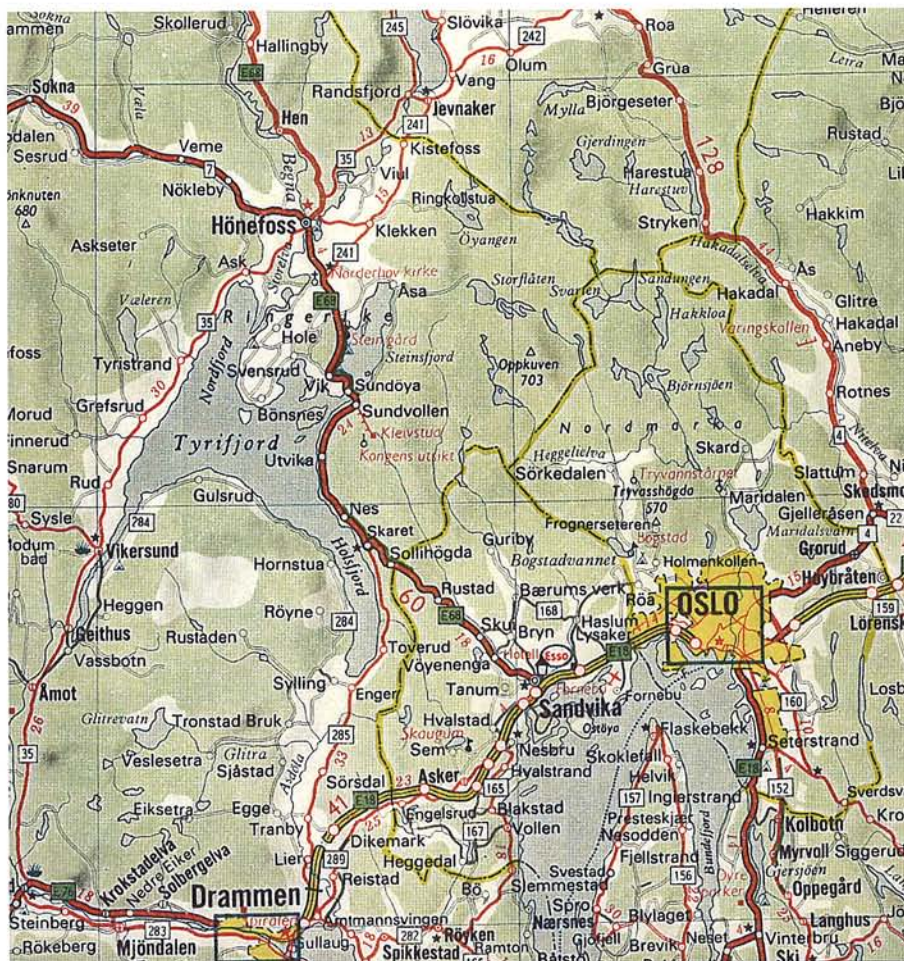


Holsfjorden som ny vannkilde for Oslo

Status for vannkvalitet og forurensninger samt noen konsekvenser av anleggsarbeidene



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
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel HOLSFJORDEN SOM NY VANNKILDE FOR OSLO	Løpenr. (for bestilling) OR-4106-99	Dato 04.10.99
Status for vannkvalitet og forurensninger samt noen konsekvenser av anleggsarbeidene	Prosjektnr. Undernr. O-99081	Sider Pris 85
Forfatter(e) Dag Berge Torulv Tjomsland	Fagområde Hydrologi	Distribusjon Fri
	Geografisk område Buskerud	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oslo kommune. Vann- og Avløpsetaten	Oppdragsreferanse Nils A. Saltveit
---------------------------------------------------------	---------------------------------------

Sammendrag

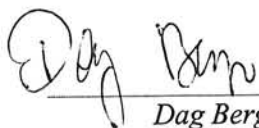
Den fysiske kjemiske vannkvaliteten i Holsfjorden er god og meget velegnet til drikkevannsformål. pH ligger rundt 6.8-7.2, turbiditeten er mindre enn 0.5 FTU, fargen er mindre enn 10 mgPt/l, alkaliteten er 0.18 mmol/l noe som gir god motstandskraft mot forsurening, innholdet av jern og mangan er lavt, mens kalsium ligger mellom 4 og 5 mg/l. Innholdet av næringssalter, alger og bakterier er lavt. Vannkvaliteten har vist en markert bedring de siste 30 åra, en direkte følge av det aktive tiltaksarbeidet som kommunene rundt fjorden har forestått. Eutrofieringsfaren som truet fjorden i 1970 åra er over. Tyrifjorden er nå i god økologisk balanse. De giftige blågrønnalgene som av og til finnes i Steinsfjorden, vil ikke kunne gi noe påvirkning av vannet i Holsfjorden. Vannkvalitetsmessig ligger de sentrale deler av Holsfjorden i beste klasse i SFT's system for vannkvalitetsklassifisering av innsjøer. Vannkvaliteten i dypvannet tilfredsstiller helsemyndighetenes krav til råvann som kun trenger enkel vannbehandling. Den lave forurensningsbelastningen, den store avstanden til lokale forurensningskilder, det enorme fortynningsvolumet (14 kubikkilometer vann) gir dypvannet i Holsfjorden en meget god sikkerhet mht forurensning av drikkevannsinntak. Beskyttelse av innsjøen etter Forurensningsloven (som håndheves av Fylkesmannen og kommunene) er tilstrekkelig for å sikre dypvannsinntak i Holsfjorden, og at dette i seg selv kan regnes som en hygienisk barriere. Desinfisering av vannet vil være den andre barrieren som helsemyndigheten vil kreve. Den beste plasseringen synes å være ut for Skaret (Sønsterud-Vefsrud), men hele strekningen inn til Toverud gir tilstrekkelig kvalitet og sikkerhet. Optimalt inntaksdyp er 100m.

Fire norske emneord

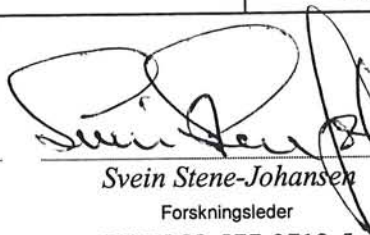
1. Drikkevannskilde
2. Vannkvalitetsutvikling
3. Strøm og spredning
4. Tyrifjorden

Fire engelske emneord

1. Drinking water supply
2. Water quality development
3. Currents and spreading
4. Lake Tyrifjorden



Dag Berge
Prosjektleder



Svein Stene-Johansen
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun
Forsknings sjef

Norsk institutt for vannforskning
Oslo

O-99081

HOLSFJORDEN SOM NY VANNKILDE FOR OSLO

Status for vannkvalitet og forurensninger
samt noen konsekvenser av anleggsarbeidene

Oslo 5. oktober 1999

Saksbehandler:	Dag Berge
Medarbeider:	Torulv Tjomsland

Forord

Rapporten er utarbeidet på oppdrag fra Oslo Kommune, Vann- og avløpsverket (OVA), Avdeling for vannforsyning.

Rapporten gir en kunnskapssammenstilling om Tyrifjorden sett i relasjon til Oslo's planer om å ta drikkevann fra Holsfjorden, samt vurdering av konsekvensene av tunneldrivingen på Holsfjorden.

Arbeidet er utført som et litteraturstudium der alle som har vært involvert i undersøkelser, tiltaksarbeid etc. i Tyrifjorden, er kontaktet. Flere hundre rapporter og publikasjoner har ligget til grunn. Sammenstillingen er utført av limnolog Dag Berge (NIVA) som har vært NIVA's prosjektleder. Kommunene i nedslagsfeltet har vært meget behjelpelige med å fremskaffe informasjon, det samme gjelder miljøvernavdelingen ved Fylkesmannen i Buskerud. Disse etater gis en spesiell takk.

Simuleringene av strøm og spredning av forurensninger og effekter av tunnelvannutslipp og massedeponi, er utført av hydrolog Torulv Tjomsland (NIVA).

Kontaktpersoner i OVA har vært Kjell Engh, Nils Arne Saltveit, og Arne Bjørnson Langen, som alle takkes for godt samarbeid gjennom hele prosjektperioden.

Oslo 5.10.99

Dag Berge
(Prosjektleder)

Innholdsfortegnelse

1	SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	8
2	ENGLISH SUMMARY	10
3	INNLEDNING	12
3.1	Oslo's vannbehov	12
3.2	Tyrifjorden - størrelse og vannmengder	12
3.3	Tidligere undersøkelser	13
4	TEMPERATUR OG SJKTNINGSFORHOLD	16
5	VANNKVALITET	19
5.1	Siktedyp	19
5.2	Gennerell vannkjemi - Hovedkomponenter	20
5.3	Næringssaltene fosfor og nitrogen	21
6	FORURENSNINGSTILFØRSLER	24
7	BAKTERIER OG HYGIENISKE BARRIERER	25
7.1	Hygieniske barrierer	25
7.2	Utbredelse av koliforme bakterier i Tyrifjorden	25
8	STRØM OG SPREDNING	29
8.1	Vinddreven strøm	29
8.2	Spredning	35
9	HVA ER OPTIMALT INNTAKSDYP OG LOKALISERING I HOLSFJORDEN	38
9.1	Tidligere vurderinger	38
9.2	Turbiditet på den aktuelle strekning	38
9.3	Farge på den aktuelle strekning	39
9.4	Koliforme bakterier på den aktuelle strekning	40
9.5	SIFF'S bakteriologiske undersøkelser i Holsfjorden fra 1975-1980	41
9.6	Konklusjon om bakterier og drikkevannsintakets plassering	43
10	PLANTEPLANKTON	44
10.1	Klorofyll a	44
10.2	Algevolum og artssammensetning	46
10.3	Primærproduksjon	47
11	DYREPLANKTON	49
11.1	Biomasse	49
11.2	Artssammensetning	50
12	FISK	51
12.1	Ørret	51
12.2	Røye	52
12.3	Sik	52
12.4	Krøkle	53
12.5	Abbor	53
12.6	Gjedde	53
12.7	Andre fiskearter	54
13	KREPS	55
14	KVIKKSØLVFORURENSNING	57
14.1	Tilførsler	57
14.2	Kvikksølv i fisk	58
15	ORGANISKE MIKROFORURENSNINGER - HALOFORMDANNELSE	61
16	BESKRIVELSE AV GJELDENE VANNBRUKSPLAN	62
16.1	Organisering	62
16.2	Vannbruksplanens hovedmål	62
16.3	Vannbruksplanens delmål med hensyn til vannkvalitet	63
16.4	Vannbruksplanens delmål med hensyn til drikkevann	63
16.5	Vannbruksplanens handlingsprogram	63

16.6	Hvor står man i tiltaksarbeidet.....	65
17	KONSEKVENSER AV VANNVERKSTUNNELEN PÅ VANNKVALITETEN I HOLSFJORDEN	66
17.1	Partikler fra fullprofilboret tunnel	66
17.2	Produsert masse ved fullprofilboring.....	66
17.3	Simulerte konsentrasjoner	67
17.4	Diskusjon.....	78
18	VANNUTTAKETS INNVIRKNING PÅ STRØMFORHOLD.....	79
19	TILBAKEFØRING AV VANN FRA TUNNELEN TIL HOLSFJORDEN - INNVIRKNING PÅ STRØMNINGSFORHOLD.....	80
20	LITTERATUR.....	81

Liste over figurer

Figur 3-1 Dybdekart over Tyrifjorden.....	13
Figur 4-1 Temperaturforholdene i Tyrifjorden i sommerhalvåret fra overflaten og ned til 90m dyp, °C (fra Berge 1981).....	16
Figur 4-2 Temperatursprangsjiktets stilling etter vedvarende vind fra nord/nordvest. Situasjonsbilde fra 12/9-79 (etter Berge 1980).....	17
Figur 5-1 Siktedypet ved de ulike stasjoner i Tyrifjorden gitt som middelvei av 36 observasjoner gjennom årene 1979-81 (fra Berge og medarb 1985).....	19
Figur 5-2 Siktedyp i søndre del av Holsfjorden sammenliknet med en del andre innsjøer som er sentrale i drikkevannssammenheng. Gjersjøen 1997 (Faafeng og Oredalen 1998), Randsfjorden 1997 (Løvik og Rognerud 1998), Elvåga og Maridalsvannet 1994 (Wold 1995), Eikeren 1997 (Berge og Brettum 1999), Holsfjorden ved Sylling 1979-81 (Berge og medarb 1985).....	20
Figur 5-3 Konsentrasjon av total fosfor i Tyrifjordens frie vannmasser (0-10m dyp Hovedstasjonen syd for Frognøya) for ulike år (Bratli og medarb.1998).....	22
Figur 5-4 Konsentrasjon av total nitrogen i Tyrifjordens frie vannmasser (0-10m dyp Hovedstasjonen syd for Frognøya) for ulike år (Bratli og medarb.1998).....	22
Figur 7-1 Midlere konsentrasjon (antall/l) av total koliforme bakterier (37 °C) i sjiktet 0-100 meters dyp i Tyrifjorden under vårsirkulasjonen i mai 1980 (etter Riise og Solberg 1983).....	26
Figur 7-2 Midlere konsentrasjon (antall/l) av total koliforme bakterier (37 °C) i overflatesjiktet 0-30m under sommerstagnasjonen 1980. Etter Riise og Solberg (1983).	27
Figur 8-1 Vindobservasjoner	30
Figur 8-2 Strømobservasjoner i sentrum av Tyrifjorden	31
Figur 8-3 Simulert strøm, vind mot nord.....	32
Figur 8-4 Simulert strøm, vind mot sør	33
Figur 8-5 Simulerte indre bølger (seiche).....	34
Figur 8-6. Spredning av bakterier	36
Figur 8-7. Spredning av tungmetaller.....	37
Figur 9-1 Turbiditet ved 2 stasjoner i Holsfjorden i ulike dyp (etter Holtan 1970).....	39
Figur 9-2 Farge ved ulike dyp ved 2 stasjoner i Holsfjorden (etter Holtan 1970).....	40
Figur 9-3 Koliforme bakterier ved ulike dyp ved 2 stasjoner i Holsfjorden (etter Holtan 1970).	40
Figur 9-4 Middelveidier av total koliforme bakterier ved de angitte stasjoner fra SIFF's undersøkelser i 1975 (Myhrstad 1976).	42
Figur 10-1 Dybde/tid diagram over klorofyll-a i de øverste vannlag i Tyrifjorden sommeren 1979 (ug Chla/l) (Berge 1980).....	44
Figur 10-2 Algemengden gitt som klorofyll-a ved ulike stasjoner i Tyrifjorden målt under Tyrifjordenundersøkelsen 1978-81 (etter Berge og medarb. 1985).....	45
Figur 10-3 Algemengden i Tyrifjorden gitt som gjennomsnittlig klorofyll-a konsentrasjon i overflatelagene (0-10m) i sommerhalvåret (etter Bratli og medarb.1998).	45
Figur 10-4 Gjennomsnittlig algevolume (mm ³ /m ³) over sommersesongen i Tyrifjordens overflatelag (0-10m) for ulike år.	46
Figur 10-5 Algevolume og sammensetning av de viktigste hovedgrupper i algesamfunnet i Tyrifjorden fra 1996 (Bratli og medarb 1998).....	47
Figur 10-6 Planktonisk primærproduksjon i Tyrifjorden for de årene denne er målt. Dataene fra 1972 og 73 er fra Rognerud (1975), mens resten av dataene er fra Berge 1983.	48
Figur 11-1 Dyreplanktonets fordeling i vannmassen ved de ulike observasjoner i 1980 (Berge 1981).....	49
Figur 12-1 Fangstsstatistikk for Breienfisket i Nordfjorden fra 1950 til 1982 (etter Quenild og Skurdal 1983).	52

Figur 13-1 Fangst av kreps (kg) og teineinnsats (antall teinenetter) i perioden 1979-1996 (Skurdal og Garnås 1997).....	55
Figur 14-1 Middelkonsentrasjonen av kvikksølv i det forurensede sedimentsjikt på forskjellige steder i Tyrifjorden (etter Berge og medarb 1983).....	58
Figur 14-2 Utviklingen i kvikksølvinnhold i 1 kg's gjedde i Tyrifjorden i perioden 1968-1991 (fra Skurdal et al 1992).....	59
Figur 14-3 Andelen ørret med kvikksølvinnhold på mer enn 1 ppm Hg i kjøttet i 1979-83(dvs Tyrifjordundersøkelsen) og i 1991 (Fra Skurdal et al 1992).	59
Figur 17-1. Karakteristisk strømningsmønster ved vind mot NNV (330 grader).....	69
Figur 17-2. Vind mot 330 gr., overflateutslipp, ikke sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn.....	70
Figur 17-3. Vind mot 330 gr., dyputslipp, ikke sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn.....	71
Figur 17-4. Vind mot 135 gr., overflateutslipp, ikke sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn.....	72
Figur 17-5. Vind mot 135 gr., dyputslipp, ikke sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn.....	73
Figur 17-6. Vind mot 330 gr., overflateutslipp, sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn.....	74
Figur 17-7. Vind mot 330 gr., dyputslipp, sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn.....	75
Figur 17-8. Vind mot 135 gr., overflateutslipp, sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn.....	76
Figur 17-9. Vind mot 135 gr., dyputslipp, sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn.....	77

Liste over tabeller

Tabell 5-1 Karakteristiske fysisk /kjemiske vannkvalitetsdata for Tyrifjordens Hovedstasjon syd for Frognøya. Dataene er hentet fra Berge (1983), og dels fra Bratli og medarb.(1998).....	21
Tabell 6-1 Fosfortilførsler fra forurensende menneskelig aktivitet til Tyrifjorden fra ulike forurensningskilder i nedbørfeltet nedenfor Sperillen og Randsfjorden. NB: Naturlig bakgrunnsavrenning er ikke med i tabellen.	24
Tabell 14-1 Beregnede kvikksølvkonsentrasjoner i muskelfilet fra storørret i Tyrifjorden, Vikersundstammen, fanget høsten 1991 og 1998. Konsentrasjonene er basert på analyser av fettfinne (fra Fjeld et al 1999).	60
Tabell 17-1 Produsert masse pr. tidsenhet ved tunnelboring, høyt anslag.....	67
Tabell 17-2 Klassifisering av vannets egnethet basert på partikkelkonsentrasjon (SFT 1997)	68
Tabell 19-1 Vannets fart i tunnelen ved tilbakeføring til Holsfjorden.....	80

1 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Rapporten gir en kunnskapssammenstilling om Tyrifjorden sett i relasjon til Oslo's planer om å ta drikkevann fra Holsfjorden.

Den fysiske kjemiske vannkvaliteten i Holsfjorden er god og meget velegnet til drikkevannsformål. pH ligger rundt 6.8-7.2, turbiditeten er mindre enn 0.5 FTU, fargen er mindre enn 10 mgPt/l. Alkaliteten er 0.18 mmol/l, noe som gir god motstandskraft mot forsurening, innholdet av jern og mangan er lavt, mens kalsium ligger mellom 4 og 5 mg/l. Innholdet av nærings-salter, alger og bakterier er lavt. Vannkvaliteten har vist en markert bedring de siste 30 åra, en direkte følge av det aktive tiltaksarbeidet som kommunene rundt fjorden har forestått. Eutrofi-eringsfaren som truet fjorden i 1970 åra er over. Tyrifjorden er nå i god økologisk balanse. De giftige blågrønnalgene som av og til finnes i Steinsfjorden, vil ikke kunne gi noe påvirkning av vannet i Holsfjorden.

Vannkvalitetsmessig ligger de sentrale deler av Holsfjorden i beste klasse i SFT's system for vannkvalitetsklassifisering av innsjøer. Vannkvaliteten i dypvannet tilfredsstiller helsemyndighetenes krav til råvann som kun trenger enkel vannbehandling. Den lave forurensningsbelastningen, den store avstanden til lokale forurensningskilder, det enorme fortynningsvolumet (14 kubikkilometer vann) gir dypvannet i Holsfjorden en meget god sikkerhet mht forurensning av drikkevannsinntak. Beskyttelse av innsjøen etter Forurensningsloven (som håndheves av Fylkesmannen og kommunene) er tilstrekkelig for å sikre dypvannsinntak i Holsfjorden, og at dette i seg selv kan regnes som en hygienisk barriere. Desinfisering av vannet vil være den andre barrieren som helsemyndigheten vil kreve. Den beste plasseringen av inntaket synes å være ut for Skaret (Sønsterud-Vefsrud), men hele strekningen inn til Toverud gir tilstrekkelig kvalitet og sikkerhet. Optimalt inntaksdyp er 100m.

Kvikksølvforurensningen av fisk har avtatt betydelig etter at utslippene fra treforedlingen stanset i 1970, og annen bruk av kvikksølv er redusert i nedbørfeltet. Kun i stor gjedde og stor ørret kan man enda finne kvikksølvkonsentrasjoner over helsemyndighetenes kostholds-grense. Overkonsentrasjonene er imidlertid mye mindre enn hva de var tidligere. Det er nå ikke forbundet med fare å spise storørret fra Tyrifjorden en gang i blant.

Storørretstammen er imidlertid hardt beskattet og bestanden er avtagende. Fisken blir høstet i for ung alder, slik at det er for få som får sjans til å bli gytefisk.

Krepsefisket og krepsebestanden i Steinsfjorden er nøye overvåket gjennom et eget overvåkingsprogram helt siden Tyrifjordundersøkelsen i 1978-83. Bestanden har vært meget hardt beskattet, og betydelig stresset som følge av vasspestinvasjonen som skjedde i slutten av 1970-åra. Vasspesten har redusert de høyproduktive krepseområdene i Steinsfjorden med nærmere 50%. Dette, samt en øket interesse for krepsefiske i Steinsfjorden, etter at det ble forbudt/sterkt begrenset i resten av Østlandsområdet, har gjort det nødvendig å finne fram til regulerende forskrifter for fisket i Steinsfjorden. Dagens regler med bl.a. bare 10 dagers krepse sesong, minstemål på 9.5 cm og maskevidde i teinene på 21 mm, ser ut til å kunne gi krepsebestanden den nødvendige beskyttelse.

Vannbruksplanen for Tyrifjorden er vedtatt av alle omgivende kommuner og av Fylkestinget. Den har status som fylkesdelplan, og inngår i kommuneplanene til kommunene som har forpliktet seg til å følge opp de forurensningsbegrensende tiltakene, og skjøtsels- og bruksregulerende tiltak som er beskrevet i vannbruksplanen. Tiltaksarbeidet er godt i gang, og vannkvaliteten i Tyrifjorden er ventet å forbedre seg ytterligere i årene som kommer.

Tunneldrivingen med fullprofilboring og deponering av tunnelmasse ved Toverud vil neppe bidra til forurensning av ABV's inntak ca 2 km lenger syd. Imidlertid vil det ved sterk vind inn Holsfjorden kunne påvirke vanninntaket og gi noe økt turbiditet. Dette er i følge en "i verste fall simulering". I de fleste tilfeller vil forurensningen fra tunneldrivingen og massedeponiet transporteres ut i fjorden og forsvinne ved sedimentasjon og fortykning.

Det nye vannuttaket, selv ved full utnyttelse på 6 m³/s, vil ikke kunne påvirke strømningsmønsteret i Holsfjorden. Heller ikke tilbakeslipping av tunnelvannet ved full tunnel vil kunne gi endret strømningsmønster i Holsfjorden. Tilbakeslipping kan muligens påvirke isforholdene lokalt på nylagt tynn is hvis utslippene skjer i denne perioden (januar).

Holsfjorden på strekningen Sønsterud-Toverud vil gi Oslo en sikker og fremtidsrettet vannforsyning som tilfredsstillter helsemyndighetenes krav til "2 hygieniske barrierer" uten ekstraordinære sikringstiltak av kilden (dvs. utover det som hjemles i Forurensningsloven).

2 ENGLISH SUMMARY

Title: Lake Holsfjorden as new drinking water source for Oslo. Status for water quality and pollution, and some impacts of the diversion tunnel construction works.

Year: 1999

Author: Dag Berge and Torulv Tjomsland

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 82-577-3713-5

The report gives a compilation of the knowledge about the lake Tyrifjord with respect to the degree and development of pollution, viewed in relation to the plans of using the fjord arm "Lake Holsfjorden" as the future drinking water source for the City of Oslo.

The physico-chemical water quality in the fjord-branch "Holsfjorden" is good and well suited for drinking water purposes. pH is around 6.8-7.2, the turbidity is less than 0.5 FTU, the colour is less than 10 mgPt/l, the alkalinity is 0.18 mmol/l, the content of Iron and Manganese is low, while the Calcium concentration lies between 4-5 mgCa/l. The content of nutrients, algae and bacteria is low. The water quality has improved significantly the last 30 years, a direct effect of the active pollution abatement work that has been carried out by the surrounding municipalities. The threat of eutrophication which characterised the lake in the seventies is over. Lake Tyrifjord is now in good ecological balance. The toxic blue-green algae which occur in the adjacent Lake Steinsfjord now and then, will not give any impacts in the Holsfjord basin.

The water of Holsfjorden complies with the best water quality class of the Norwegian Water Quality Criteria set by the Norwegian State Pollution Control Authority (SFT). The water quality of the deep waters comply with the health authorities' requirements for raw water with only simple treatment (sieving and disinfection). The low pollution loading, the great distance from local pollution sources, and the great dilution volume (14 km³) give the deep-water of Holsfjorden a unique security with respect to avoid contaminants in the water intake. Protection of the lake after the "Pollution Law" will be sufficient to secure good water quality in the deep water in Holsfjorden.

The best location of the water intake seems to be outside Skaret (the stretch Sønsterud-Vefsrud), but the whole stretch from Sønsterud to Toverud is well suited. Optimum intake depth is around 100 m.

The mercury pollution of fish has declined considerably after the discharges from the pulp and paper industry was brought to an end in 1970, as well as the other use of mercury in the catchment was reduced. Only large pikes and trouts can exceed the limits of the health authorities with respect to mercury content in the meat. It is not any more confined with health hazard to eat large trout from Lake Tyrifjord a few times a year.

The population of large trout is, however, heavily exploited and the standing stock is declining. The fish is caught at too young age. Too few fishes are allowed to become old enough to be spawners.

The crayfish fishery and the biomass of crayfish in the fjord branch, "Lake Steinsfjord", is followed through a monitoring programme that was started in 1978. The population has been over-exploited and is also considerably stressed by the invasion of the pond weed *Elodea canadensis*. The Elodea has reduced the highly productive crayfish grounds in Lake Steinsfjord by nearly 50%. This, combined by the increased interest for the crayfish fishery in Lake Steinsfjord due the total ban other places, made it necessary to establish strict catch

regulations. The today rules, with only 10 days fishery season, a least allowable crayfish size of 9.5 cm, and minimum mesh size of 21 mm, seem to give the crayfish population the necessary protection.

The Water Use Plan for Lake Tyrifjord is adopted by the surrounding municipalities and by the County Council of Buskerud. The municipalities has committed themselves to conduct the rehabilitation measures that are described in the plan. The rehabilitation work is in good progress and the water quality of Lake Tyrifjord is improving, and will continue to improve in the years to come.

The blasting and full profile drilling confined with the construction of the Oslo Waterworks' diversion tunnel at the Toverud intake site, will hardly affect the existing water intake of Asker and Bærum Waterworks. However, in periods of strong wind from north, the ABV-intake can be impacted by incidents of increased turbidity. During the major part of the construction period the pollution from the spoil material of the tunnel drilling and the deposits will be transported northwards, and for most practical purposes, disappear by sedimentation and dilution.

The new diversion, even at full capacity of 6 m³/s, will not affect the circulation pattern of Holsfjorden.

Holsfjorden, within the stretch from Sønsterud to Toverud will provide safe water supply for the future. Here, a deep water intake needs only disinfection to comply with the requirements of the health authorities of having "two hygienic barriers" without implementing any extraordinary restrictions on the catchment, other than those that can be based on the "Pollution Law".

