasjeøking i vassdragene har avdekket direkte tilførsler (lekkasje fra kloaknettet eller direkte utslipp fra lovlige og ulovlige avløp) i de fleste vassdragene. Kartet over tilstandsklassifisering ved lav vannføring gir et bilde av dette (Figur 1). Vi kan her ikke skille mellom ulike typer av direkte tilførsler. For noen elver og innsjøer vil et rikt fugleliv også kunne bidra til høye bakterietall (f. eks. Dalelva i Åsane og Ortuvatn i Fyllingsdalen).

En annen form for tilførsler oppstår når kloaknettet ikke har kapasitet nok. I mange tilfeller leder overvannsledninger avrenning inn på kloaknettet, og volumbelastningen kan bli for stor ved mye nedbør. Da finner kloakkvannet gjerne andre veier ut i vassdragene. Tilsvarende skjer dersom en kloakledning er tilstoppet. Problemer med kapasitet i kloaknettet ved mye nedbør og stor avrenning er gjennomgående i Bergen, som vist gjennom lekkasjeøkingsprogrammet i hele perioden 1992-2000. Et eksempel på dette er vist i Figur 18.



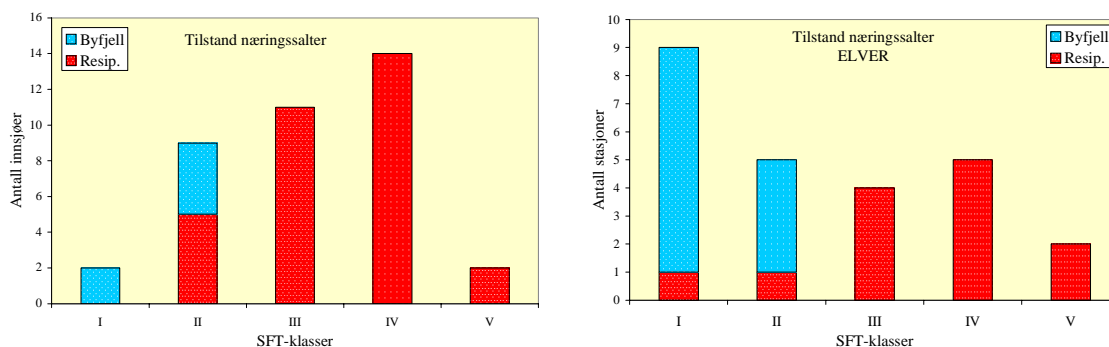
Figur 18. Tilstandsklasser for mengde tarmbakterier på 55 stasjoner i 13 vassdrag i Bergen, målt ved lav og høy vannføring i 2000. Tilstanden var jevnt over dårligere ved høy vannføring. Det samme mønsteret har vært stabilt gjennom hele overvåkingsperioden 1992-2000.

I tillegg til direkte tilførsler og overvannsproblemer fører arealavrenning ofte med seg betydelige mengder tarmbakterier. Dette gjelder først og fremst gjødslet mark og beitemark i jordbruksområdene. Men vi ser også klare effekter av beiting i utmark, som vist i Byfjellsundersøkelsen 2000. Andre kilder som klassifiseres som arealavrenning kan være hunde- og kattelort fra bebygde områder, parker og turveier. En oversikt over tilstand ved høy avrenning er vist på kart (Figur 2). Dette må ses i sammenheng med overløpsproblemer og arealavrenning.

De fleste tilfeller av direkte kloakktilførsler er små, og gir oftest lokale effekter. I enkelte tilfeller er de imidlertid så store at de synes å ha avgjørende betydning for deler av eller til og med hele vassdraget. Det mest slående eksemplet gjelder Apeltunvassdraget (jfr. kap. 5). Øverst i vassdraget er tilstanden god, men det er påvist en større direkte kloakktilførsel like nedenfor utløpet av Tranevatn. Selv om det finnes flere direkte tilførsler til vassdraget nedenfor, synes det klart at denne ene forurensningskilden har medført meget dårlig tilstand spesielt i Iglevatn, men også i Apeltunvatn nedenfor. Ved å avskjære denne ene kilden bør tilstanden i vassdraget kunne forbedres vesentlig, både med hensyn til hygiene og næringssalter.

3.1.3 Næringsalter (overgjødning)

Mange av vassdragene i Bergen kommune er også preget av ytre tilførsler av næringsstoffer (fosfor og nitrogen). Både kloakk og tilførsler fra landbruket er viktige kilder, men landbrukstilførsler har ofte en forholdsvis større betydning etterhvert som de gamle store kloakkutslippene er sanert. Beiteområdene på Byfjellene tilfører imidlertid ikke vesentlige mengder av næringsstoffer. Tilstand i innsjøer og elvestasjoner som er undersøkt i resipientovervåkingen er vist på kart i Figur 4.



Figur 19. Tilstandsklasser for effekter av næringsalter i vassdrag i Bergen 1992-2000. Innsjøer til venstre, elvestasjoner til høyre. Her inngår 32 innsjøer og 13 elvestasjoner fra resipientovervåkingen, samt 6 innsjøer og 12 elvestasjoner fra Byfjellsundersøkelsen.

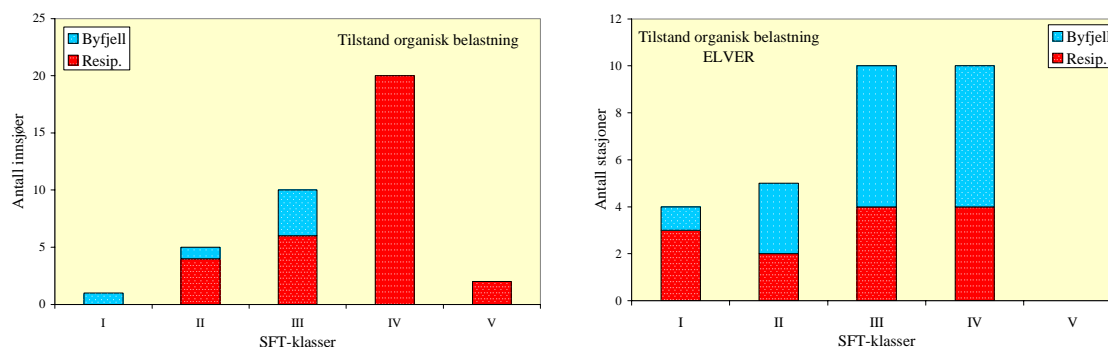
For både innsjøer og elver i resipientovervåkingen ble de fleste stasjoner (78 % av innsjøene,) vurdert i tilstandsklasse III og IV (Figur 19). Derimot lå alle lokaliteter i Byfjellsundersøkelsene i klasse I og II. Selv om det naturlig vil være noe større næringsrikdom i lavereliggende deler av vassdragene (under marin grense), er det ingen av lokalitetene som kan antas å ha hatt naturtilstand over tilstandsklasse II for næringsalter. Generelt avviker altså vassdragene i Bergen betydelig fra sin naturlige tilstand. For de innsjøer og elver som viser størst avvik, henger dette sammen med kloakktilførsler. I noen tilfeller er disse i dag redusert, men 'gamle synder' gjør seg fortsatt gjeldende gjennom næringsalter som frigis fra innsjøsedimenter. Foruten kloakk har vi også tilførsler fra jordbruk og annen arealavrenning til vassdragene.

En annen betydelig kilde for fosfortilførsler i enkelte innsjøer er indre gjødning. Dette er et indirekte resultat av et høyt innhold av organisk stoff om omtales nedenfor, men det er en betydelig kilde i mange innsjøer. I Bergen er denne kilden betydeligst i Åstveitvassdraget (Griggastemma, Åstveitstemma), Grimseidvassdraget (Birkelandsvatnet, Skeievatnet og Grimseidvatnet), Apeltunvassdraget (Iglevatnet, Apeltunvatnet) og Nesttunvassdraget (Byrkjelandsvatnet, Myrvatnet).

3.1.4 Organisk belastning

For innsjøene dominerer klasse III og særlig IV (26 av 32 innsjøer). Bare to av innsjøene er vurdert til tilstandsklasse V. For innsjøene på byfjellene faller de fleste i klasse III, men ingen dårligere (Figur 20). Det er imidlertid liten tvil om at en del av innsjøene i resipientovervåkingen også fra naturens side vil høre til i klasse III og IV. Men mange av dem har dårligere tilstand som følge av økt egen produksjon pga. næringsalter, og tilførsler av organisk stoff med kloakk eller andre utslipp.

For elvene er bildet annerledes (Figur 20). Ingen stasjoner er vurdert til klasse V, mens mange ligger i klasse III og IV. Men dette gjelder også elver og bekker på byfjellene, som nesten bare mottar naturlig forekommende mengder organisk stoff i form av humus fra jordsmonn i nedbørfeltet. Mange av de små vassdragene i Bergen har et naturlig høyt innhold av humus.



Figur 20. Tilstandsklasser for effekter av organisk stoff i vassdrag i Bergen 1992-2000. Innsjøer til venstre, elvestasjoner til høyre. Her inngår 32 innsjøer og 13 elvestasjoner fra resipientovervåkingen, samt 6 innsjøer og 16 elvestasjoner fra Byfjellsundersøkelsen.

Organiske tilførsler til elver fører gjerne til vekst av nedbrytende mikroorganismer (sopp og bakterier). Undersøkelser av påvekstorganismer i 1993 indikerte tydelig organiske tilførsler i elvene, spesielt i Fyllingsdalsvassdraget. Også bunndyrsamfunnene tydet på dette.

I innsjøer med lite dypvannsvolum fører organisk belastning gjerne til oksygenfritt bunnvann. Dersom dette varer over noe tid, kan næringssalter som tidligere er sedimentert løses ut fra sedimentene og bli tilgjengelige for algeproduksjon (såkalt indre gjødsling). Dette er en ond sirkel som ofte medfører at selv om tilførsler av næringssalter og/eller organisk stoff blir redusert, kan innsjøen fortsette å gjødsle seg selv i mange år. Det kan dermed ta lang tid før man oppnår merkbar forbedring i tilstanden. Et aktuelt eksempel på dette er Storetveitvatn. Dette tjernet fikk tidligere direkte kloakktilførsler, som ble sanert i 1992-93. Men indre gjødsling medfører at næringssalter bundet i sedimentene fortsatt blir tilgjengelige, og innsjøen vurderes fortsatt i tilstandsklasse V. Det er likevel tegn til bedring: Fosformengden løst i vannmassen om sommeren er omtrent halvert over perioden 1992-2000. Forholdene i Skeievatnet i Fana viser tilsvarende utvikling.

Tabell 3. Indre gjødsling i innsjøer i Bergen kommune 1992-2000. Innsjøene er fordelt på tre kategorier: ingen, svake, eller markerte indikasjoner på utløsning av næringssalter fra bunnsedimentene.

INGEN	SVAK	MARKERT
Haukåsvatn	Tveitevatn	Griggastemma
Hjortlandsstemma	Stendavatn	Åstveitstemma
Hetlebakkstemma	Skranevatn	Storetveitvatn
Gaupåsvatn	Mildevatn	Byrkjelandsvatn
Langavatn		Myravatn
Haukelandsvatn		Iglevan
Solheimsvatn		Apeltunvatn
Kristianborgvatn		Ortuvatn
Grimevatn		Birkelandsvatn
Myrdalsvatn		Skeievatn
Nestunvatn		Grimseidvatn
Tranevatn		
Gravdalsvatn		
Kalandsvatn		
Håvardstunvatn		
Frotveitvatn		
Hauglandsvatn		

Små innsjøer med lite dypvannsvolum kan fra naturens side ha en belastning som gjør at det skal liten ekstra belastning til for å utløse indre gjødsling. I Åstveitvatnet førte kloakklekkasje i 1999 til oksygenvinn og indre gjødsling med masseoppblomstring av blågrønnalger som følge. Det er viktig å gripe inn og stoppe slike tilførsler raskt, siden slike tilførsler kan få negative konsekvenser over lang tid. Tabell 3 gir en oversikt over innsjøene som er undersøkt og forekomst av indre gjødsling.

De viktigste kildene til organisk belastning i vassdragene er produksjon av alger og vannplanter i vassdragene selv, organisk materiale (løv, partikler, humus) fra nedbørfeltet, og organisk stoff i kloakk, silosaft eller andre utslipp.

3.2 Effekter av kloakksanering

I løpet av undersøkelsesperioden har Bergen kommune investert store beløp i utbedring av avløpsnett. Det meste av dette har gått til nye renseanlegg og framføring av hovedledninger til disse. I noen områder er det også utført sanering som har redusert tilførslene til vassdrag. Her vurderes resultatene fra vassdragsovervåkingen i sammenheng med saneringstiltak.

I området rundt **Tveitevatnet** var det kloakksanering på begynnelsen av 90- tallet. For eksempel var det fram til 1992 utslipp fra 6-8 hus i Wergelandsbakken. Det har imidlertid ikke vært noen bedring å spore i Tveitevatnet. Trolig kommer de største kloakktilførslene fra områder høyere opp i nedbørfeltet. Målingene fra Tveitevatnet har vært usedvanlig variable for næringsalter og tarmbakterier.

Storetveitvatnet var betydelig forurenset med kloakk i 1992. Tilførslene ble stoppet i 1993, og mengden tarmbakterier har vært lave siden da. Vi har også sett en betydelig reduksjon i mengden næringsalter: Innholdet av fosfor og nitrogen har sunket med nesten 2/3 i løpet av undersøkelsesperioden, men ved høstomrøringen får vi fortsatt oppblanding av næringsalter utløst fra sedimentene.

Ved **Haukelandsvatnet** i Arnassdraget ble kloakksanering av boligområdet sørvest for innsjøen i påbegynt i 1994, og dette har ført til lavere tarmbakteriekonsentrasjoner i tørrvårsperiodene i utløpselva. Der ble Lone Camping samt enkelte hus på østsiden koblet på det offentlige kloakkledningsnett. Arealavrenning eller overløp gir fortsatt høyere bakterietall i regnvårsperioder. I selve innsjøen kan vi ikke spore noen effekter av kloakksaneringen.

Ved utløpet av **Arnaelva** i samme vassdrag ble en omfattende kloakksanering påbegynt i 1992, og fra 1995 er forurensningen der sterkt redusert i tørrvårsperiodene. Vi har også fått en forbedring av tilstanden her for organisk belastning og næringsalter. Fosformengden var i 1999 ca. 50% lavere enn i 1994.

Ved **Kalandsvatnet** ble det meste av området rundt Hatlestad kloakksanert i 1990, men enkelte hus er fremdeles ikke påkoblet det offentlige ledningsnett. Det har imidlertid vært overløpsproblemer her gjennom hele perioden, og det har ikke vært noen vesentlig endring i bakterimengdene påvist i bekken ved Hatlestad.

4. Biologisk mangfold i innsjøer

4.1 Om biologisk mangfold

Biologisk mangfold har tradisjonelt vært en del av faget økologi, og har en lang historikk innen botanikk og zoologi. Etter Rio-konvensjonen i 1992 har imidlertid begrepet fått et langt videre fokus. Dette henger sammen med at konvensjonen pålegger landene et ansvar for å bevare mest mulig av sitt biologiske mangfold. I tillegg har utviklingen innen molekylærbiologi og genetisk "engineering" gitt en helt ny forståelse av de potensielle verdier for menneskeheten som "livets bibliotek" inneholder.

Biologisk mangfold defineres gjerne til å omfatte tre nivåer:

- Variasjon i landskapet, dvs. i naturtyper over et definert geografisk område (også kalt β -diversitet)
- Artsdiversitet, dvs. antall arter som finnes, om deres antall domineres av noen få eller de er jevnere fordelt i antall (også kalt α -diversitet)
- Genetisk diversitet, dvs. hvor mye variasjon som finnes i de enkelte artenes arvemateriale

Summen av mangfold på disse tre nivåer utgjør et definert områdes samlede biologiske mangfold. Kunnskapen om at jordas artsmangfold reduseres i alarmerende hastighet har medført intens forskning på alle nivåer. Vi har imidlertid enda relativt liten kunnskap om variasjon på landskapsnivå, og enda mindre om genetisk diversitet.

I overvåking av miljøkvalitet har de ulike artenes forekomst og sammensetningen av biologiske samfunn (dvs. artsdiversitet) vært benyttet i lang tid, fra enkle indikatorarter til komplekse indekser. I vassdrag er dette best utviklet for rennende vann, der bunndyrsamfunn har vært vanligst å bruke. Et av de eldste systemene med stor utbredelse spesielt i Europa kalles saprobie-systemet. Dette benytter bunndyrfaunaen til å beskrive i hvilken grad organisk stoff belaster systemet. For innsjøer har man benyttet fjærmygglarver som lever i bunnsedimentet i profundalsonen (de dypeste bunnområdene) som svært sensitive indikatorer for næringsrikhet og organisk belastning siden 1920-tallet. Forsuringsindekser basert på bunndyr er viktige i dagens nasjonale overvåking. Fordelen med slike indikatorer er at de gir mer enn et øyeblikksbilde, fordi de biologiske samfunn er et produkt av forholdene over lengre tid, og dermed gir et bilde som integrerer variasjoner. Dette betyr at man kan gi en pålitelig vurdering basert på bare en undersøkelse, mens man ved å måle f. eks. næringssalter trenger mange målinger for å kunne fange opp variasjon (både naturlig variasjon og variasjon i tilførsler av forurensning). Ulempen med de fleste av disse analysene er imidlertid at de i seg selv er tidkrevende og dermed kostbare.