3 INNLEDNING

3.1 Oslo's vannbehov

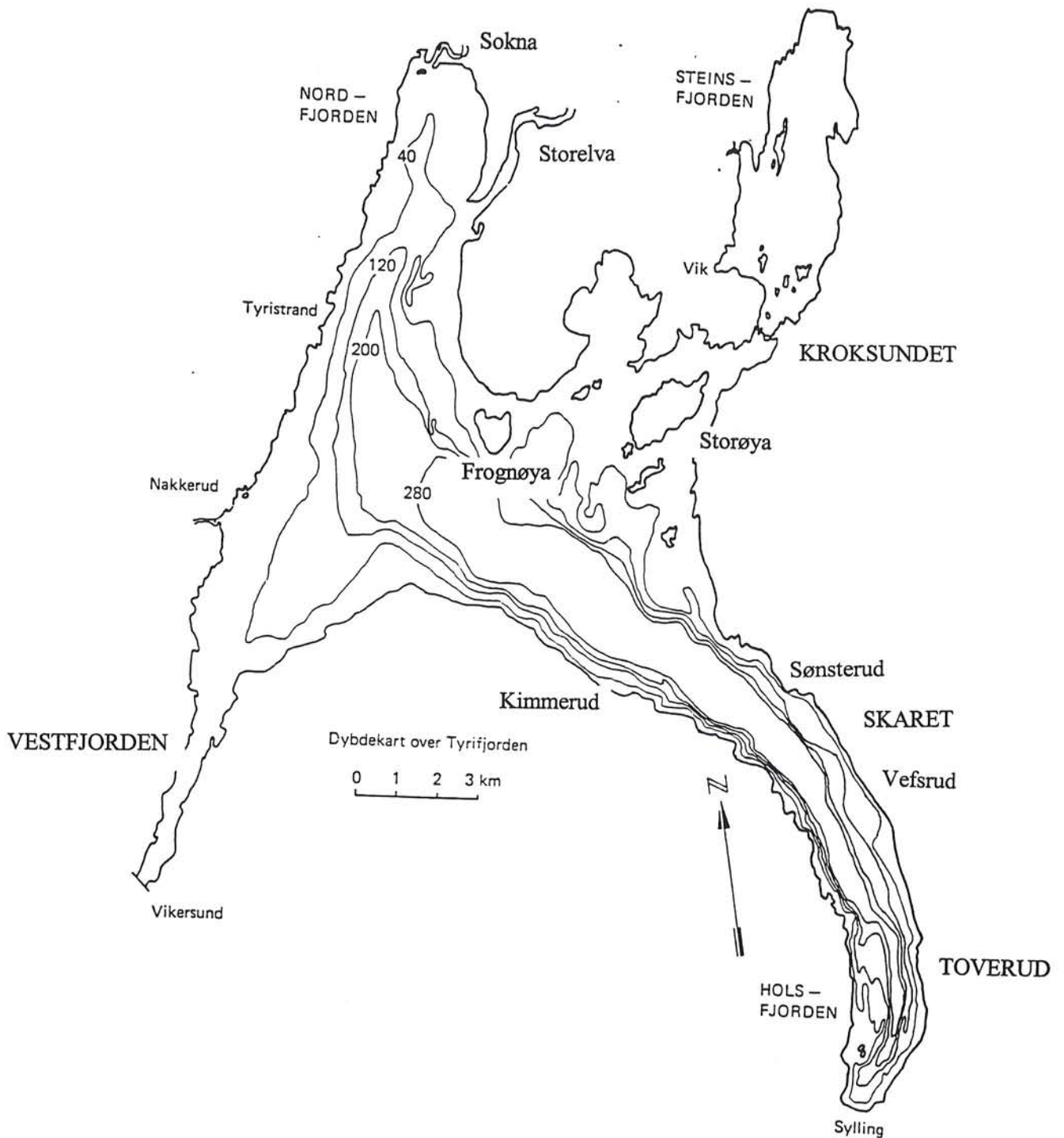
Oslo's vannkilder i dag, Nordmarka og deler av Østmarka, vil inn i neste århundrede bli for små til å sikre befolkningen godt vann i tilstrekkelige mengder. Allerede nå, i tørre år, må man regulere innsjøene i Nordmarka hardere enn det som er ønskelig ut fra et miljøvern-synspunkt. Oslo planlegger derfor et nytt vannuttak fra Holsfjorden. Dette vanninntaket skal normalt produsere fra 1-2.5 m³/s. Resten av Oslos vann skal produseres fra Maridalsvannet og Elvåga. Holsfjordinntaket dimensjoneres imidlertid så stort at det i perioder kan dekke hele vannbehovet til Oslo (6 m³/s). Alternative inntaksplasseringer er ved Toverud, ca 2 km nord for eksisterende inntak til Asker og Bærum Vannverk, ved Skaret eller Sønsterud litt lenger nord i Holsfjorden. Vannet vil overføres i tunnel med jevn stigning mot Oslo, slik at vannet kan slippes tilbake i Tyrifjorden ved stans i produksjonen, vedlikeholdsarbeider etc.

Kommunene som blir berørt av inngrepet, Lier, Hole, Bærum, og Oslo krever at konsekvensene av tiltaket utredes. I forbindelse med disse planene ønsker OVA en sammenstilling av kunnskapen man har om Tyrifjordens vannkvalitet, forurensningssituasjon og utvikling, samt en beskrivelse av en del konsekvenser som følge av inngrepet.

3.2 Tyrifjorden - størrelse og vannmengder

Tyrifjorden er Norges 5. største innsjø. Sammen med Steinsfjorden utgjør fjordsystemet en sammenhengende vannflate på 136 km². Det er flere lokale navn i bruk om ulike deler av fjordsystemet. Fjordarmen som ligger nord for Kroksundet kalles Steinsfjorden, fjordarmen som går ned mot Sylling kalles Holsfjorden, fjordarmen som går opp mot utløpet av Storelva og Sokna kalles Nordfjorden, og fjordarmen som går ned mot Vikersund kalles Vestfjorden. Tyrifjorden var opprinnelig fellesbetegnelsen for alle disse delene. I dag regnes Steinsfjorden ofte som en egen innsjø, slik at det vanlige er å skille mellom Tyrifjorden og Steinsfjorden. Steinsfjorden er nokså effektivt avsnørt fra Tyrifjorden ved vegfyllingene over Kroksundet.

Tyrifjorden er en av Norges dypeste innsjøer med maksimalt dyp på 295 m og midlere dyp på 114 m, se Figur 3-1. Totalt inneholder den ca 14 kubikkilometer vann, eller 14×10^9 m³. Gjennomsnittlig avløp fra Tyrifjorden er 170 m³/s. I dag har fjordsystemet fasong som en skjev H. Hadde man senket innsjøen 30m, ville innsjøen blitt forandret til et 35 km langt, buet fjordbasseng som strakk seg fra Skjærdalen ved Tyristrand i nord til Sylling i syd. Dette er det såkalte Holsfjordbassenget som huser det aller meste vannet i Tyrifjorden. Det er dette bassenget som er interessant i drikkevannssammenheng. Det finnes en rekke større og mindre vannverk rundt fjorden. De største er Asker og Bærumsvannverk med inntak ved Toverud i Holsfjorden (50m dyp), og Hole Vannverk med inntak ut for Frognyøya (60m dyp), samt Sylling vannverk med inntak på 60 m rett ut for Svangstrand.



Figur 3-1 Dybdekart over Tyrifjorden

3.3 Tidligere undersøkelser

Tyrifjorden er en av Norges best undersøkte innsjøer med undersøkelser langt tilbake i tid. I 1930-åra gjorde limnologi-professor Kaare Strøm etter datidens standard meget grundige undersøkelser både av Tyrifjorden og Steinsfjorden (Strøm 1932).

I slutten av 1960-åra gjorde NIVA to undersøkelser i Tyrifjorden som antydte at det var fare på ferde med hensyn til eutrofiering (Langeland 1972, 1974). Disse antydninger ble bekreftet og forsterket av et par hovedfagsoppgaver ved Universitetet i Oslo i midten av 1970-åra (Rognerud 1975, Skogheim 1975). På denne bakgrunn satte MD og kommunene rundt fjorden, Buskerud og Oslo og Akerhus fylkeskommune, igang en stor undersøkelse av Tyrifjorden ("Tyrifjordundersøkelsen") som varte fra 1978-81 med praktiske feltundersøkelser og som ble sluttrapportert i 1983 (Berge 1983).

Det ble av disse undersøkelser beregnet avlastningsbehov for de viktigste forurensninger.

I forbindelse med at Tyrifjorden, og da særlig Steinsfjorden ble massivt invadert av vasspest i overgangen 1970/1980-åra, ble det gjennomført omfattende studier om hvordan vasspesten kunne komme til å påvirke vannkvalitet, samt at det ble utpøvd ulike tiltak for å prøve å bekjempe vasspest (Rørslett og medarb 1984, Berge 1989). Disse undersøkelsene ble finansiert av Miljøverndepartementet.

Etter Tyrifjordeundersøkelsen inngikk Tyrifjorden og Steinsfjorden i Statlig program for forurensningsovervåking fra 1982-85 (Berge 1983b, 1984, 1985, 1986) med undersøkelser både i Steinsfjorden og Tyrifjorden. Avkastningen av krepsefiske er også undersøkt mer eller mindre hvert år siden Tyrifjordundersøkelsen (Qvenild og Skurdal 1983, Skurdal og Garnås 1997). Man var særlig bekymret over hvordan vasspesten innvirket på krepsens levekår.

I slutten av 1980-årene ble det utført en del overvåkingsundersøkelser i regi av Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen (Wivestad 1995, Brettum 1996).

Det ble nedsatt et Vannbruksplanutvalg for Tyrifjorden og Steinsfjorden i 1988 som skulle lage en tiltaksplan for å få innsjøene i en slik tilstand at de mange vannbaserte brukerinteresser kunne tilfredsstilles best mulig (Buskerud Fylkeskommune 1993, Berge 1992, Berge og Tjomsland 1992, Berge 1996). Det ble i denne anledning utført en del oppdaterende undersøkelser både i Tyrifjorden og Steinsfjorden.

I forbindelse med sanering av utslippene fra Follum Fabrikker utførte NIVA på oppdrag fra Follum, resipientundersøkelser i Tyrifjorden ved 3 ulike år i midten av 1990-åra (Berge og medarb. 1994, Bratli og medarb 1998).

Kommunene i nedbørfeltet har utarbeidet / er i gang med å utarbeide kloakkrammeplaner over sine områder (Borgvang og medarb 1997).

Nå helt i det siste er 1997-98 er det utført en del undersøkelser i forbindelse med at man oppdaget giftige blågrønnalger i Steinsfjorden (Skulberg 1998, Aune og medarb. 1997, Underdal og medarb. 1998). Disse undersøkelsene er finansiert av Fylkesmannens miljøvernavdeling, Hole kommune, og Statens vegvesen, Buskerud, i forbindelse med planene om ny passering av Kroksundet, eventuelt kombinert med fjerning av de gamle vegfyllingene (Bratli og medarb. 1997, Bratli og medarb. 1999).

Totalt er det publisert 2-300 rapporter og publikasjoner fra Tyrifjorden. De aller fleste vannfaglige tema er belyst, men materialet er stort og uoversiktlig.

I den foreliggende rapport er dette materialet sammenstilt slik at man får en oppdatert status av tilstanden med hensyn til forurensning, vannkvalitet, vannbiologi, og viktige brukerinteresser. Det er også fokusert på hvor man står i tiltaksarbeidet samt hvordan Tyrifjordens vannkvalitet utvikler seg. Dette vil gi et bilde av i hvilken grad Holsfjorden er en egnet og fremtidsrette drikkevannskilde.

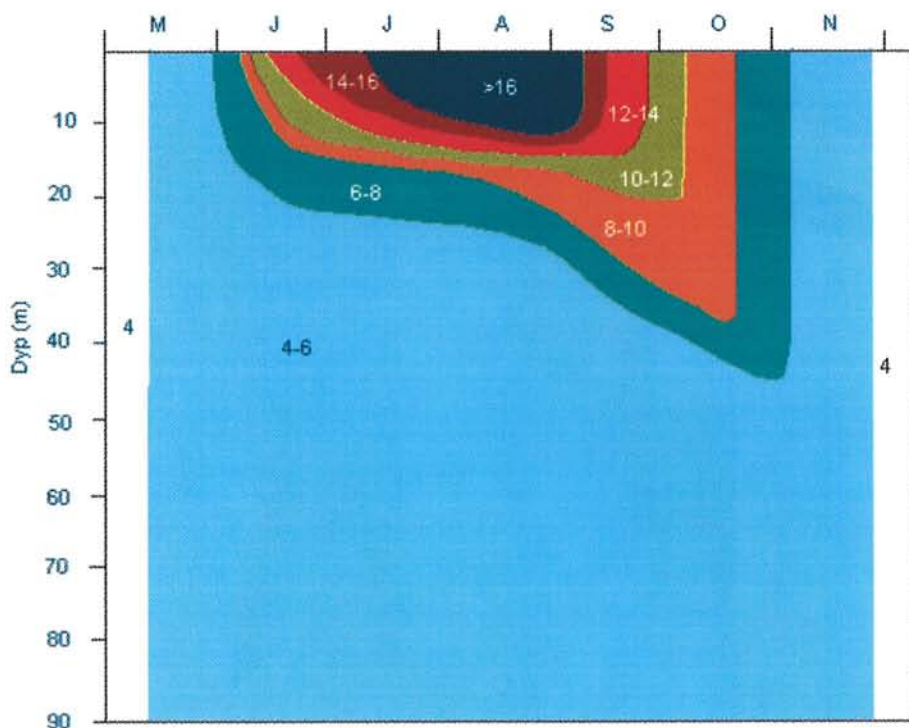
I tillegg er det gjort en analyse av miljømessige konsekvenser utslipp av tunnelvann og deponering av slam i strandkanten kan ha for Asker og Bærums nåværende inntak ved Toverud, samt vurdering av hva vannuttaket kan ha for strømningsbildet i fjorden.

4 TEMPERATUR OG SJIKTNINGSFORHOLD

Temperaturvariasjoner over året, samt vannets spesielle egenskaper mht tetthetsendringer ved forskjellige temperaturer er av avgjørende betydning for livet i vann. Hastigheten av alle prosesser, både kjemiske og biologiske, er direkte avhengige av temperaturen. Det er vanlig å regne at omsetningshastigheten 2-3 dobles ved en temperaturøkning på 10 °C.

Vann er tyngst ved 4 °C. Avkjøles overflaten ytterligere ved kaldt vær, blir dette vannet liggende oppå resten av vannsøylen. Herigjennom forhindres innsjøene å bunnfryse om vinteren. Varmes vannet opp over 4 °C, vil på samme måte lettere vann bli liggende øverst og forhindre at hele vannsøylen oppvarmes. Vår og høst vil i hele vannsøylen i en periode være rundt 4 °C, dvs. alle vannlag har samme tetthet. Vind og bølgeinduserte strømmer vil da kunne blande (omrøre) vannmassene helt til bunns, selv i en så dyp innsjø som Tyrifjorden. Dette kalles vår- og høstsirkulasjonen, et årevisst fenomen i de fleste innsjøer.

I Figur 4-1 er temperaturforholdene i Tyrifjorden fra mai til ut november vist. Det er bare tatt med verdier fra 0-90m da det på større dyp er nærmest konstant temperatur rundt 3,8-4 °C. I mai sirkulerer vannmassene med 4 °C gjennom hele vannsøylen. Utover sommeren varmes overflatevannet opp. Ved vindens og bølgenes hjelp transporteres varmen nedover. Etterhvert som overflatevannet varmes ytterligere opp blir vannet lettere og lettere og vindens arbeid greier ikke å fordele varmen lenger ned enn til et visst dyp. Det utvikles et varmt overflatelag med tykkelse ca 10-15m med relativt jevn temperatur. Dette overflatelaget kalles epilimnion. Under dette ligger et overgangssjikt karakterisert av raskt temperaturavtak med dypet. Dette kalles sprangsjiktet, metalimnion eller termoklinområdet. Under dette ligger det permanent kalde dypvannet (hypolimnion).



Figur 4-1 Temperaturforholdene i Tyrifjorden i sommerhalvåret fra overflaten og ned til 90m dyp, °C (fra Berge 1981).

Uten den termiske sjiktningen i sommerhalvåret ville de mikroskopiske algene, planteplanktonet, bli sirkulert ned i mørke og gå til grunne. Første ledd i næringskjeden ville mangle. Således er den termiske sjiktningen nødvendig for livet i Tyrifjorden.

Utover ettersommeren avtar temperaturen, overflatevannet avkjøles og blir tyngre. Dette setter i gang tetthetsstrømmer som kombinert med vindaktivitet presser sprangsjiktet nedover. I slutten av november/begynnelsen av desember er temperaturen igjen blitt 4 °C og innsjøen sirkulerer. Disse sirkulasjonsperiodene er umåtelig viktige med hensyn til transport av oksygen ned i dypvannet.

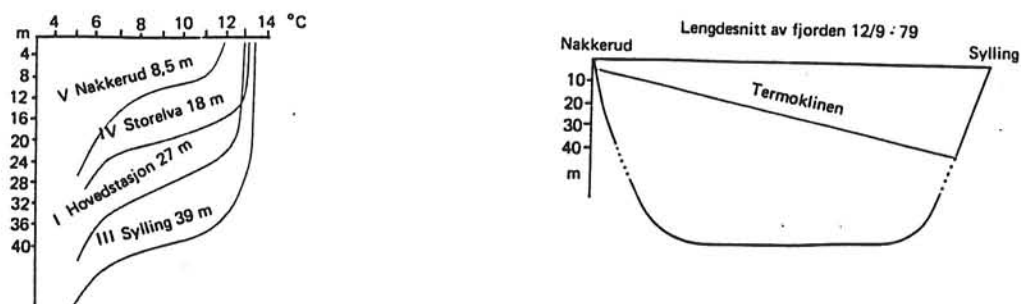
Sjiktningen i innsjøenes vannmasser gjennom mesteparten av sommer- og vinterhalvåret er også årsaken til at dypvannet er velegnet for uttak av drikkevann. Det er særlig 2 forhold som er gunstige i så måte:

- Temperaturen er stabilt lav, rundt 4 °C
- Vannet er stort sett fritt for hygieniske forurensninger

Vår og senhøstes, da vannmassene blandes, kan det komme inn hygienisk forurensning i vannet, men siden vannvolumet som blandes er svært stort, vil konsentrasjonene av bakterier og bli lave.

I slike store innsjøer som Tyrifjorden kan sprangsjiktet stille seg skrått som følge av vedvarende vind i én retning. Et situasjonsbilde fra 12. september 1979 illustrerer dette, se Figur 4-2. Ved den anledningen hadde det vært langvarig forutgående nord-vest vind. Overflatevannet stues opp i Sylling som igjen bevirker at dypvannet presses opp i den motsatte enden av fjorden. I Nordfjorden lå termoklinen på dette tidspunkt på 6m, mens den lå på ca 40m's dyp i Sylling. I lé-enden av fjorden får man oppadgående strømmer (upwelling), mens man i lo-enden får nedadgående strømmer (downwelling). Innblanding av hypolimnionvann i le-enden fører til at overflatetemperaturen kan være opptil 5-6 grader lavere enn i den andre enden av fjorden. Badevannet er kaldest ved fralandsvind.

Temperaturkurver ved de angitte stasjoner 12/9 - 79



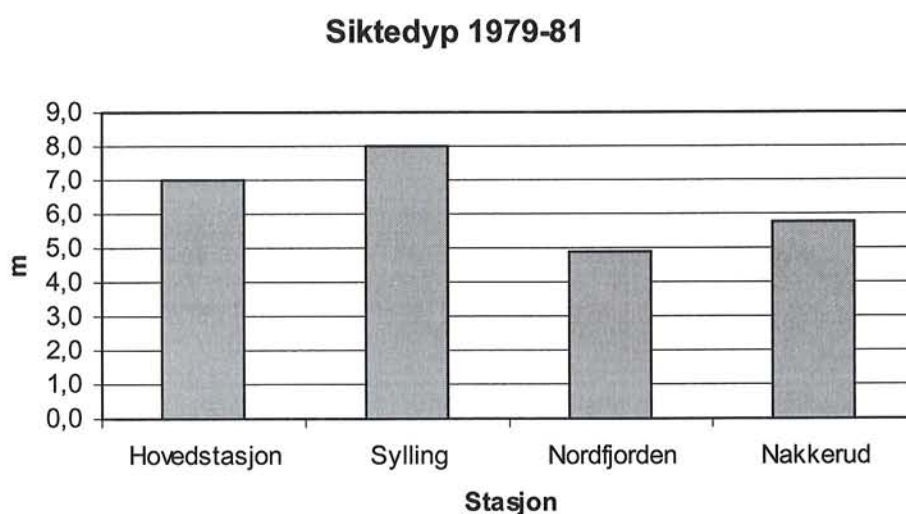
Figur 4-2 Temperatursprangsjiktets stilling etter vedvarende vind fra nord/nordvest. Situasjonsbilde fra 12/9-79 (etter Berge 1980).

I drikkevannssammenheng vil slik skråstilling av termoklinen være et problem for uttak av drikkevann i enden av store innsjøer hvis inntaket ligger for grunt. Vanninntaket kan lett bli liggende i epilimnion flere ganger i løpet av sommerhalvåret.

5 VANNKVALITET

5.1 Siktedyp

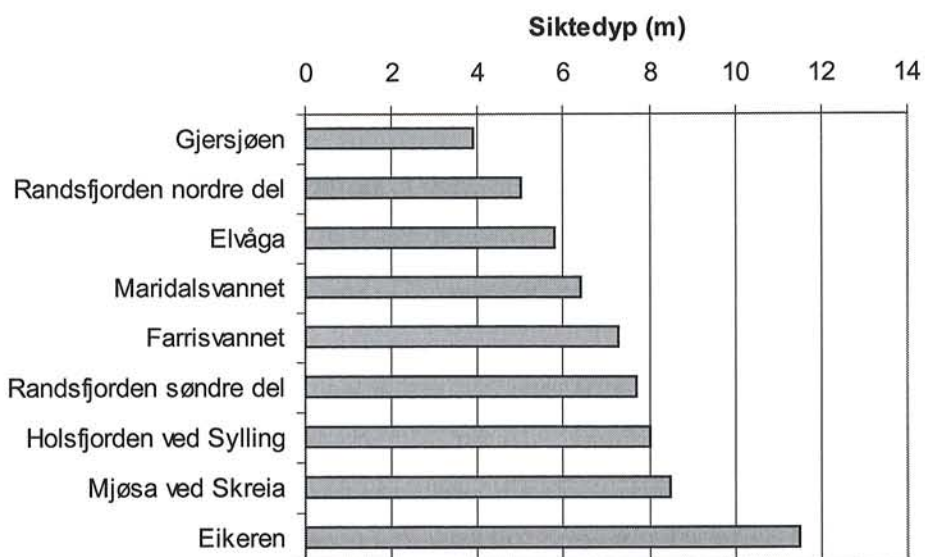
Siktedyp er et mål for sikten i vannet og er gitt som det dyp der en hvit skive som senkes ned fra overflaten, blir usynelig fra overflaten. Det er i hovedsak bestemt av mengden partikler og løste organiske forbindelser i vannmassene. Løste fargede forbindelser i oksygenholdig vann er hovedsaklig humusforbindelser, disse som gir myrvann den typiske brune fargen. Slikt er det lite av i Tyrifjorden, og siktedypet er i det alt vesentlige bestemt av partikkelinnhold. Siktedypet er størst i søndre del av Holsfjorden ved stasjon Sylling. Dette er like syd for der hvor drikkevannet skal tas inn, se Figur 5-1.



Figur 5-1 Siktedypet ved de ulike stasjoner i Tyrifjorden gitt som middelverdi av 36 observasjoner gjennom årene 1979-81 (fra Berge og medarb 1985).

Området hvor vanninntaket skal plasseres har et midlere siktedyp på 8 m. Dette indikerer klart vann som er lite påvirket av humus, erosjonspartikler og alger.

Nedenfor i Figur 5-2 er siktedypet i Holsfjorden sammenliknet med en del andre innsjøer som er sentrale i drikkevannssammenheng.



Figur 5-2 Siktedyp i søndre del av Holsfjorden sammenliknet med en del andre innsjøer som er sentrale i drikkevannssammenheng. Gjersjøen 1997 (Faafeng og Oredalen 1998), Randsfjorden 1997 (Løvik og Rognerud 1998), Elvåga og Maridalsvannet 1994 (Wold 1995), Eikeren 1997 (Berge og Brettum 1999), Holsfjorden ved Sylling 1979-81 (Berge og medarb 1985).

Det fremgår at Holsfjorden er blant de innsjøene som har det klareste vannet. Her skal det bemerkes at det ikke er gjort noen undersøkelser i søndre deler av Holsfjordbassenget i Tyrifjorden siden 1981, mens senere resultater fra Hovedstasjonen utenfor Frognøya har vist mindre alger de senere år. Det er derfor trolig at Holsfjorden har høyere siktedyp nå enn 8 m som var middelerdi under Tyrifjordundersøkelsen (1978-81).

I henhold til SFT's Vannkvalitetskriterier plasseres Holsfjorden etter siktedyp i beste tilstandsklasse: "Meget God".

5.2 *G generell vannkjemi - Hovedkomponenter*

Mange av de parameterne som omfattes av dette avsnittet er geologisk betinget og antas å ha liten relasjon til forurensninger fra menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Data som har relasjon til forurensninger kommer en tilbake til senere under beskrivelse av eutrofisituasjonen.

I Tabell 5-1 er det gitt karakteristiske vannkvalitetsdata fra Hovedstasjonen i Tyrifjorden, rett for Frognøya.

Tabell 5-1 Karakteristiske fysisk /kjemiske vannkvalitetsdata for Tyrifjordens Hovedstasjon syd for Frognøya. Dataene er hentet fra Berge (1983), og dels fra Bratli og medarb.(1998).

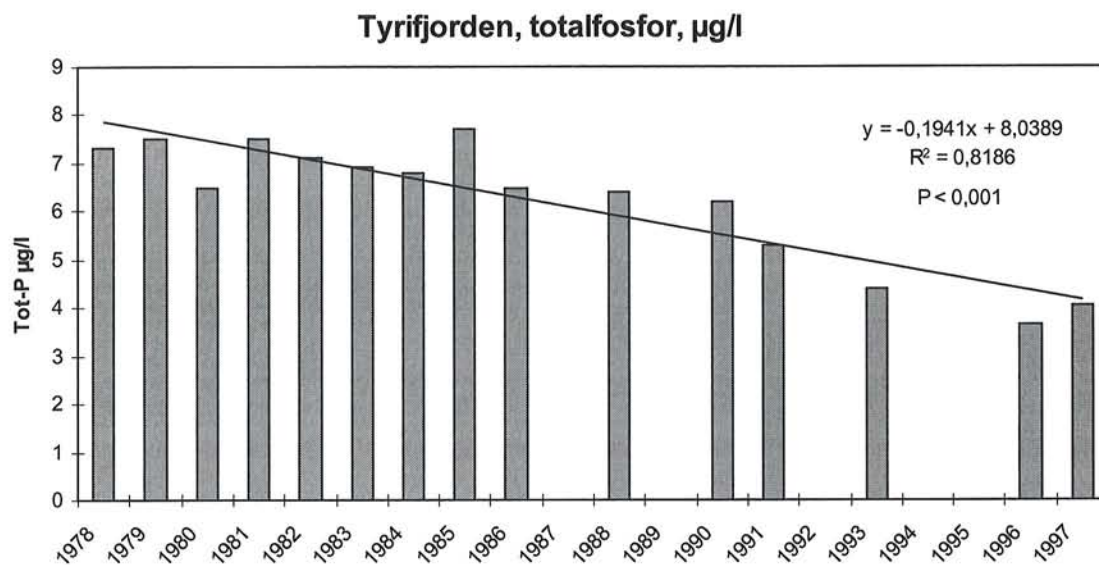
Parameter	Benevning	Verdi
Siktedyp	m	6.5-8.5
Surhetsgrad	pH	6.8-7.2
Konduktivitet	mS/m (25°C)	3,2
Farge	mgPt/l	10
Turbiditet	FTU	0.3-0.5
Kalsium	mg Ca/l	4.3
Magnesium	mg Mg/l	0.9
Natrium	mg Na/l	0.9
Kalium	mg K/l	0.4
Alkalitet	mmol/l	0.18
Sulfat	mg SO ₄ /l	4.5
Klorid	mg Cl/l	1.2
Nitrat	ug N/l	220-300
Total nitrogen	ug N/l	400-500
Total fosfor	ug P/l	5-6
Silisium	mg SiO ₂ /l	2

Tyrifjorden er en typisk klarvannssjø. Den er lite humuspåvirket (farge ca 10 mgPt/l), har lav turbiditet (0.3-0.5 FTU) og et midlere siktedyp på 6.5 m (8 m i søndre del av Holsfjorden). Den må regnes som relativt ionefatting med en konduktivitet på 3.2 mS/m. Ionesammensetningen er imidlertid god med bikarbonat som dominerende anion (56%) og kalsium som dominerende kation (63%). Innsjøen er således godt rustet mot forsuring. Surhetsgraden er da også gunstig med pH-verdier fra 6.8-7.2. Kjemisk sett er Tyrifjorden godt egnet som drikkevann.