De siste 10 års fokus på biologisk mangfold har medført økende interesse for overvåking av mangfoldet i seg selv, og for å bruke biologisk mangfold som et styrende kriterium for å vurdere økologisk tilstand. Dette er bl. a. nedfelt i EUs rammedirektiv for vann (Vanndirektivet) som bygger på at alle vannforekomster skal karakteriseres med hensyn til økologisk tilstand, og tilstanden defineres primært ut fra biologiske kriterier (artssammensetning og dominansforhold sammenlignet med en kjent eller antatt naturtilstand). Dette står i kontrast til SFT-systemet som er benyttet i Norsk overvåking og tilstandsvurdering av vassdrag og fjorder/kystfarvann. Her er hovedvekten lagt på fysisk/kjemiske parametre, og biologisk vurderinger kan være støtteparametre i en viss utstrekning. Vanndirektivet er under implementering også i Norge, og det pågår et intenst arbeid bl. a. for å etablere kriterier for å kunne vurdere avvik fra naturtilstand i vannforekomstene.

I dette programmet er hovedvekten fra starten av lagt på innsjøene. Analyser av mengde og sammensetning av planteplankton er utført for alle undersøkte innsjøer. Dessuten er sammensetningen i

samfunnet av dyreplankton analysert i de samme innsjøene. Rennende vann har fått mindre fokus, og det har ikke vært økonomi til å inkludere biologiske undersøkelser i elver bortsett fra i 1993.

Resultatene fra overvåkingsprogrammet har vært benyttet også til å studere biologisk mangfold. Dette er gjort innen et felles instituttprogram for Norsk institutt for naturforskning (NINA) og NIVA. Programmets tittel var "Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder" (Aagaard m.fl. 2002).

4.2 Artsrikhet og arts sammensetning i dyreplankton i Bergens innsjøer

Data samlet inn under dette overvåkingsprogrammet har vært benyttet til å belyse betydningen av ulike faktorer på artsrikhet hos dyreplankton, og hvordan de enkelte artene responderer på disse faktorene (Hobæk mfl. 2002). Datagrunnlaget fra overvåkingsprogrammet ble supplert med informasjon fra et utvalg mindre tjern i Bergen, slik at totalt antall innsjøer var 36. Selv om noen av disse var ganske små, defineres alle som innsjøer fordi de var termisk sjiktet.

De 36 innsjøene varierte i størrelse fra 0,003 til 3,4 km², og fra 3,9 til 100 m i maksimaldyp. I næringsrikhet varierte vannene fra SFT-klasse II (7-11 µg Tot-P·L⁻¹) til klasse V (> 50 µg P·L⁻¹). Gradienten for fiskepredasjon varierte over et relativt kort spenn fordi det er få naturlig forekommende arter i innsjøer på Vestlandet. Av spesiell interesse var imidlertid innsjøer uten pelagisk fiskepredasjon. Dette forekommer i en rekke mindre innsjøer der gjedde er satt ut, og denne har desimert eller utryddet de artene som var der før. I et landsdekkende materiale som er analysert tidligere (Schartau mfl. 1997) var stor næringsrikdom assosiert med høy fiskepredasjon, og betydningen av disse faktorene kunne derfor vanskelig skilles. Datasettet fra Bergen omfatter derimot næringsrike lokaliteter uten fiskepredasjon.

Beitetrykket på dyreplankton fra fisk ble skåret etter et skjema med seks klasser utarbeidet av Hessen mfl. (1995). Innsjøer med bare gjedde plasserte vi i predasjonsklasse 0. Dette er en utvidelse av det opprinnelige systemets klasser (1-6). Høyeste predasjonsklasse i Bergen var klasse 3 (innsjøer med stingsild, ørret og røye). Ellers forekommer karuss utsatt i enkelte innsjøer i Bergen, uten at den er inkludert her. Denne arten beiter bare på dyreplankton i en kort periode som yngel, og utover dette antas den å ha liten påvirkning på dyreplanktonet.

Alle lokaliteter er undersøkt minst fire ganger gjennom en sesong. Miljøfaktorene ble sammenfattet i en matrise. Fysiske faktorer omfattet innsjøenes areal, maksimaldyp, middeldyp, teoretisk tid for utskifting av vannet, siktedyp og høyde over havet. I tillegg tok vi med kategori-variabler (1 eller 0) for om innsjøene var regulerte og om det lå andre innsjøer i direkte forbindelse oppstrøms med kortere avstand enn 1 km. Kjemiske faktorer som inngikk var vannets elektriske ledningsevne (konduktivitet), pH, totalt organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (Tot-N) og totalt fosfor (Tot-P). For alle parametrene er det benyttet middelvei av 4-6 målinger. Oksygen ble også inkludert som parameteren Oksygen-svinn. Denne var beregnet som fraksjon av maksimaldyp der oksygen var målt til lavere enn 1,0 mg/l i løpet av produksjonssesongen, og varierte mellom 0 og 1. Som parameter for algebiomasse benyttet vi algevolum.

Videre inkluderte vi biologiske forhold som fiskepredasjon, tetthet av svevemygg (*Chaoborus flavicans*) og algebiomasse. Fiskepredasjon ble kategorisert i klasser fra 0 til 3 som beskrevet over.

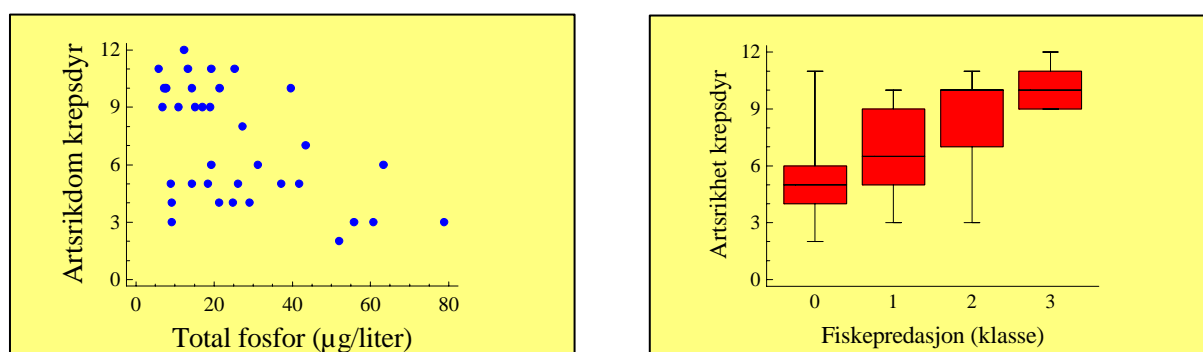
Artsinventar av dyreplankton er bestemt ut fra vertikale håvtrekk (maskevidde 90 µm). Hver art i dyreplanktonet ble scoret til mengdeklassene 0-3 (Tabell 4). Vi scoret både svevemygg, krepsdyr og hjuldyr etter dette skjemaet. Bare pelagiske arter er tatt med i analysene, selv om en rekke strandlevende arter forekom i håvtrekkene.

Tabell 4. Inndeling i abundansklasser for dyreplankton.

Skåre	Betegnelse	Beskrivelse
0	Ingen	Ikke observert
1	Sjelden	Få individer gjennom hele sesongen
2	Vanlig	Tilstede hele sesongen <u>eller</u> høy tetthet på enkelte tidspunkt
3	Dominant	Tilstede hele sesongen og høy tetthet på minst ett tidspunkt

4.2.1 Artsrikdom

Artsrikdommen av dyreplankton i innsjøene synes å avhenge av en rekke enkeltfaktorer. Eksempelvis fant vi færre arter med økende fosfor-mengde, og flere arter med økende fiskepredasjon (Figur 21). Imidlertid varierer en rekke av disse parametrene sammen. Store innsjøer har stort sett lavere fosforkonsentrasjon og flere fiskearter enn små. For å kunne nøste opp hvilke faktorer som har størst betydning, benyttet vi en multipl regressjonsanalyse. Denne søker å forklare en avhengig variabel som en funksjon av en rekke uavhengige variabler, og beholder bare variabler som bidrar med statistisk signifikant forklaringsverdi i kombinasjon med andre. I denne analysen så vi bare på krepsdyr i dyreplanktonet, fordi bearbeidelsen av andre grupper (vesentlig hjuldyr) har vært ufullstendig.



Figur 21. Artsrikdom hos dyreplankton i innsjøer i Bergen. A: plottet mot middelkonsentrasjon av fosfor. B: Boks-plott mot fiskepredasjon. Boksene omslutter 50 % av observerte verdier innen hver klasse, medianverdien er angitt med en horisontal strek, og variasjonsbredden med loddrett strek.

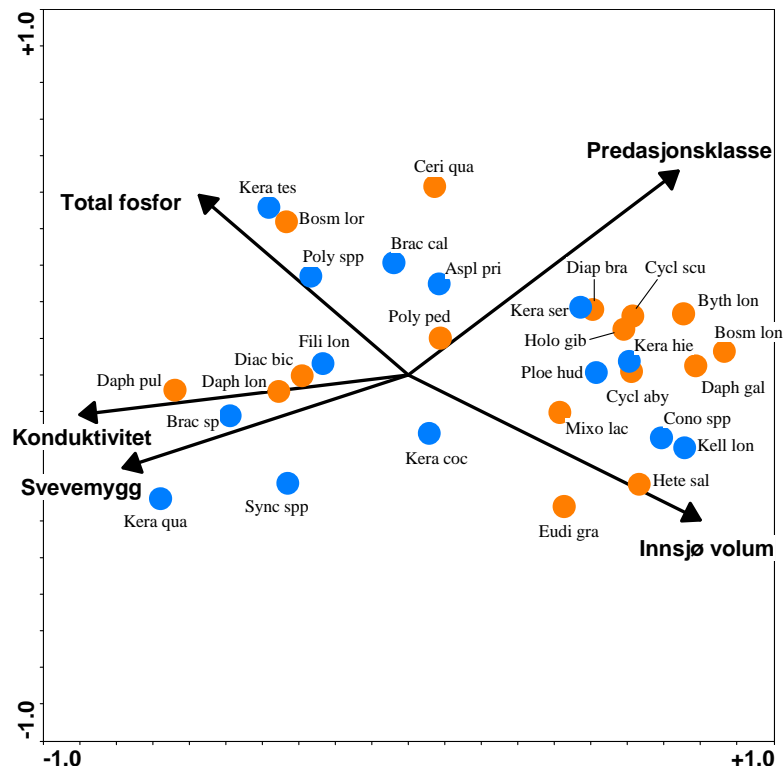
Tabell 5. Multipl regressjonsanalyse av artsrikdom hos dyreplankton. Bare variabler med signifikant ($P < 0,05$) forklaringsverdi står igjen i regressjonsmodellen. Denne forklarer 72 % av variasjon i artsrikdom.

Parameter	Estimat	Standard		
		Feil	T	P-verdi
Konstant	9,85	1,01	9,87	<0,001
Konduktivitet	-0,41	0,09	-4,67	<0,001
Fiskepredasjonsklasse	0,85	0,30	2,87	0,008
Total fosfor	-0,05	0,02	-3,18	0,004
Oppstrøms innsjø	1,24	0,58	2,14	0,040
Oksygenvinn	0,05	0,01	3,52	0,001

Regresjonsanalysen viste at det meste (72 %) av variasjonen i artsrikdom lar seg forklare av 5 uavhengige variabler som vist i Tabell 5. De fleste variabler falt altså ut av modellen, inklusive algebiomasse. Dette skyldes at mange variabler korrelerer innbyrdes, for eksempel algebiomasse og fosfor. Det mest overraskende resultatet er at konduktivitet er en viktig variabel. Det er ingen grunn til å tro at den i seg selv er viktig for dyreplankton i disse innsjøene, men forklaringen er trolig at den fanger opp en økologisk gradient som sammenfatter en rekke andre faktorer. Forklaringsgraden (72 %) i denne modellen var forbausende høy, noe som tyder på at vi har fått med de viktigste økologiske faktorer.

4.2.2 Artssammensetning

I analysen av artssammensetning har vi inkludert krepsdyr og en del hjuldyr i dyreplanktonet. Hjuldyrene som er med er de som er noenlunde lett identifiserbare i konservative prøver, og som derfor er rutinemessig registrert. Metoden som er brukt er en gradientanalyse, nærmere bestemt en ordinasjon av typen redundansanalyse (RDA). Dette er betinget ut fra variasjonsbredden i de økologiske faktorene og de ulike artenes respons på disse. En kort, generell omtale av ordinasjonsanalyser finnes i Aagaard mfl. (2002). Analysen søker å sammenfatte et helt sett av økologiske gradienter (uavhengige variabler) og finne de ulike artenes tyngdepunkt (der de er vanligst og mest dominerende) langs hovedgradientene. Dette sammenfattes gjerne i et biplott, som viser de to viktigste gradientene som x- og y-akser, enkeltfaktorenes vektorer langs disse, og artenes tyngdepunkt i diagrammet. Biplottet for dyreplankton i innsjøene i Bergen er vist i Figur 22. Sentrum i plottet representer en "middels" innsjø, og faktorenes retning indikerer økende nivå av disse. Analysen tester samtidig hvilke faktorer som har statistisk signifikant betydning, og bare disse er med i biplottet.



Figur 22. Biplott av en redundansanalyse av artssammensetning og miljøfaktorer i 36 innsjøer i Bergen. Pilene indikerer enkeltfaktorenes vektorer langs de to hovedgradientene (x- og y-aksene), mens artenes tyngdepunkt langs de samme gradientene er vist med blå (hjuldyr) og oransje (krepser) punkter. Artsnavn er gitt som de fire første tegn av slektsnavnet og de tre første i artsnavnet.

Faktorenes vektorer viser klart predasjongradienten, med fiskepredasjon og svevemygg motsatt hverandre. Tilsvarende ser vi også for innsjøstørrelse og fosfor. Også i denne analysen kommer konduktivitet opp som en signifikant variabel, og vi ser at svevemygg dominerer mest i små innsjøer med lite fisk og høy konduktivitet. Artene som ligger i høyre halvdel av biplottet representerer ”normale” planktonsamfunn på Vestlandet. I den venstre del av plottet opptrer en rekke arter som er mer uvanlig forekommende, og noen av dem oppfattes gjerne som damformer. Artene midt i plottet er også vanlige i mange typer vann, og framtrer derfor som indifferente.

Bildet av artenes forekomst i Figur 22 er på mange måter lokalt, og egner seg ikke til generalisering til andre regioner. Dette har sammenheng med at artsutvalget av både dyreplankton og fisk er mindre på Vestlandet enn i andre landsdeler.

I Bergen er det ganske mange lavtliggende innsjøer som har slike spesielle samfunn av dyreplankton. Som vi så i avsnittet foran, er disse også kjennetegnet av lav artsrikdom, og det er mindre variasjon dem i mellom enn i uberørte innsjøer. Både de økologiske forholdene og artsutvalget i disse innsjøene er et resultat av forurensning kombinert med introduksjon av en fremmed art (gjedde). Disse påvirkningstypene regnes blant de viktigste truslene mot biologisk mangfold også i et globalt perspektiv, sammen med direkte ødeleggelse av habitater.

Hvis vi ser på landskapsnivå kan slike spesielle samfunn representere en berikelse av biologisk mangfold ved at variasjonen i innsjøtyper øker og sjeldne arter kan komme inn, så lenge det ikke blir mange slike lokaliteter. I Bergen er det blitt mange, og små innsjøer med opprinnelige samfunn er blitt uvanlige i lavlandet. Vi kan derfor snakke om redusert biologisk mangfold også på landskapsnivå. På den annen side bidrar disse samfunnene dominert av store *Daphnia*-arter til effektiv omsetning av algeproduksjon og øker dermed innsjøenes evne til å tåle belastning av næringssalter.

5. Erfaringer med overvåkingsprogrammet

Overvåkingsprogrammet har vært rettet mot overgjødning (eutrofiering) og hygiene. Hovedmålsettingen var basert på et pålegg fra MVA knyttet til kommunens utslippstillatelse for avløp. Overvåkingsprogrammet skulle beskrive forurensningstilstand og avdekke kilder, primært fra det offentlige avløpsnett. Videre skulle programmet fremskaffe grunnlag for å prioritere aktuelle tiltak for å redusere forurensning, primært fra det offentlige kloaknettet (tiltaksrettet overvåking).

Ved utformingen av overvåkingsprogrammet ble hovedvekten i vurdering av tilstand lagt på innsjøer, mens avdekking av tilførsler primært ble ivaretatt gjennom lekkasjesøking i rennende vann. Programmets organisering i to selvstendige komponenter har fungert godt, og denne strategien synes fornuftig også i etterkant.

5.1 Resipientundersøkelsene

Denne delen var den mest omfattende både økonomisk og arbeidsmessig. Med hovedfokus på innsjøer ble det sett som viktig å sikre data som kunne belyse innsjøenes økologiske respons på overgjødning. Årsaken til dette er at innsjøer kan reagere ganske ulikt på et gitt nivå av forurensning, og dette avhenger av økologiske interaksjoner i systemet (Jfr. kap. 2.1.1 og kap. 4). I ettertid kan vi trygt si at dette har vært en fornuftig prioritering, som har gitt oss god oversikt og bedre forståelse av eutrofieringsforholdene i Bergens innsjøer. Datamaterialet har også gitt ny innsikt av generell interesse (Hobæk m.fl. 2002).

Av praktiske aspekter har vi dokumentert at kommunens spesielle fiskefauna med dominans av gjedde bidrar til å redusere de uønskede effekter av eutrofiering i små innsjøer. Det er liten tvil om at mange av de små, næringsrike innsjøene ville hatt en vesentlig dårligere tilstand (målt i form av uønskede alger) dersom fiskefaunaen hadde vært naturlig. Baksiden av denne medaljen er at det samme forholdet også bidrar til å redusere biologisk mangfold (kap. 4).

Ved å legge vekt på økologisk tilstand har dette overvåkingsprogrammet ligget i forkant av en utviklingstrend. Denne får nå et markant gjennombrudd med implementeringen av EUs vannrammedirektiv (VRD), der tilstandsvurdering kalles økologisk status. Det er altså effektene av forurensning og inngrep som blir avgjørende, ikke bare mengden forurensning. Sett i dette perspektivet har Bergen kommune skaffet seg en 'flying start' i forhold til en kommende klassifisering av tilstand. Imidlertid vil det måtte innhentes mer data fra biosamfunn (vannplanter, begroing, bunndyr og fisk - disse har ikke vært undersøkt) i innsjøer og elver for å tilfredsstille klassifiseringskravene.

Vassdragenes elvestrekninger har ikke fått like mye oppmerksomhet som innsjøene. I hovedsak er det her bare gjennomført en vannkjemisk prøvetaking, og bare på et fåtall stasjoner i hvert vassdrag. I noen tilfeller er det bare utløp til fjord som er tatt med. Kun i 1993 ble bunndyr og begroing inkludert. Det er liten tvil om at slike undersøkelser ville gitt et bedre grunnlag for tilstandsbeskrivelse i rennende vann, og nyansert tilstandsvurderingene som er gjort. Dette henger sammen med at disse samfunnene integrerer påvirkninger over tid, mens kjemiske analyser bare gir et øyeblikksbilde (riktignok månedlig i dette programmet). Begroing og bunndyr gir også holdepunkter for mer detaljert vurdering av effektene av organisk belastning og næringssalter hver for seg og sammen. Begge deler følger med kloakkforurensning i vassdrag. I tillegg kan slike undersøkelser gi indikasjon på utslipp av miljøgifter, som i Ortunelven i 1993.

Et tettere stasjonsnett i vassdragenes elver ville gitt oss bedre oversikt både over punktutslipp langs elvestrekningene og effektene av disse langs vassdragenes.

Metodiske aspekter er diskutert i kap. 2.4. Et problem som bør nevnes også her er knyttet til valg av parametre i forhold til SFTs klassifiseringskriterier. For algebiomasse er SFT-systemet basert på Klorofyll A. Alternativet (eller snarere supplementet) er beregnet biovolum av alger (basert på antall og størrelser av celler). Bare den sistnevnte var med i noen av de årlige undersøkelsene. Selv om det kan være grunner for å foretrekke biovolum som parameter, er det uheldig at klassifiseringsgrunnlaget blir svekket. Det burde derfor vært opprettholdt et minimumskrav for parametre, og ikke minst for frekvens og antall målinger. I dette programmet ble problemet overlatt til anbyderne uten at klare føringer ble gitt. Det er lett å kutte ned her for å spare utgifter og vinne anbud, men konsekvensen er at utsagnskraft og sammenlignbarhet svekkes. Erfaringene fra både dette programmet og fra mange andre undersøkelser viser at forvaltning og oppdragsgiver selv bør presisere klart hva som er minimumskrav med tanke på parametre og frekvens for prøvetaking.

5.2 Lekkasjesøkingen

Denne delen av programmet har gitt en oversikt over hvilke deler av vassdragene som er mest utsatt for kloakkforurensning, og om det er lekkasjer og/eller overløp som er hovedproblemet. Prøveserien ble gjentatt nærmest uten modifikasjon hvert år. Disse gjentatte prøverundene har gitt begrenset mengde ny informasjon i den siste halvparten av perioden. I hovedsak har mønstrene som ble påvist de første årene bestått, og det har vært få endringer som følge av utbedringer på avløpsnett (disse er omtalt under de enkelte vassdrag i kap. 5). Enkelte år ble de årlige rundene med prøvetaking i alle vassdrag erstattet eller supplert med tettere prøvetaking i ett enkelt vassdrag. Disse prøveseriene viste seg å gi mye informasjon, og avdekket en lang rekke punktkilder av ulik type. En del av disse er trolig overvannsledninger, mens andre kan være uregistrerte private 'tjuvkoblinger'. Trolig ville det vært hensiktsmessig å bruke mer ressurser på slike etter at hovedtrekkene var påvist med rimelig sikkerhet, f. eks de siste 4 år av programmet.

Også lekkasjesøkingsprogrammet har vært en overvåking av tilstand. For de fleste av vassdragene er det klart at man vil trenge enda tettere stasjonsnett for å lokalisere de viktigste forurensningskildene mer presist når tiltak blir aktuelle. En mer grundig befaring av vassdragene i utvalgte problemområder ville vært en naturlig oppfølging av programmet. Erfaringene fra de tre mer detaljerte befaringene viser også at VA-etaten selv burde delta i felt, dels for å registrere ukjente utslipp, og dels for å lette tilkomst. Dette gjelder særlig deler av vassdragene som ligger i rør, tunneler og kanaler.

Et generelt problem under lekkasjesøkingen er at metoden som er valgt ikke skiller mellom kommunale og private kilder (som separate avløp fra septiktanker eller tjuvkoblinger). Dette visste man jo på forhånd, og det har ikke vært aktuelt å ta denne problemstillingen videre innen dette programmet. Bruk av sporstoffer (isotoper, fargestoffer eller til og med DNA-merkete partikler) vil kunne bidra til å avklare slike tilfeller.

5.3 Vannføring og massetransport

I anbudsgrunnlagene for årlige overvåkingsprogram ble det krevd beregning av vassdragenes transport av næringssalter til fjord. Massetransport styres i alt vesentlig av vannføring. Anslagene som er gjort i dette programmet må betraktes som svært grove, både på grunn av få målinger av næringssalter, og særlig fordi vannføringsdata mangler. Selv om aspektet med massetransport viste seg å tillegges mindre vekt i programmet, har mangel på vannføringsdata vært en generell svakhet. Det finnes bare én stasjon (Røykenes i Oselva) med regulær måling av vannføring innen kommunen, og denne er lite representativ for de små vassdragene. For fremtidig overvåking bør det etableres rutiner for å skaffe mer realistiske vannføringsdata. Dette kan omfatte måling i utvalgte vassdrag over f. eks. et år. Modellering av avrenning basert på et nettverk av nedbørstasjoner kan også være nyttig.

I en tiltaksfase er det viktig å bruke ressurser der de får størst effekt. Da vil et bedre bilde av massetransport via ulike deler av vassdragene være en verdifull del av prioriteringsgrunnlaget.

5.4 Fremtidig overvåking

Vanndirektivet stiller krav om at forurensede vassdrag og sjøområder skal føres tilbake til ”minst god tilstand” i løpet av 2015. Dette vil forutsette at det utarbeides tiltaksplaner for vassdragene, der prioritering av tiltak blir viktig. I forhold til overgjødning og hygiene har overvåkingsprogrammet lagt et viktig grunnlag for slike planer. Dette grunnlaget vil måtte suppleres med ytterligere biologiske undersøkelser for å tilfredsstille kravene som stilles til klassifisering.

Under Vanndirektivet blir økologisk status vurdert ut fra biologiske samfunn (planteplankton, begroing, vannplanter, bunndyr og fisk), i tillegg til hydrologiske, morfologiske og kjemiske forhold. Alle disse elementene skal være med i klassifiseringen.

Mange av innsjøene og elvene i Bergen vil bli klassifisert dårligere enn ”god” tilstand. For disse vil det bli aktuelt med overvåking hvert 3. år (operasjonell eller tiltaksrettet overvåking) for å følge utvikling og kontrollere effektene av tiltak. Det stilles krav om ytterligere oppfølging (problem- eller undersøkelsesovervåking) i tilfeller der årsaken til for dårlig tilstand ikke er kjent. I praksis vil dette innebære en rullerende overvåking på tilsvarende måte som i dette programmet, men trolig med atskillig flere stasjoner i rennende vann. Den operasjonelle overvåkingen trenger imidlertid bare ha med de elementene som er mest følsomme for den aktuelle påvirkningen. For lokaliteter med tilfredsstillende økologisk tilstand trengs det sjeldnere overvåkingsrunder (langsiktig kontroll- eller trendovervåking) for å kontrollere om den innledende klassifiseringen fortsatt gjelder.

Selv om det legges stor vekt på biologiske parametre som grunnlag for klassifiseringen, vil stort sett de samme vannkjemiske parametrene som i dette programmet måtte overvåkes. I tillegg til påvirkninger som overgjødning og forsuring, skal klassifisering og overvåking også inkludere miljøgifter. Det foreligger en liste over prioriterte stoffer som skal følges opp.

Siden sjøområder og vassdrag skal forvaltes som enheter, vil det bli lagt vekt på massetransport av næringssalter og miljøgifter med vassdragene. Dette vil stille større krav til vannføringsdata (se ovenfor) og målefrekvens enn hittil.

6. Tilstanden i de enkelte vassdragene

Denne delen av rapporten inneholder et kortfattet sammendrag av vannkvaliteten i kommunens resipienter. Omtalen begynner med de nordligste vassdragene. For nærmere henvisning til prøvetakingsstedene, se kart i Figur 6 på side 16 og Tabell 1 på side 14-15. For nærmere henvisning til SFT sitt klassifiseringssystem og fargekodene som er brukt i kartene, se Tabell 2 side 20.

Først blir den hygieniske tilstanden og sannsynlige forurensningskilder omtalt, der hovedvekten legges på kloakkforurensningene. Arealavrenning utelates i denne oversiktsdelen dersom det ikke er helt spesielle kilder en kan peke på. Beskrivelsene bygger på samtlige målinger fra lekkasjeundersøkelsene i perioden 1992 – 2000. Vassdragene er klassifisert med hensyn på lav og høy vannføring, og grunnlaget er dårligste målinger ettersom det bare er rundt 7 målinger for hvert sted (undersøkelsene i 1992 og 1993 var delvis etter et annet opplegg). Dataene presenteres med eget kart. Lokalteter som ikke inngikk i lekkasjeundersøkelsene, men som var med i resipientundersøkelsene er også tatt med, men for disse er inndeling etter vannføring ikke mulig. Her er samtlige målinger fra resipientundersøkelsene inkludert, og klassifiseringen er gjort ut fra nest høyeste måling (tilsvarende 90-persentilen). Disse presenteres med udelt sirkel på kartene.

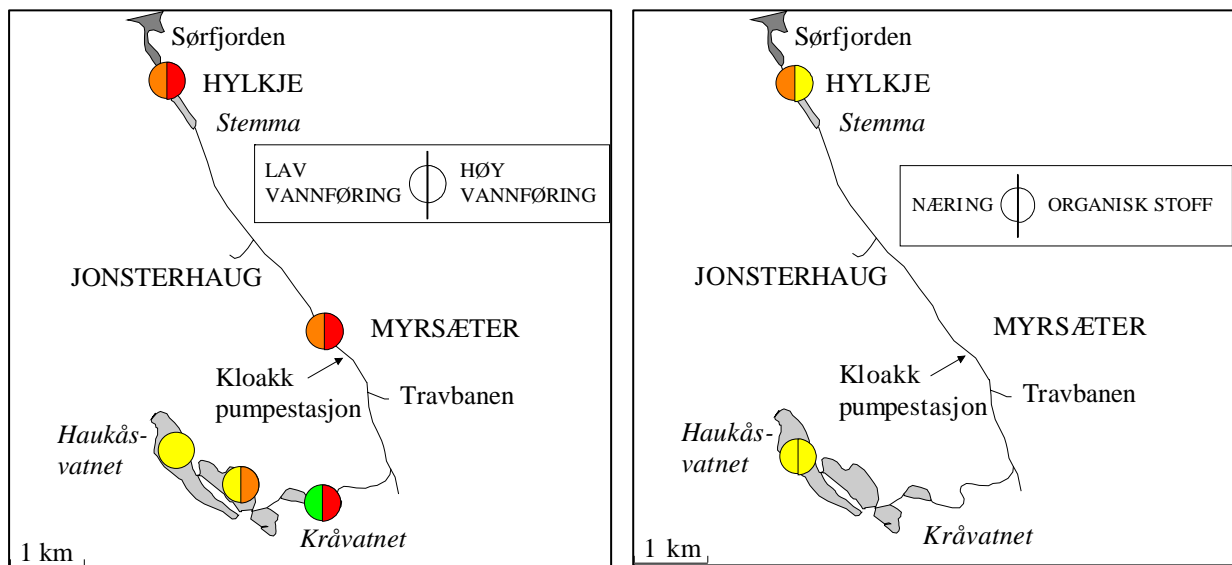
Deretter omtales tilstand med hensyn på næring og organisk stoff, også her med eget kart. Til denne klassifiseringen er siste undersøkelse lagt til grunn. Dersom det har vært store variasjoner i tilstanden de ulike undersøkelsesårene er dette omtalt spesielt.

De presenterte kartene av hvert vassdrag viser klassifiseringen av prøvetakingsstedene (i hht. SFT 1997) med hensyn på innhold av tarmbakterier og innhold av næring og organisk stoff. Klassifiseringen av tarmbakterieinnholdet i elvene bygger på høyeste måling fra to årlige målinger i perioden 1992 – 2000. Bakterieklassifiseringen av innsjøene bygger på nest høyeste måling fra samtlige resipientundersøkelser som er gjort i den enkelte innsjø, og kan ikke inndeles i lav og høy vannføring. Klassifiseringen av næringsrikhet og innhold av organisk stoff bygger vanligvis på tilstanden ved siste gjennomførte undersøkelse i vassdraget. Dersom noe annet ligger til grunn vil det gå fram under omtalen av vassdraget.

For hvert vassdrag er det også satt opp en tabell som oppsummerer fosfor, algemengder og tarmbakterier for hvert år resipientundersøkelsene er utført. For algemengder er det tatt med både klorofyll A og algevolum, fordi den førstnevnte er klassifiseringsgrunnlag i SFTs system, men bare den sistnevnte parameteren har vært benyttet gjennom hele overvåkingsprogrammet.

6.1 Haukåsvassdraget

Hele vassdraget er forurenset av tarmbakterier; forurensningen er moderat i de øvre deler og stor i de midtre og nedre deler. Kloakkledningsnett finnes ikke ved Haukåsvatnet og Kråvatnet, der er det arealavrenning fra områder med husdyrmøkk som forurenser. I de midtre deler, ved Myrsæter, er det offentlig kloakkledningsnett og både mindre lekkasjer og overløp er mulige forurensningskilder. Det er imidlertid ikke påvist lekkasjer fra kloakkpumpestasjonen like oppstrøms prøvetakingspunktet. En annen aktuell forurensningskilde ved Myrsæter er arealavrenning og tilsig fra områder rundt travparken der det ligger hestemøkk. Forurensningskildene ved Myrsæter påvirker også utløpet av vassdraget, men trolig er det også ekstra tilførsler på grunn av arealavrenning i området mellom Myrsæter og utløpet.



Vannkvaliteten med hensyn på næringsrikhet er ”Mindre god” i Haukåsvatnet og forurensninger på grunn av landbruk er eneste aktuelle forurensningskilder. Næringstilførslene fører til middels høye mengder, og i 2000 var det oppblomstring av blågrønnalger *Anabaena flos-aqua* på ettersommeren. Under gitte forutsetninger kan denne algen produsere giftstoffer. Fosfortilførslene til innsjøen er det dobbelte av tålegrensen og bør halveres for å oppnå en tilfredsstillende vannkvalitet. Tilstanden med hensyn på organisk stoff er ”Mindre god”, og på slutten av sjiktingsperioden er det oksygenfritt bunnvann i Haukåsvatnet. Tilstanden i 2000 var omtrent som i 1994, men belastningen av organisk stoff var mindre og perioden med oksygenfritt bunnvann var et par måneder kortere i 2000.

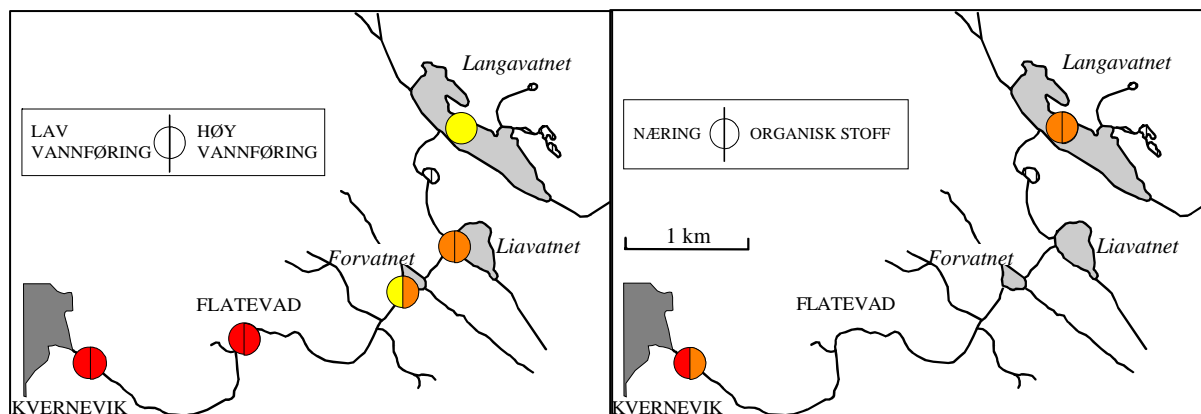
Ved utløpet til sjøen er tilstanden ”Dårlig” med hensyn på næring og ”Mindre god” med hensyn på organisk stoff.