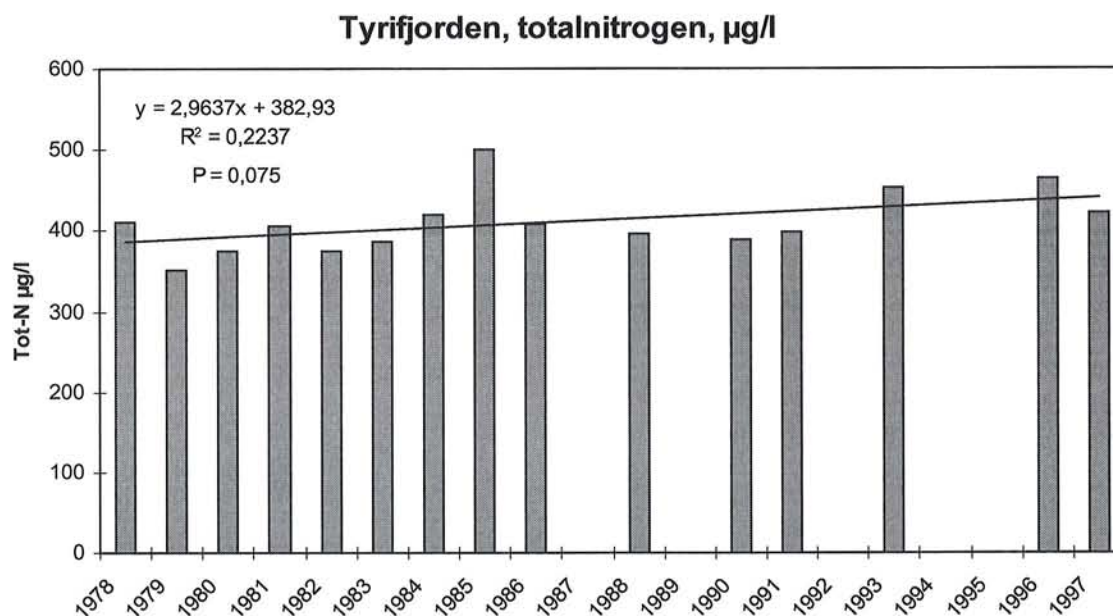
I søndre del av Holsfjorden der vanninntaket til Oslo skal plasseres er vannkvaliteten enda bedre enn ute på Hovedstasjonen, med lavere turbiditet og lavere farge.

5.3 Næringssaltene fosfor og nitrogen

Fosfor og nitrogen er de viktigste næringssaltene for planter, så også for alger. I ferskvann er fosfor viktigst da det i nærmest alle tilfeller er dette element som er begrensende faktor for algeveksten. Figur 5-3 viser at det har vært en signifikant nedgang i konsentrasjonen av total fosfor i Tyrifjorden siden tiltaksarbeidet startet 20 år siden.



Figur 5-3 Konsentrasjon av total fosfor i Tyrifjordens frie vannmasser (0-10m dyp Hovedstasjonen syd for Frognøya) for ulike år (Bratli og medarb.1998).



Figur 5-4 Konsentrasjon av total nitrogen i Tyrifjordens frie vannmasser (0-10m dyp Hovedstasjonen syd for Frognøya) for ulike år (Bratli og medarb.1998).

Ser man på utviklingen i nitrogenkonsentrasjonen (Figur 5-4) er det en økende trend. Økningen er riktignok ikke statistisk signifikant, men er allikevel trolig reell da vi ser samme trend i de fleste andre innsjøer. Dette er å forvente av følgende årsaker: Ingen av renseanleggene i nedbørfeltet til Tyrifjorden har nitrogenfjerning. Jordbruket tilsetter mer nitrogen til jordene enn det som tas ut ved avlingen. Dessuten skjer det et betydelig nedfall av nitrogen via nedbør.

Med hensyn til drikkevann utgjør dette nitrogenet ingen fare. Helsemyndighetenes norm ved enkel vannbehandling er satt til 25 mg N/l som nitrat. Om vi antar at alt total nitrogenet i Tyrifjorden var nitrat, og konsentrasjonsøkningen fortsetter som nå, vil grensen på 25 mgN/l først nås i år 24800.

6 FORURENSNINGSTILFØRSLER

Under Tyrifjordundersøkelsen ble tilførslen av en rekke forurensninger estimert gjennom aktive måleprogram i tilførselselvene, atmosfærisk nedfall, samt beregning av tilførsler fra områder som ikke inngikk i nedbørfeltet til elvene. Med hensyn til eutrofiering (overgjødning), som er ble regnet som den alvorligste forurensningstrussel for Tyrifjorden, ble tilførslen av fosfor identifisert som nøkkelparameter. Vel 90% av tilførslene av fosfor og nitrogen ble målt via tilførselselver og nedbør. Den teoretiske tilleggsdelen, som kan være noe usikker, utgjorde da mindre 10%.

Den totale fosfortilførselen ble beregnet til ca 70 tonn P/år, mens nitrogentilførslen ble beregnet til 1600 tonn N/år, begge målt som middel over årene 1979-81 (Kfr. Berge og Rognerud 1983).

Nedenfor Sperillen og Randsfjorden ble den menneskeinduserte fosfortilførslen beregnet til ca 32 tonn pr år. Denne fordelte seg som angitt i Tabell 6-1.

Tabell 6-1 Fosfortilførsler fra forurensende menneskelig aktivitet til Tyrifjorden fra ulike forurensningskilder i nedbørfeltet nedenfor Sperillen og Randsfjorden. NB: Naturlig bakgrunnsavrenning er ikke med i tabellen.

Forurensningskilde	Tilførsel (Kg P/år)
Sanitæravløp	18800
Kornproduksjon	6600
Husdyrhold	1000
Fiskoppdrett	500
Industriavløp	5000
Tilsammen	31900

Det er ikke foretatt noen samlet tilførselsberegning til Tyrifjorden etter dette. Det er imidlertid foretatt betydelig rensetiltak både på kommunal sektor og i industrisektoren, samt at det er gjennomført gjødselplanlegging i landbruket. Forholdene i innsjøen har bedret seg betydelig og det er helt klart at tilførslene er redusert. Hvor mye de er redusert lar seg enklest beregne gjennom såkalte fosforbelastningsmodeller. Her benyttes RBJ-modellen (Rognerud et al 1979) som ble utviklet bl.a i forbindelse med Tyrifjordprosjektet, og tar utgangspunkt i midlere klorofyll-a konsentrasjon som nå ligger på ca 1.7 ug/l mot 2.35 ug/l under Tyrifjordeundersøkelsen. Ved å sette dagens klorofyll-konsentrasjon inn i RBJ modellen får man at dagens fosfortilførsel er ca 42 tonn P per år. Tyrifjordutvalgets målsetting var å komme under 2 ug Kl/l, noe som tilsvarer en fosfortilførsel på 46 tonn P /år.

Med andre ord: Man er i mål når det gjelder å redusere tilførslen av fosfor til Tyrifjorden. Eutrofieringsfaren er over.

7 BAKTERIER OG HYGIENISKE BARRIERER

7.1 Hygieniske barrierer

Vannverk som leverer vann til mer enn 100 personer, næringsmiddelvirksomhet o.l. skal være godkjent i henhold til Forskrift om Vannforsyning og Drikkevann m.m., fastsatt av Sosial- og Helsedepartementet (1995). For godkjenning av vannverk innebærer kravet om hygienisk sikring at det totalt i vannforsyningssystemet (tilsigsområde, vannkilde og vannbehandlingsanlegg) tilsammen må være minimum "2 hygieniske barrierer" for å forhindre at smittestoffer og /eller helseskadelige forbindelser kan nå fram til forbrukerne. Barrierene skal være uavhengige, dvs. hvis den ene av barrierene skulle svikte, vil den andre fortsatt være i funksjon og sikre at forbrukerne ikke utsettes for smittefarlig vann.

I Norge er følgende 2 løsninger vanlige for å sikre 2 hygieniske barrierer:

A) Én naturlig og én teknisk hygienisk barriere:

1. Den naturlige hygieniske barrieren består i sikring av vannkilden mot forurensning slik at råvannskvaliteten er god.
2. Den tekniske hygieniske barrieren består i desinfeksjon av vannet, vanligvis klorering.

B) To tekniske / hygieniske barrierer:

1. Kjemisk rensing av vannet for fjerning av smittestoffer, partikler, og helseskadelige forbindelser fra vannet.
2. Desinfeksjon av vannet (vanligvis klorering).

Kjemisk rensing innebærer normalt kjemisk felling på sand/antrasitt filtre, eller flermediafiltre. Kjemikalierne som brukes er jernklorid, aluminiumsulfat og organisk polymer. Kjemikalierne under alternativ B regnes ikke for å være helseskadelige, men helsemyndighetene foretrekker alternativ A, da det å ha en sikker råvannskilde regnes som mer fremtidsrettet.

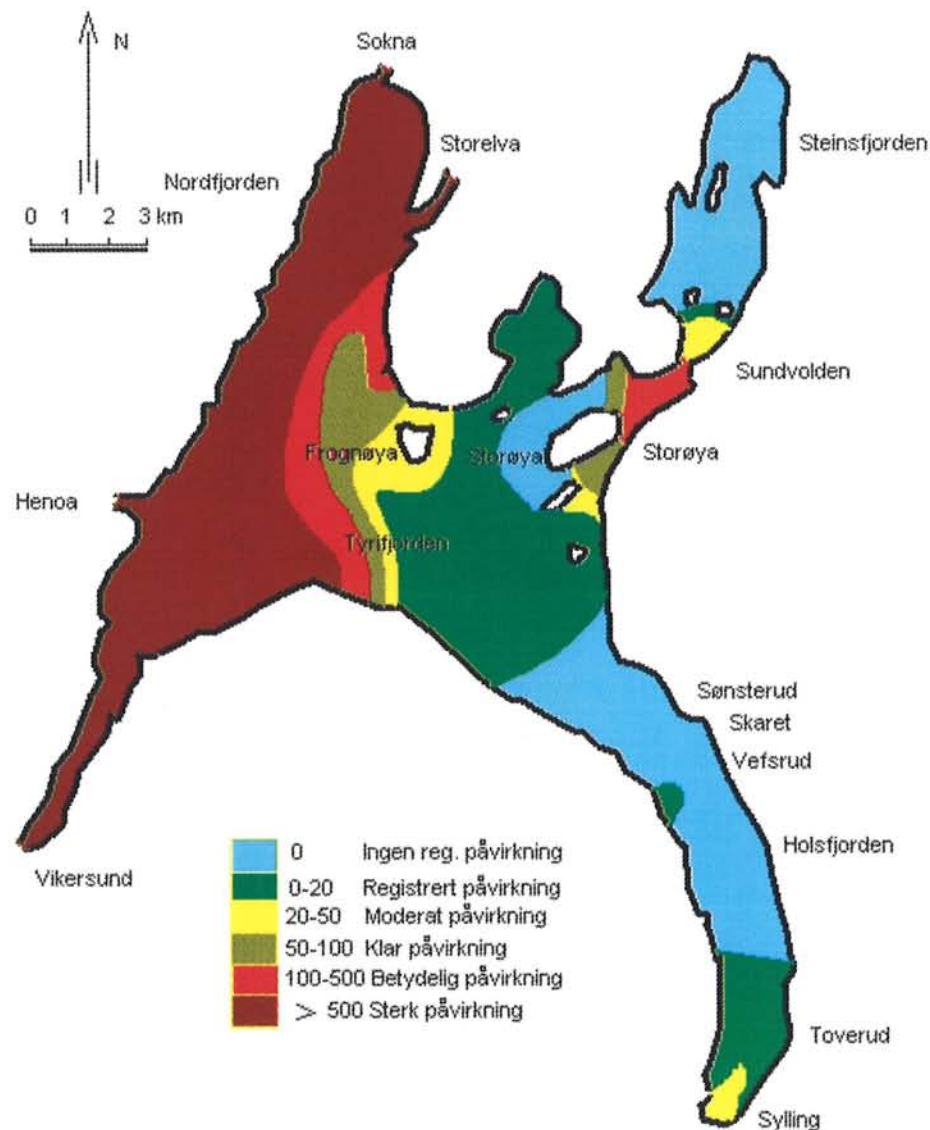
Tyrifjordens nedbørfelt er for stort og inneholder for mange menneskelige aktiviteter til at nedbørfeltet kan sikres på noen annen måte enn etter tiltak som hjemles av Forurensningsloven. For at Holsfjorden ved planlagt inntaksområde skal kunne godkjennes etter alternativ A, må det dokumenteres/sannsynliggjøres ved observasjoner og strøm og spredningssimuleringer at vannkvalitetet vil være like god som i en upåvirket naturlig innsjø både i dag og i fremtiden. Dvs. at den forurensende aktiviteten som foregår, vesentlig i nordre deler av feltet (Valdres, Jevnaker, Hønefoss, Hole) ikke påvirker søndre del av Holsfjorden i nevneverdig grad.

7.2 Utbredelse av koliforme bakterier i Tyrifjorden

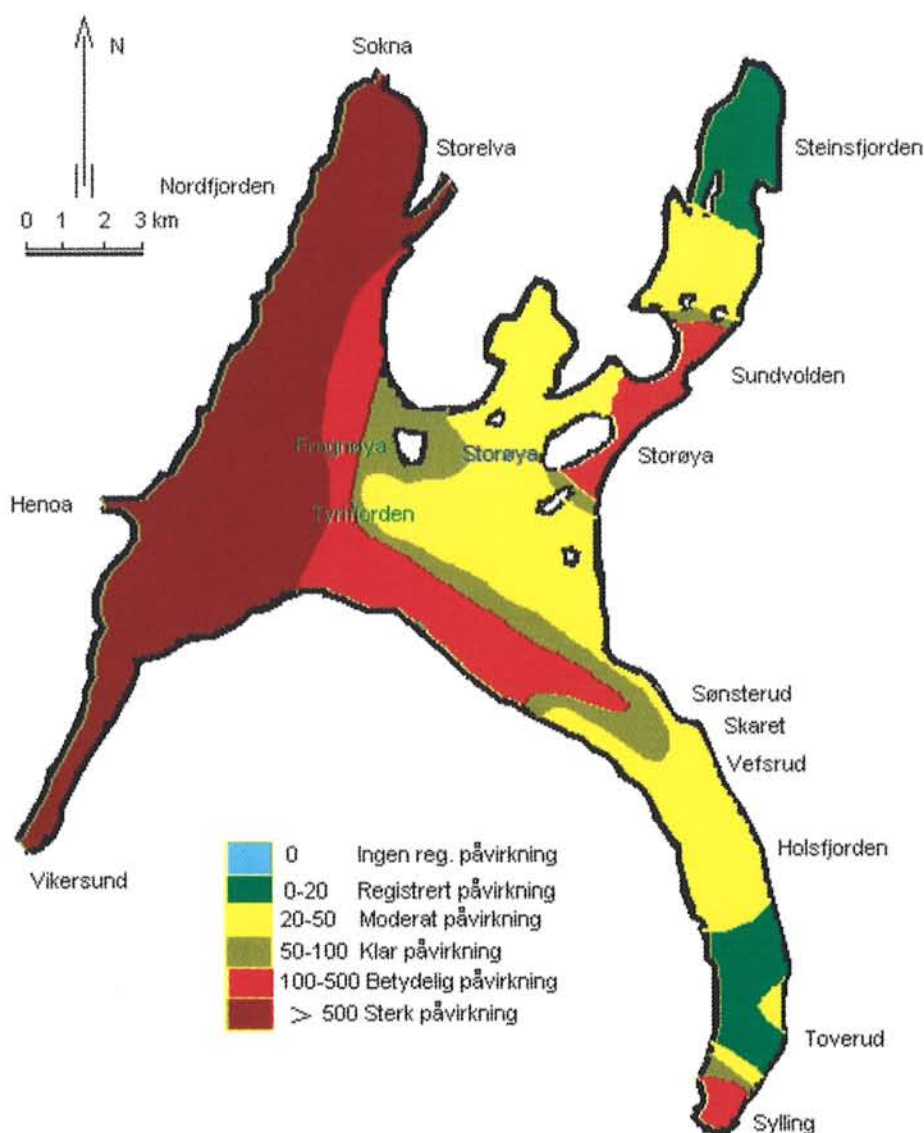
Naturlig forekommende bakterier er et viktig ledd i omsetningen av organisk materiale i innsjøer. De finnes i alle typer innsjøer, selv små upåvirkede lokaliteter. Det finnes imidlertid også bakterier som er fremmede for det vannlige miljø, deriblant de såkalte tarmbakterier (koliforme bakterier) som stammer fra menneskers og dyrs avføring. Disse bakteriene er ikke tilpasset et liv i vann og vil før eller siden dø ut. Dette går normalt nokså raskt, noe som gjør at bakteriene kan brukes som indikator på fersk forurensning. Siden disse bakteriene i hovedsak tilføres via kloakkutslipp og andre punktkilder, kan de også brukes til å spore forurensningens "vei" gjennom innsjøen.

Statens Institutt for Folkehelse (SIFF) gjorde undersøkelser på 75 stasjoner i Tyrifjorden fra 1975-1980. Prøver ble tatt 2 ganger per år fra overflaten og helt ned til 100m. De som ledet undersøkelsene, Jan Riise (nå EnCo AS) og Harald Solberg (nå SFT), sluttet imidlertid før undersøkelsene var avsluttet og noen ordentlig rapport ble aldri skrevet, med unntak av fra det første året. Ellers er det eneste som er rapportert fra disse undersøkelsene det som ble presentert i Tyrifjordundersøkelsens sluttrapport (Riise og Solberg 1983). Et sammendrag av dette gjengis her.

Det er under sirkulasjonsperiodene at det forurensede overflatevannet kan bringes ned i dypet hvor drikkevannsinntaket skal ligge. I disse periodene vil de horisontale vinddrevne strømmene være mindre enn i den sjiktede periode. Særlig om sommeren kan forurenset vann fra Hønefossområdet transporteres langt innover i Holsfjorden. I Figur 7-1 er det fremstilt midlere konsentrasjon av total koliforme bakterier (37 °C) under vårsirkulasjonen, mens bakteriespredningen i sjiktet 0-30 m under sommerstagnasjonen er fremstilt i Figur 7-2.



Figur 7-1 Midlere konsentrasjon (antall/l) av total koliforme bakterier (37 °C) i sjiktet 0-100 meters dyp i Tyrifjorden under vårsirkulasjonen i mai 1980 (etter Riise og Solberg 1983).



Figur 7-2 Midlere konsentrasjon (antall/l) av total koliforme bakterier (37 °C) i overflatesjiktet 0-30m under sommerstagnasjonen 1980. Etter Riise og Solberg (1983).

Storelva er viktigste forurensningskilde til bakteriologisk forurensning av Tysfjorden, og forurensningen herfra dominerer fullstendig den vestre del av Tysfjorden. Strekningen Bønsnestangen - Frognøya - Dignestangen danner bakteriologisk sett en grenselinje mot resten av fjorden. Vest for denne linjen må innsjøen karakteriseres som betydelig bakteriologisk forurenset. Utover mot de sentrale deler, og spesielt nedover Holsfjorden bedrer de bakteriologiske forholdene seg betydelig. I sommerhalvåret brer det seg en "tunge" av bakterieforurensning fra Nordfjord-Vikersund bassenget rundt Gulsrudtangen og lengere eller kortere nedover i Holsfjorden. Bassengform og jordrotasjonens avbøyende kraft gjør at det forurensete vann holder seg langs vestsiden av Holsfjorden. En av årsakene til at bakterietungen ikke er registrert lenger syd enn til Kimmerud, er at bakteriene dør. Simuleringer ved hjelp av spredningsmodeller (se kapittel 8) viste at ved å tillegge bakteriene en normal dødsrate og

samholde dette med registrerte og beregnede strømhastigheter, så ville ikke bakterier fra Storelva under noen værforhold komme mer enn halvveis inn i Holsfjorden.

Ved siden av Storelva og bebyggelsen langs Tyrstrand er det ytterligere 2 områder med markert påvirkning, nemlig ved Svangstrand i Sylling og på strekningen Sundvollen - Nes. På denne siste strekningen er det tydelig påvirkning fra turistaktiviteten i tillegg til den spredte bebyggelsen. Bebyggelsen og campingplassen på denne strekningen er nå avkloakkert og avløpet førese til Hole RA ved Helgelandsmoen. Det er derfor sannsynlig at de bakteriologiske forholdene her har bedret seg. Fra Sønsterud og sydover i Holsfjorden er fjorden lite bakteriologisk forurenset før helt syd ved Svangstrand i Sylling.

Tilførslene av sanitæravløp til Tyrifjorden er betydelig redusert siden 1980 og det er å forvente at den bakteriologiske situasjonen er bedre nå enn det resultatene her viser. Man ville imidlertid ha et enda sikrere grunnlag mht å anbefale lokalisering og dyp for det nye drikkevannsinntaket til Oslo om man hadde foretatt en oppdaterende undersøkelse av bakterieinnholdet i Holsfjorden på den aktuelle strekningen.

8 STRØM OG SPREDNING

I den isfrie delen av året er det vinden som er den dominerende strømdrivende kraft. I tillegg kommer gjennomstrømming av vann fra tilløp - utløp/uttak og som følge av vannstandsending på omkring 2 m, fortrinnsvis i tilknytning til snøsmelteflommen.

Årlig middelvannføring ut av Tyrifjorden er på ca. 170 m³/s. Størstedelen av dette vannet strømmer fra Storelva i Nordfjorden direkte til utløpet ved Vikersund. Spredning til Steinsfjorden og Holsfjorden skjer fortrinnsvis ved strømmer p.g.a. vind og vannstandshevning og for Holsfjorden også vannuttak.

For Steinsfjorden ble midlere årlig vannutskiftning både p.g.a. gjennomstrømming og vannstandsending beregnet nær 1 m³/s, mens bidraget fra vinddrevede strømmer gjennom Kroksund ved Sundvollen ble anslått til 0.01 m³/s. For Holsfjorden blir tilsvarende vannutskiftning fra vannstandsendinger ca. 1 m³/s, gjennomstrømming p.g.a. vannuttak på noen kubikkmeter pr. sekund, mens den vinddrevede vannutskiftningen kan være mer enn tusen ganger større.

8.1 Vindreven strøm

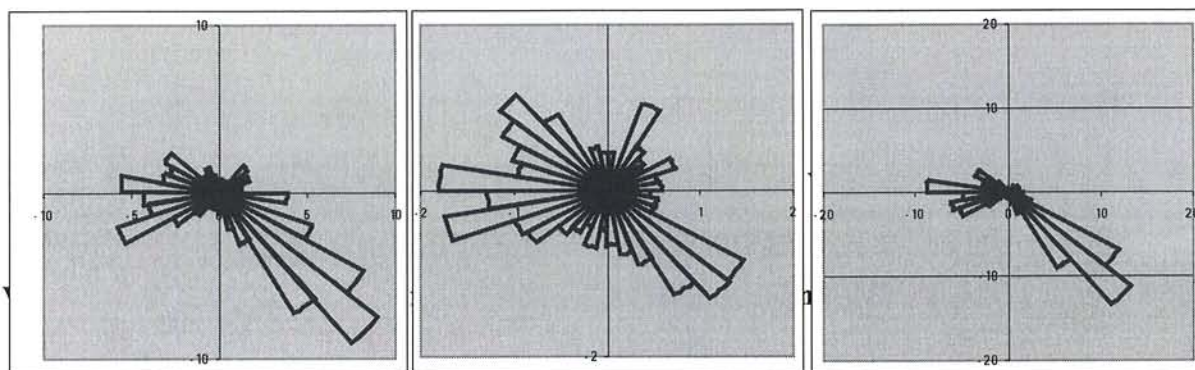
Sommeren 1998 var de vanligste vindretningene på Frognøya rettet mot nordøst og mot sørvest, Figur 8-1. Tidligere undersøkelser over en lengre periode viste en noe mer nord- og sørlig retning. Stasjonen bør være representativ for størstedelen av Tyrifjorden. Observasjoner ved Sundvollen viser imidlertid at Steinsfjorden og sannsynligvis også Holsfjorden blir sterkt påvirket av fallvinder mot vest fra de høytliggende områdene østenfor (Bratli m.fl. 1999). Observasjoner viser at strømmene stadig endres i både retning og fart, Figur 8-2. Imidlertid viste observert strøm i sentrum av Tyrifjorden en samlet vanntransport som hadde omtrent samme retning som vind observert på Frognøya. Disse hovedretningene bidrar til en effektiv vannutskiftning av Holsfjorden.

Karakteristiske strømforhold med vind mot nord og mot sør, ble simulert ved bruk av en matematisk modell (Tjomsland 1980). Etter ett døgn med stabil vind ble resultatet som vist i Figur 8-3 og Figur 8-4.

I overflatelaget beveger vannet seg hovedsakelig i vindretningen eller noe til høyre for denne p.g.a. jordrotasjonen. Oppadrettede strømmer (upwelling) finner sted langs strender med fralandstrøm, mens bevegelsen blir nedoverrettet (downwelling) langs strender med pålandstrøm. I de dypere delene av innsjøen strømmer vannet i motsatt retning av i overflatelagene og da med betydelig lavere fart. Dette generelle strømningsmønsteret blir komplisert noe av innsjøens topografi.

Ved vedvarende vind over en lagdelt innsjø blir vannoverflaten svakt skrånende mot vindretningen. Dette forårsaker en returstrøm i dypere lag slik at sprangsjiktet får en stigning i motsatt retning av overflaten. Når vinden opphører kan det settes igang en stående bølgebevegelse (seiche) som kan svinge fram og tilbake fra mellom endene av innsjøen, i dette tilfellet mellom Holsfjorden og Nordfjorden. Stømmretningen vil være motsatt rettet over og under sprangsjiktet. De største hastighetene vil finne sted like under sprangsjiktet. Observasjonene i sentrum av Tyrifjorden viser at slike indre bølger er vanlige i Tyrifjorden. Indre bølger har stor betydning for vannutskiftningen spesielt i perioder hvor det er et velutviklet sprangsjikt om sommeren. Simuleringsresultatene som vist i Figur 8-5 er et eksempel på

hvordan en slik bølge kan forplante seg en gang fram og tilbake mellom endene av Holsfjorden og Nordfjorden (Olsen og Tjomsland 1998).