	Middel P ($\mu\text{g/L}$)		Middel Klf A ($\mu\text{g/L}$)		Middel Algevolume mm^3/L		Max TKB (pr 100 mL)	
	1994	2000	1994	2000	1994	2000	1994	2000
Haukåsvatn	22	20	-	4,1	0,26	0,38	255	102
Elv ved Hylkje	53	31					1550	490

Stofftransporten til sjø i 2000 ble beregnet til 464 kg fosfor, 8 tonn nitrogen og 77 tonn karbon.

6.2 Midtbygdavassdraget

Hele vassdraget er forurenset av tarmbakterier, og tilstanden varierte fra "Mindre god" øverst ved Langavatnet til "Meget dårlig" i den nedre delen. Nedstrøms Langavatnet, er tilførsler fra offentlig kloakkledningsnett antatt å være viktigste forurensningskilde i hele vassdraget. Både lekkasjer og overløp ser ut til å prege vannkvaliteten nedstrøms Langavatnet, men nedstrøms Flatevad var tilstanden spesielt dårlig. Ved Kvernevikstemma, et stykke oppstrøms utløpet til sjøen, renner overløpet fra hovedkloakktunnelen fra Flaktveit inn, og dette forurenser sterkt i nedbørperioder.



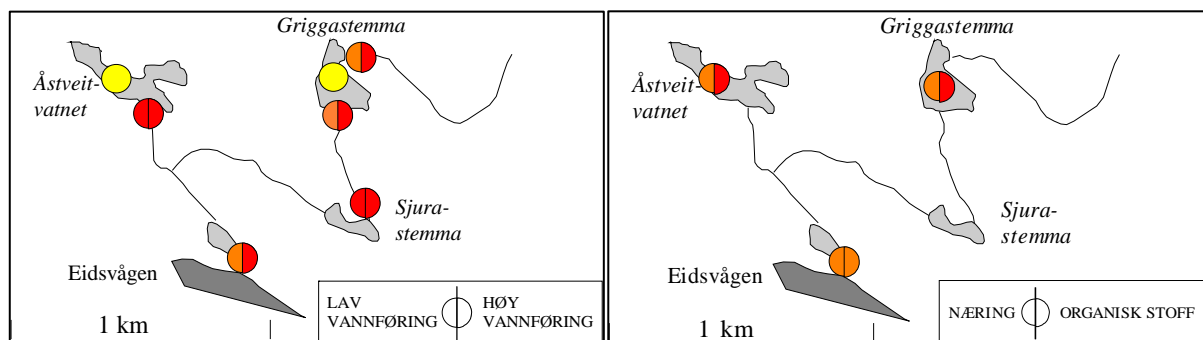
Tilstanden i Langavatnet er "Dårlig" med hensyn på næringsrikhet og aktuelle forurensningskilder er både tilsig fra separate kloakkanlegg og avrenning fra landbruksområder. Næringstilførslene fører til middels høye algemengder, og i 1996 var det oppblomstring av blågrønnalgen *Anabaena flos aqua* som under gitte forutsetninger kan produsere giftstoffer. Fosfortilførslene til innsjøen er atskillig høyere enn tålegrensen og bør reduseres med 50 - 60 % for å oppnå en tilfredsstillende vannkvalitet. Innholdet av organisk stoff er også høyt, men det var ingen tegn på oksygenfritt bunnvann i innsjøen.

Ved utløpet til sjøen har Dalaelva "Meget dårlig" vannkvalitet med hensyn på næring og "Dårlig" vannkvalitet med hensyn på organisk stoff. Stofftransporten til sjø i 1999 ble beregnet til 1400 kg fosfor, 32 tonn nitrogen og 150 tonn karbon.

	Middel P ($\mu\text{g/L}$)			Middel Kl f A ($\mu\text{g/L}$)			Middel Algevolum mm^3/L			Max TKB (pr 100 mL)		
	1992	1996	1999	1992	1996	1999	1992	1996	1999	1992	1996	1999
Langavatn	44	45	35	-	-	7,4	1,6	1,3	1,4	60	50	136
Dalalva v/ utløp	56	60	60							2440	1400	2100

6.3 Åstveitvassdraget

I samtlige bekker var tilstanden "Dårlig" til "Meget dårlig" på grunn av tarmbakterieforurensning, og i Griggastemma og Åstveitsetmma var tilstanden "Mindre God". Generelt sett er forholdene dårligst i perioder med mye nedbør. Forurensning fra offentlig kloakkledningsnett er aktuell forurensningskilde til alle deler av vassdraget, men store konstante lekkasjer er kun sannsynlig ved innløpet til Sjurastemma. Periodevis direkte tilførsler er registrert på alle de andre prøvetakingsstasjonene, men om dette skyldes lekkasjer på kloakkledningsnett er noe usikkert. Overløp derimot er mulig kilde på samtlige prøvetakingssteder. En kan ikke utelukke arealavrenning som alternativ/tilleggskilde i innløpselvene til Griggastemma og Sjurastemma.



Tilstanden i Griggastemma er "Dårlig" med hensyn på næringsstoffer, og kloakktilførsler er sannsynligvis en viktig tilførselskilde. Fosfortilførslene til innsjøen er mer enn det doble av tålegrensen, og de store næringstilførslene resulterte i store algemengder både i mai og august. Innholdet av organisk stoff var også høyt, noe som i stor grad skyldes egenproduksjon av alger og planter i innsjøen. Det store oksygenforbruket resulterte i utløsning av næringssalter fra sedimentene og produksjon av hydrogensulfid. Tilstanden i 1999 var ikke vesentlig forskjellig fra tilstanden i 1994, men det ble påvist lavere bakteritall i 1999.

Åstveitvatnet var også meget næringsrikt ("Dårlig" tilstand), hadde høye algemengder og fosfortilførsler som var nesten det doble av tålegrensen. Også her er kloakk en sannsynlig forurensningskilde. I denne innsjøen var blågrønnalger dominerende det meste av sesongen 1999, og et par av de registrerte *Anabaena*-artene kan være giftproduserende. Det ble påvist oksygenfritt bunnvann i innsjøen, men dette resulterte ikke i indre gjødsling eller hydrogensulfidproduksjon. Det var ingen signifikant forskjell på tilstanden i 1999 og 1994.

Ved utløpet av Åstveitvassdraget var tilstanden "Dårlig" både med hensyn på næring og organisk stoff. Vassdraget er lite, så selv om næringsinnholdet og innholdet av organisk stoff er høyt, ble tilførslene til sjøen likevel relativt små sammenlignet med de fleste andre større vassdragene. Stofftransporten i 1999 ble beregnet til 176 kg fosfor, 5 tonn nitrogen og 26 tonn karbon.

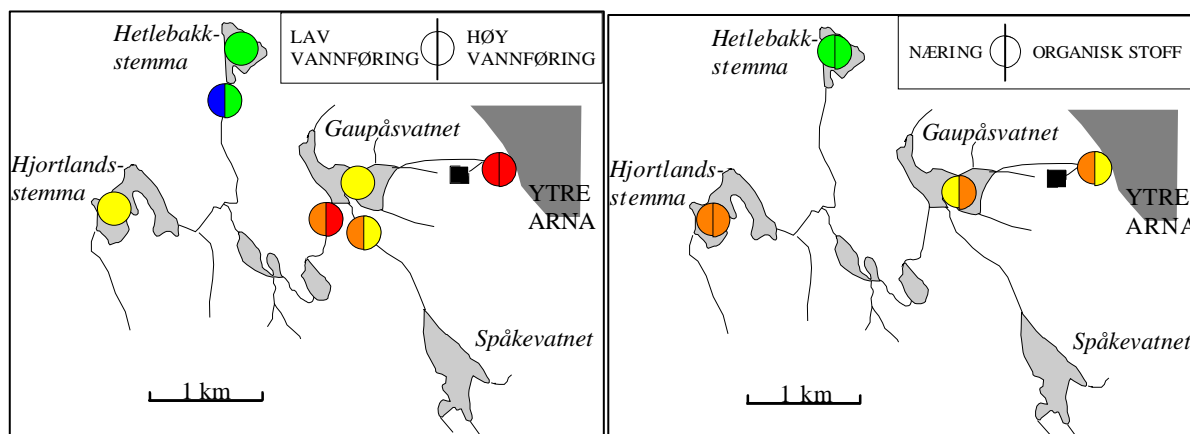
	Middel P ($\mu\text{g/L}$)		Middel Klf A ($\mu\text{g/L}$)		Middel Algevolum mm^3/L		Max TKB (pr 100 mL)	
	1994	1999	1994	1999	1994	1999	1994	1999
Griggastemma	38	37	-	10,0	1,4	1,9	1125	182
Åstveitvatn	25	30	-	9,8	0,68	1,1	2050	56
Utløp	34	33					590	840

6.4 Gaupåsvassdraget

I Gaupåsvassdraget er Hetlebakkstemma og utløpselva derfra lite forurenset av kloakk ("Meget god" – "God" tilstand). Resten av vassdraget er atskillig mer forurenset og tilstanden er spesielt dårlig ved utløpet til fjorden ("Meget dårlig").

Ved Hjordlandstemma er det offentlig kloakk ledningsnett som dekker bebyggelsen i nordvest, ellers er det separate kloakkanlegg. Det er verken store lekkasjer fra kloakkledningsnettet eller vesentlig tilsig fra separate kloakkanlegg til innsjøen, men i nedbørperioder kan overløp fra kloakkledningsnett, og/eller arealavrenning være aktuelle forurensningskilder. Tilstanden i innsjøen har bedret seg noe med hensyn på tarmbakterieforurensninger.

Langs den nedre delen av vassdraget er det offentlig kloakkledningsnett. Gaupåsvatnet forurenses via begge innløpselvene; med elva fra Hjordlandstemma må det skyldes private kloakkanlegg og arealavrenning, mens det med elva fra Spåkevatnet kan ha sammenheng med lekkasjer og overløp på det offentlige kloakkledningsnettet. I vassdraget nedstrøms Gaupåsvatnet er det trolig også både lekkasjer og overløp på kloakkledningsnettet, og tilstanden der er "Meget dårlig" med hensyn på tarmbakterieforurensninger.



Hetlebakkstemma har "God" vannkvalitet både med hensyn på næring og organisk stoff. Algemengdene er lave, og fosfortilførslene er bare to tredeler av tålegrensen. Innsjøen er meget grunn og har derfor ingen stabil temperatursjiktning i løpet av sommersesongen. Næringstilstanden i innsjøen har bedret seg siden kloakksaneringene tidlig på nitti-tallet.

Hjordlandstemma hadde "Dårlig" vannkvalitet med hensyn på både næring og organisk stoff. Fosfortilførslene var 120 % av tålegrensen, noe som ga høye algemengder. Det er registrert oppblomstring av blågrønnalger samtlige år som innsjøen er undersøkt. Innsjøen hadde også et høyt innhold av organisk stoff, og denne belastningen i kombinasjon med tilsig fra søppelfyllingen der førte til oksygenfrie forhold i bunnvannet. Det ble imidlertid ikke påvist indre gjødsling. Det er ikke påvist signifikant endring i tilstanden i innsjøen.

Tilstanden i Gaupåsvatnet var "Mindre god" med hensyn på næring og innsjøen mottok fosfortilførsler som var nesten tre ganger tålegrensen. Algemengdene var imidlertid lavere enn forventet ut fra næringsinnholdet. Innsjøen hadde et høyt innhold av organisk stoff ("Dårlig"), men belastningen førte ikke til oksygenfrie forhold i bunnvannet. Tilstanden var omtrent som i 1995 med hensyn på næringsrikhet, men noe dårligere med hensyn på organisk stoff og tarmbakterieinnhold.

Ved utløpet til sjøen hadde Gaupåsvassdraget ”Dårlig” tilstand med hensyn på næring og ”Mindre god” tilstand med hensyn på organisk stoff. Tilstanden i denne delen av vassdraget har ikke endret seg særlig de siste sju årene.

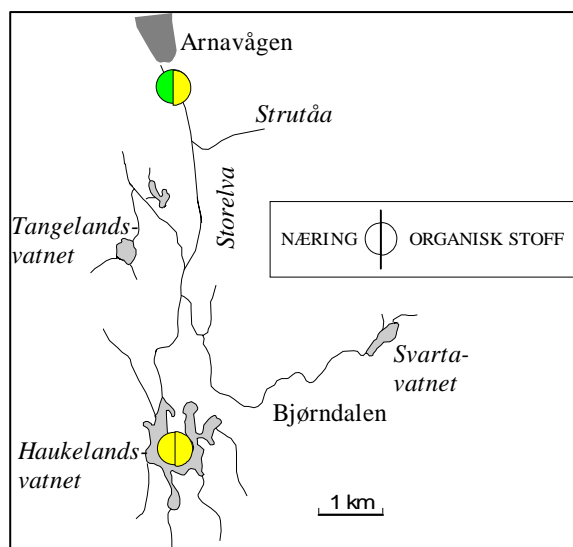
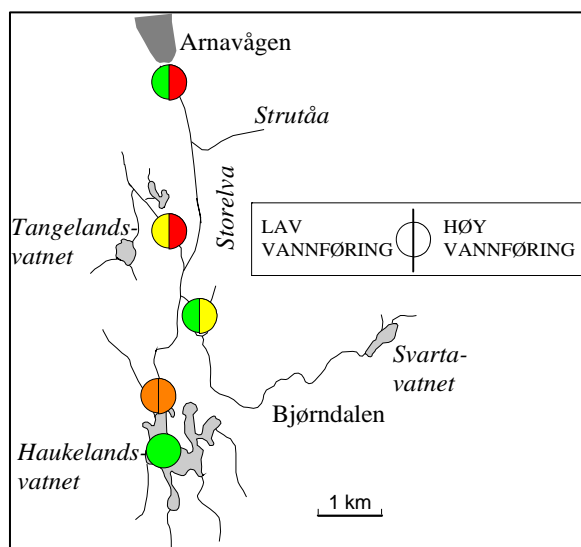
	Middel P (µg/L)			Middel Kl f A (µg/L)			Middel Algevolume mm ³ /L			Max TKB (pr 100 mL)		
	1992	1995	1998	1992	1995	1998	1992	1995	1998	1992	1995	1998
Hetlebakkstemma	-	7	-	-	2,0	-	-	1,9	-	-	25	-
Hjortlandstemma	30	19	21	-	5,9	9,8	0,40	2,0	1,4	310	225	95
Gaupåsvatn	26	25	30	-	4,1	5,5	0,85	1,1	0,34	25	62	105
Utløp	36	21	21							1050	3750	2100

I 1998 var stofftilførslene til sjøen på 1,1 tonn fosfor, 22 tonn nitrogen og 264 tonn organisk stoff.

6.5 Arnassvassdraget

Forurensningssituasjonen i vassdraget er meget varierende, men generelt sett er forurensningen størst i regnværperioder. I Haukelandsvatnet er tilstanden nå ”God” etter en kloakksanering av boligområdet sørvest for Haukelandsvatnet. Tilstanden i utløpselva derfra er imidlertid ”Dårlig” både i tørrværs- og nedbørperioder. De to sideelvene; elva fra Bjørndalen og elva fra Tangelandsvatnet er begge mindre forurenset enn hovedelva fra Haukelandsvatnet. Ved utløpet til sjøen i Ytre Arna har en kloakksanering i Arnatveitområdet redusert forurensningen i tørrværsperiodene betraktelig.

Offentlig kloakkledningsnett kan være en potensiell forurensningskilde til vassdraget på samtlige steder bortsett fra til elva fra Tangelandsvatnet. Direkte kloakktilførsler på grunn av lekkasjer ser ut til å forurense hovedsakelig i den øvre delen av vassdraget. På de andre stedene ble tarmbakterier kun registrert et fåtalls ganger ved lav vannføring, noe som utelukker store konstante lekkasjer som forurensningskilde. Overløpsproblemer ser ut til å være mulig forurensningskilde til hele vassdraget.



Haukelandsvatnet har et middels høyt næringsinnhold, og et middels høyt innhold av organisk stoff og tilstanden klassifiseres som ”Mindre god” for begge. Innsjøen har fosfortilførsler som er 2,5 ganger høyere enn tålegrensen, og har derfor behov for en reduksjon av disse. De økologiske effektene av tilførslene er imidlertid ikke alarmerende; mengdene er moderate og det er ikke registrert store

oppblomstringer av blågrønnalger. Tilstanden i innsjøen synes uforandret siden undersøkelsene tidligere på 90-tallet, men næringstilførslene er noe større enn på slutten av 80-tallet.

Ved utløpet til sjøen var Arnavassdraget næringsfattig og vannkvaliteten var "God" med hensyn på næring. For innholdet av organisk stoff var tilstanden "Mindre god". Tilstanden i 1999 var klart bedre enn i 1994 for alle undersøkte parametere. Dette har trolig sammenheng med kloakksaneringene i Arnatveitområdet.

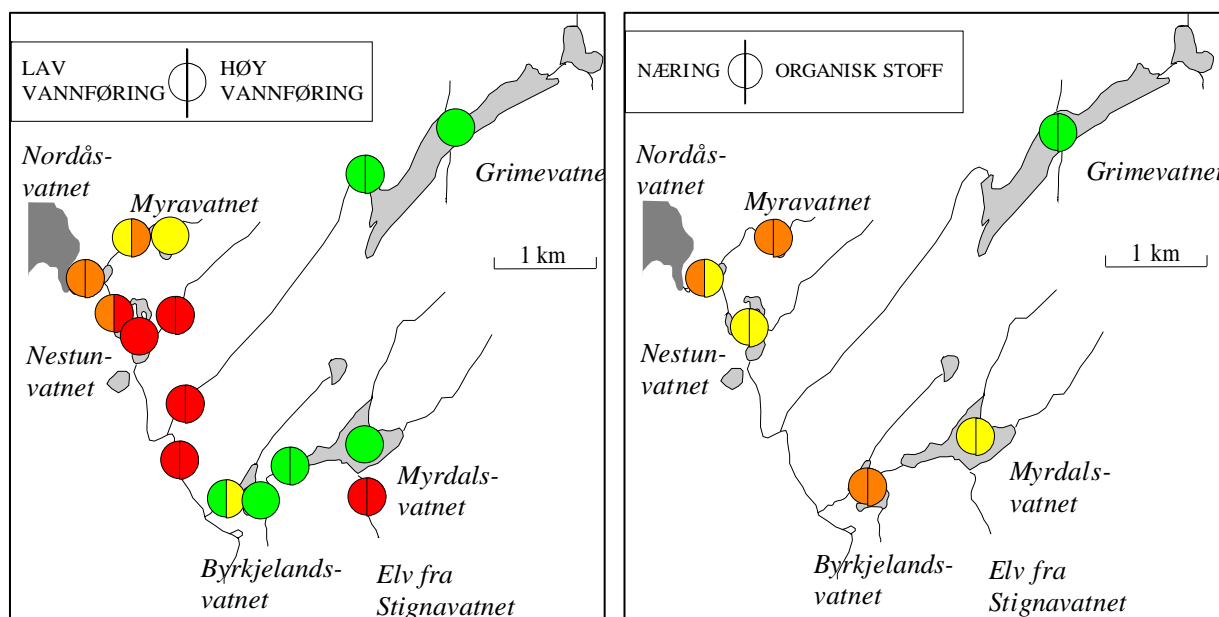
	Middel P ($\mu\text{g/L}$)		Middel Kl f A ($\mu\text{g/L}$)		Middel Algevolume mm^3/L		Max TKB (pr 100 mL)	
	1994	1999	1994	1999	1994	1999	1994	1999
Haukelandsvatn	19	19	-	7,8	0,30	0,64	575	22
Storelva v/Arna	15	11					1600	560

Stofftilførslene til sjøen i 1999 var på 1,7 tonn fosfor, 50 tonn nitrogen og 386 tonn organisk stoff.

6.6 Nesttunvassdraget

Vassdraget er stort sett lite forurenset av tarmbakterier i de øvre deler ved Grimevatnet og ved Myrdalsvatnet og Byrkjelandsvatnet ("God tilstand"). I de sentrale, og tettbebygde, delene er vassdraget stort sett sterkt forurenset ("Dårlig"- "Meget dårlig" tilstand). Det er kun i de midtre og nedre delene det er offentlig kloakkledningsnett, og undersøkelsene tyder på at det både er lekkasjer og overløpsproblemer langs hele denne delen av vassdraget.

Både elva fra Grimevatnet og elva fra Byrkjelandsvatnet forurennes både av overløp og lekkasjer på kloakkledningsnettet. Det samme ser ut til å gjelde i innløpselva til Nesttunvatnet fra Sædalen, men der kan en ikke utelukke arealavrenning som forureningskilde i nedbørperiodene. I Myravatnet er det overløp på kloakkledningsnettet, men det ser ut til at det også er noe direkte tilførsler dit. Også den nedre delen av vassdraget ved Hopsfossen er preget av forurensningen både ved høy og lav vannføring, men en kan ikke utelukke at dette hovedsakelig skyldes forurensninger lenger oppe i vassdraget.



Grimevatnet er lite forurensset. Både innholdet av næringsstoffer og algemengdene var lave. Tilførslene av organisk stoff var også lave og oksygenforholdene i bunnvannet var meget gode. Både for næring og organisk stoff er tilstanden klassifisert som "God". Tilstanden i 2000 var omtrent som i 1994 og i 1997, men innholdet av organisk stoff var noe høyere enn i 1997.

Myrdalsvatnet var middels næringsrikt og har "Mindre god" tilstand med hensyn på næringsrikhet. Algemengdene i 2000 var imidlertid lavere enn forventet ut fra næringsinnholdet, noe som kan ha sammenheng med den sterke nedtappingen av innsjøen denne sommeren. Innsjøen har fosfortilførsler som er noe høyere enn tålegrensen. Innholdet av organisk stoff er middels høyt ("Mindre god" tilstand), men belastningen førte ikke til oksygenfrie forhold i bunnvannet, trolig fordi en viktig kilde er tilsig av humusstoffer fra myrområder. Tilstanden var omtrent som i de tidligere undersøkelsene for samtlige parametere, men fargetallet var høyere i 2000. Denne sommeren var Myrdalsvatnet sterkt nedtappet fra august til og med oktober på grunn av reparasjoner på demningen der. På det meste var nedtappingen på nærmere sju meter. En viktig forurensningskilde er trolig elva fra Stignavatnet som periodevis er sterkt forurensset av tarmbakterier.

Byrkjelandsvatnet er meget næringsrikt og innholdet av organisk stoff var også meget høyt ("Dårlig" tilstand for begge). Fosfortilførslene var 1,5 ganger tålegrensen, og dette førte til middels høye algemengder med en oppblomstring av blågrønnalger i juli. Det høye innholdet av organisk stoff førte til oksygenfrie forhold i bunnvannet med påfølgende indre gjødsling. Tilstanden i 2000 var dårligere enn i 1997, men en årsak til dette kan være redusert vanngjennomstrømning deler av denne sommeren på grunn av utbedringene på demningen i det ovenforliggende Myrdalsvatnet. I 1997 ble tilstanden vurdert til "Mindre god" for næring og "Dårlig" for organisk stoff.

Nesttunvatnet har en "Mindre god" tilstand med hensyn på næring, og mottok fosfortilførsler som var litt større enn tålegrensen. Algemengdene var imidlertid lave på grunn av stor vanngjennomstrømning, men algartene tydet på mer næringsrike forhold enn algemengdene skulle tilsi. Innsjøen hadde et middels høyt innhold av organisk stoff, men da Nesttunvatnet i realiteten er en kulp i elva, er vanngjennomstrømningen så stor at det vanligvis ikke er langvarig temperatursjiktning der og dermed ingen fare for oksygenvinn i bunnvannet. Tilstanden i 2000 var omtrent som ved de tidligere undersøkelsene, men innholdet av organisk stoff var noe høyere.

Vannkvaliteten i Myravatnet er "Dårlig" med hensyn på næring, og innsjøen har indre gjødsling, høye algemengder og oppblomstring av blågrønnalger på ettersommeren. Fosfortilførslene er 2,5 ganger tålegrensen, men deler av dette skyldes indre gjødsling, selv om det også er tilførsler av kloakk dit. Innholdet av organisk stoff er også meget høyt og tilstanden er "Dårlig" også her. Tilstanden i innsjøen varierer noe fra år til år, både med hensyn på næring og innhold av organisk stoff.

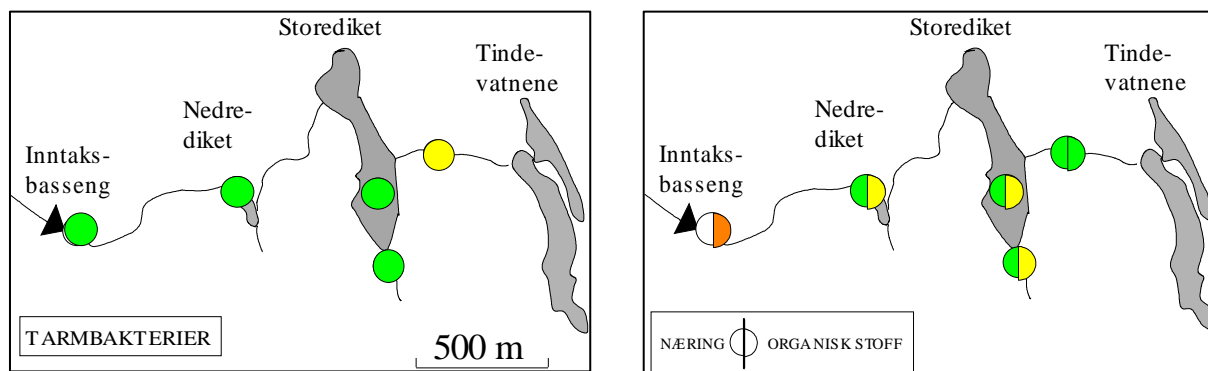
	Middel P (µg/L)			Middel Kl f A (µg/L)			Middel Alge volum mm ³ /L			Max TKB (pr 100 mL)		
	1994	1997	2000	1994	1997	2000	1994	1997	2000	1994	1997	2000
Grimevatn	15	6	7	-	2,3	2,1	0,13	0,28	0,16	5	56	24
Myrdalsvatn	22	12	22	-	4,0	3,2	0,46	0,53	0,15	55	67	14
Byrkjelandsvatn	23	13	25	-	6,4	5,3	0,61	3,8	0,70	125	80	44
Nesttunvatn	36	22	26	-	2,9	2,6	0,24	0,66	0,20	2000	1190	375
Myravatn	66	31	34	-	6,9	9,4	16,2	4,9	5,1	275	980	192
Hopsfoss	31	24	52							820	600	126

Ved utløpet til sjøen var Nesttunvassdraget stort sett preget av vannkvaliteten i Nesttunvatnet og Myrvatnet, og det ser ikke ut til å være noen vesentlige tilførsler til vassdraget nedstrøms disse to innsjøene. Elva er næringsrik ("Dårlig" tilstand) og har et middels høyt innhold av organisk stoff ("Mindre god" tilstand). Det var ingen vesentlig endring siden de forrige undersøkelsene i 1997 og 1994.

Stofftilførslene til sjøen i 2000 ble beregnet til 5,6 tonn fosfor, 56 tonn nitrogen og 386 tonn organisk stoff.

6.7 Mulelvvassdraget

Hele vassdraget var periodevis forurenset av tarmbakterier ved undersøkelsen i 2000. Forurensningen var størst i de øvre deler med "Mindre god" tilstand i bekken fra Tindevatnene. I de nedre deler var forurensningen mindre med "God tilstand" i Storediket og vassdraget nedstrøms denne innsjøen. Det er ingen bebyggelse i dette nedbørfeltet. I de øvre delene, ved Tindevatnene, er det beiteområder for sau og i nedbørperioder vil arealavrenning kunne forurense vassdraget. Dette vil hovedsakelig skje på sommeren og høsten når det er dyr på beite der. Langs hele den nedre delen av vassdraget er det en mye brukt tursti, og noe forurensning med arealavrenning kan trolig forurense også derfra i perioder med nedbør.



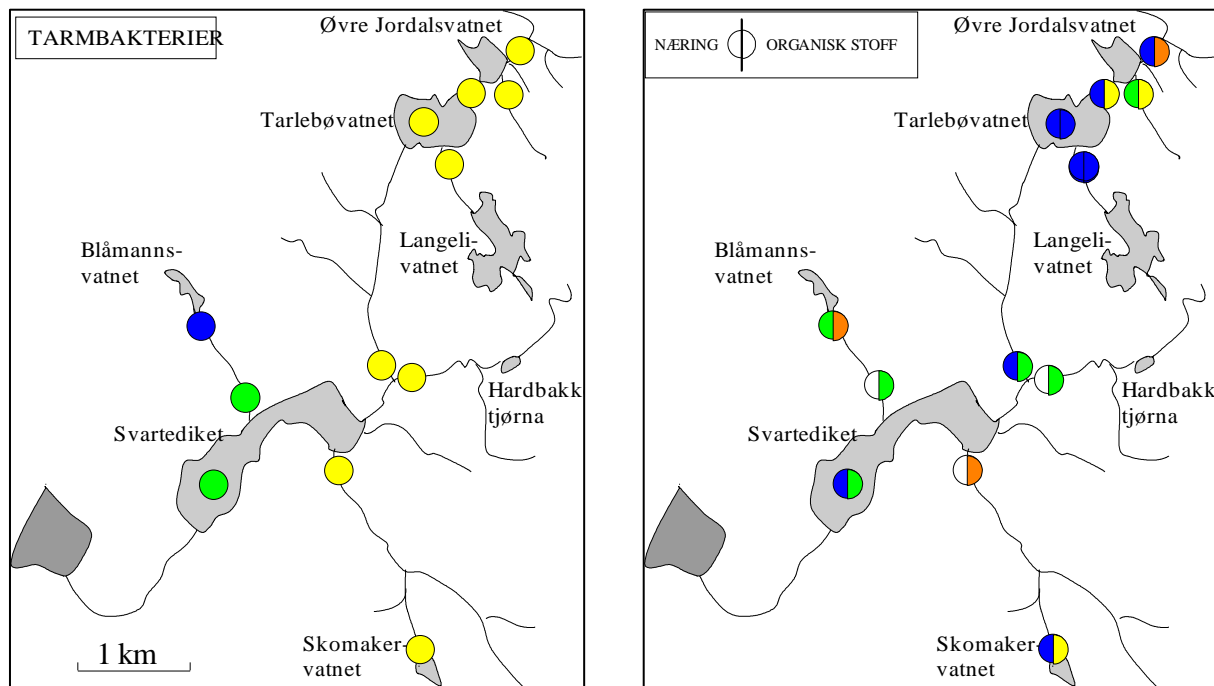
Storediket har et lavt innhold av næringsstoffer, små algeomengder og gode oksygenforhold. Totalt sett klassifiseres tilstanden med hensyn på næringsrikhet som "God". Innholdet av organisk stoff og fargetallet er imidlertid moderat høyt, og tilstanden med hensyn på organisk stoff klassifiseres som "Mindre god". Det er kun snakk om naturlige kilder for organisk stofftilførsler til denne innsjøen, og fargetallet viser at myrtilsig er viktigste kilde for dette.

Vassdraget sett under ett klassifiseres som relativt næringsfattig i hele den undersøkte delen av vassdraget, og det er ingen vesentlig endring fra øvre til nedre del. For innhold av organisk stoff er det lavest verdier i den øvre delen av vassdraget, med økende innhold nedover. Tilrenning fra elver som drenerer myrområder er hovedårsaken til dette. Verken beitedyr eller ferdsel fra turgåere ansees å ha betydning for innholdet av organisk stoff.

Vassdraget ble bare undersøkt i 2000, og vi har derfor ingen tidsserie.

6.8 Møllendalsvassdraget

Det meste av vassdraget var forurenset av tarmbakterier i kortere eller lengre perioder, og forurensningen var størst i de øvre deler. I elvegreina ved Tarlebøvatnet og greina fra Skomakervatnet var tilstanden "Mindre god", mens tilstanden i Svartediket og elva fra Blåmannsvatnet var "God". Det er ingen bebyggelse i nedbørfeltet, men i de øvre deler er det beiteområder for sau. Arealavrenning fra områder med husdyrmøkk er derfor viktigste forurensningskilde. Nedbørfeltet er også et mye brukt turområde, og forurensning i nedbørperioder med avrenning fra områder med hunde- og hestemøkk kan også forekomme, men trolig i mindre grad. Hovedsakelig er det tilførsler fra de øvre deler som er årsaken til forurensningen også i de nedre deler.



Tarlebøvatnet har et lavt innhold av næring og organisk stoff, har gode oksygenforhold og lave oksygenmengder. Innsjøen har dermed en "Meget god" tilstand med hensyn på både næring og organisk stoff. Innsjøen er periodevis sterkt nedtappet, noe som fører til større variasjon i turbiditet enn i andre innsjøer i dette området, men uten at dette gir spesielt store utslag.

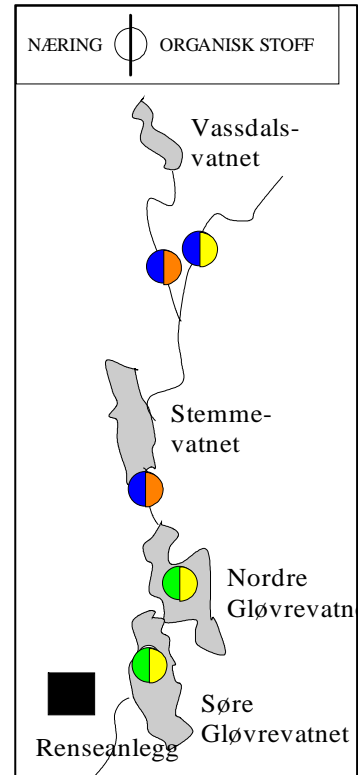
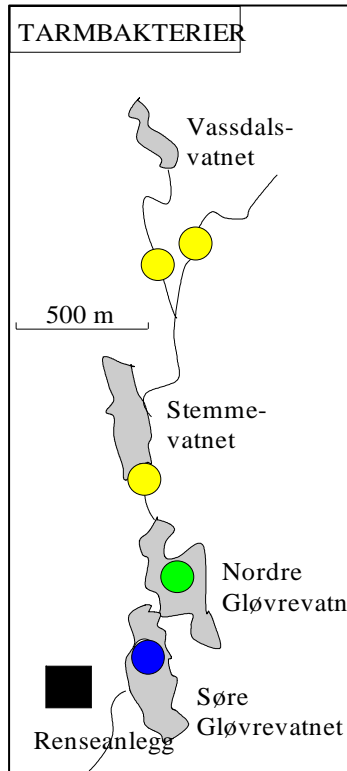
Svartediket har også en "Meget god" tilstand med hensyn på næringsstoffer. Også innholdet av organisk materiale er lavt og oksygenforholdene er gode, noe som gir en "God" tilstand med hensyn på organisk stoff.