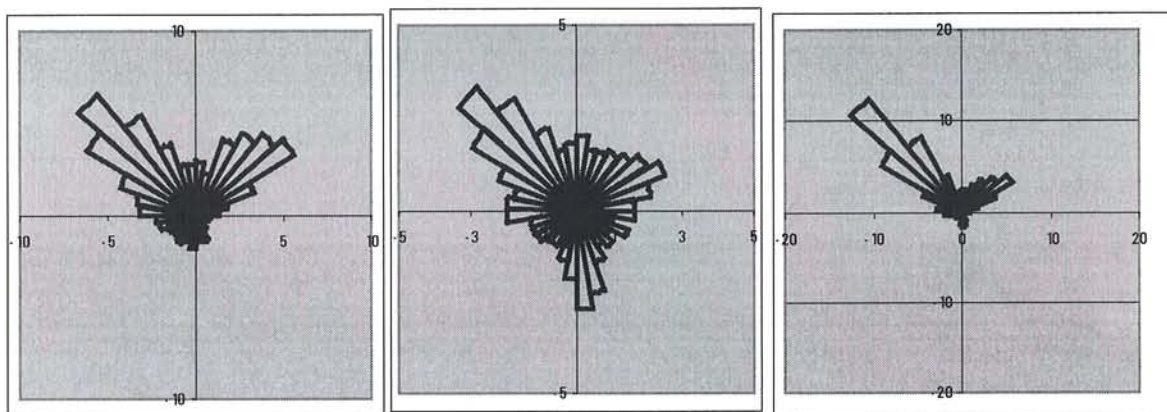


Vindretning mot (%)

Midlere fart (m/s)

Vindvei (%)

Vindobservasjoner på Frogøyøya 18. Juni – 4. Juli 1998



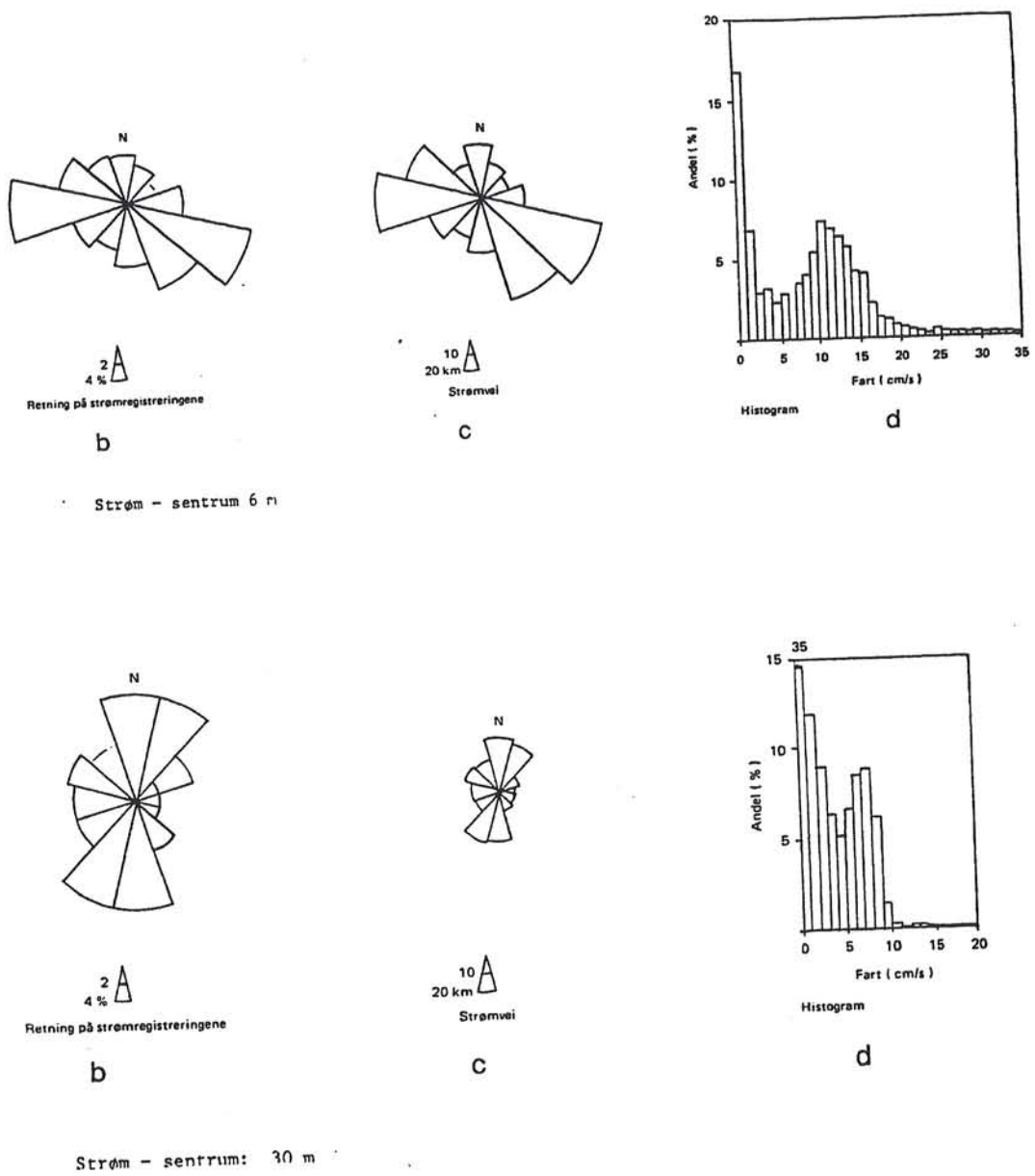
Vindretning mot (%)

Midlere fart (m/s)

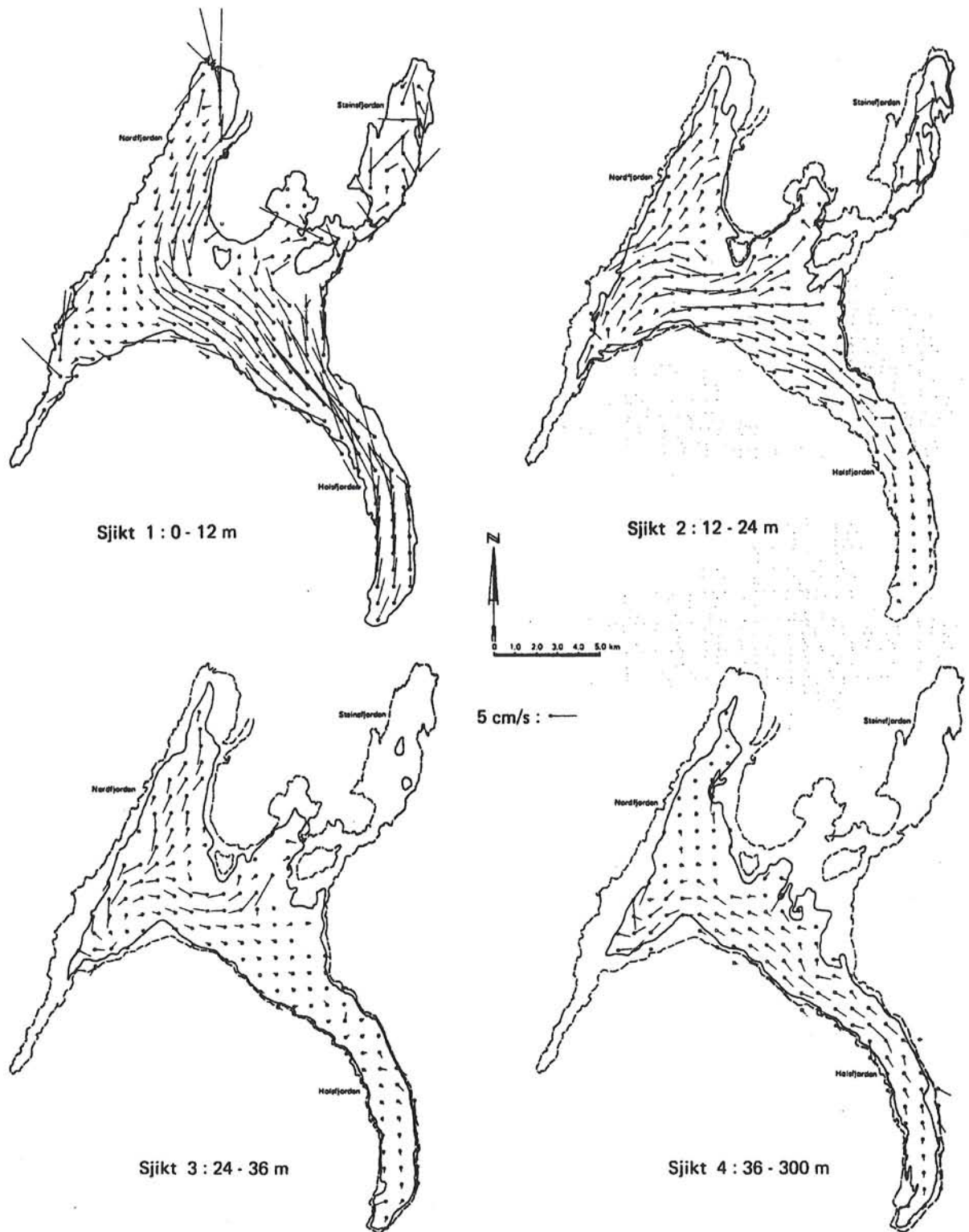
Vindvei (%)

Sundøya i Kroksund 11. Juni – 16. September 1998

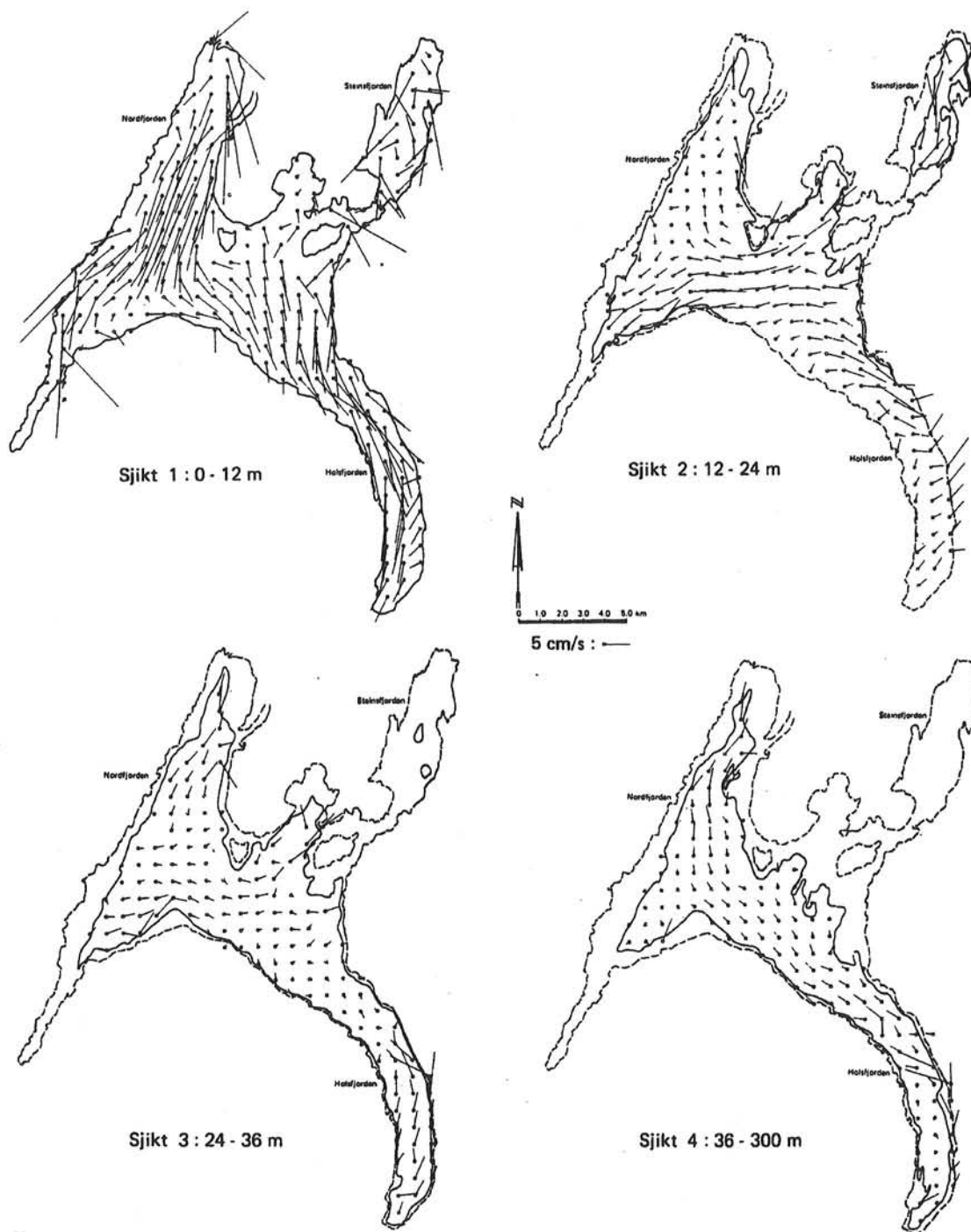
Figur 8-1 Vindobservasjoner



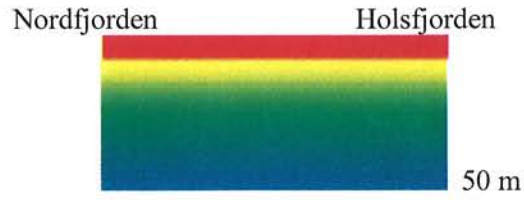
Figur 8-2 Strømobservasjoner i sentrum av Tyrifjorden



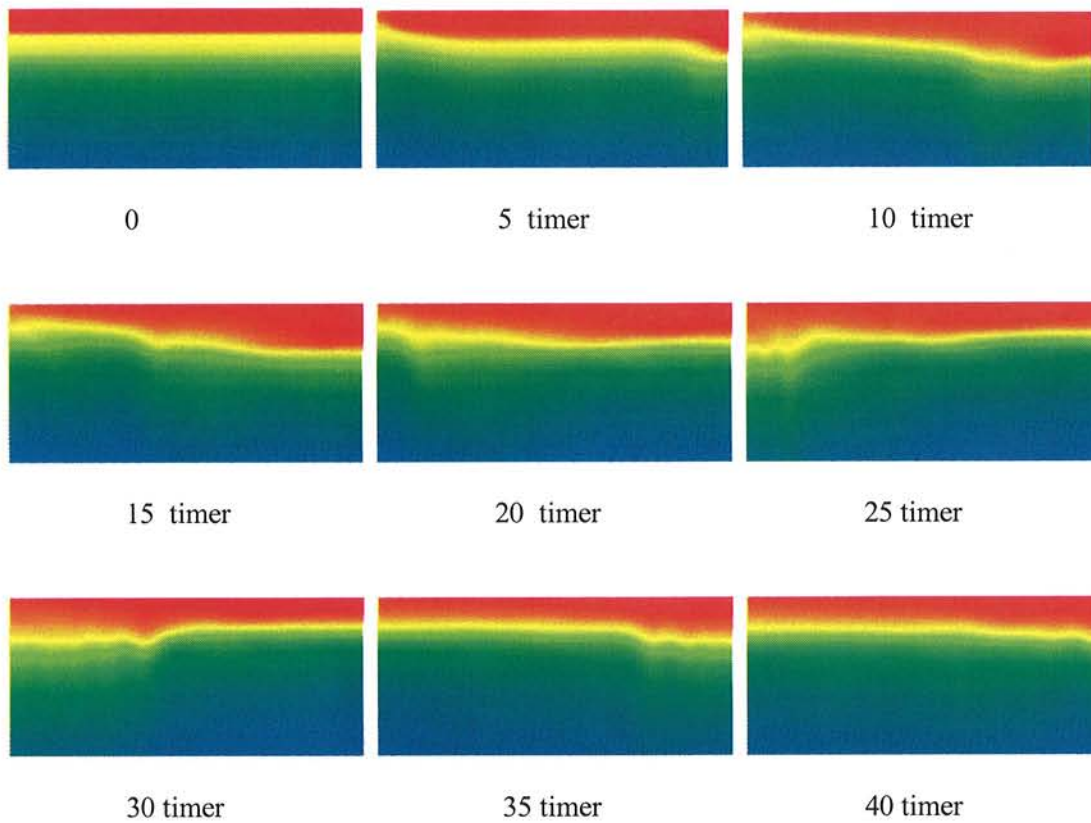
Figur 8-3 Simulert strøm, vind mot nord



Figur 8-4 Simulert strøm, vind mot sør



varmt vann på overflaten (rødt), sprangsjikt på ca. 10 m (gult), kalt bunnvann (blått)



Figur 8-5 Simulerte indre bølger (seiche)

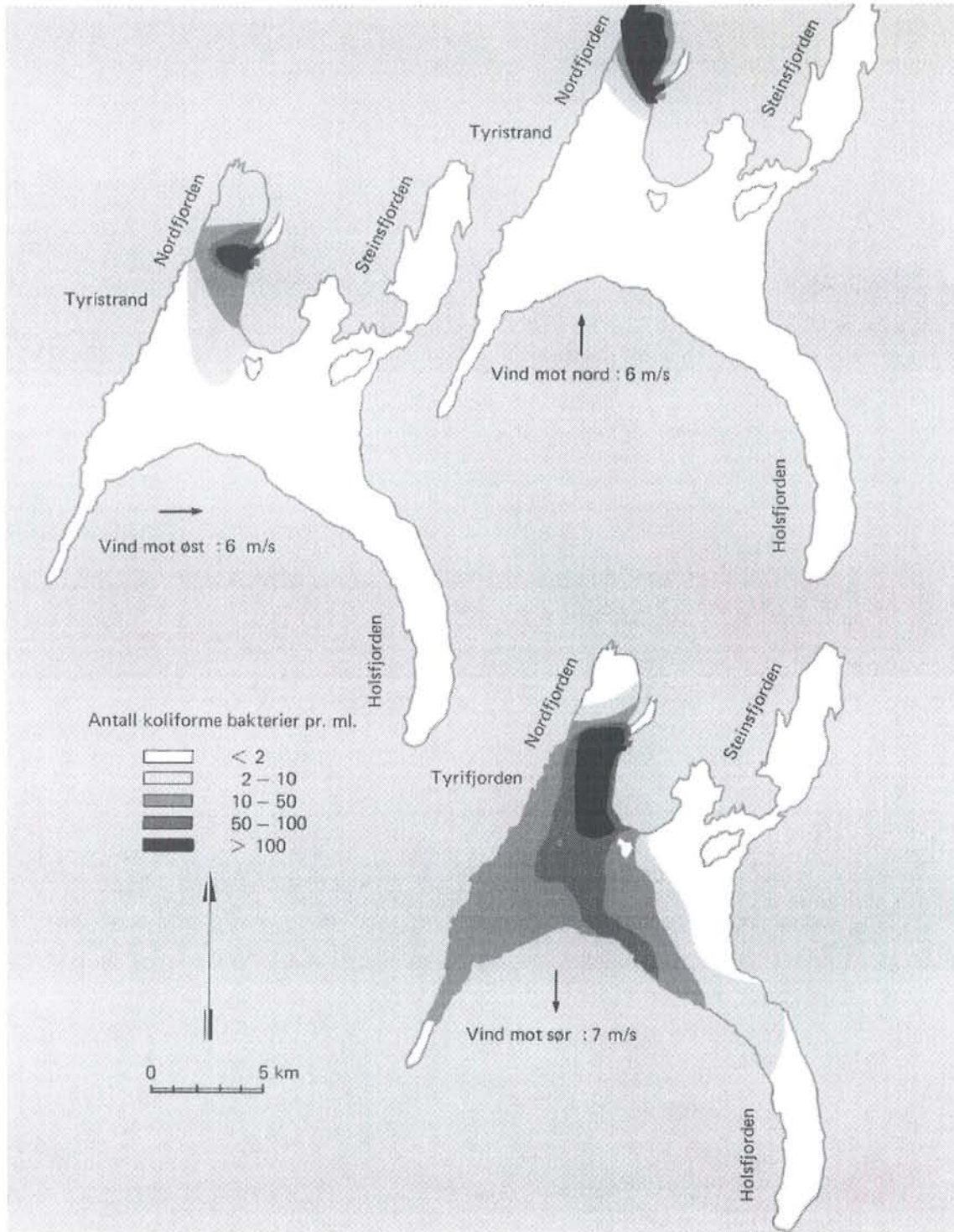
8.2 Spredning

De største forurensningstilførslene kommer via Storelva. En del stoffer (fosfor m.m.) inngår i næringskjeder og har kompliserte spredningsmekanismer. Konservative stoffer, eller stoffer som blir redusert ved død (f.eks. bakterier), eller sedimentasjon (partikler, metaller), følger vannets bevegelser slik at vi kan fremstille enkelte karakteristiske trekk ved bruk av matematiske modeller, Figur 8-6.

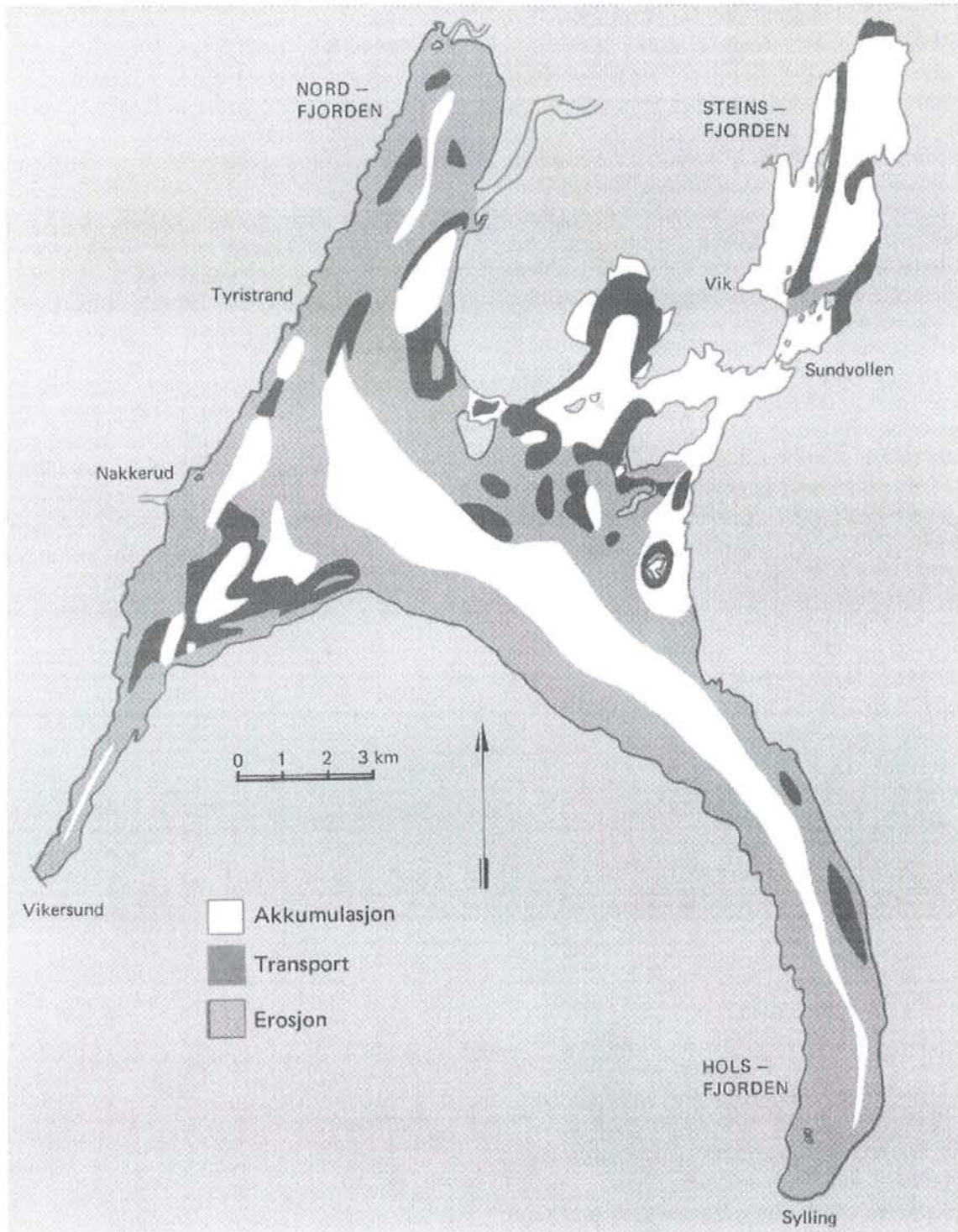
Tilførsler av termotolerante koliforme bakterier fra Storelva vil vanligvis forringe vannkvaliteten i området mellom utløpet og Frognøya (vind mot sør og mot øst). I ekstreme tilfeller med vedvarende vind mot sør, kan ifølge beregningene de sentrale delene av Tyrifjorden og de ytre delene av Holsfjorden bli påvirket. Dette stemmer bra overens med bakteriologiske undersøkelser (Berge 1982). Det er lite sannsynlig at det eksisterende vannverksuttaket ved Toverud vil kunne bli påvirket bakterier fra Storelva. Bakteriologisk forurensning innover i Holsfjorden skyldes sannsynligvis lokale forurensningskilder.

Strømobservasjonene i sentrum av Tyrifjorden viste at stoff som strømmer fra Steinsfjorden og utover mot sentrum av Tyrifjorden, fortrinnsvis fortsetter i to retninger: innover i Holsfjorden og vestover for deretter å ledes mot utløpet i Vikersund. Tilførsler fra Steinsfjorden vil kunne transporteres mest effektivt innover i Holsfjorden ved vind mot sør. Dersom stoffet forsvinner ved død, sedimentasjon eller transformeres til andre former, vil det kun i korte perioder forventes å påvirke de indre delene av Holsfjorden i nevneverdig grad. Konservative stoffer, meget godt fortynnet, vil selvsagt påvirke hele Holsfjorden.

Tungmetaller som bly, kobber, kvikksølv, sink m.fl., vil i stor grad knyttes til finpartikkulært materiale og sedimentere ut i første omgang i nærheten av uslippene, fortrinnsvis nær Storelva. Vindindusert strøm- og bølgeerosjon vil etterhvert transportere dette videre inntil det til slutt sedimenterer permanent på dypt vann, Figur 8-7.



Figur 8-6. Spredning av bakterier



Figur 8-7. Spredning av tungmetaller

9 HVA ER OPTIMALT INNTAKSDYP OG LOKALISERING I HOLSFJORDEN

9.1 Tidligere vurderinger

NIVA gjorde i 1994 (Berge 1994) en utredning for Asker og Bærum vannverk (ABV), som i dag har inntak på 50m's dyp ved Toverud, om hvilke vannkvalitetsforbedringer de kunne oppnå ved å legge inntaket dypere, eventuelt å flytte det nordover. Siden ABV's inntak i Holsfjorden ble satt i drift i 1985 er det registrert en viss variasjon i vannkvalitet over året, men også variasjoner som må skyldes andre forhold enn typiske årstidsvariasjoner. Vannkvalitetsvariasjonene gjelder først og fremst farge, turbiditet og termotolerante koliforme bakterier. Det finnes termotolerante bakterier i råvannet ved Toverud hovedsaklig ved vår- og høstsirkulasjonen og i vinterperioden. Dette siste gjelder særlig i år hvor Holsfjorden ikke har vært islagt. Turbiditeten på råvannet har variert fra 0.1-1.3 FTU og filtrert farge fra 8-17 mg Pt/l. Temperaturen på råvannet varierer over året mellom ca 3.5 og 6 °C.

Rent teoretisk ser det fra det ovenstående ut til at det vil være gunstig å legge inntaket lenger nord opp mot Skaret, og på dypere vann enn dagens nivå på 50 m. Spørsmålet er imidlertid hvor mye bedre vann vil man da kunne forvente. Blir bedringen kun beskjeden vil trolig ikke den store investeringen en slik flytting vil medføre kunne forsvares.

Primærdatamaterialet fra de bakteriologiske undersøkelsene som ble foretatt av SIFF i forbindelse med Tyrifjordundersøkelsen er dessverre ikke utgitt, og saksbehandlere som hadde saken i SIFF har sluttet. Det har derfor ikke vært mulig å få disse data tilgjengelig for denne analysen. De fleste undersøkelser i Tyrifjorden som omfatter dypvannsprøver er fra den såkalte hovedstasjonen sentralt i innsjøen, dvs midtfjords rett syd for Frognøya, som er utenfor det aktuelle området.

Det eneste materialet vi har funnet velegnet til en slik analyse er NIVA's undersøkelse fra 1966-68 (Holtan 1970) og SIFF's undersøkelse fra 1975 (Myhrstad 1976).

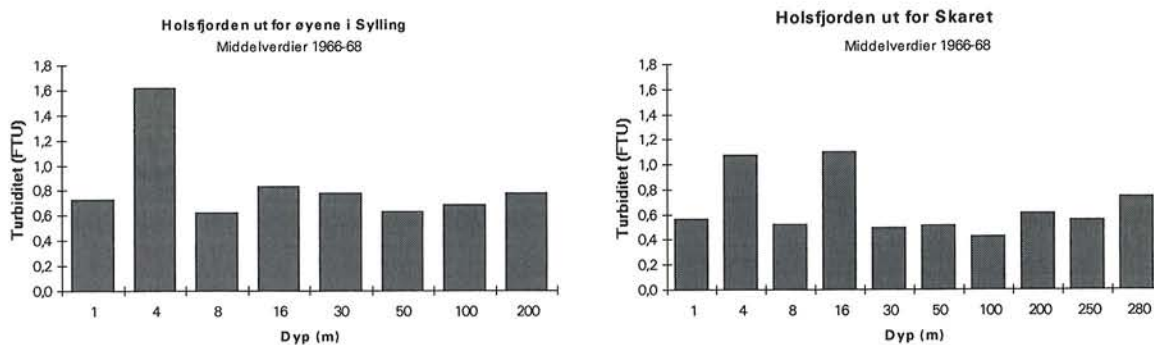
Ved NIVA's undersøkelse ble det tatt vertikale prøveserier fra topp til bunn ved 5 stasjoner. Stasjon 1 er Holsfjorden utenfor Skaret, dvs noen km nord for Toverud og stasjon 2 er Holsfjorden utenfor øyene i Sylling, dvs. like syd for Toverud.