Også de undersøkte bekkene er næringsfattige, mens innholdet av organisk stoff er noe mer varierende. I flere av sidebekkene er innholdet av organisk stoff moderat høyt, noe som skyldes lokale tilsig fra myrområder. Det er kun naturlige kilder som i vesentlig grad har betydning for både næringsinnholdet og innholdet av organisk stoff i dette vassdraget.

Vassdraget ble bare undersøkt i 2000, og vi har derfor ingen tidsserie.

6.9 Sædalsvassdraget

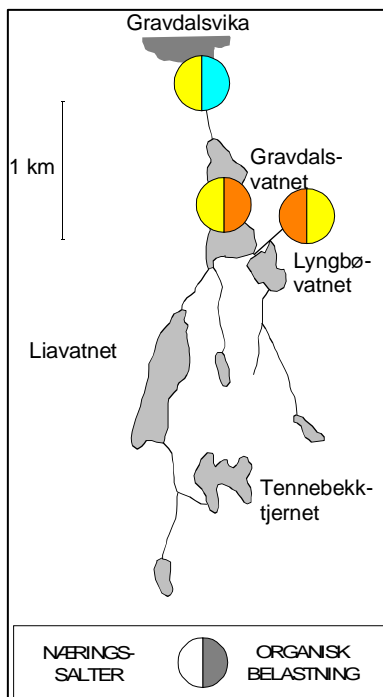
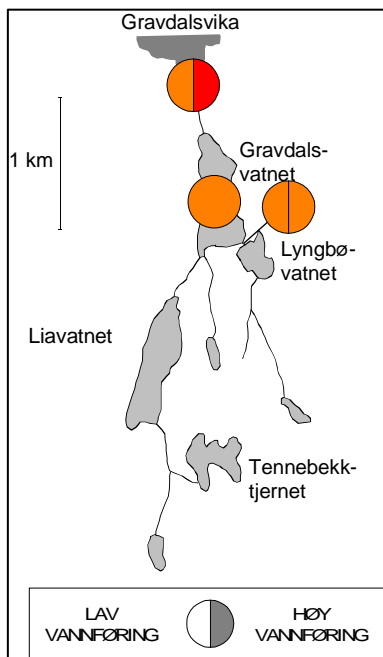
Tarmbakterieforurensningen i Sædalsvassdraget er størst i bekkene i de øvre deler og atskillig mindre i innsjøene lenger nede i vassdraget. Forurensningen i de øvre deler skyldes arealavrenning fra områder med beitende sau. Fortynning samt at tarmbakteriene dør etter en stund i vann er årsaken til at mindre forurensning registreres i de to Gløvrevatnene. Nedbørfeltet lokalt rundt Gløvrevatnene er heller ikke i bruk som beiteområder i samme grad som lenger oppe i vassdraget.



Både det Nordre og det Søre Gløvrevatnet har en "God" tilstand med hensyn på næringsinnhold, med lave mengder og gode oksygenforhold. Innholdet av organisk stoff derimot, er moderat høyt og gir en "Mindre god" tilstand. Årsaken til dette er tilsig fra myrområder lenger oppe i nedbørfeltet. Det er kun naturlige kilder for næringstilførsler og tilførsler av organisk stoff til dette vassdraget. Deler av det øvre og nedre nedbørfeltet brukes i stor grad som turområde, og det beiter sau i nedbørfeltet, men dette vil ha liten betydning for tilførsler av næring og organisk stoff..

Vassdraget ble bare undersøkt i 2000, og vi har derfor ingen tidsserie.

6.10 Gravdalsvassdraget



Overvåkingsprogrammet har bare omfattet de nedre delene av Gravdalsvassdraget. Lyngbøvatnet er en avsnørt del av Gravdalsvatnet, dannet ved utfylling for vestre innfartsåre til Bergen på 1980-tallet. En mindre del av avrenningen fra vassdraget til Byfjorden går via NB Steel sitt valseverk, som tar inn prosessvann fra Gravdalsvatnet.

Hele vassdraget er kloakkpåvirket, og selv i overflaten av Gravdalsvatn er det påvist høye verdier for tarmbakterier ved enkelte tidspunkt. Tilstanden i vassdraget vurderes stort sett "Dårlig" både ved lav og høy vannføring, slik at både direkte tilførsler og overløp trolig gjør seg gjeldende.

I utløpselven ble det gjort to særlig høye målinger ved stor vannføring, men utenom disse skiller utløpselva seg lite fra vassdraget ellers. Det antas at episodene skyldes tilstopping av kloakknettet og overløp til vassdraget.

For næringssalter ble utløpet av Lyngbøvatnet i 1997 klassifisert som "Dårlig", mens Gravdalsvatnet og Gravdalselven ble vurdert som "Mindre god". Kloakktilførsler antas å være en hovedkilde for tilførsler av næringssalter til vassdraget.

For virkning av organisk stoff fikk vi i 1997 "Mindre god" tilstand i utløpet av Lyngbøvatn. I Gravdalsvatnet ble klassifiseringen "Dårlig" pga. oksygenvinn i bunnvannet. Derimot var forholdene i Gravdalselven som får overflateavrenning fra Gravdalsvatnet gode når det gjelder organisk belastning. For Gravdalsvatnet henger organisk belastning nøye sammen med innsjøens egen produksjon og dermed næringstilførsel.

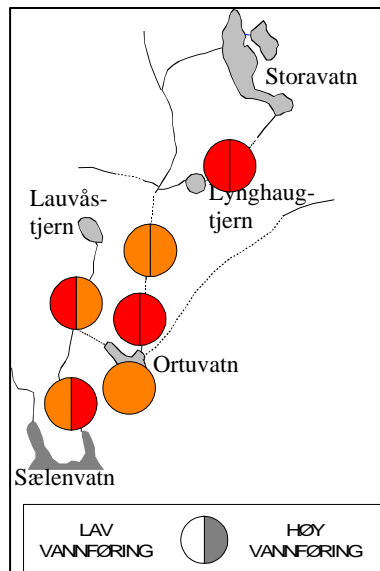
Vi fant ingen endring i tilstand fra 1993 til 1997. Gravdalsvatnet tilføres en årlig fosformengde som ligger litt under den teoretisk akseptable, men oksygenvinnet tyder på at innsjøens reelle tålegrense ligger under den teoretiske. Gravdalsvatnet skiller seg ellers fra mange andre innsjøer i området ved å ha litt større algebiomasse enn fosfornivået skulle tilsi.

I 1997 ble vassdragets totale transport til Byfjorden anslått til 141 kg fosfor, 8,7 tonn nitrogen, og vel 24 tonn organisk karbon. Dette inkluderer stofftransport med vannmengden som slippes via NB Steel.

	Middel P ($\mu\text{g/L}$)		Middel Klf A ($\mu\text{g/L}$)		Middel Algevolum mm^3/L		Max TKB (pr 100 mL)	
	1993	1997	1993	1997	1993	1997	1993	1997
Utløp Lyngbøvatn	22	26					215	255
Gravdalsvatn	7	8	8,6	4,9	-	2,1	20	500
Gravdalselv	18	16					1050	1450

6.11 Fyllingsdalsvassdraget

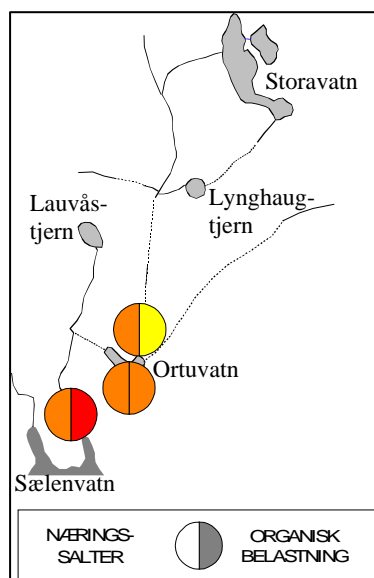
Storavatnet øverst i vassdraget har vært reservelkilde i vannforsyningen, og har derfor ikke vært med i overvåkingsprogrammet. Ellers er vassdraget i stor grad modifisert ved rørlegging og kanalisering i den sentrale del av Fyllingsdalen. Avløpet fra Ortuvatn går i tunnel til Sælenelven.



Hele den undersøkte delen av vassdraget er kraftig påvirket av kloakktilførsler. Innløpsbekken til Lynghaugtjernet har hatt høye bakterietall ("Meget dårlig" tilstand) ved både høy og lav vannføring. I kanalen nord for Oasen var tilstanden "Dårlig", mens utløpet i Ortuvatnet igjen hadde "Meget dårlig" tilstand. Også i selve Ortuvatnet var det mye tarmbakterier ("Dårlig" tilstand). Bekken fra Lauvåstjern viste høyest verdier ("Meget dårlig") ved lav vannføring, mens hovedelva mot Sælenvatnet hadde høyeste verdier ved høy vannføring ("Meget dårlig" tilstand).

Direkte tilførsler gjør seg altså gjeldende i hele vassdraget. Med unntak av bekken fra Lauvåstjern er det likevel en klar tendens til økte bakteriemengder ved mye nedbør, trolig som følge av overløp fra kloaknettet. I Sælenelven har vi trolig også effekter av arealavrenning.

Høye bakterietall i Ortuvatnet skyldes åpenbart høye konsentrasjoner i tilrenningen, men en tilleggskilde er trolig fugleskitt fra mange ender og måker som har tilhold her.



Effektene av organisk belastning øker fra øverste til nederste stasjon ("Mindre god" tilstand i innløpet til Ortuvatnet, "Meget dårlig" i Sælenelven). For næringsalter var klassifiseringen IV for hele den undersøkte delen av vassdraget. Kloakktilførsler antas å være hovedkilde for næringsalter. Langs Sælenelven får vassdraget trolig også et tillegg fra gjødslete jordbruksarealer.

Fosfortilførsel til Ortuvatn er estimert til å ligge 40 % over tålegrensen. Dette medfører høy produksjon og oksygenvinn med indre gjødsling og utvikling av hydrogensulfid i bunnvannet.

Fra 1993 til 1997 fant vi ikke forskjell i fosformengdene i vassdraget, men derimot en markert reduksjon i mengde nitrogen på alle stasjoner. Det ble også påvist en nedgang i partikkelmengden på alle stasjoner.

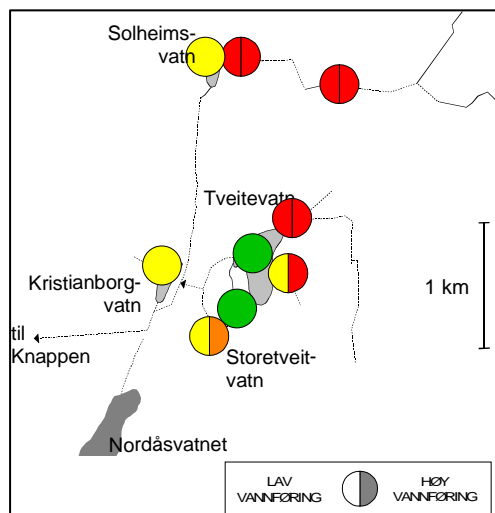
	Middel P ($\mu\text{g/L}$)		Middel Kl f A ($\mu\text{g/L}$)		Middel Alge volum mm^3/L		Max TKB (pr 100 mL)	
	1993	1997	1993	1997	1993	1997	1993	1997
Innløp Ortuvatn	51	30					5600	2100
Ortuvatn	51	19	6,2	6,6	-	3,8	1660	790
Sælenelv	18	18					210	2140

Uavhengig av overvåkingsprogrammet er det gjort undersøkelser i Lynghaugtjern i 1998 (NIVA upublisert). Disse indikerte "Mindre god" tilstand for både for næringsalter og organisk belastning.

Vassdraget transporterte i 1997 259 kg fosfor, 10,8 tonn nitrogen og 71 tonn organisk karbon til Sælenvatn.

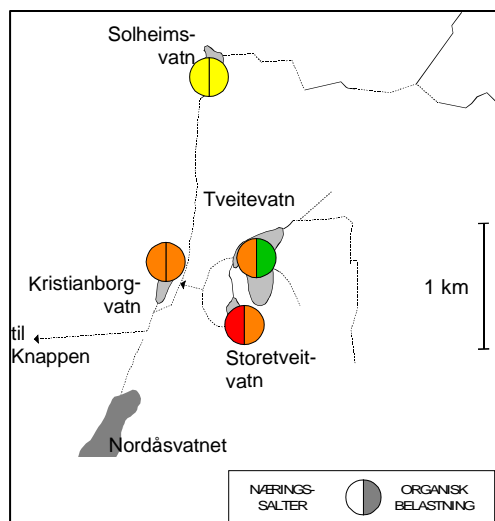
6.12 Fjøsangervassdraget

Vassdraget har to grener, som drenerer til hhv. Solheimsvatn og Tveitevatn. Begge grener er sterkt modifisert ved at bekkene er lagt i rør over lengre strekninger, og begge mottar også avrenning fra eldre avfallsplasser som er overdekket. Avrenning fra Tveitevatn og Storetveitvatn tas inn i tunnel og ledes utenom Kristianborgvatnet. Hele vassdragets avrenning er avskåret fra Nordåsvatnet, samles opp ved Kristianborg og ledes i tunnel til Knappen renseanlegg før utslipp til sjø. Det er derfor bare et lite restfelt nedenfor Kristianborgvatn som gir tilsig til den gamle utløpselven i Nordåsvatnet.



Det er påvist høye bakterietall i bekken/kanalen mellom Christieparken og Solheimsvatnet ("Meget dårlig") ved både høy og lav vannføring. Det er derfor betydelige direkte kloakktilførsler. Situasjonen ved høy vannføring er imidlertid verre, slik at overløp også er et betydelig problem. Solheimsvatnet vurderes som "Mindre god".

Kanalen som leder bekken fra Mannsverk ut i Tveitevatnet er også sterkt belastet med kloakk ("Meget dårlig"). Undersøkelsen i 1993 påviste direkte tilførsler også ovenfor Mannsverk. Røret som drenerer vann fra Slettebakken har høye bakterietall ("Meget dårlig") ved høy, og lavere tall ("Mindre god") ved lav vannføring. Overløp fra kloakknettet er dermed et gjennomgående problem i vassdraget. Dette ses også ved utløpet av Storetveitvatnet. I selve Storetveitvatn og i Tveitevatnet gir vurderingen "God", mens Kristianborgvatnet vurderes til "Mindre god".



Siste resipientundersøkelse viste "Mindre god" tilstand for næringsalter i Solheimsvatn, "Dårlig" for Kristianborgvatn og Tveitevatn, og "Meget dårlig" for Storetveitvatn. For organisk belastning ble tilstanden i Solheimsvatn vurdert som "Mindre god", i Kristianborgvatn og Storetveitvatn som "Dårlig", og i Tveitevatn som "God". Dagens tilførsel av fosfor til Storetveitvatn er trolig nær innsjøens tålegrense, men en dårlig tilstand opprettholdes fortsatt av indre gjødsling fra sedimentene. Tveitevatn preges av store variasjoner i mengden næringsalter. Vurderingen av organisk belastning tar ikke hensyn til effekter av sigevann fra fyllingen, som bidrar til å forverre tilstanden. Solheimsvatn vurderes til "Mindre god", og Kristianborgvatn til "Dårlig" for organisk belastning.

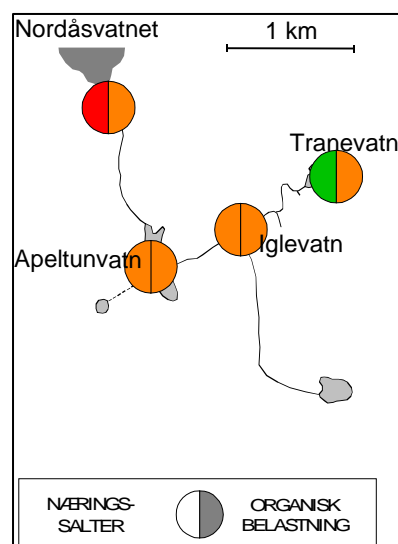
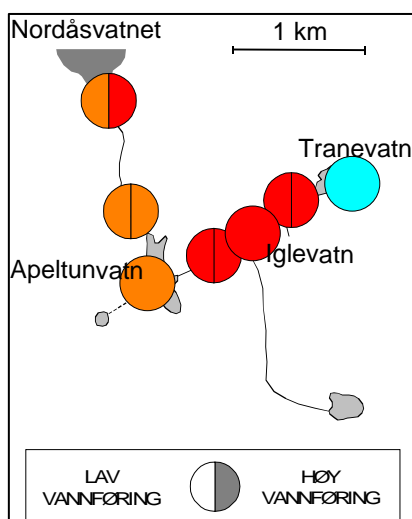
Storetveitvatnet har vist en klar forbedring i mengden næringsalter gjennom perioden 1992-2000. Dette har sammenheng med kloakksanering gjennomført i 1992.

Fosforkonsentrasjonen i innsjøen hadde i 2000 sunket til under halvparten av 1992-nivået, til tross for fortsatt oksygenvinn og indre gjødsling. I Tveitevatn fant vi derimot økt konsentrasjon av næringssalter fra 1995 til 2000. Estimerer av fosfortilførsler til Tveitevatn varierte svært mellom 1995 og 2000. Det er derfor uklart hvor stor overbelastningen på innsjøen er, men vurderingen av organisk belastning tyder ikke på høy overskridelse av tålegrensen. Dette har sammenheng med innsjøens relativt store dypvannsvolum. Solheimsvatnets fosfortilførsler er anslått til å ligge nær tålegrensen, mens tilførslene til Kristianborgvatnet i 2000 ble vurdert som mindre enn tålegrensen.

	Middel P ($\mu\text{g/L}$)			Middel Kl f A ($\mu\text{g/L}$)			Middel Algevolume mm^3/L			Max TKB (pr 100 mL)		
	1992	1995	2000	1992	1995	2000	1992	1995	2000	1992	1995	2000
Storetveitvatn	128	55	55	-	27,9	8,8	6,0	7,8	1,2	1280	28	48
Tveitevatn	14	9	36	-	3,9	6,0	0,76	1,3	0,65	60	115	48
Solheimsvatn		14	21		4,1	2,5		2,3	0,31		1150	104
Kristianborgvatn		25	23		12,5	9,8		5,8	1,9		2000	210

6.13 Apeltunvassdraget

Tranevatnet er ikke påvirket av kloakk ("Meget god" tilstand), mens utløpet av Tranevatn vurderes som "Meget dårlig" ved både høy og lav vannføring. På denne stasjonen har resultatene variert svært. Ekstra prøvetaking i 1999 tyder på at dette skyldes direkte utslipp et lite stykke nedenfor utløpet av innsjøen. Iglevatnet nedenfor er sterkt påvirket av de samme kloakktilførslene ("Meget dårlig"). Dette gjelder også bekken nedenfor Iglevatn ("Meget dårlig" ved både høy og lav vannføring). De fleste år fant vi likevel høyest bakterietall ved høy vannføring. Dette indikerer overløpsproblemer i området. Apeltunvatnet var også preget av høye bakterietall ("Dårlig" tilstand), trolig tilført med bekken fra Iglevatn. I utløpet av Apeltunvatnet fikk vi samme tilstand ("Dårlig") ved både lav og høy vannføring, mens nær utløpet til Nordåsvatnet har bakteriemengden i den samme elven gjennomgående ligget høyere ved stor vannføring ("Meget dårlig"). Dette tyder på et overløpsproblem, men denne elvestrekningen får også direkte kloakktilførsler.



I Tranevatnet vurderes tilstanden som "God" for næringssalter og det er ikke overbelastet, mens for Iglevatn og Apeltunvatnet vurderes tilstanden som "Dårlig". Kloakktilførsler antas å være hovedkilde for næringssalter. For Iglevatnet var fosfortilførselen i 2000 1,4 ganger teoretisk tålegrense, og for

Apeltunvatnet mer enn 2 ganger overskredet. En vesentlig del av belastningen på Apeltunvatnet kommer med avrenningen fra Iglevatnet. I begge innsjøene oppstår oksygenvinn i bunnvannet, og i begge innsjøer bidrar indre gjødsling til fosfor-mengdene. For alle tre innsjøer vurderes tilstanden som "Dårlig" for organisk belastning. For Tranevatn kan dette tilskrives naturgitte forhold, men i innsjøene nedenfor bidrar kloakkbelastningen direkte og indirekte til økt organisk belastning. I Nordåselva vurderes tilstanden som "Meget dårlig" og "Dårlig" for effekter av hhv. næringssalter og organisk stoff. Dårligere tilstand for næringssalter enn i vassdraget ovenfor skyldes kloakktilførsler.

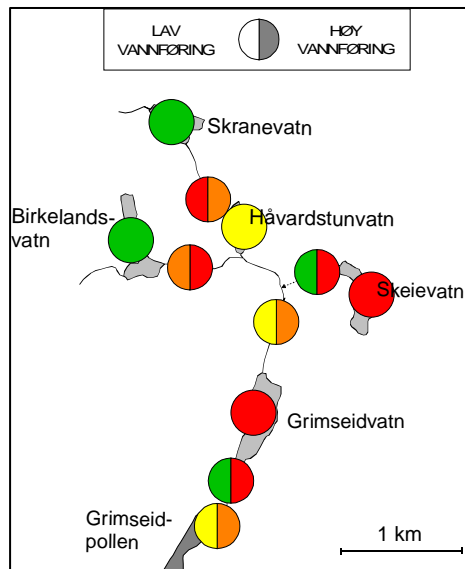
I Tranevatn og Apeltunvatn lå fosformålingene høyere i 1994 enn senere, mens for Iglevatn og Nordåselva så vi ingen endring. Algemengden i innsjøene lå generelt lavest i 2000, med mest markert reduksjon i Apeltunvatn. I Tranevatn har mengden tarmbakterier vært lav gjennom hele perioden (bortsett fra noen få enkeltmålinger), mens vassdraget nedenfor har hatt langt høyere bakterietall. Iglevatnet har hatt de høyeste enkeltverdiene og dermed dårligst klassifisering, men medianverdiene for bakterietall har ligget høyest i Nordåselva.

	Middel P (µg/L)			Middel Klif A (µg/L)			Middel Algevolum mm ³ /L			Max TKB (pr 100 mL)		
	1994	1997	2000	1994	1997	2000	1994	1997	2000	1994	1997	2000
Tranevatn	23	7,3	16		2,9	2,3	0,73	0,71	0,31	45	450	4
Iglevatn	55	40	51		8,6	6,4	0,85	1,6	1,2	1100	1180	2750
Apeltunvatn	50	27	34		7,8	4,8	1,4	2,1	0,65	75	880	780
Elv Nordås	51	69	58							350	1350	670

I 2000 førte vassdraget 800 kg fosfor, 10 tonn nitrogen, og 65 tonn organisk karbon til Nordåsvatnet.

6.14 Grimseidvassdraget

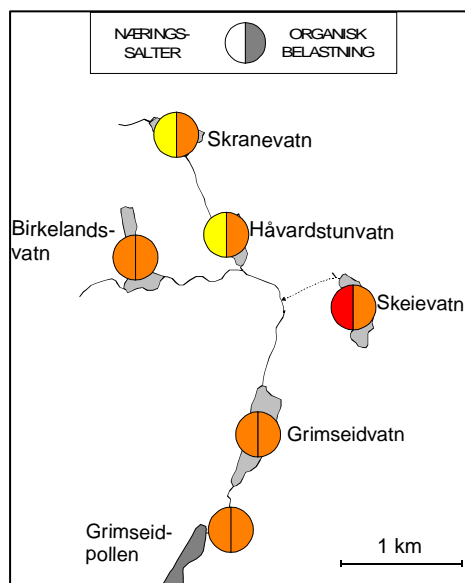
Vassdraget er sterkt modifisert ved Sandsli. Avrenning fra bebygde arealer er avskåret fra Birkelandsvatn, og elven nedenfor føres delvis i tunnel mot Grimseid. Dessuten er avrenning fra Skeievatnet (som tidligere drenerte til Nordåsvatnet) ledet i tunnel til Grimseidvassdraget.



De øverste innsjøene Skranevatn og Birkelandsvatn er i liten grad påvirket av kloakk ("God" tilstand). I bekken mellom Skranevatn og Håvardstunvatn er bakterietallet høyt ("Meget dårlig" til "Dårlig" tilstand). Direkte tilførsler dominerte her fram til 1997, men senere har bakterietallet sunket og overløpsproblemer kommer bedre til syne. I Håvardstunvatnet vurderes tilstanden til "Mindre god". Forurensningskilden er trolig bekken fra Skranevatn. I bekken fra Birkelandsvatn ("Dårlig" til "Meget dårlig tilstand") har resultatene variert mye mellom årene. Lekkasje har forekommet rundt utløpet fra innsjøen, men tidvis har det også vært overløpsproblemer her.

Gjennom Skeievatn går en kloakkledning. I innsjøen er det funnet tidvis høye bakterietall, vanligvis knyttet til stor avrenning og trolig overløpsproblemer. Dette viser også igjen i innsjøens utløpsbekk ("God" tilstand ved lav, og "Meget dårlig" ved høy vannføring). Grimseidelva ovenfor

Grimseidvatnet hadde "Mindre god" tilstand ved lav, og "Dårlig" ved høy vannføring. Dette reflekterer forholdene i vassdraget ovenfor, og tyder ikke på ytterlige kloakk-tilførsler. Derimot er forholdene periodevis verre i Grimseidvatnet, der tilstanden vurderes som "Meget dårlig". Forurensningskilden(e) her er ikke klarlagt. I Grimseidelva nedenfor Grimseidvatn har bakterietallene i både øvre og nedre del av elva ligget høyest ved stor vannføring. Areal-avrenning fra dyrket mark bidrar trolig til dette, spesielt ved nedre stasjon.



For næringssalter er det best forhold i Skranevatn og Håvardstunvatn ("Mindre god"). Birkelandsvatn og Grimseidvatn vurderes til "Dårlig" tilstand, mens Skeivatn får "Meget dårlig". De tre sistnevnte innsjøer får alle oksygensvinn i bunnvannet med påfølgende indre gjødsling. Tilførselsberegninger indikerer at for Skranevatn og Håvardstunvatn er fosforbelastningen noe lavere enn tålegrensen. Birkelandsvatn, Skeievatn og Grimseidvatn tilføres hhv. 2,2, 2,9 og 2,4 mer enn tålegrensen. En del av tilførslene skyldes imidlertid indre gjødsling fra sedimentene. Grimseidelva vurderes til "Dårlig" når det gjelder næringssalter, som innsjøen ovenfor.

For organisk belastning vurderes alle vassdragets stasjoner til "Dårlig" tilstand. Dette er dels naturgitt som følge av relativt høyt humusinnhold og mye vegetasjon langs innsjøbreddene og små dypvannsvolum i de små innsjøene, men betinges også av høy primærproduksjon som følge av tilførsler av næringssalter. Det mest problematiske utslaget av den organiske belastningen er indre gjødsling i tre av innsjøene.

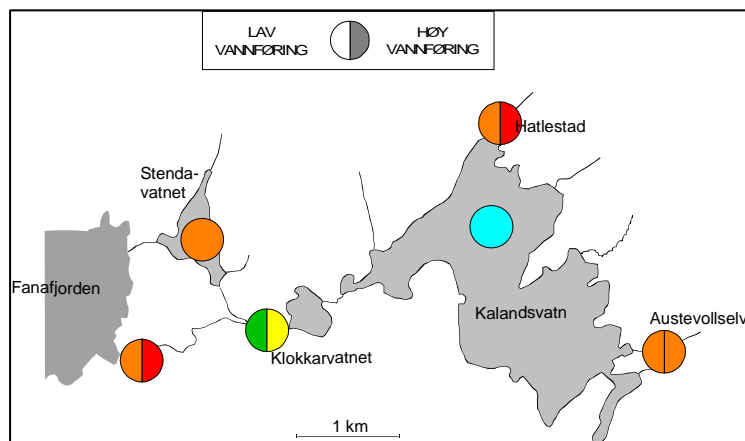
Organisk belastning i vassdraget generelt var større i 1998 enn i 1995, med høyere fargetall og TOC-verdier. I 1992 var imidlertid belastningen større enn i både 1995 og 1998. Dette henger trolig sammen med hydrologiske variasjoner mellom årene. I Skeievatnet har fosformengden avtatt gjennom perioden, selv om dette ikke har endret klassifiseringen. I Skranevatnet og Grimseidvatnet var næringsbelastningen større i 1992 enn senere. For Birkelandsvatnet og Håvardstunvatnet synes næringsbelastningen å være noenlunde uforandret gjennom perioden.

	Middel P ($\mu\text{g/L}$)			Middel Kl f A ($\mu\text{g/L}$)			Middel Algevolum mm^3/L			Max TKB (pr 100 mL)		
	1992	1995	1998	1992	1995	1998	1992	1995	1998	1992	1995	1998
Birkelandsvatn	28	26	27	-	8,1	7,1	4,2	4,7	0,9	40	52	125
Skranevatn	24	9	11	-	5,3	3,4	2,3	2,3	0,65	1160	67	59
Håvardstunvatn	13	9	12	-	4,2	2,8	0,91	2,0	0,72	25	16	20
Skeievatn	89	61	52	-	17,9	9,0	4,1	9,9	4,6	1950	9	3125
Grimseidvatn	47	21	23	-	6,6	6,8	3,1	3,1	1,3	35	10	4000
Utløp	90	32	27	-						530	200	4000

Stofftransport til Grimseidpollen ble i 1998 estimert til ca. 500 kg fosfor, 12 tonn nitrogen og 110 tonn karbon.

6.15 Kalandsvassdraget

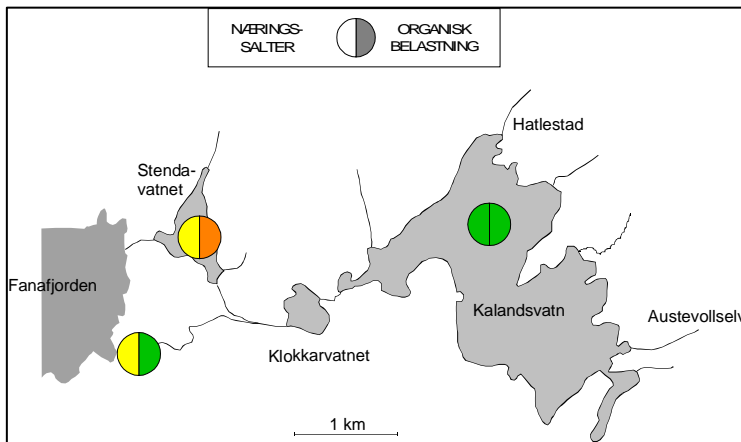
Fra Fanaelven fører Konows kanal vann over til Stendavatn, som er demmet opp for kraftproduksjon. Vannmengden som overføres til Stendavatn har variert mye fra år til år på 1990-tallet.



Ved Kalandsvatnet har Austevollselva "Dårlig" tilstand både ved høy og lav vannføring. Dette skyldes i hovedsak arealavrenning fra jordbruksland, men det har også vært tegn til direkte tilførsler. Bekken ved Hatlestad er den mest kloakkforurensede stasjonen i vassdraget, med "Meget dårlig" tilstand ved høy vannføring. Også her har direkte tilførsler vært påvist ved de fleste undersøkelser ("Dårlig" tilstand ved lav vannføring). Ute i selve Kalandsvatnet har bakterietallene

vært svært lave ("Meget god" tilstand). I Fanaelva ved utløpet av Klokkarvatn har mengden tarmbakterier ligget forholdsvis lavt ("God" til "Mindre god" tilstand). Arealavrenning fra beitemark antas å være viktigste kilde til forurensning. Det samme gjelder for Fanaelva nær utløpet til Fanafjorden, men her har mengden tarmbakterier ligget jevnt høyere ("Dårlig" til "Meget dårlig" tilstand). I Stendavatn ("Mindre god" tilstand) har det periodevis vært høye bakterietall. Dette tilskrives problemer med kloakkledningen som går gjennom innsjøen.

I tillegg til tre undersøkelser innen dette programmet foreligger data fra to undersøkelser på 80-tallet. Ved siste undersøkelse i 1999 kunne tilstanden beskrives som "God" både med hensyn til nærings-salter og organisk belastning. Tidligere har forholdene vært dårligere, og bedringen kan trolig tilskrives kloakksanering ved Hatlestad.



Stendavatnet mottar næringssalter fra jordbruk og kloakk, og tilstanden er tydelig avhengig av vannmengden som overføres fra Fanaelva. Ved siste undersøkelse i 1999 fikk Stendavatn overført mer vann enn tidligere på 1990-tallet. Siden vannkvaliteten i Fanaelva er bedre enn i Stendavatn betyr dette en uttynning av næringssaltene. Tilstanden ble vurdert som "Mindre god" for næringssalter, og fosfortilførslene ble anslått til 2 ganger teoretisk tålegrense. For organisk belastning var vurderingen "Dårlig" tilstand. Tålegrense og

tilstand avhenger av hvor mye vann som overføres fra Fanaelva. Her er resultatene fra 1999 lagt til grunn, mens i 1995 var forholdene langt dårligere. Generelt synes tilstanden noe bedre enn på 80-tallet (Aanes & Brettum 1985), men er altså helt avhengig av den ekstra vanntilførselen. Fanaelva nær utløpet vurderes til "Mindre god" tilstand for næringssalter, og "God" for organisk belastning.