Analysen går ut på å sammenlike analyseresultater fra ulike dyp ved de 2 stasjoner for de parametre som det her var snakk om, turbiditet, koliforme bakterier og farge for derigjennom å få et inntrykk av hva man kan oppnå av vannkvalitetsforbedring ved å flytte inntaket nordover og/eller til dypere vann.

9.2 Turbiditet på den aktuelle strekning

Turbiditet er et indirekte mål på vannets innhold av partikler. Partiklene som gjør seg gjeldene så langt inne i Holsfjorden kommer enten fra alger (overflatelagene) eller resuspendert bunnslam revet løs av strømmer og bølger.

Figur 9-1 viser gjennomsnittlig turbiditet ved ulike dyp ved de to stasjoner. Ved begge stasjoner har man lavest turbiditet ved 50-100 m dyp. Det er noe lavere turbiditet ved Skaret enn ved Sylling, med midlere turbiditet på hhv. 0.6 og 0.8 FTU.



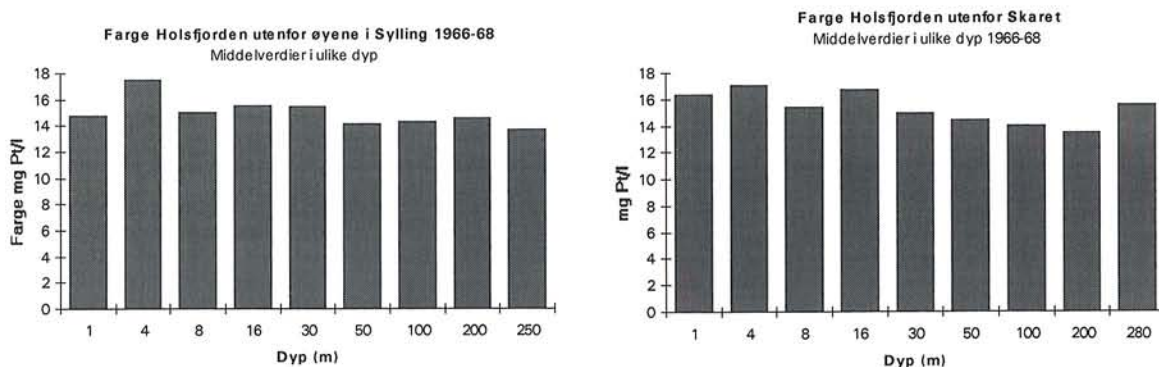
Figur 9-1 Turbiditet ved 2 stasjoner i Holsfjorden i ulike dyp (etter Holtan 1970).

Ved de største dyp, dvs 200 m og mer, ser det ut til å skje en økning av turbiditeten igjen, selv om denne er nokså liten. Imidlertid har vi erfaring fra at det aller dypeste bunnvannet i Tyrifjorden kan være meget turbid, trolig som følge av utrast materiale. I 1979, mens vi holdt på med den store Tyrifjordundersøkelsen, skjedde det en kraftig tilgrusning av dypvannet (Berge 1983). Effekten gjorde seg gjeldende fra 200m og ned til største dyp og det tok mer enn ett år før effekten var borte. Materialet var leirslam og det fordelte seg jevnt langs hele innsjøbassenget. Da tilgrusningen var på det verste var turbiditeten på 275m (dvs. 10m over bunnen) på hele 28 FTU, 6 FTU på 250 m og 1 FTU på 200 m.

Ved dykking i forbindelse med fotografering av bunnvegetasjon er det observert klar strømslitasje i bunnsedimentet i Sylling helt ned mot 30m dyp, og det er helt tydelig at det kan være meget kraftige returstrømmer under perioder hvor nordavinden presser overflatevannmassene ned mot Svangstrand. Disse strømmene river med seg nysedimentert materiale og transporterer det ut mot drikkevannsinntaket ved Toverud. Dette er nokså sikkert mekanismen bak den høyere turbiditeten ved Sylling enn ved Skaret i Figur 9-1.

9.3 Farge på den aktuelle strekning

Den andre parameteren som varierer over året i inntaket til ABV, er farge. Farge i innsjøer skyldes i hovedsak humusstoffer tilført fra nedbørfeltet. Fargen brytes sakte ned i innsjøer, både mikrobielt og ved foto-oksydasjon. I Figur 9-2 er fargen i Holsfjorden ved ulike dyp fremstilt ved stasjonen ved Sylling og stasjonen ved Skaret.

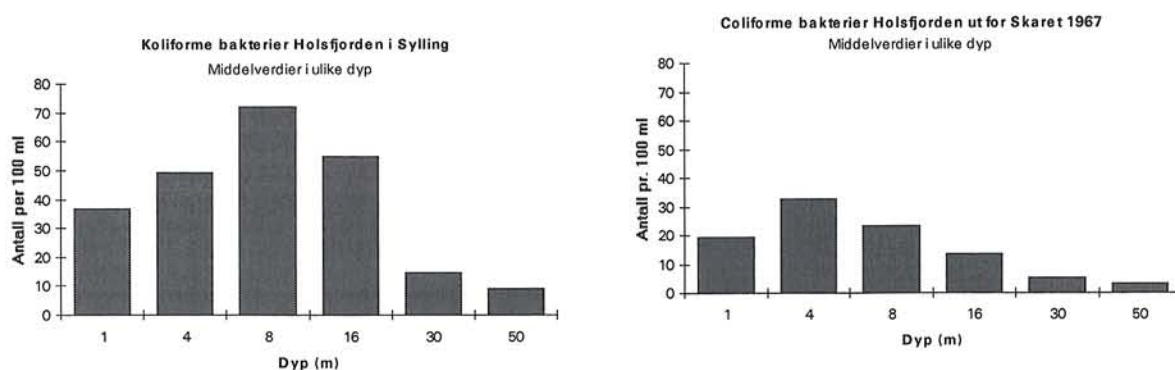


Figur 9-2 Farge ved ulike dyp ved 2 stasjoner i Holsfjorden (etter Holtan 1970).

Det er ingen forskjell mellom de 2 stasjonene og intet entydig avtak mot dypet. Med hensyn til farge synes det derfor ikke å være noe poeng å flytte inntaket hverken nordover eller dypere.

9.4 Koliforme bakterier på den aktuelle strekning

I materialet fra 1966-68 (Holtan 1970) er det analysert på total koliforme bakterier, som dels kan komme fra naturlige kilder, men de fleste kommer fra kloakkutslipp. Det samme gjelder resultatene fra Tyrifjordundersøkelsen. Ved begge disse undersøkelsene fant vi klart flere bakterier ved Sylling enn ute ved Skaret, se Figur 9-3.



Figur 9-3 Koliforme bakterier ved ulike dyp ved 2 stasjoner i Holsfjorden (etter Holtan 1970).

I perioden 1966-68 var midlere konsentrasjon av total koliforme bakterier ved Syllingstasjonen 43 pr. 100 ml, mens den var bare 17 pr. 100 ml ved Skaret. Ved 50 m var konsentrasjonen 9 ved Sylling og 3 ved Skaret. Vi må forvente at forskjellen mht. innhold av termotollerante koliforme bakterier er noenlunde den samme. Det har vært en reduksjon i utslipp fra Svangstrand siden de ovennevnte undersøkelser ble foretatt, men det synes nokså klart at man kan oppnå en bedring på råvannet ved å flytte inntaket nordover mot Skaret.

Dypere enn 50 m ble det ikke analysert på bakterier, men ved å se på kurveforløpet i Figur 9-3 synes det også nokså klart at man vil få en bedring ved å gå dypere med inntaket. Dette gjelder i allefall hvis man skal beholde inntaket ved Toverud. Bedringen med økende dyp er størst fra 8m og ned til 30m hvoretter kurven flater betydelig ut. Dette indikerer at man ved å gå ned til 100m's dyp ved Toverud fortsatt vil kunne ha koliforme bakterier i råvannet om enn bare svært få. Periodene hvor dette inntret vil imidlertid bli kortere og færre. I perioder med nordavind under begynnende høstsirkulasjon, med skråstilt termoklin og nordgående dypvannsstrømmer, vil man få transportert bakterier fra Sylling opp til Toverud på samme måte som nå, men tidsrommet hvor dette kan skje vil bli snevret inn betydelig. Så langt som opp til Skaret er det lite trolig at denne transporten vil nå.

9.5 SIFF'S bakteriologiske undersøkelser i Holsfjorden fra 1975-1980

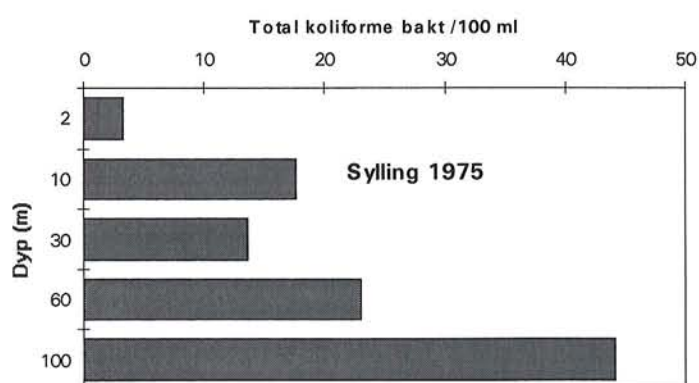
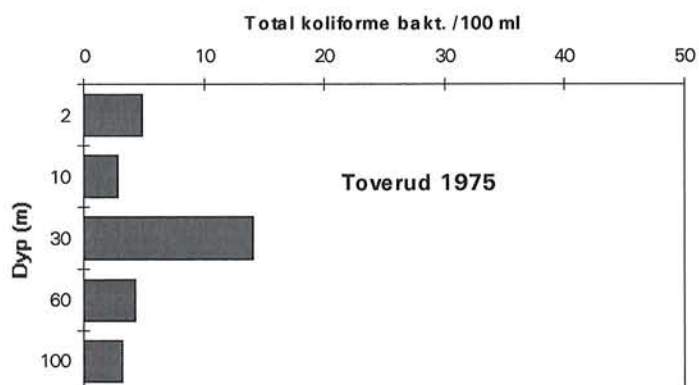
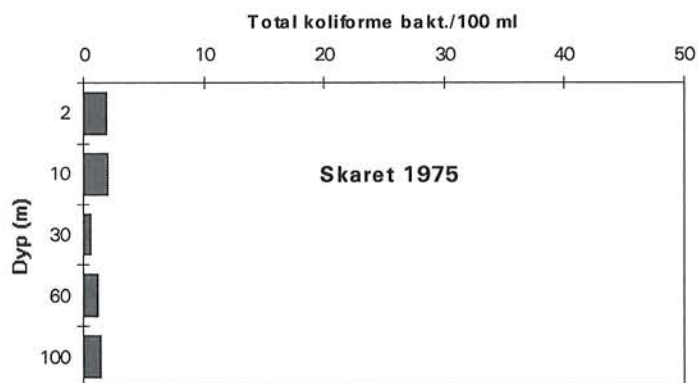
Statens Institutt for Folkehelse (SIFF) gjorde undersøkelser på 75 stasjoner i Tyrifjorden fra 1975 til 1980. Prøver ble tatt 2 ganger pr. år fra overflaten og helt ned til 100 m. De som ledet undersøkelsene, Jan Riise (nå Enco A/S) og Harald Solberg (nå SFT), sluttet imidlertid før undersøkelsene var avsluttet og noen ordentlig rapport ble aldri skrevet, med unntak av fra det første året. Ellers er det eneste som ble rapportert det som er presentert i Tyrifjordundersøkelsens sluttrapport, og som er gjengitt i Figur 7-1 og Figur 7-2.

Etter at SIFF meddelte at de ikke kunne greie å finne fram primærdataene fra de store bakteriologiske undersøkelsene i 1970-åra, engasjerte vi Jan Riise fra Enco til å gå inn i SIFF's arkiver for å prøve å få fatt i dette viktige materialet. Resultatet var imidlertid nokså begrenset. Det meste av materialet var høyst trolig kastet. Noe ble imidlertid funnet, men materialet kan bare i begrenset grad nyttes til problemstillingen i denne rapporten, nemlig å vurdere nytten av å flytte inntaket. I så måte er det bare materialet fra 1975 som vi har kunnet anvende (Myhrstad 1976). Dette fordi resultatene fra de andre år er gitt som intervaller både mht bakterier og dyp, f.eks. i dybdeintervallet 0-50m var det fra 1-10 bakterier.

I Figur 9-4 har vi fremstilt middelverdiene i ulike dyp fra stasjonene utenfor de 3 områdene, Sylling, Toverud og Skaret, mht. total koliforme bakterier.

Resultatene viser helt klart den lokale påvirkningen av vannmassene utenfor Sylling. Interessant er det å se de økte bakterietallene man her fant mot dypet, noe som helt sikkert er et resultat av såkalt "down-welling" drevet av vindoppstuing av vann i sydenden av Holsfjorden ved nordavind. Ut mot Skaret avtar bakteriemengden betydelig.

Disse prøvene er tatt dels under vårsirkulasjon og sen sommerstagnasjon, noe som gjør at det er liten forskjell i bakteriekonsentrasjonen med økende dyp ute ved Skaret. Toppen man har på 30 m dyp ved Toverud, er trolig innlagring av norgående strøm som tar med seg forurenset vann fra Sylling.



Figur 9-4 Middelerverdier av total koliforme bakterier ved de angitte stasjoner fra SIFF's undersøkelser i 1975 (Myhrstad 1976).

9.6 Konklusjon om bakterier og drikkevannsintakets plassering

Med hensyn til bakteriologisk forurensning er strekningen i Holsfjorden fra Sønsterud til Toverud det beste området i Tyrifjorden. Dette ser ut til å gjelde også andre sentrale drikkevannsparemetre som turbiditet og farge. Strekningen Vefsrud-Skaret synes å ha mest stabil god vannkvalitet. Fra Toverud og sydover blir vannkvaliteten dårligere, det samme gjelder når man beveger seg nordover fra Sønsterud. Vanninntaket bør ligge på 100-150m dyp. Under 200m er det av og til registrert dårligere vannkvalitet. Det er lite å oppnå i vannkvalitetsbedring ved å gå dypere enn 100m.

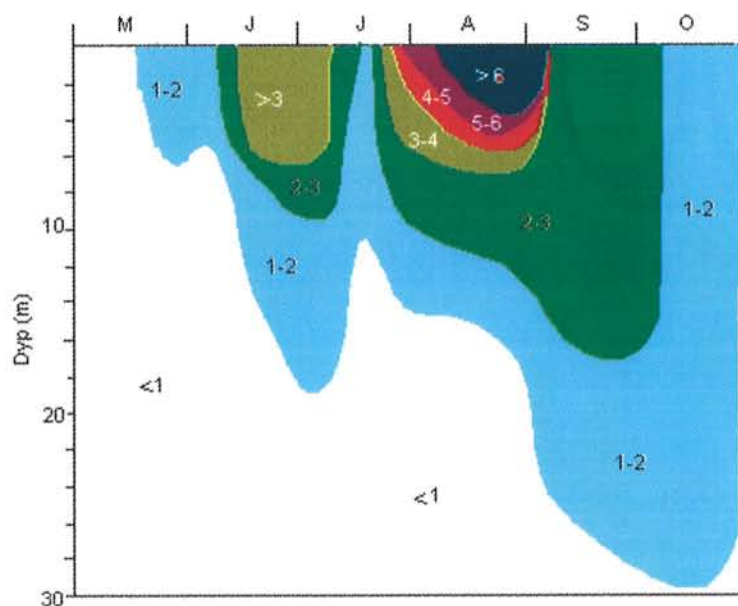
Denne vurdering er ut fra eksisterende bakteriologiske data. Disse er imidlertid helt fra 1975 og eldre. Siden vannkvaliteten i Tyrifjorden er blitt bedre siden den gang mht eutrofiering (se kapittel 5.3 og 10.1), er trolig også den bakteriologiske situasjonen blitt bedre. Men det hadde gitt et enda sikrere bilde om man hadde foretatt en oppdaterende undersøkelse av bakteriesituasjonen i den aktuelle strekningen i Holsfjorden fra Nes og syd til Sylling.

10 PLANTEPLANKTON

I store dype innsjøer som Tyrifjorden utgjøres primærprodusentene vesentlig av ørsmå frittlevende planter. Disse encellede plantene kalles alger, planteplankton, eller fytoplankton. Ved hjelp av solenergi og enkle mineralske forbindelser er algene i stand til å produsere organisk stoff, og er således grunnlaget for livet i Tyrifjorden. Menneskelig aktivitet med tilhørende utslipp, både fra jordbruk, befolkning og industri, skaper endringer i de fysiske/kjemiske forhold i vannmassene, noe som skaper endrede vekst og konkurranseforhold for fytoplanktonet. Dette kan igjen føre til forstyrrelser på alle de etterfølgende trofiske nivåer i innsjøen. Den vanligste menneskeinduserte økosystemforstyrrelse som forekommer i innsjøer er eutrofiering, eller overgjødning, som det heter på norsk. Denne prosessen omfatter den økte tilførsel av næringssalter ovennevnte utslipp medfører, samt innsjøens reaksjon på denne. Første tegn på eutrofiering er økt produksjon og mengde av alger. Etterhvert skjer det en endring av planteplanktonets artssammensetning og da i en retning som gjør algene mindre egnet som føde for neste ledd i næringskjeden (dyreplankton, bunndyr). Resultatet av dette blir en opphopning av alger (ofte blågrønnalger) som i stor grad vil nedbrytes mikrobielt (forråtnelse) i stedet for å inngå i den vanlige næringskjeden. Som følge av planteplanktonets meget store følsomhet overfor endringer i det fysiske/kjemiske miljøet, vil slike likevektsforstyrrelser best kunne spores gjennom et studium av mengde (biomasse), artssammensetning og produksjon hos planteplanktonet.

10.1 Klorofyll a

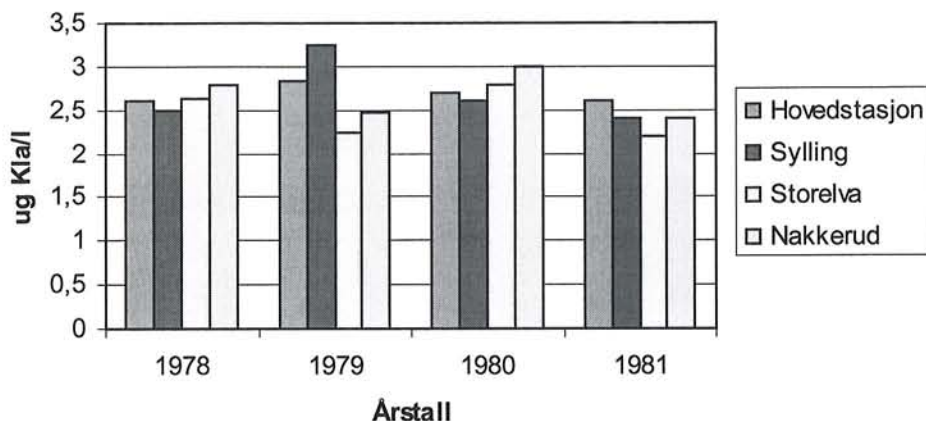
Klorofyll a er hovedpigmentet til algene og det er dette grønne stoffet som forestår omdannelsen av fotonenergi (sollys) til elektronenergi ved fotosyntesen. Vannmassenes innhold av klorofyll a er dermed et mål for den funksjonelle algebiomasse. Algene finnes stort sett bare i overflatelaget (epilimnion), se Figur 10-1.



Figur 10-1 Dybde/tid diagram over klorofyll-a i de øverste vannlag i Tyrifjorden sommeren 1979 (ug Chla/l) (Berge 1980).

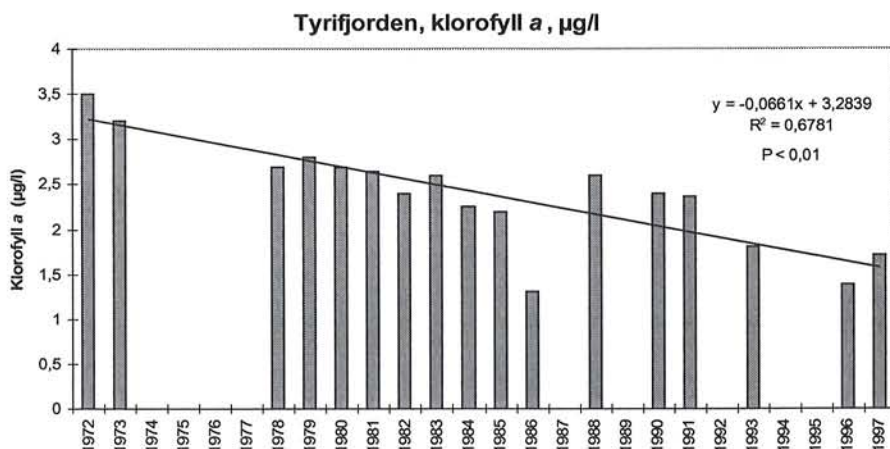
Epilimnion i Tyrifjorden faller sammen med sjiktet som har nok lys til positiv overskuddsproduksjon av alger. Dette kalles ofte den "eufotiske sonen". Under sprangsjiktet er det gjerne for lite lys til at det kan bli noe algeutvikling. De algene som eventuelt prøver å etablere seg der er utsatt for sedimentasjon og går til grunne. I epilimnion vil algene sirkuleres opp og ned som følge av vindgenerert strøm og bølger.

Klorofyll-a Tyrifjorden



Figur 10-2 Algemengden gitt som klorofyll-a ved ulike stasjoner i Tyrifjorden målt under Tyrifjordenundersøkelsen 1978-81 (etter Berge og medarb. 1985).

Det er forholdsvis liten forskjell i algemengde mellom de ulike stasjonene i Tyrifjorden når man ser på middelerverdiene over hele sommerhalvåret, se Figur 10-2. I årene hvor man undersøkte 4 stasjoner (1978-81) hadde man størst variasjon i algemengde i Sylling. Under nordavind ble det oppstuvning av algerikt vann i Sylling lengst syd i Holsfjorden. Høyeste algekonstrasjoner som er observert i Tyrifjorden er fra Sylling i en slik periode, nemlig med over 8 ug Klal/l (Berge 1983). Ved det tidspunktet var algemengden i Sylling dominert av en gullalge (*Uroglena americana*) som er i stand til å svømme ved hjelp av flageller. Den store oppkonstreringen skyldes trolig at denne algen greide å svømme motstrøms i tilstrekkelig grad til å overvinne downwelling som skjer i sydenden av innsjøen ved nordavind. Denne algen kan forårsake ubehagelig lukt på vannet, noe som ble observert ved en oppblomstring i Strandafjorden i Valdres 1991 (kfr. Hegge og Østdahl 1992). Dette er nok et eksempel på at enden av store innsjøer kan ha langt mer ustabil vannkvalitet enn nærmere midten.



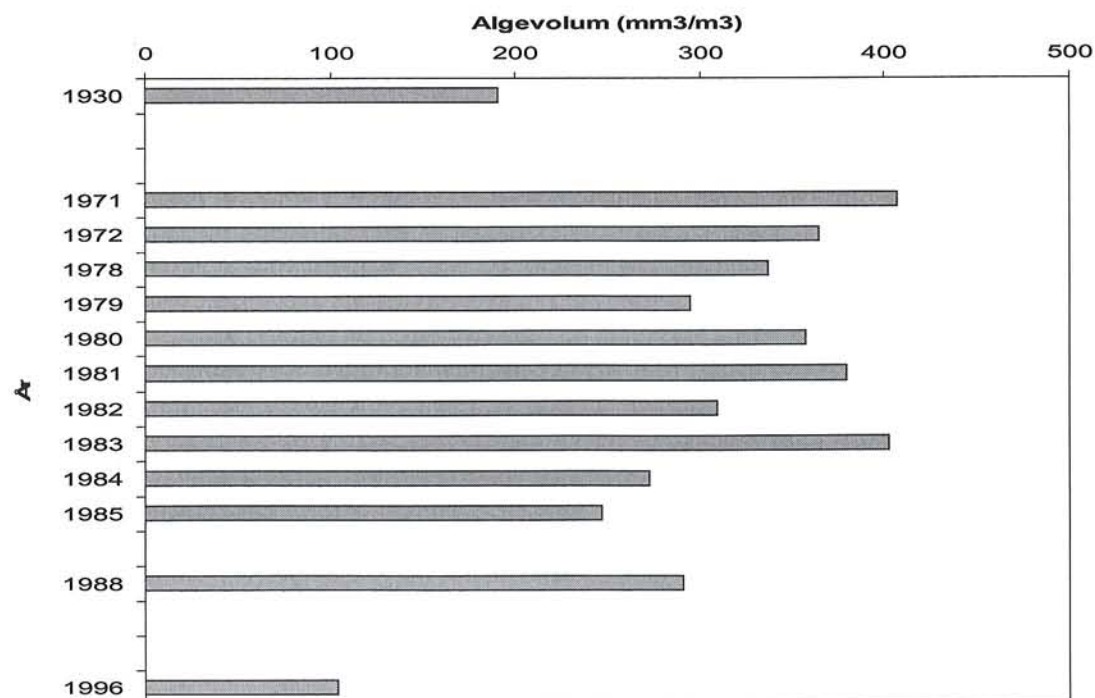
Figur 10-3 Algemengden i Tyrifjorden gitt som gjennomsnittlig klorofyll-a konsentrasjon i overflatelagene (0-10m) i sommerhalvåret (etter Bratli og medarb. 1998).

Figur 10-3 viser at det er blitt langt mindre alger i Tyrifjorden nå i forhold til tidlig i 1970-åra. Nedgangen i klorofyll-a er statistisk signifikant. Denne bedringen i vannkvalitet er en følge av de forurensningsbegrensende tiltakene i nedbørfeltet, hvorav rensing av sanitæravløp fra by (Hønefoss) og tettsteder, samt rensiltakene ved Norske Skog Follum AS har vært viktigste bidrag.

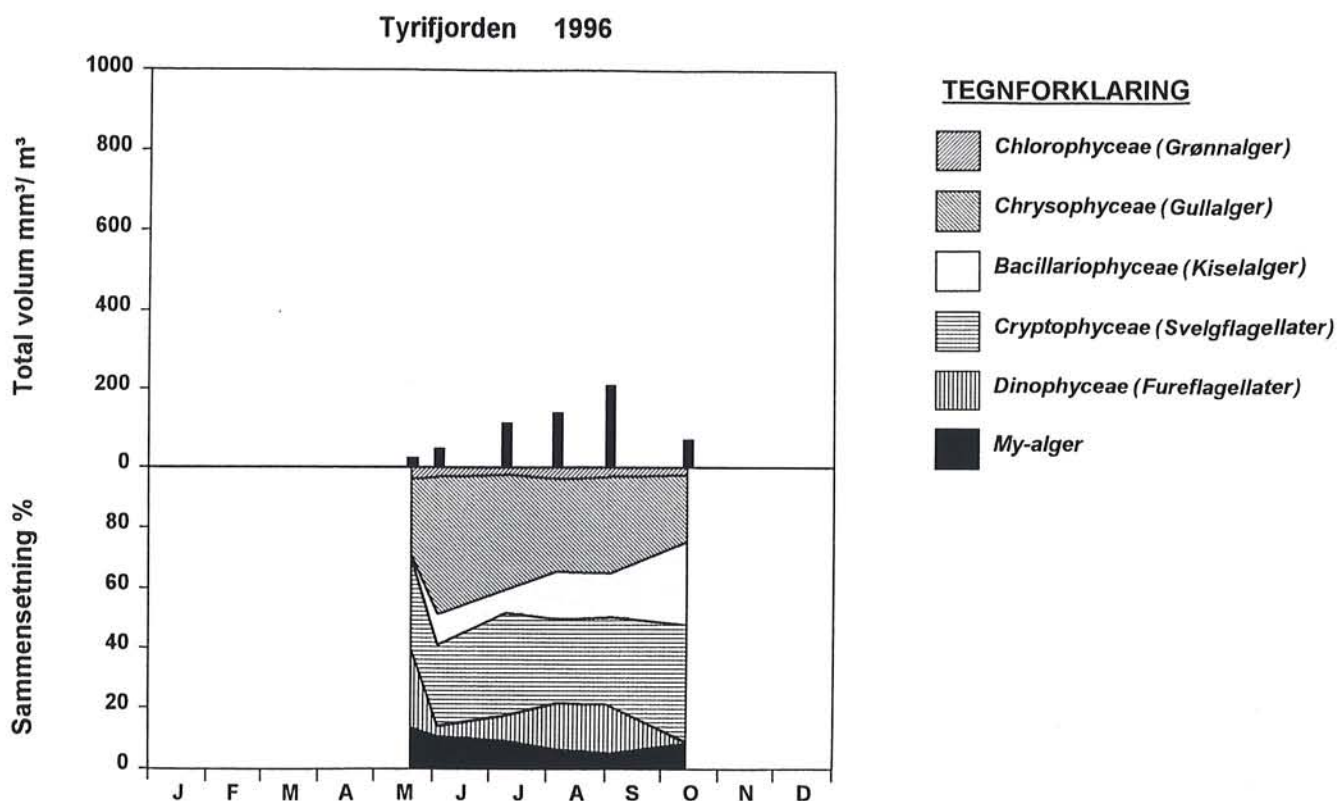
10.2 Algevolum og artssammensetning

Algevolum er en mer direkte form for algebiomasse enn klorofyll innholdet. Ved bestemmelse av algevolum teller man antall alger av ulike slag i en gitt vannmengde og beregner volumet av de ulike artene. Algevolumet oppgis i mm^3/m^3 , og ved å anta at algene har samme tetthet som vann, blir algevolumet omregnet til vektbasis det samme som mg/m^3 . I Figur 10-4 er gjennomsnittlig algevolum over sommerhalvåret for de år vi har data fra fremstilt, mens volum og sammensetning av hovedgrupper ved ulike tidspunkt sommeren 1996 er fremstilt i Figur 10-5.