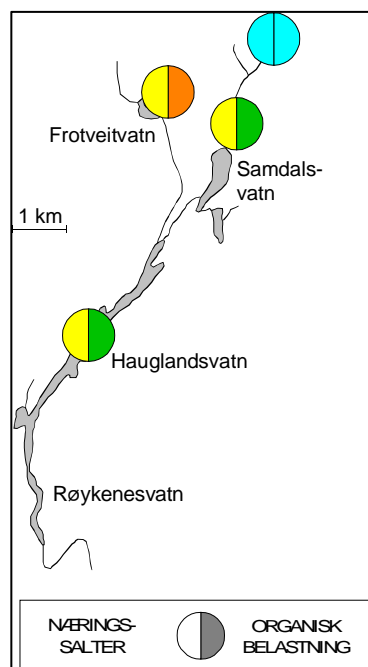
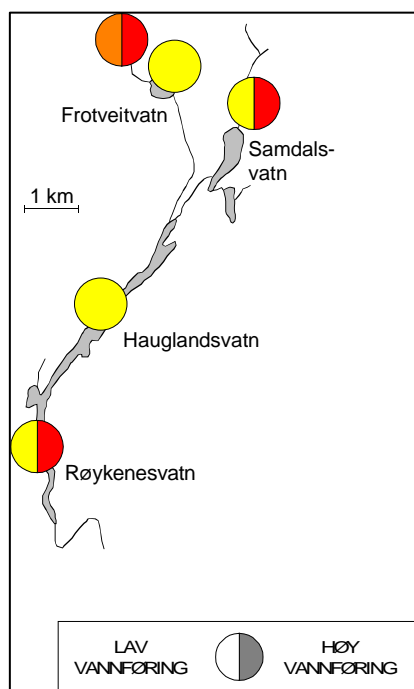
	Middel P (µg/L)			Middel Klf A (µg/L)			Middel Algevolume mm ³ /L			Max TKB (pr 100 mL)		
	1993	1996	1999	1993	1996	1999	1993	1996	1999	1993	1996	1999
Kalandsvatn	11	24	11	6,5	-	2,4	-	0,23	0,28	570	1	4
Stendavatn	15	32	17	6,3	-	6,1	-	0,26	1,0	160	44	73
Fanaelv	44	28	18							960	1375	920

Vassdraget transporterte i 1999 ca. 1500 kg fosfor, 45 tonn nitrogen, og 273 tonn organisk karbon til Fanaelva. Dette anslaget inkluderer transport via kraftverket nedenfor Stendavatnet.

6.16 Osvassdraget

Størsteparten av vassdraget ligger i Os kommune. Overvåkingsprogrammet har bare omfattet de øvre delene som ligger i Bergen kommune. Det er ikke offentlig kloakkavløp i dette området, og boliger, hytter og gårdsbruk har separate avløp. Vassdragsundersøkelser ble utført i 1993 og 1998

I Samdalselva har bakterietallet stort sett ligget lavt ved liten vannføring, men en måling fra 1997 medførte "Mindre god" tilstandsvurdering. Ved stor vannføring har arealavrenning fra innmark gitt større bakteriemengder og "Dårlig" til "Meget dårlig" tilstand. Innløpsbekken til Frotveitvatn var fram til 1997 preget av direkte tilførsler ("Dårlig" tilstand), men fra 1998 er det ved stor vannføring at forurensningen har vært størst ("Meget dårlig" tilstand). Ute i Frotveitvatn er det også påvist tarmbakterier ("Mindre god" tilstand), trolig som følge av forurenset innløpsbekk. Samme vurdering fikk vi også for Hauglandsvatnet. Ved strømmen mellom Hauglandsvatn og Røykenesvatn er det oftest funnet lave bakterietall som i innsjøen ovenfor ("Mindre god" tilstand ved liten vannføring). En høy verdi ved stor vannføring i 1998 gav "Meget dårlig" tilstand, trolig som følge av arealavrenning.



Den øverste av stasjonene i Samdalselva ligger ovenfor bebyggelse og innmark, og er vurdert til "Meget god" tilstand for virkning av næringssalter og organisk stoff. Lengre nede renner elva gjennom innmarken til flere gårder, og dette gir utslag i noe høyere innhold av næringssalter ("Mindre god" tilstand) og organisk stoff ("God" tilstand).

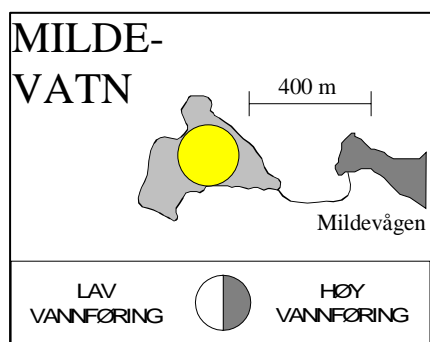
Frotveitvatnet hadde moderat innhold av næringssalter ("Mindre god" tilstand). Fosfortilførslene er anslått til 2,9 ganger teoretisk tålegrense. For organisk belastning vurderes tilstanden som "Dårlig" i 1998. I 1993 var vurderingen den samme for næringssalter, men den organiske belastningen var mindre. Dette skyldes dels mer nedbør og høyere humusinnhold i 1998, og antagelig også graving langs innløpselva. Nitrogeninnholdet var imidlertid lavere i 1998. Bunnvannet ble ikke oksygenfritt verken i 1993 eller 1998. Også Hauglandsvatn vurderes å ha "Mindre god" tilstand for næringssalter, mens for organisk belastning ("God tilstand") var forholdene bedre enn i Frotveitvatn. Hauglandsvatnet har stor gjennomstrømming og tåler teoretisk en betydelig fosforbelastning uten alvorlige økologiske effekter. Estimaten fra 1998 viste at teoretisk tålegrense var overskredet med 1,8 ganger, men dette passer dårlig med de observerte algemengder og den organiske belastningen. En

mulig forklaring på dette er analyseproblemer med fosfor. I 1993 ble fosforbelastningen anslått som litt under teoretisk tålegrense, og dette harmonerer bedre med de øvrige resultater.

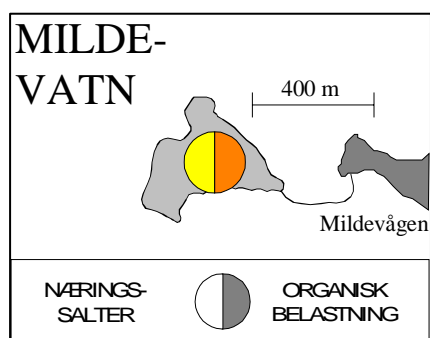
	Middel P ($\mu\text{g/L}$)		Middel Kl f A ($\mu\text{g/L}$)		Middel Algevolume mm^3/L		Max TKB (pr 100 mL)	
	1993	1998	1993	1998	1993	1998	1993	1998
Samdalselv øvre	(1)	4					-	31
Samdalselv nedre	10	11					480	174
Frotveitvatn	14	24	4,5	3,3	-	0,17	35	105
Hauglandsvatn	8	13	3,7	4,6	-	0,29	30	52

6.17 Mildevatn

Denne innsjøen har et ganske lite nedbørfelt ($< 1 \text{ km}^2$) og utløpet er bare en kort bekk til Fanafjorden. Bare selve innsjøen er undersøkt i 1992 og 1999. Det er ikke utført lekkasjesøking i dette lille vassdraget.



Tarmbakterier er påvist i Mildevatn i omtrent halvparten av prøvene. De høyeste målingene tilsier "Mindre god" tilstand. Viktigste forurensningskilde er trolig avrenning fra gjødslet mark, men et rikt fugleliv kan også bidra med tarmbakterier.



Mildevatnet er middels næringsrikt (mesotroft). For virkning av næringsalter var vurderingen "Mindre god" tilstand ved begge undersøkelser. Innsjøen er omgitt av et ganske massivt vegetasjonsbelte (takrør), som bidrar med stor organisk belastning. Oksygenforbruket i innsjøen er derfor betydelig, men det er ikke påvist indre gjødsling. Tilstandsvurderingen for organisk belastning var "Dårlig". Dette er delvis naturgitt, men økt næringstilførsel fra dyrket mark bidrar også. Tilførsler av fosfor er anslått til 1,2 ganger teoretisk tålegrense.

	Middel P ($\mu\text{g/L}$)		Middel Kl f A ($\mu\text{g/L}$)		Middel Algevolume mm^3/L		Max TKB (pr 100 mL)	
	1992	1999	1992	1999	1992	1999	1992	1999
Mildevatn	19	17	-	6,4	1,0	1,7	5	60

7. Litteratur

Generelle henvisninger

- Berge, D. 1983. Tyrifjorden. Sammenfattende rapport fra Tyrifjordundersøkelsen 1978-1981. Tyrifjordutvalget, D. Berge redaktør.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofnivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 - 15 meter. SFT rapport nr. 2001, 44 s.
- Berge, D. & T. Källqvist 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenlignet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA rapport Lnr. 2367, 130 s. ISBN 82-577-1653-7.
- Bjørklund, A., G.H.Johnsen & A.Kambestad 1994. Miljøkvalitet i vassdragene i Bergen, status 1993. Rådgivende Biologer, rapport 110, 156 s. ISBN 82-7658-024-6
- Braaten, B., T.Johnsen, T.Källqvist & A.Pedersen 1992. Biologisk tilgjengelighet av næringssalttilførsler til det marine miljø fra fiskeoppdrett, landbruksavrenning og kommunalt avløpsvann. NIVA-rapport Lnr. 2877, 160 s., ISBN 82-577-2191-3.
- Faafeng, B, P. Brettum & D. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofisisituasjonen i 355 innsjøer i Norge. NIVA-rapport Lnr. 2355. 57 s.
- Gjerde, B. 1998. Vassborne parasittar. Norsk veterinærtidsskrift. Tema drikkevannshygiene. Nr. 10, 1998, side 597-605.
- Gjessing, J. (red.) 1977. Norges Geografi. Universitetsforlaget, ISBN 82-001529-7, 439 sider.
- Gjessing, J. 1978. Norges landformer. Universitetsforlaget, ISBN 82-00-0172-9, 207 sider.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. & Andersen, T. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 733-742.
- Hobæk, A., Manca, M. & Andersen, T. 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica* 23: 155-163.
- Holtedal, O. 1968. Hvordan landet vårt ble til. En oversikt over Norges geologi.
- Johnsen, G.H. & A. Kambestad. 1990. Resipientvurdering av Kalandsvatnet i Bergen. Rådgivende Biologer AS Rapport nr. 39. 51 s.
- Johnsen, G.H. & A. Kambestad. 1991. Tilstandsundersøkelse og flerbruksvurdering av Kørelen i Fjell og Sund i Hordaland. Rådgivende Biologer AS Rapport nr. 44. 46 s.
- Johnsen, G.H., G.B. Lehmann & K.Birkeland 1992. Forberedende kartlegging for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Rådgivende Biologer rapport nr. 61. 112 sider.
- Johnsen, G.H., A. E. Bjørklund, O. Soldal (ICG), V. Valen (ICG) & E. Brekke 2001. Vassdragsundersøkelser i nedbørfeltene til vannverkene på Byfjellene i Bergen sommeren 2000. Rådgivende Biologer AS Rapport nr 482. 87 s.
- Kolderup, C.F. & N.H. Kolderup 1940. Geology of the Bergen Arc system. Bergen Museums Skrifter, 20.
- Myrmel, M. 1998. Drikkevann og patogene virus. Norsk veterinærtidsskrift. Tema drikkevannshygiene. Nr. 10, 1998, side 592-596.
- NVE 1987. Avrenningskart over Norge. Referanseperiode 1.9.1930 - 31.8.1960. Norges Vassdragsregister og energiverk. Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling.

- Rognerud, S., Berge, D. & Johannessen, M. 1979. Telemarkvassdraget, hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975 - 1979. NIVA-rapport Lnr. 1147. 82 s.
- Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Faafeng, B., Halvorsen, G., Løvik, J.E., Nøst, T., Lyche Solheim, A. & Walseng, B. 1997. Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Kunnskapsstatus – Dyreplankton og litorale krepsdyr. NINA Temahefte 14/NIVA-rapport Lnr. 3768-97. 58 s.
- SFT 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Ringperm. Statens Forurensningstilsyn, TA-630.
- SFT 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 92:06, ISBN 82-7655-085-1, 32 s.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning nr. 97:04, 31 s.
- SFT 2003. Overvåking av langtransporterte forurensninger 2002. Sammendragsrapport. SFT-rapport 873-2003. TA-1969/2003. 77 s.
- Skiple, A. & Lükewille, A. 1999. Deposisjon av fosfor i Norge - status, vurdering av behovet for kartlegging og forslag til gjennomføring. Forprosjekt. NIVA-rapport Lnr. 4078-99. 21 s
- Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. & Duncan, A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh water. *Archiv für Hydrobiologie* 106: 433-471.
- Undås, I. 1963. Ra-morenen i Vest-Norge. J. W. Eides forlag as., 40 sider og 37 plansjer.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33, sidene 53-83.
- Wasteson, Y. & Kapperud, G. 1998. Drikkevann og patogene bakterier. Epidemiologi og risikofaktorer. *Norsk veterinærtidsskrift. Tema drikkevannshygiene*. Nr. 10, 1998, s. 585-591.
- Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. W.B. Saunders. Philadelphia, London, Toronto. 743 sider.
- Østensvik, Ø. 1998. Fekale indikatorbakterier i drikkevann. *Norsk veterinærtidsskrift. Tema drikkevannshygiene*. Nr. 10, 1998, side 606-614.
- Aagaard, K., Bækken, T. & Jonsson, B. 2002. Felles instituttprogram. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. NINA Temahefte 19/NIVA-rapport Lnr. 4539-2002. 80 s.
- Aanes, K.J. 1982. Kalandsvatn og Haukelandsvatn i Bergen kommune. En orienterende undersøkelse av forurensningssituasjonen i 1981. NIVA-rapport Lnr. 1383. 46 s.

Litteratur fra overvåkingsprogram for ferskvannsresipienter i Bergen kommune

Grunnlaget for undersøkelsene:

Johnsen, G.H., G.B. Lehmann & K. Birkeland 1992. Forberedende kartlegging for overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Rådgivende Biologer as., rapport nr. 61, 112 sider.

Bjørklund, A., Johnsen, G.H. & Kambestad, A. 1994. Miljøkvalitet i vassdragene i Bergen kommune, status 1993. Rådgivende Biologer, rapport nr. 110, 156 sider.

Undersøkelsene:

1992

Bjørklund, A. & G.H. Johnsen 1993. Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk. Rådgivende Biologer, rapport nr. 79, 35 s.

Bjørklund, A.E., Johnsen, G.H., Åtland, Å. & Kambestad, A., 1993. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1992. Rådgivende Biologer, rapport nr. 81, 168 s.

1993

Hobæk, A. 1994. Kloakkforurensning av to overvannsledninger i Bergen karakterisert ved tarmbakterier. NIVA-rapport Lnr. 3013, 18 s.

Hobæk, A., Lindstrøm, E.A. & Aanes, K.J., 1994. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1993. Gravidals-, Fyllingsdals-, Hauglandsdals- og Kalandsvassdragene. NIVA-rapport Lnr. 3026, 119 s.

1994

Bjørklund, A. & Johnsen, G.H. 1994. Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk. Rådgivende Biologer, rapport nr. 121, 29 s.

Bjørklund, A.E. 1994. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1994. Rådgivende Biologer, rapport nr. 145, 166 s.

1995

Hobæk, A. 1996 a. Kloakkforurensning av vassdrag i Bergen kommune vinteren 1995 - 96. NIVA-rapport Lnr. 3507-96, 28 s.

Hobæk, A. 1996 b. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1995. Grimseid-, Fjøsanger-, og Gaupåsvassdragene. NIVA-rapport Lnr. 3506-96, 112 s.

1996

Bjørklund, A.E. 1996. Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk 1996. Rådgivende Biologer, rapport nr. 245, 40 s.

Bjørklund, A.E. 1997. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1996. Rådgivende Biologer, rapport nr. 263, 89 s.

1997

Hobæk, A. 1998 a. Kloakkforurensning av vassdrag i Bergen kommune høsten 1997. NIVA-rapport Lnr. 3791-98, 30 s.

Hobæk, A. 1998 b. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1997. Gravidals-, Fyllingsdals-, - Nesttun- og Apeltunvassdragene. NIVA-rapport Lnr. 3792-98, 110 s.

Hobæk, A. 1998 c. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Miljøgifter i innsjøsedimenter og i avrenning fra avfallsdeponier. NIVA-rapport Lnr. 3793-98. 27 s.

1998

Bjørklund, A.E. 1998. Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk, 1998. Rådgivende Biologer as. Rapport nr 367, 34 s.

Bjørklund, A.E. & Brekke, E. 1999. Overvåkning av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1998. Rådgivende Biologer as, rapport nr. 382, 112 s.

1999

Hobæk, A. 2000. Kloakkforurensning i vassdrag i Bergen kommune høsten 1999. NIVA-rapport Lnr. 4176-2000, 29 s.

Hobæk, A. 2000 b. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1999. Mildevatn, Midtbygda-, Åstveit-, Arna- og Kalandsvassdragene. NIVA-rapport Lnr. 4177-2000, 84 s.

2000

Bjørklund, A.E. 2001. Bakteriologisk undersøkelse av vassdrag i Bergen med hensyn på forurensning fra kloakk, 2000. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 474, 34 s.

Bjørklund, A.E. og Brekke, E. 2001. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 2000. Haukås-, Nesttun-, Fjøsanger- og Apeltunvassdragene. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr 476, 138 s.