Dataene fra 1930 er usikre da tellemetoden var noe annerledes enn i dag (Strøm 1932). Men det er helt klart at det skjedde en økning av algemengden fra 1930 og fram til første halvdel av 1970-åra. I 1971 ble det ropt varsko om ubalanse i plantonsamfunnet i Tyrifjorden (Langeland 1971). Man hadde da markert innslag av store kiselalger som *Asterionella formosa*, *Tabellaria fenestrata* og *Fragilaria crotonensis*. Bildet liknet mye på det man så i Mjøsa. Det ble tatt initiativ til en grundig undersøkelse av Tyrifjorden som ble etterfulgt av en tiltaksplan. Man ser at algemengden har kommet ned på et fullt ut tilfredsstillende nivå. Algesamfunnets sammensetning domineres nå av Chrysophyceer og Cryptophyceer, noe som er karakteristisk for store næringsfattige klarvannssjøer (se Figur 10-5).



Figur 10-4 Gjennomsnittlig algevolum (mm^3/m^3) over sommersesongen i Tyrifjordens overflatelag (0-10m) for ulike år.



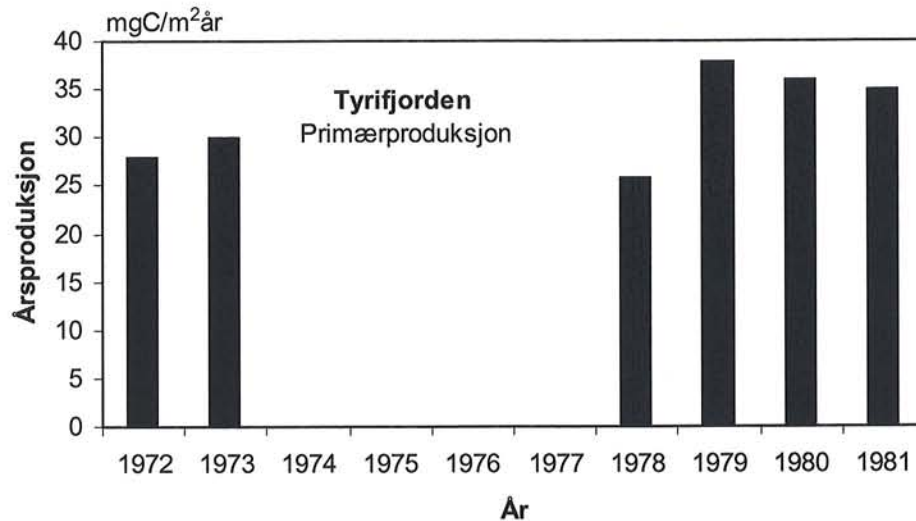
Figur 10-5 Algevolum og sammensetning av de viktigste hovedgrupper i algesamfunnet i Tyrifjorden fra 1996 (Bratli og medarb 1998).

Blågrønnalger har aldri hatt noen mengdemessig betydning i Tyrifjorden, mens det derimot har vært nokså vanlig i Steinsfjorden. Det har vært en del spekulasjoner på om den giftige blågrønnalgene av slekten *Planktothrix* som finnes i Steinsfjordens temperatursprangsjikt (Skulberg 1998), skal kunne komme ut i Tyrifjorden i større grad hvis man øker vanngjennomstrømningen i Steinsfjorden. Nyere undersøkelser (Bratli og medarb 1999) tyder imidlertid på at det ikke vil være levevilkår for denne algen i Tyrifjorden. Den vil ikke under noen omstendighet kunne vokse dypere enn 12-13m, så noen fare for vannforsyning fra Holsfjorden utgjør den ikke.

10.3 Primærproduksjon

Primærproduksjon er et mål på intensiteten av fotosyntese i vannet. Ved å gi algene i vannet en liten mengde radioaktivt karbon ved siden av det naturlige karbonet som er tilstede i vannet fra før, kan man måle hastigheten av omdannelse av uorganisk karbon til organisk materiale. Dette er innsjøens planktoniske primærproduksjon. Primærproduksjonen reagerer raskere på næringssalttilførsel enn utviklingen av algebiomasse og er derfor et mer ømfølsomt mål på en begynnende eutrofiering.

Resultatene fra primærproduksjonsmålingene som er foretatt i Tyrifjorden er vist i Figur 10-6. Siste måling er foretatt i 1981, dvs. man har ikke målinger etter at tiltaksarbeidet har gitt resultater. Det er vanlig å anta at næringsfattige Skandinaviske innsjøer har primærproduksjon under $25 \text{ gC/m}^2\text{år}$ hvis de ikke er forurenset med næringsalter (Rohde 1969). En ser at Tyrifjorden lå betydelig over dette nivået i 1970-åra, noe som understøtter faresignalene man så i algemengde og algesammensetning, se forrige avsnitt.



Figur 10-6 Planktonisk primærproduksjon i Tyrifjorden for de årene denne er målt. Dataene fra 1972 og 73 er fra Rognerud (1975), mens resten av dataene er fra Berge 1983.

11 DYREPLANKTON

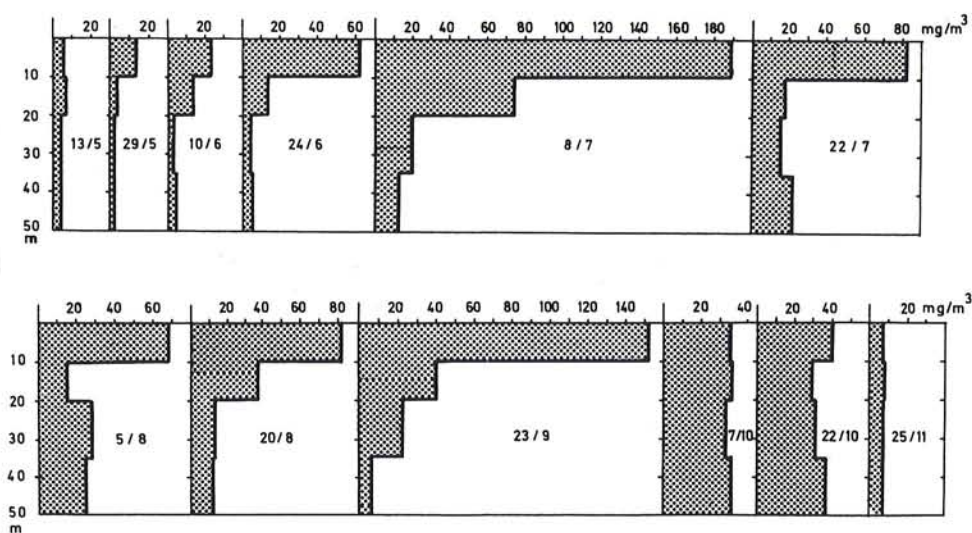
Dyreplankton utgjøres av små dyr fra 1/500 mm og opp til 2 cm lange. De utgjør et svært viktig ledd i den akvatiske næringskjede og i Tyrifjorden er det de som overfører det meste av energien produsert av planteplanktonet, videre til fisken.

Under Tyrifjordundersøkelsen ble det gjort kvantitative undersøkelser av dyreplanktonet i Tyrifjorden hver 14. dag i sommerhalvåret over 3 år. Prøvene ble tatt som skråsnitt i sjiktene 0-10 m, 10-20 m, 20-35 m, 35-50 m, og 50-100 m. Det har hele tiden vært benyttet hov med 95 µm maskevidde.

11.1 Biomasse

I Figur 11-1 er det ført opp gjennomsnittsbiomasse ved de forskjellige observasjoner i 1981. Etter dette er det ikke gjort noen store undersøkelser av dyreplanktonet i Tyrifjorden. Det fremgår av figuren at de største biomassene av dyreplankton finnes i sjiktet 0-20 m. Enkelte ganger ble det tatt prøver ned til 100 m, men det viste seg at under 50 m var det svært lite dyreplankton.

Den gjennomsnittlige dyreplanktonbiomassen i de tre årene 1979, 1980, og 1981, var hhv. 1.38, 1.67, og 1.96 g/m². I Randsfjorden (Faafeng og medarb. 1981) var dyreplanktonbiomassen om lag halvparten av hva den var i Tyrifjorden. I Mjøsa (Kjellberg 1982) er det derimot nesten dobbelt så mye dyreplankton som i Tyrifjorden. Det er høyst trolig at dyreplanktonmengden nå er mindre enn hva den var rundt 1980, i og med at det har vært en betydelig nedgang i planteplanktonbiomassen.



Figur 11-1 Dyreplanktonets fordeling i vannmassen ved de ulike observasjoner i 1980 (Berge 1981)

Dyreplankton kan lage lukt og smak i drikkevannssammenheng ved at de kan samle seg som bunnfall i høydebassenger, ol. Ved å ta inn vannet fra 100 m eller mer, vil man eliminere dette problemet.

11.2 Artssammensetning

3 arter var svært dominerende gjennom hele sesongen, nemlig *Eudiaptomus gracilis*, *Bosmina longispina* og *Limnocalanus macrurus*. Fram til begynnelsen av juli utgjør disse over 80% av biomassen. Utover sommeren blir bildet noe mer komplekst, særlig i overflatelagene, hvor det blir et markert innslag av vannloppene *Daphnia galeata*, *Daphnia cristata* og rovformen *Leptodora kindti*. Den calanoide hoppekrepsen *Limnocalanus macrurus* trekker seg ut av overflatelagene og ned på dypet utpå sommeren. I stedet får en da innslag av *Heterocope appendiculata*. Blant cyclopoidene er *Cyclops scutifer* viktigst på forsommeren, mens denne nærmer forsvinner i biomassesammenheng utpå sommeren. Den erstattes av *Mesocyclops leucarti* og *Thermocyclops oithonoides*. Midtsommers utgjøres planktonet under 20 m vesentlig av *Bosmina longispina* og *Limnocalanus macrurus*. Denne siste ender sin livssyklus utpå sensommeren og forsvinner da ut av planktonet. *Eudiaptomus gracilis* ser ut til å foretrekke overflatesjiktet midtsommers, mens den ellers finnes i alle sjikt. På høsten forenkles dyreplanktonet og artssammensetningen i ulike sjikt blir noenlunde ens fra 0-50 m. I oktober og november utgjør *Eudiaptomus gracilis*, *Bosmina longispina*, *Daphnia galeata* og *Daphnia cristata* ca 90 % av biomassen i alle sjikt. Midtsommers var det markerte innslag av hjuldyrene *Asplanchna priodonta* og *Conochilus unicornis* i overflatesjiktet, selv om disse utgjorde lite i biomassesammenheng. *Holopedium gibberum* (Gelekraps) hadde også en viss forekomst i overflatelaget midtsommers. Noen stor biomassemessig betydning hadde den imidlertid ikke.

12 FISK

Her gjengis et sammendrag av arbeidene til fiskeribiologene Tore Qvenild og Jostein Skurdal i forbindelse med Tyrifjordundersøkelsene fra 1977-83 (Qvenild og Skurdal 1983).

Det finnes 6 arter av laksefisk i Tyrifjorden: Ørret, røye, sik og krøkle har vandret inn naturlig, mens regnbueørret og bekkerøye er resultat av oppdrett og utsettinger i senere tid. Av karpefisk finnes brasme og ørekyt, samt karuss. Ellers finnes det abbor, gjedde, 3-og 9-pigget stingsild, ål og elvenøye. Regnbueørret er nå borte etter at fiskeoppdrettet er slutt i Tyrifjorden.

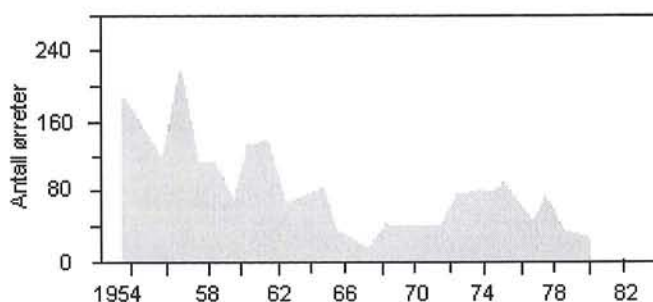
12.1 Ørret

Ørretbestanden i Tyrifjorden består hovedsaklig av 2 stammer, en som gyter i Randselva og en som gyter i Drammenselva ved Vikersund. Tyrifjorden er kjent for sine storvokste ørreter. Hvert år fanges det flere eksemplarer over 10 kg. Ørreten er rød i kjøttet og av svært god kvalitet. Elvene fungerer som oppvekstområder for ørretungene og gytested for de modne ørretene. Tyrifjorden fungerer som oppvekstområde for voksen ørret.

I Randselva oppholder ørretungene seg 2-5 år før de vandrer ned i Tyrifjorden. De med best vekst vandrer ut først. Ørretens tilvekst øker kraftig etter at den har vandret ut i Tyrifjorden, ca 10-15 cm per år, mot ca 5 cm per år i elva. Randselvørreten blir kjønnsmoden etter 4-7 år ute i Tyrifjorden. De gytemodne ørretene vandrer opp mot Storelva på sensommeren, og de første vandrer opp i elva i løpet av august. Selve gytingen foregår i oktober og november. En del ørret går ut i innsjøen igjen rett etter gyting, mens andre overvintre på elva. Det vanlige er at Randselvørreten ikke gyter hvert år, men at den står over 1-2 sesonger. Denne lave gytefrekvensen er med på å gi Randselvørreten den gode veksten. Gjennomsnittstørrelsen på den gytemodne ørreten i Randselva er 72 cm, mens de største eksemplarene er ca 95 cm, som tilsvarer 12-15 kg.

I Drammenselva oppholder ørretungene seg i 1-4 år før de vandrer opp i Tyrifjorden. De med best vekst vandrer først. Tilveksten i elva er ca 6 cm per år, dvs noe bedre enn i Randselva. Tilveksten i innsjøen er 7-10 cm per år, noe dårligere enn for Randselvørreten. Drammenselvørreten blir kjønnsmoden etter 2-4 år i Tyrifjorden. Nedvandringen til gyteplassen ved Vikersund begynner i september, og gytingen foregår i november. Det vanlige her er årlig gyting. Årlig gyting kan være en av forklaringene hvorfor Drammenselvørreten vokser senere enn Randselvørreten. Gjennomsnittstørrelsen på den gytemodne ørreten i Drammenselva er 46 cm, men enkelte eksemplarer er oppe i 85 cm tilsvarende 6-7 kg.

Ørretfisket er intenst i Tyrifjorden og gir en avkastning på 2-3 tonn per år. Det meste av dette fanges i Nordfjorden i mai da ørreten følger krøklas gytevandring. Viktigst er her det såkalte Breien-fiske. Det fanges etterhvert også en betydelig andel ørret på sluk, særlig nå etter at dyprigg-dorging er blitt vanligere. Storørretbestanden i Tyrifjorden er synkende, noe som bl.a. ses på fangststatistikken fra Breienfisket, se Figur 12-1. Beskatningen er for hard, og rekrutteringen for dårlig. Ørreten fiskes for tidlig. Allerde 3-åringer inngår i fangstene. For mye fisk får aldri sjans til å bli gytemoden. Ved å la bestanden bygge seg opp, burde det kunne høstes 3 ganger så mye ørret i Tyrifjorden enn i dag. For mer informasjon, se Qvenild og medarb. (1983), og Qvenild og Skurdal (1983).



Figur 12-1 Fangstsstatistikk for Breienfisket i Nordfjorden fra 1950 til 1982 (etter Quenild og Skurdal 1983).

12.2 Røye

Røya i Tyrifjorden er en dypvannsform som lokalt kalles for kolmunn. Navnet har den fått på grunn av kraftig sort pigmentering, særlig i munnen. Liknende dypvannsformer av røye finnes også i andre store Østlandsinnsjøer, f.eks. Randsfjorden, Krøderen, Tinnsjø og Nordsjø. Veksten til røya er relativt dårlig, og først etter 7-8 år oppnår den en lengde på 25 cm. De fleste røyene er mindre enn 30 cm, men enkelte eksemplarer kan bli flere kg. Både hanner og hunner blir kjønnsmodne i alderen 4-6 år. Kvaliteten på røya i Tyrifjorden er svært dårlig. Hodet er stort i forhold til kroppen (kondisjonsfaktor ca 0.8) og den er helt hvit i kjøttet. Røya er sterk infisert av bendelorm (måkemark, fiskandmark og røyemark). Den er også befangt med fiskelus.

Det fiskes lite etter røye i Tyrifjorden.

12.3 Sik

Siken er biomassemessig sett den dominerende fiskeart i Tyrifjorden og finnes i alle deler av innsjøen, i strandsonen, i de fri vannmasser og langs bunnen ned til 50-60 m. Ofte finnes det flere former av sik i store innsjøer, men i Tyrifjorden er det bare en form tilstede. Siken gyter både på stille vann i selve innsjøen og på rennende vann både i tilløpselvene og i utløpselva. Etter klekking sprer sikyngelen seg passivt med strømmen. Veksten er svært rask, og mange når lengder på 10-15 cm etter første vekstsesong. Etter 3-5 år har siken en lengde på 27-33 cm og blir kjønnsmoden. Etter kjønnsmodning stagnerer veksten nærmest fullstendig og samme lengdegruppe kan inneholde sik på både 5 og 20 år. Sikbestanden i Tyrifjorden er preget av et stort innslag av eldre fisk, 15-20% er eldre enn 10 år. Gytingen er vanligvis årlig, men hvilere forekommer. Kvaliteten på siken er varierende. I de fri vannmasser dominerer sik i lengdeintervallet 27-33 cm med lav kondisjonsfaktor. I strandsonen og langs dypere bunnområder (20-50m) er det innslag av en del større sik av god kvalitet.

Storelva og Sokna har begge store gytebestander av sik. Siken fra de 2 elvene har Tyrifjorden som felles oppvekstområde. Ved gjentatt gyting vender siken tilbake til samme elv og samme gyteområde i elva.

Den pelagiske sikbestanden beskattes lite i Tyrifjorden. Fiske med flytegarn forekommer nesten ikke, og det er bare under sin gytevandring i Sokna at den pelagiske sikbestanden

utnyttes i særlig grad. Gytebestanden i Storelva utnyttes ikke. Det fiskes imidlertid en del sik i strandsonen, ca 8 tonn per år. Med den bestandsstørrelsen man har i Tyrifjorden burde det være fornuftig med et beskatningsnivå på den pelagiske sikbestanden på 8-10 tonn per år.

12.4 Krøkle

Den lille laksefiske krøkle, er i Tyrifjorden hovedsaklig mellom 9 og 13 cm, men de største eksemplarene kan bli opp til 25 cm. De oppholder seg i de fri vannmasser hele livet, bortsett fra i gytetiden. Krøkla gyter i første halvdel av mai, enten på stille vann i strandsonen eller i rennende vann. Den gyter enten i strandsonen i Nordfjorden, eller i Sokna. Rogna klekkes i mai /juni og yngelen føres passivt med strømmen og spres i de øvre vannlag i fjorden. Veksten er rask det første året og krøkla oppnår en lengde på ca 8 cm ved endt vekstsesong. Den bli kjønnsmoden etter 2-3 år og veksten stagnerer da raskt.

Krøkla er sterkt etterstrebet som næring for de andre fiskeartene i Tyrifjorden. De viktigste predatorer er abbor, gjedde, røye, og ørret. Krøkla er en særlig viktig næring for storørreten i Tyrifjorden.

Det fiske ikke etter krøkle.

12.5 Abbor

Abbor finnes stort sett bare i strandsonen hvor den sammen med sik er den dominerende fiskeart. Det er mye fin abbor i Tyrifjorden. Vanlig størrelse er 20-25 cm, men store eksemplarer på 35-40 cm er heller ikke uvanlig. Veksten er relativt rask, og abbor er ca 20 cm ved en alder på 4-5 år. Hunnene vokser bedre og blir større enn hannene.

Abbor fanges ved det ordinære garnfisket i strandsonen, men om våren foregår det også et aktivt fiske etter denne arten med teiner og ruser. Tidligere pågikk det et aktivt linefiske etter abbor i Steinsfjorden. Agnet var da levende ørekyt.

12.6 Gjedd

Gjedda er knyttet til strandsonen, og helst på grunne områder med mye vegetasjon. Tyrifjorden, og spesielt Steinsfjorden er kjent for sine storvokste gjedder, og det meldes årlig om fangst av eksemplarer på 10-15 kg. Gjedd er en beryktet rovfisk og jaktteknikken gjør at den er avhengig av skjul. Gjedd gyter i vegetasjonsbeltene i strandsonen om våren. Ofte foregår gytingen på steder som blir satt under vann i forbindelse med vårfloppen. Rogna klekkes etter ca 2 uker. Veksten er svært rask, og allerede første høsten er de største gjeddene 15-20 cm lange. Hunnene vokser raskere og blir større enn hannene. Gjedd over 5 kg er stort sett bare hunner. Gjedd blir kjønnsmoden etter 3-5 år.

Gjedde inngår i fangstene i garnfisket i strandsonen. Om våren fiskes det aktivt med garn etter gjedde, ellers fiske det aktivt etter gjedde ved dorging i Steinsfjorden, hvor det bl.a. arrangeres en egen gjeddefestival, hvor det konkurreres om den største gjeddefangsten.

12.7 Andre fiskearter

Brasme finnes i de grunne, vindbeskyttede delene av Tyrifjorden og Steinsfjorden. Den kan oppnå en vekt på 3-4 kg og er svært ettertraktet som krepseåte. Fangsten foregår om våren da brasmen trekker inn på grunt vann for å gyte.

Krauss finnes også sporadisk i de grunne, avskjermede delene av Tyrifjorden. Ål påtreffes også bare sporadisk og er av liten betydning. Ørekyt finnes i store mengder i strandsonen. Her finnes også 3- og 9-pigget stingsild. Regnbueørret fantes i fjorden i den tid det ble drevet oppdrett av denne arten ved Nes og ved Sylling. Nå er denne arten borte.

Brasmebestanden i Tyrifjorden og Steinsfjorden beskattes hardt, da brasme regnes som den beste agnfisken i krepseteinene. Dette fisket konsentreres til gytelokalitetene på forsommere. På grunn av den harde beskatningen har brasmebestanden blitt kraftig redusert de siste årene, særlig i Steinsfjorden.

13 KREPS

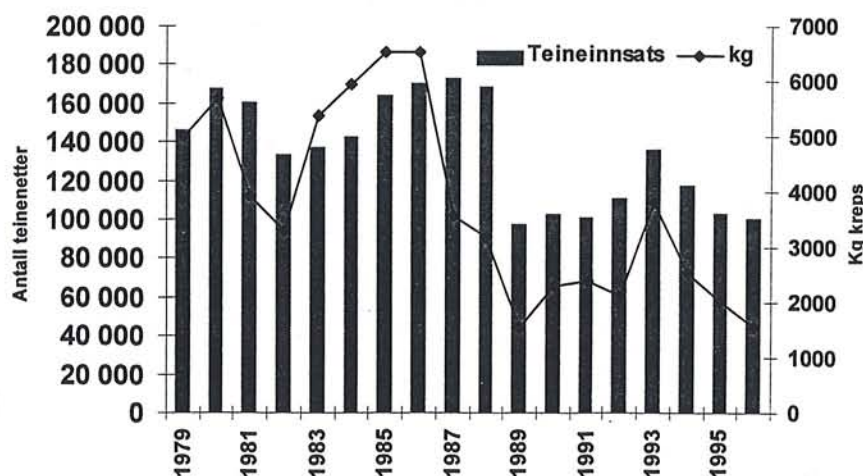
(Resyme fra Quenild og Skurdal 1983b, og Skurdal og Garnås 1997)

Krepsefisket foregår særlig i Steinsfjorden, som er Norges viktigste krepselokaltet. Med sine betydelige gruntområder, sitt kalkrike vann og steinete strandsone er utgangspunktet for produksjon av kreps det beste. Steinsfjorden gir også bemerkelsesverdig høy avkastning av kreps. Fisket er meget intensivt i den korte perioden det pågår. På en del steder i Tyrifjorden er også krepsen av betydning. I de nordøstlige deler, fra Bønsnes, Sælabonn og innover mot Sundvollen, samt rundt øyene foregår det et aktivt fiske. Langs vestsiden av Nordfjorden er det også en del kreps og det foregår et visst fiske. Forøvrig fanges det lite kreps i Tyrifjorden. Det alt overveiende krepsefisket foregår i Steinsfjorden.

Reglene for fiske etter kreps i Steinsfjorden har endret seg de siste årene fra tidligere å ha vært helt fritt. I forbindelse med at det brøt ut krepsepest i Glommavassdraget, ble det innført forbud mot krepsefiske i Hedmark, Akershus og Østfold. Krepsepesten spredte seg til Store Le og Haldenvassdraget i 1989, og fra 1990 ble krepseforbudet utvidet til også å omfatte Oslo, Buskerud og Oppland. For Steinsfjorden gav Fylkesveterinæren generell dispensasjon fra forbudet om krepsefiske under forutsetning av at krepsefisket var organisert ved forskrift med påbud om registrering for alle krepsefiskere. Krepsefisket varte tidligere fra 7. august til 15 september, men er nå kuttet ned til 10 dager fra 6-15. august. Minstemål på krepsen skal være 9.5cm målt fra pannehorn til enden av halevifta. Maskevidden på hoven er øket fra tidligere 17.5 mm til 21 mm. Hver fisker har lov til å benytte inntil 300 teiner. Antall fiskere varierer fra 280-340.

Den første natta fiskes det med hele 15000 teiner, og svært mye av krepsen tas de første dagene. Utbyttet ligger på 2-3 kreps per teine første døgnet og faller raskt til under 0.5 kreps per teine per døgn.

Krepsebestanden i Steinsfjorden beskattes hardt. Mer enn 90 % av den fangbare bestand, dvs kreps over 9.5 cm, fiskes hvert år. Enkelte år er beskattningen for hard, noe som merkes i små fangster året etter. Fangbar bestand ved starten på krepseseongen har variert fra 55000-224000 kreps i perioden 1979-1996. Teinetettheten har variert fra 99000-168000 teinenetter og total avkastning fra 52700-215500 kreps eller 1600-6500 kg, se Figur 13-1.



Figur 13-1 Fangst av kreps (kg) og teineinnsats (antall teinenetter) i perioden 1979-1996 (Skurdal og Garnås 1997).

Bestandsreguleringene var ikke utformet slik at de forhindret overbeskatning av bestanden når interessen for krepsefisket økte sterk på slutten av 1970-åra. En rekke endringer av fiskereglene er foretatt for å sikre bestanden. I 1983 ble maskevidden øket fra 17.5 mm til 21 mm for å redusere beskatningen under minstemålet. Dette har trolig hatt minimal effekt. Sortering av fangster andre steder enn der krepsen er fanget, medfører trolig et betydelig tap. Krepsesesonngen er blitt redusert 3 ganger, i 1981, 1989 og 1995. Dette har medført at den totale teineinnsatsen er redusert til omlag 100000 teinenetter. En kort krepsesesong på 10 dager og et minstemål på 9.5 cm synes å gi en god beskyttelse av krepsebestanden, samtidig som reglene er lette å håndheve og gir en optimal avkastning av bestanden.

Et hovedproblem er vasspesten som invaderte Steinsfjorden i slutten av 1970 åra (Rørslett og Berge 1983). Denne planten danner tette bestander i de samme områder som krepsen lever. Krepsen trives dårlig i tette vasspestbestander og vasspestinvasjonen har redusert områdene med god krepseproduksjon med så mye som 50%. Dette er en hovedgrunn for at krepsebestanden nå krever bedre beskyttelse enn tidligere. Den avkortede krepsesesonngen synes å ha øket bestanden av gytmoden kreps, og det er forventet at bestanden skal kunne øke noe i årene fremover.

Krepsebestanden overvåkes nøye gjennom et veltilpasset overvåkingsprogram som gjøres som et samarbeid mellom Fylkesmannen i Buskerud og Østlandsforskning (nylig funksjonert med NINA). Dette overvåkingsopplegget er viktig for å fremskaffe nok kunnskap til å forvalte krepsebestanden på en god måte. Edelkrepsen, som den ofte kalles, er sterkt truet og forsvunnet fra store områder av Europa. Norge er et av de få land som enda har levedyktige bestander. Krepsefisket i Steinsfjorden utgjør en hoveddel av den samlede norske avkastning.

14 KVIKKSØLVFORURENSNING

14.1 Tilførsler

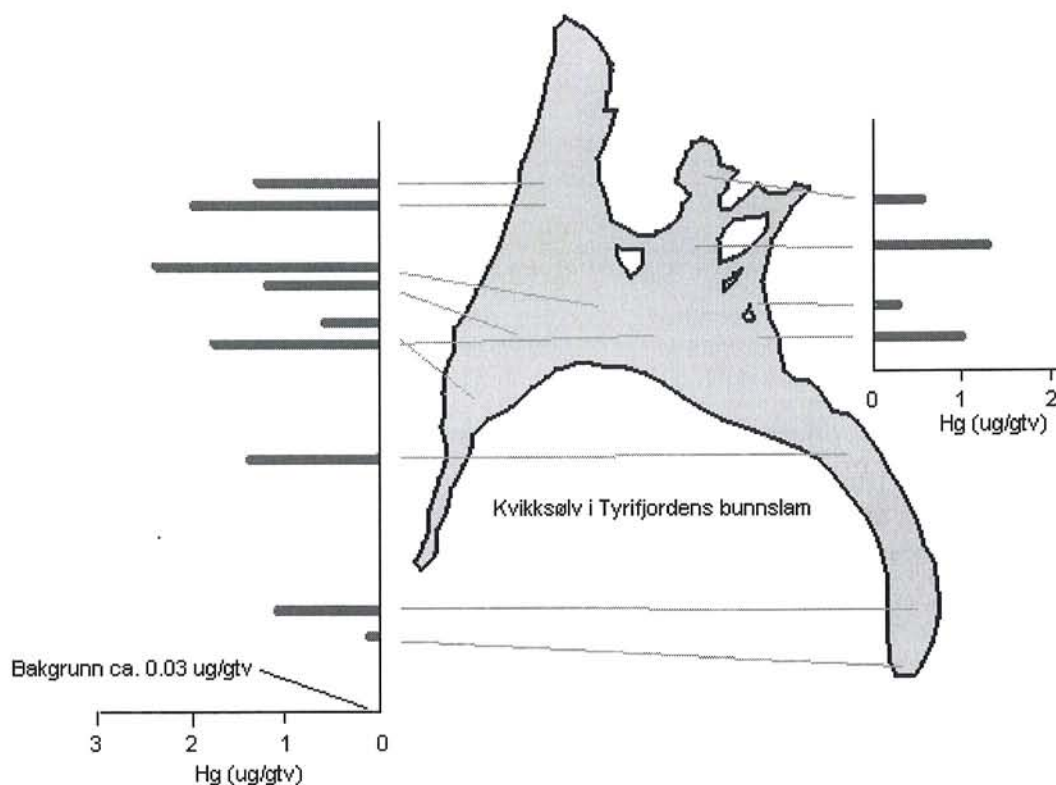
Kvikksølvforurensning av innsjøer er et stort miljøproblem over store deler av verden. Kildene til kvikksølvforurensning er mange, f.eks. kor-alkali-industrien, slimbekjempingsmiddel i treforedlingsindustrien, soppdrepingsmiddel i landbruket, i malingproduksjon, i farmasøytiske produkter, i tannhelsetjenesten, i batterier og elektriske artikler, vitenskapelige instrumenter etc. Kvikksølv er flyktig, og deponeres også ved atmosfæriske depositionsjoner. Således kan man også finne kvikksølvforurenede innsjøer i avsidesliggende områder (kfr. Rognerud og medarb. 1999).

I Tyrifjorden er tidligere utslipp fra treforedlingsindustrien i nedbørfeltet hovedkilden til kvikksølvforurensningen. Kvikksølvutslippene startet i slutten av 1940-åra. Fra januar 1970 ble bruk av kvikksølv (fenylikvikksølvacetat) som avslimingsmiddel forbudt. Hvor mye kvikksølv som ble sluppet ut i denne perioden er vanskelig å kvantifisere eksakt, dels på grunn av manglende oppgaver over forbruk, dels pga bruk av retensjonsanlegg av varierende effektivitet, og dels som følge av at flere av treforedlingsbedriftene i området er nedlagt i- og etter denne perioden. Kun Norske Skog - Follum Fabrikker AS har oppgaver over hvor mye kvikksølv de brukte i denne perioden. Her blir det oppgitt et totalt forbruk av fenylikvikksølvacetat i tidsrommet 1957-1968 på ca 34 tonn med en retensjon på ca 80-90%. Omregnet til rent kvikksølv tilsvarer dette rundt 1 tonn tilført Tyrifjorden. Legger man til perioden før 1957 og tar med de andre bedriftene, hvorav nå nedlagte Viul Tresliperi hadde de største utslippene, kan det anslås at de totale kvikksølvtilførsler fra treforedlingsindustrien er 3-5 tonn Hg fram til 1970.

I forbindelse med Tyrifjordundersøkelsen fra 1978-81, kfr Berge og medarb (1983), ble det målt kvikksølvtilførsler via hovedinnløpselvene til Tyrifjorden, samt atmosfærisk depositionsjon, og det ble fortsatt målt en tilførsel på ca 50 kg Hg/år. Det aller meste av dette kvikksølvet kom som metallisk kvikksølv adsorbent til mineralske partikler. Dette er langt mindre tilgjengelig for opptak i næringskjeden enn metylkvikksølvet som ble sluppet ut fra treforedlingsindustrien. Dessuten vil dette adsorbente metalliske kvikksølvet sedimentere nær utløpet av elvene. Utslippene fra treforedlingsindustrien var ca 2-300 kg Hg per år i de verste årene. Sediment og fiberbanker i Storelva viste seg å inneholde lite Hg (Rognerud 1990)

Ut fra målinger utført på sedimenter i Tyrifjorden ble det beregnet at det i 1980 (Berge og medarb 1983) fantes ca 2 tonn kvikksølv i sedimentet i Tyrifjorden som stammet fra forurensning.

Figur 14-1 viser middelkonsentrasjonen av kvikksølv i det forurenede sedimentsjikt på forskjellige steder i Tyrifjorden. Det er i de dype sentrale områder man har den mest markerte forurensningen av slammet. De øverste 5 cm av slammet inneholder mellom 2-3 ugHg/g tørt sediment. Sammenliknet med en landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i innsjøsediment (Rognerud og medarb. 1999) er dette svært høye verdier. I de dype områdene i Tyrifjorden er det liten biologisk aktivitet, og sedimentene her er derfor nokså lite aktive i overføring av kvikksølv til f.eks. fisk. Dypere enn 8 cm under sedimentoverflaten inneholder slammet uforurenede verdier på ca 0.03 ugHg/g tørt sediment. Det forurenede sedimentsjikt vil etterhvert bli overdekket av nytt sediment og bli inaktivert som forurensningskilde.



Figur 14-1 Middelkonsentrasjonen av kvikksølv i det forurensete sedimentsjikt på forskjellige steder i Tyrifjorden (etter Berge og medarb 1983)

14.2 Kvikksølv i fisk

Kvikksølv er et metall som kan danne meget giftige organiske forbindelser slik som metylkvikksølv. Metylkvikksølv kan dannes ved at bakterier i vann og sediment metylerer uorganiske kvikksølvforbindelser. Metylkvikksølvet binder seg til proteiner i organismene og oppkonsentreres i næringskjedene (bio-magnifiseres). En regner med at mellom 95-99% av kvikksølvet i fisk foreligger som metylkvikksølv. Metylkvikksølv kan gi mentale og motoriske forstyrrelser som følge av skader på sentralnervesystemet. Særlig er utviklingen av sentralnervesystemet til fostere følsomme overfor påvirkning.

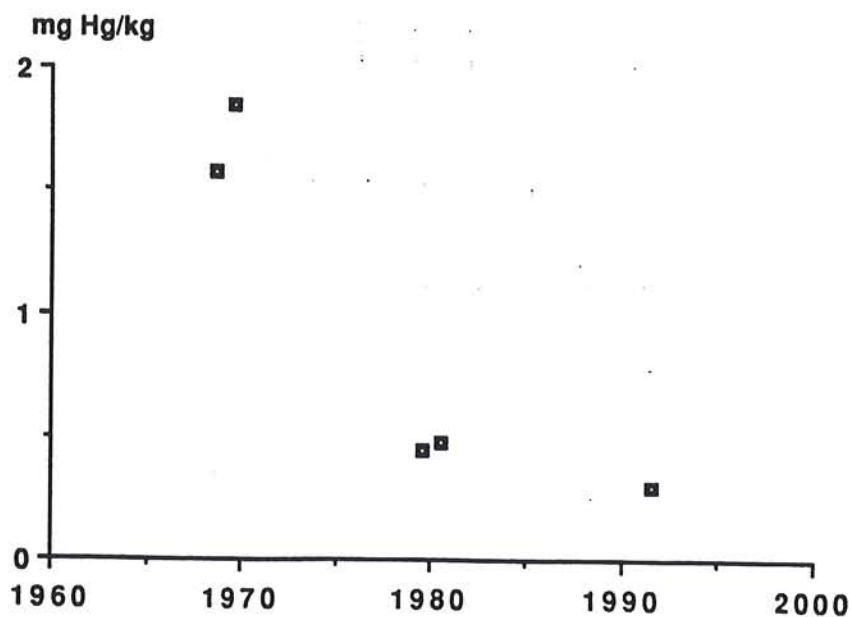
I løpet av 1960-åra ble man klar over hvilken fare kvikksølvforurenset fisk representerte, og undersøkelser viste at en rekke norske vassdrag og fjorder var forurenset i betydelig grad. Tyrifjorden var en av de lokaliteter hvor fisken viste det høyeste kvikksølvinnhold. Ørret og gjedde av vanlig størrelse hadde ofte over 10 ganger høyere kvikksølvkonsentrasjoner enn internasjonalt aksepterte fargrensener. Næringsmiddelmyndighetene i Norge har satt 0.5 mg Hg/kg filet (ppm våtvekt) som øvre grense for salg av fisk til konsum. For gjedde aksepteres 1 ppm Hg. I Sverige er grensen satt til 1 ppm for all fisk.

I Tyrifjorden er kvikksølvinnholdet i fisk undersøkt fra slutten av 1960-åra og fram til i dag (Østby et al 1981, Snekvik 1969, Underdal 1970, Berge og medarb. 1983, Skurdal et al 1992, Fjeld og medarb. 1999). I denne perioden har det vært en betydelig bedring med hensyn til

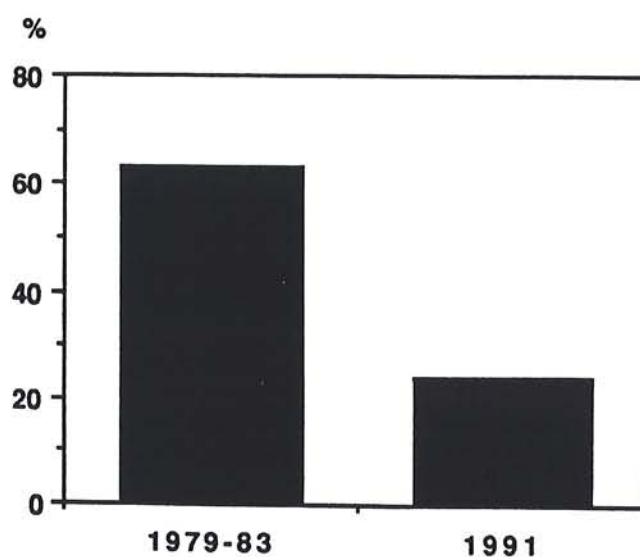
kvikksølvinnhold i fisk, en naturlig konsekvens av at utslippene fra treforedlingen opphørte i 1970.

I 60-åra var det for mye Hg i nærmest alle fiskeslag på vanlig størrelse. Kun små fisk hadde mindre enn 0.5 ppm Hg i kjøttet. Stor gjedde og stor ørret kunne ha langt over 10 ppm Hg i kjøttet. Under Tyrifjordundersøkelsen (kfr. Berge og medarb 1983) var kvikksølvinnholdet sunket til akseptable nivåer i all annen fisk enn ørret og gjedde. I store eksemplarer av disse kunne det fortsatt påtreffes individer med opptil 10 ppm Hg i kjøttet.

Ved undersøkelsene i 1991 (Skurdal et al 1992) ble det registrert klare nedganger i kvikksølvinnholdet i gjedde og ørret, noe som fremgår av Figur 14-2 og Figur 14-3.



Figur 14-2 Utviklingen i kvikksølvinnhold i 1 kg's gjedde i Tyrifjorden i perioden 1968-1991 (fra Skurdal et al 1992).



Figur 14-3 Andelen ørret med kvikksølvinnhold på mer enn 1 ppm Hg i kjøttet i 1979-83(dvs Tyrifjordundersøkelsen) og i 1991 (Fra Skurdal et al 1992).

Ved siste års undersøkelse (Fjeld 1999) ble det undersøkt 45 storørreter fra Vikersundstammen, eller Drammenselvstammen som den også kalles. Nedgangen i kvikksølvinnhold hadde fortsatt. Høyeste funn var 2.4 ppm Hg i et eksemplar storørret på ca 6 kg. Det nest største funnet var 1,4 ppm i en ørret på 8 kg. Nedgangen var størst i storfisk og noe mindre i småfisk. Tabell 14-1 (Fjeld et al 1999) antyder dagens kvikksølvinnhold i ørret og nedgangen i dette siden undersøkelsene i 1991. I ørret av midlere størrelse (1-2,5kg) var nedgangen ca 20 %.

Tabell 14-1 Beregnede kvikksølvkonsentrasjoner i muskelfilet fra storørret i Tyri-fjorden, Vikersundstammen, fanget høsten 1991 og 1998. Konsentrasjonene er basert på analyser av fettfinne (fra Fjeld et al 1999).

lengde, cm	vekt, kg	konsentrasjon, mg Hg/kg våtvekt		reduksjon
		1991	1998	
30	0,3	0.27	0.26	-5%
40	0,7	0.33	0.29	-11%
50	1,4	0.43	0.35	-18%
60	2,5	0.59	0.45	-24%
70	4,1	0.84	0.59	-29%
80	6,3	1.18	0.80	-33%
90	9,2	1.65	1.08	-35%

15 ORGANISKE MIKROFORURENSNINGER - HALOFORM-DANNELSE

I den senere tid har den helsemessige betydning av organiske mikroforurensninger i drikkevann vært viet stor oppmerksomhet. Dette er organiske forbindelser som enten stammer fra industrielle kilder, eller fra bruk av pesticider i landbruket. De kan også tilføres via atmosfærisk deponisjon.

Under Tyrifjordundersøkelsen (Carlberg og medarb. 1983) ble det tatt 22 prøver av innsjøvann i Tyrifjorden. For å se på eventuelle årstidsvariasjoner ble det tatt prøver vår og høst over en 4-årsperiode. Prøvene fra Hovedstasjonen ble prøvetatt ved 2-3 m dyp (Overflateprøve) og ved 60 m dyp (dypvannsprøve). Analysene av disse stoffene er vanskelig, og med den metodikk man hadde rundt 1980, var analysene nokså usikre. Det ble derfor tatt de samme analyser av råvann fra Maridalsvannet i Oslo for sammenlikningens skyld. Det er også tatt separate prøver fra Holsfjorden ved Toverud med tanke på uttak av drikkevann.

Det ble funnet lave konsentrasjoner (noen få ng/l) av de tungt nedbrytbare klorerte hydrokarbonene hexaklorbenzen, polyklorerte bfenyler (PCG) og plantevernmidlene α - og γ -BHC og DDT, samt nedbytningsproduktene DDD og DDE. Kildene til HCB og PCB er industrielle prosesser. Nivået holdt seg relativt konstant over hele undersøkelsesperioden. Prøvene fra Maridalsvannet inneholdt til sammenlikning noe lavere konsentrasjoner av de samme komponentene. Dette indikerer at disse forbindelsene også tilføres innsjøen fra lokale kilder i tillegg fra atmosfæren.

Nivået av upolare forbindelser som alkaner og ftalater var i alle vannprøvene stort sett noe høyere enn i råvannet fra Maridalsvannet. Innholdet av mere polare forbindelser var omtrent det samme i Tyrifjordprøvene som i Maridalsvannet.

For å bestemme hvilket haloformnivå som kan forventes ved klordesinfeksjon av urensset Tyrifjordvann, ble høstprøvene fra 1981 klorert med 2 forskjellige klordoser. For sammenlikningens skyld ble også råvann fra Maridalsvannet klorert tilsvarende. Etter klorering med 0.5 ppm og 2.0 ppm klor inneholdt vannprøvene hhv 20 og 80 ug kloroform per liter. Det ble ikke dannet særlig mer haloformer ved klorering av Tyrifjordvann enn ved tilsvarende klorering av Maridalsvann. I USA er det satt en helsemessig grenseverdi på 100 ug haloformer per liter. Selv ved den største klordosen ligger klorert Tyrifjordvann godt under denne grenseverdien.

Innholdet av lettflyktige forbindelser som kan gi sterke lukt- og smaksinstrykk ble også undersøkt og funnet å ligge på et akseptabelt nivå.

Innholdet av organiske mikroforurensninger i råvann som skal tilfredsstillende enkel vannbehandling skal ligge under 0.2-1 ug/l i hht Drikkevannsforskriften til Sosial- og Helsedepartementet (1995). Resultatene fra Tyrifjorden ligger godt under dette nivået. Man skal imidlertid ta absoluttverdiene som ble funnet under Tyrifjordundersøkelsen med en viss skepsis. Som nevnt innledningsvis, har man mye bedre metoder til å analysere slike stoffer i dag sammenliknet med de metoder man hadde tilgjengelig rundt 1980. Resultatene fra Tyrifjordundersøkelsen er mer trolig overestimerer enn underestimerer. Men i og med at man fant mer i Tyrifjorden enn i Maridalsvannet, tyder på at det er/har vært lokale kilder til forurensning med organiske mikroforurensninger i Tyrifjordens nedbørfelt.

16 BESKRIVELSE AV GJELDENE VANNBRUKSPLAN

16.1 Organisering

Tyrifjordundersøkelsen gjennomført i (1977-81, se Berge og medarb 1983) skisserte at det var avlastningsbehov for en rekke forurensninger i Tyrifjorden og Steinsfjorden. På bakgrunn av dette ble det nedsatt et vannbruksplanutvalg bestående av politisk valgte representanter fra de omgivende kommunene, Hole, Ringerike, Modum og Lier, samt fra Buskerud Fylkeskommune. Ordførerne i de fire kommunene sammen med representanter fra Fylkesmannens Miljøvernnavdeling, Norges Vassdrag og Energiverk (NVE) og Buskerud Fylkeskommune utgjorde Styringsgruppa. Rapporten fra Styringsgruppa, "Vannbruksplan for Tyrifjorden og Steinsfjorden" var ferdig i februar 1993. Den er vedtatt av kommunestyrene i de fire kommunene, og av fylkestinget i Buskerud. Den har status som en Fylkesdelplan.

Planarbeidet ble koordinert av Buskerud fylkeskommune. Foruten Styringsgruppa var arbeidet organisert gjennom 2 faggrupper:

Faggruppe for vannkvalitet, vannmengde, og landbruk

med representanter fra:

Asker og Bærum Vannverk
 Ringerike Kommune
 Hole Kommune
 Modum Kommune
 Lier Kommune
 Follum Fabrikker
 Norges Vassdrag og Energiverk
 Fylkesmannens Miljøvernnavdeling
 Fylkeslandbrukskontoret

Faggruppe for Friluftsliv, Fiske, Båtliv, Reiseliv og Kulturlandskap

med representanter fra:

Ringerike Kommune ved miljøvernkonsulent
 Hole Kommune ved miljøvernleder
 Hole Kommune ved kulturvernkonsulent
 Lier Kommune ved miljøvernleder
 Lier kommune
 Modum kommune
 Vikersund Fiskeforening
 Fylkesmannens Miljøvernnavdeling

16.2 Vannbruksplanens hovedmål

Sitat fra Vannbruksplanen:

1) Ressursgrunnlaget i Tyrifjorden og Steinsfjorden, med omland skal utnyttes slik at det bidrar til næringsmessig og trivselsmessig utvikling i området. Dagens bruksområder må kunne opprettholdes i fremtiden. Dette betyr bruk til:

- drikkevann
- bading
- jordvanning
- båtliv og rekreasjon
- fiske og krepsefiske
- regulering og kraftproduksjon
- kontrollert bruk som resipient for industri, landbruk og boligbebyggelse

2) Vannkvaliteten skal være så god at den tilfredsstillende alle krav til rekreasjonsmessig bruk.

3) Natur- og kulturlandskapet langs strandsonen skal være vakkert og preget av mangfold og variasjon.

4) Tyrifjorden skal være i økologisk balanse, med et variert plante og dyreliv, og med en rik fiskebestand.

16.3 Vannbruksplanens delmål med hensyn til vannkvalitet

Mål:

For hovedvannmassene i Tyrifjorden bør dagens vannkvalitet minst opprettholdes. For Steinsfjorden bør vannkvaliteten forbedres slik at varig økologisk likevekt oppnås.

Strategi:

Det legges opp til en mest mulig økologisk bruk av tiltak for å nå mål for vannkvaliteten i hovedvannmassene. Dette vil si å fortsette å redusere belastningen av uønskede stoffer til Tyrifjorden og Steinsfjorden og forsøke å gjenopprette den naturlige utskiftningen av vann mellom Tyrifjorden og Steinsfjorden.

16.4 Vannbruksplanens delmål med hensyn til drikkevann

Mål:

Råvannet på inntaksstedene for eksisterende hovedvannverk (Hole vannverk v/ Frognøya, Sylling vannverk, og Asker og Bærum vannverk i Holsfjorden) har stabil og god fysisk-kjemisk vannkvalitet. Den bakteriologiske vannkvaliteten er mindre tilfredsstillende og bør bedres. Råvannet på ovennevnte inntakssteder bør også i fremtiden være av en slik kvalitet at det bare er nødvendig med en enkel vannbehandling, dvs. siling, desinfisering og korrosjonskontroll for å tilfredsstillende normene for godt drikkevann utgitt av helse og Sosialdepartementet.

Strategi:

Kartlegge og begrense utslipp som påvirker råvannskvaliteten.

16.5 Vannbruksplanens handlingsprogram

Generelt:

Det viktigste hovedkriterium for valg av tiltak er at de skal gi løsning på problemer i eller utvikling av Tyrifjorden og Steinsfjorden, sett i relasjon til de mål som er trukket opp.

Visse økologiske prinsipper er lagt til grunn for prioriteringene.

Grovt sett kan man si at i Steinsfjorden må den tyngste innsatsen legges på opprydningstiltak, mens det i Tyrifjorden er utvikling av bruksverdiene for ressursen som må vektlegges, herunder fortsatt en god del oppryddingstiltak, men også tilrettelegging for økt bruk.

Alle kommunene har nå rammetillatelser for utslipp av avløpsvann gitt av fylkesmannen. I disse ligger bl.a. krav til virkningsgrad på renseanlegg, krav til videre utbygging av renseanlegg og ledningsnett, tømning av tanker, renovasjon, etc. Det ligger gjennom dette betydelige føringer på hva kommunene må prioritere av tiltak på kloakksaneringssida.

Prioriteringer av tiltak for å bedre/sikre vannkvaliteten

Prioriteringsgruppe 0, dvs allerede igangsatte tiltak eller tiltak som er klare for utførelse:

- Redusere industriutslipp
- Gjennomføre gjødselplanlegging
- Endre jordbearbeiding

Prioriteringsgruppe 1, dvs tiltak med topp prioritet:

- Overvåking av hovedvannmassene i Steinsfjorden
- Justering av manøvreringsreglement for dam ved Vikersund
- Generell håndheving av utslippsregelverk
- Utarbeidelse av jordsmonnkart
- Totalplaner for enkeltbruk rundt Steinsfjorden
- Kloakksanering Røyse
- Driftkontrollanlegg for kloakkpumpestasjoner i Hole
- Kloakksanering i Åsa
- Kapasitetsutvidelse ved Monserud renseanlegg
- Kloakksanering på Ask
- Kontroll av infiltrasjonsanlegg ved Svangstrand
- Kloakksanering Svangstrand
- Sanering/Rehabilitering av separate avløpsløsninger
- Gjenåpning av Kroksundet

Prioriteringsgruppe 2

- Overvåking av hovedvannmassene i Tyrifjorden
- Informasjon om riktig bruk av husdyrgjødsel og slam
- Rensepark for utløp fra bekker til Steinsfjorden
- Kloakksanering Støa-Fegri
- Kloakksanering på Sokna
- Kloakksanering på Hen
- Kloakkering / sanering av Sylling sentrum
- Kloakkering av Poverudbyen
- Sanering av avløp til bekk ved Jarenhaugen, Drolsum.
- Tildekking av vasspest
- Fjerning av flytevasspest på utsatte steder
- Utbedring av punktutslipp generelt
- Utbedring av planeringsfelter generelt

16.6 Hvor står man i tiltaksarbeidet

Tiltaksarbeidet har kommet godt i gang, selv om det er stor variasjon i hvor langt man har kommet de ulike steder. Det meste av arbeidet er fokusert om Steinsfjorden. Da tiltakene i Steinsfjorden har liten effekt på Tyrifjorden omtales de ikke her.

De viktigste tiltakene for Tyrifjorden i tiden etter Vannbruksplanen ble vedtatt er gjengitt i det følgende.

Follum fabrikk har redusert sine utslipp i betydelig grad gjennom bygging av 2 nye renseanlegg, et fellingsanlegg for fjerning av fosfor, og et biologisk renseanlegg for fjerning av organisk stoff. Disse to renseanleggene har gitt merkbar bedring av vannkvaliteten i Tyrifjorden.

Det er foretatt økt tilknytning til Monserud Renseanlegg (Hønefoss-området). Renseanlegget ble renoveret i 1994 med dobling av kapasiteten. Kapasiteten er i da 24 000 personequivallenter mens tilknytningen er 17000 p.e. Det er også bygd moderne slambehandlingsanlegg ved Monserud. For øyeblikket holder man på med å kople på Viul-området (ca 100 husstander). Støa-Fegri området (ca 50 hus) ved Tyristrand skal koples på Tyristrand RA, men dette arbeidet er ikke gjort enda. I Sokna begynner man å bygge nytt RA i år 2000, og sentrum vil være avklokkert i år 2002. Arbeidet med å avklokkere Hen (ca 40 hus) er ikke påbegynt ennå og ligger 3-5 år fram i tid. Det er realistisk å regne at i løpet av en 5 års-periode er alle tettsteder innen Ringerike kommune med betydning for Tyrifjordens forurensning, avklokkert.

I Hole kommune skjer det stadig økt tilknytning til deres nye renseanlegg ved Helgelandsmoen. Alle tettsteder på Røyse er avklokkert. Det gjenstår noe spredt bebyggelse (Hundstadområdet) som også inngår i saneringsplanen, men som det er søkt om midlertidig utsettelse for. Likeledes er hele strekningen fra Nes syd for Utøya til Kroksundet og Vik avklokkert og ført til RA ved Helgelandsmoen. Storøya omfattes også av denne saneringen.

I Lier kommune drenerer tettstedene Svangstrand og Poverudbyen i Sylling til søndre enden av Holsfjorden. Svangstrand tettsted er i sin helhet avklokkert og kloakken ledes til biologisk kjemisk renseanlegg hvorfra rensset avløpsvann går til nytt infiltrasjonsanlegg. Det nye infiltrasjonsanlegget var ferdig ca 1 juli 1999. Mesteparten av Poverudbyen er også avklokkert og ledes til samme renseanlegg. Det gjenstår anslagsvis 40-50 husstander ved Øverskogen som ennå ikke er tilkopleet kloakksystemet.

Som en oppsummering kan det slås fast at tiltaksarbeidet trukket opp i vannbruksplanen er godt i gang. Med hensyn til kloakksanering er mer enn 90% avklokkert per i dag. I løpet av 3-5 år vil alle tettsteder være tilkopleet moderne renseanlegg. Follum fabrikk renser sine avløp effektivt gjennom 3 renseanlegg (fibergjenvinning, fellingsanlegg for fjerning av fosfor, aktivt slamanlegg for fjerning av organisk stoff). Innen jordbruk er det gjennomført gjødselplaner, erosjonsdempende tiltak, samt etablering av fangdammer i følsomme områder. Til tross for at Tyrifjorden er bra i dag, vil vannkvaliteten fortsatt bedres ytterligere som følge av ferdigstillingen av de resterende tiltakene.

17 KONSEKVENSER AV VANNVERKSTUNNELEN PÅ VANNKVALITETEN I HOLSFJORDEN

17.1 Partikler fra fullprofilboret tunnel

Det gis her en vurdering av hvordan partikler fra tunnelarbeidet kan påvirke vannkvaliteten i Holsfjorden. Et av plasseringsalternativene er 2 km nord for det eksisterende drikkevannsinntaket som Asker og Bærum Vannverk har ved Toverud. Eventuell innvirkning på vannuttaket til Asker og Bærum vannverk ved Toverud, gis derfor spesiell vekt. Vi har benyttet data for fullprofilboring i Norge gjennom de siste 30 år (NFF 1998) kombinert med strøm- og spredningsmodeller for å finne karakteristiske påvirkningsscenarioer.

Holsfjordprosjektet består av inntaksanordning, vannbehandlingsanlegg og pumpehus i Holsfjorden, tunnel til Oslo med vannbehandlingsanlegg, bassenger og eventuelt pumpestasjon der. Det er planlagt å lage en fullprofilboret tunnel (TBM) svakt stigende mellom Holsfjorden og til Oslo ved Oset eller Voldsløkka. Samlet uttak av fjellmasser er anslått til 1.2 mill. m³. Vannuttaket i Holsfjorden er tenkt plassert på 80 – 90 meters dyp ca. 1.5 km fra det eksisterende vannuttaket ved Toverud som ligger på 50 meters dyp.

Ved fullprofilboring blir det brukt spylevann for å dempe støvdannelse i luften. Dette vil bli blandet med vann som lekker inn i tunnelen og drenerer ut ved selvføll. I dette vannet vil det også følge med ”oljesøl”. Resten av massen blir transportert på rullebånd og eventuelt transportert med lastebil til et deponi. Dersom Holsfjorden nyttes som deponi vil finmassene kunne bli vasket ut ved nedbør og bølger og transportert videre ved strøm. Et deponi i en innsjø vil i tillegg virvle opp lette organiske sedimenter som vil inngå i suspensjonen og spres.

17.2 Produsert masse ved fullprofilboring

Det har vært nødvendig å gi et anslag på hvor stor masse som kan bli produsert pr. tidsenhet ved tunnelboring og kornfordelingen på denne massen. Vi har antatt et uttak på 35 m³/time og 50% boringseffektivitet i løpet av et døgn. Dette er nær uttaksrekorden for en rekke tunnelboringprosjekter i Norge (NFF 1998). Videre antar vi en kornfordelingskurve i samsvar med observasjoner (NTNU 1991). Nyere boremaskiner, som formodentlig vil bli benyttet, vil gi mindre finmasse. Resultatene er summert opp i Tabell 17-1.

Dersom denne massen blir deponert i fjorden vil den trolig virvle opp alt løst overflatesediment på det arealet deponiet dekker. Mengde oppvirvlet masse avhenger av tykkelsen på det sedimentlaget og farten på arealtildekkingen, d.v.s steinvolum/deponitykkelse. En bormassefluks som tidligere antatt (400 tonn/døgn), en deponitykkelse på 20 m gir en arealtildekking på 20 m²/døgn. Sedimenttykkelse på 1 m og 0.1 m gir en oppvirvlet masse på henholdsvis 20 m³/døgn og 2 m³/døgn. I vekt tilsvarer dette ca. 20 tonn/døgn og 2 tonn/døgn.

Tabell 17-1 Produsert masse pr. tidsenhet ved tunnelboring, høyt anslag

Diameter på kornene	Andel av total masse med kornstørrelse mindre enn angitt diameter		Massefluks	Massefluks	Sedimentasjon	Sedimentasjon
	mm	%	tonn/døgn	g/s	m/døgn	m/time
0.006	0	0	0	0		
0.020	6	650	750	28	1.7	
0.060	8	850	1000	200	8.3	
0.200	18	1100	1250	700	29.0	
100	100	12500				

17.3 Simulerte konsentrasjoner

Vi har benyttet matematiske strøm og spredningsmodeller (Tjomsland 1980 og 1982) for å finne karakteristiske spredningssituasjoner. Innsjøen blir delt inn i celler, i horisontalplanet 100 m * 100 m og vertikalt delt av nivåflater på 0 m, 30 m, 60 m, 90 m og bunn. Simuleringene er utført for typiske vindretninger ifølge observasjoner på Frognøya og Sundøya, Figur 8-1 (Bratli m.fl. 1999), og for utslipp ved vannuttaket både i overflaten og på 80 meters dyp. Partikler over 0.2 mm er uinteressante da de vil sedimentere nærmest umiddelbart, se Tabell 17-1. Kornstørrelser grovere enn 0.06 mm vil også vanligvis sedimentere i nærsone ved vanlige strømhastigheter på noen få cm/s. Vi antok at all produsert masse med finere materiale ble tilført sjøen i samsvar med høyt anslag av massefluks som vist i tabellen. Karakteristiske konsentrasjoner nær utslippet kan være omkring 1000 mg/l.









De fire første simuleringene gjelder for homogene vannmasser, Figur 17-1 - Figur 17-5 d.v.s. samme temperatur og tetthet fra overflate til bunn. Merk at plasseringen av uttaket til Asker og Bærum vannverk er avmerket kun på den første figuren, Figur 17-1.

Ved vind utover mot sentrum av Tyrifjorden (mot NNV, 330 gr.) viser simuleringene typiske overflatestrømmer rette mot land til høyre for vindretningen, nedtrengning langs land og strømmer motsatt rettet i forhold til på overflaten på dypere vann, Figur 17-1. De følgende to simuleringene gjelder for denne vindretningen.

Et overflateutslipp ble ifølge simuleringene ført utover Holsfjorden mot sentrum av Tyrifjorden, Figur 17-2. En del av stoffet trengte ned til lag nr.2: 30-60 m og transportert innover i fjorden uten å påvirke det eksisterende vannuttaket ved Toverud i nevneverdig grad i løpet av tre døgn med stabile transportforhold. Drikkevannuttakets vannkvalitet med hensyn til partikkelinnhold forble i vannkvalitetsklasse 1 som ifølge SFT's vannkvalitetskriterier er godt egnet som råvann for drikkevann, Tabell 17-2.

Utslipp på dypt vann, 80 m - lag nr.3, medførte transport langs land innover i fjorden mot Toverud i utslippsnivået, Figur 17-3. Det ble simulert konsentrasjoner over 1 mg/l ved det eksisterende vannverksuttaket ved Toverud. Vannkvaliteten var egnet som drikkevannuttak.

Tabell 17-2 Klassifisering av vannets egnethet basert på partikkelkonsentrasjon (SFT 1997)

Partikkelinnhold (mg/l)	<1.5	1.5 - 3	3 - 5	5 - 10	>10	Egnethetsklasse
Tilstandsklasse	I	II	III	IV	V	
Drikkevann, egnethet						Godt egnet
Sportsfiske, egnethet						Egnet
Friluftsbading, egnethet						Mindre egnet
						Ikke egnet

De neste to scenariene gjelder for vind som blåser innover i fjorden (mot SØ-mot 135 gr.). Det er karakteristisk med innoverrettet strøm i overflaten og returstrømmer i dyplagene.

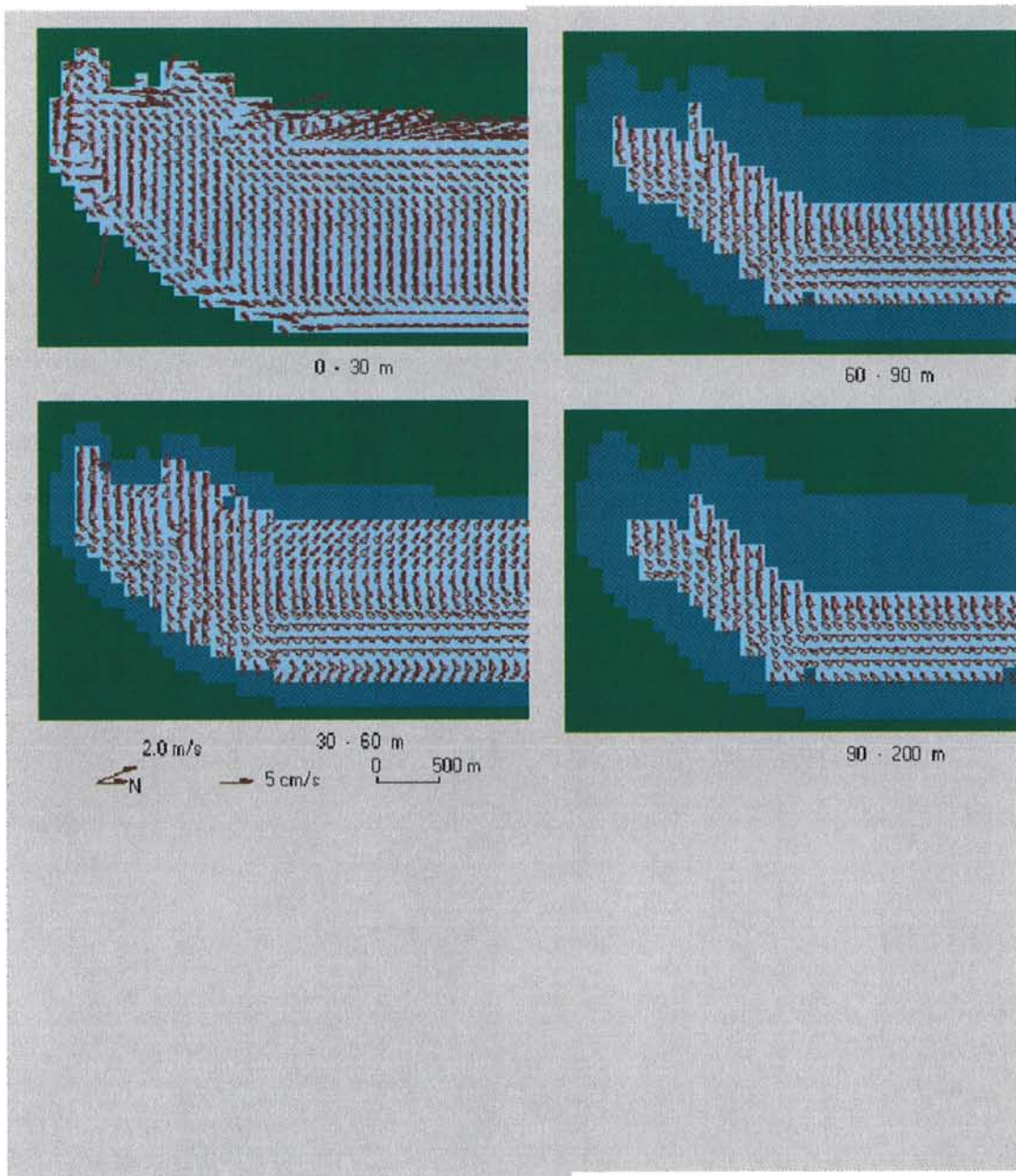
Utlipp i overflaten spredte seg innover i fjorden i overflaten langs land mot Toverud. Partiklene sank ned og påvirker også laget under (30-60 m), d.v.s vannuttaket ved Toverud, med konsentrasjoner opp mot 10 mg/s, Figur 17-4. Vannkvaliteten der kan betegnes som mindre egnet som råvann for drikkevann, sportsfiske og friluftsbading.

Utlipp i dypet, 80 m – lag nr. 3, ble spredt utover fjorden. Stoffet fulgte oppover rettede strømmer langs breddene til overflatelaget, og ble deretter spredt utover fjorden, Figur 17-5. Vannverksuttaket ble ikke påvirket.

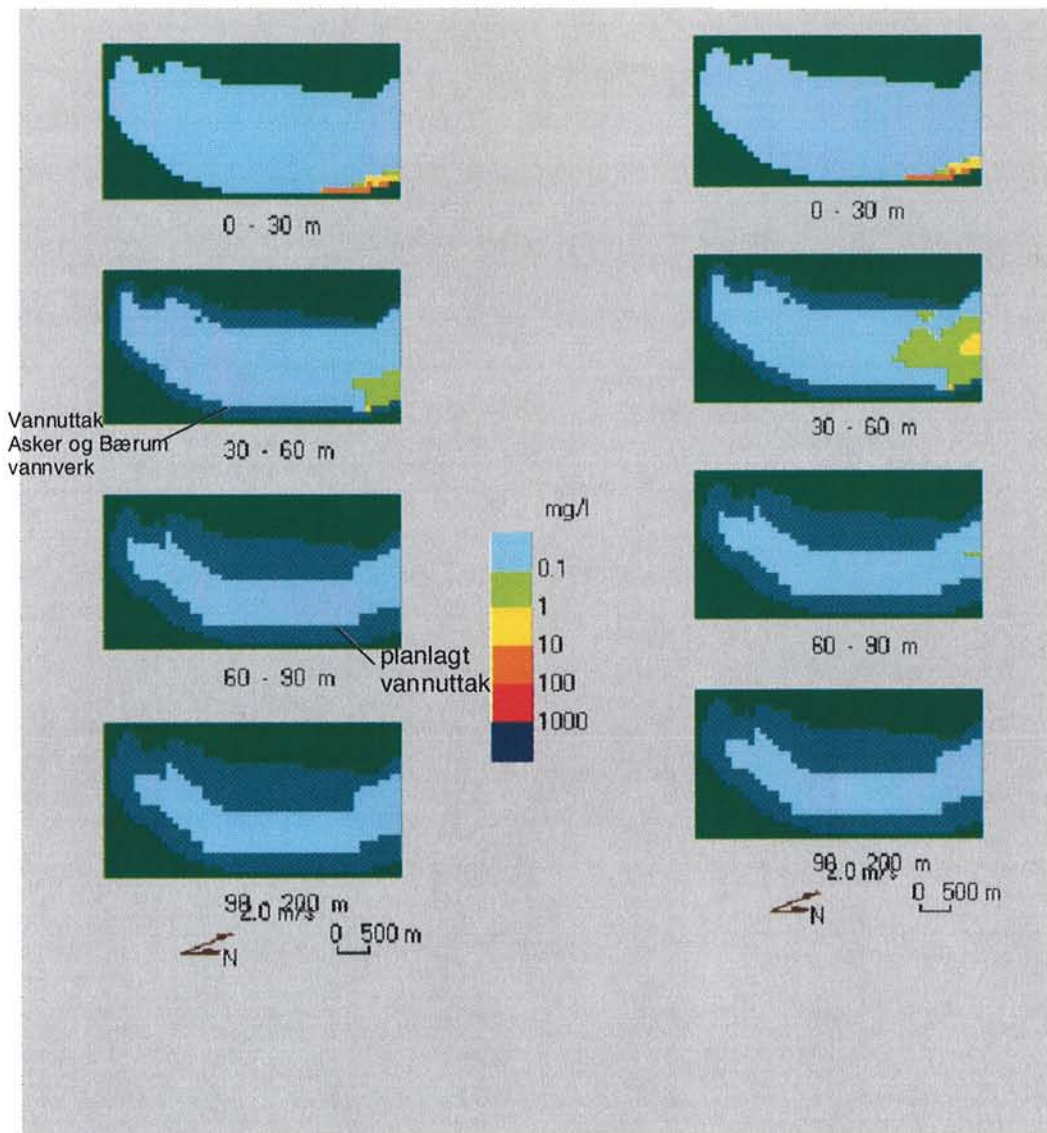
De neste fire simuleringene, Figur 17-6 - Figur 17-9, gjelder ved et utviklet sprangsjikt i innsjøen, d.v.s. at overflatelaget er lettere enn de øvrige. Dette er for eksempel vanlig om sommeren.

Resultatene fra simuleringene viste de samme hovedtrekkene som er kommentert over. Imidlertid virker sprangsjiktet som en sperre særlig for transport oppover slik at dyputslipp i mindre grad nådde overflatelaget. Utlipp i overflaten viste tendens til en mer konsentrert overflatetransport langs land mot Toverud ved vind innover i fjorden med dermed noe høyere verdier ved det eksisterende vannuttaket ved Toverud.

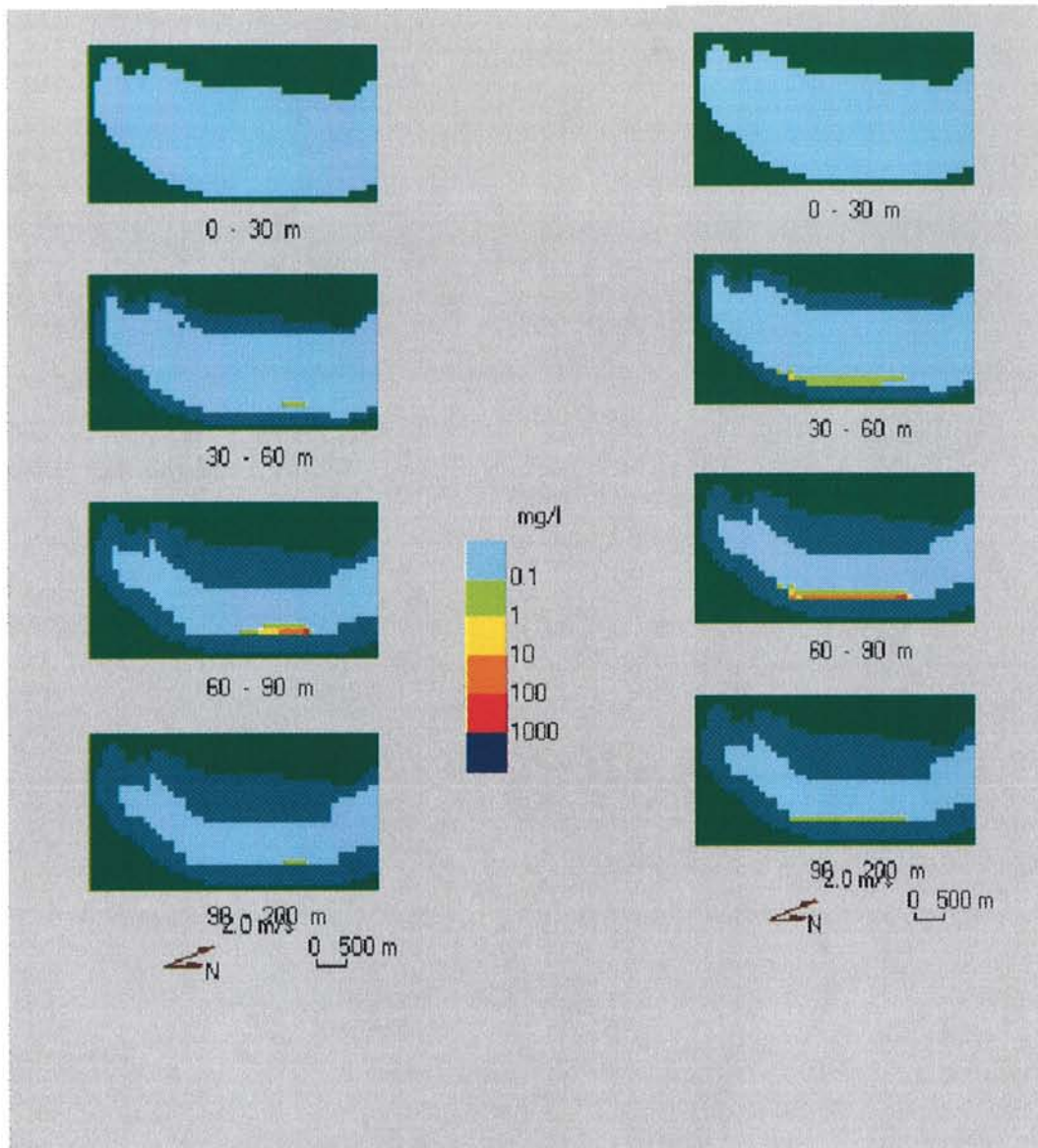
De scenariene som ble simulert gir uttrykk for typiske spredningsforløp innover og utover i Holsfjorden. Samtidig er de valgt ut fra et ønske om å simulere ugunstige spredningsforløp med hensyn til påvirkning av det eksisterende vannuttaket ved Toverud: D.v.s. strøm og transport fra utslippstedet og direkte mot vannuttaket ved Toverud. Det ble utført simuleringer for en rekke andre vindretninger uten at dette førte til mer ugunstige resultater enn de som er presentert.



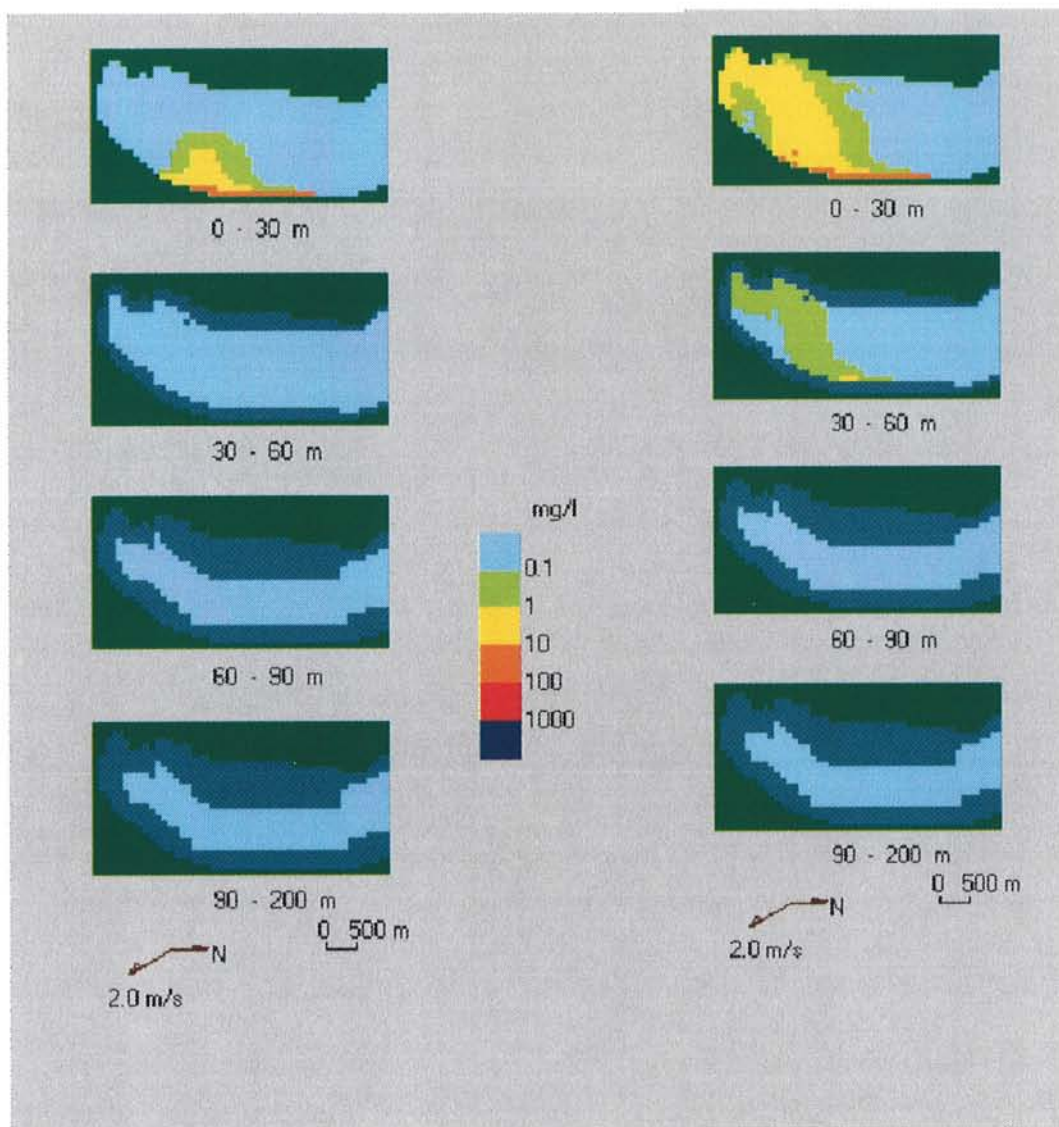
Figur 17-1. Karakteristisk strømningsmønster ved vind mot NNV (330 grader)



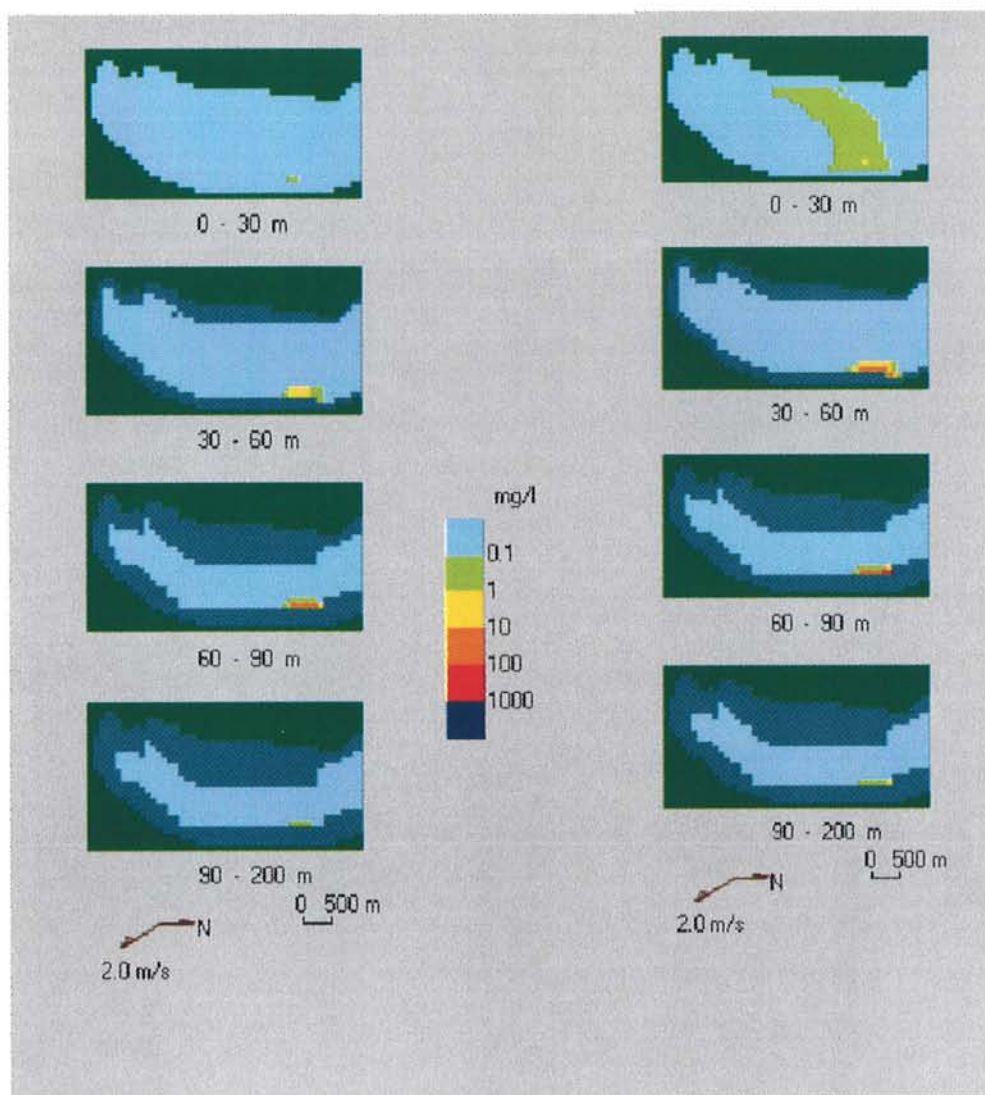
Figur 17-2. Vind mot 330 gr., overflateutslipp, ikke sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn



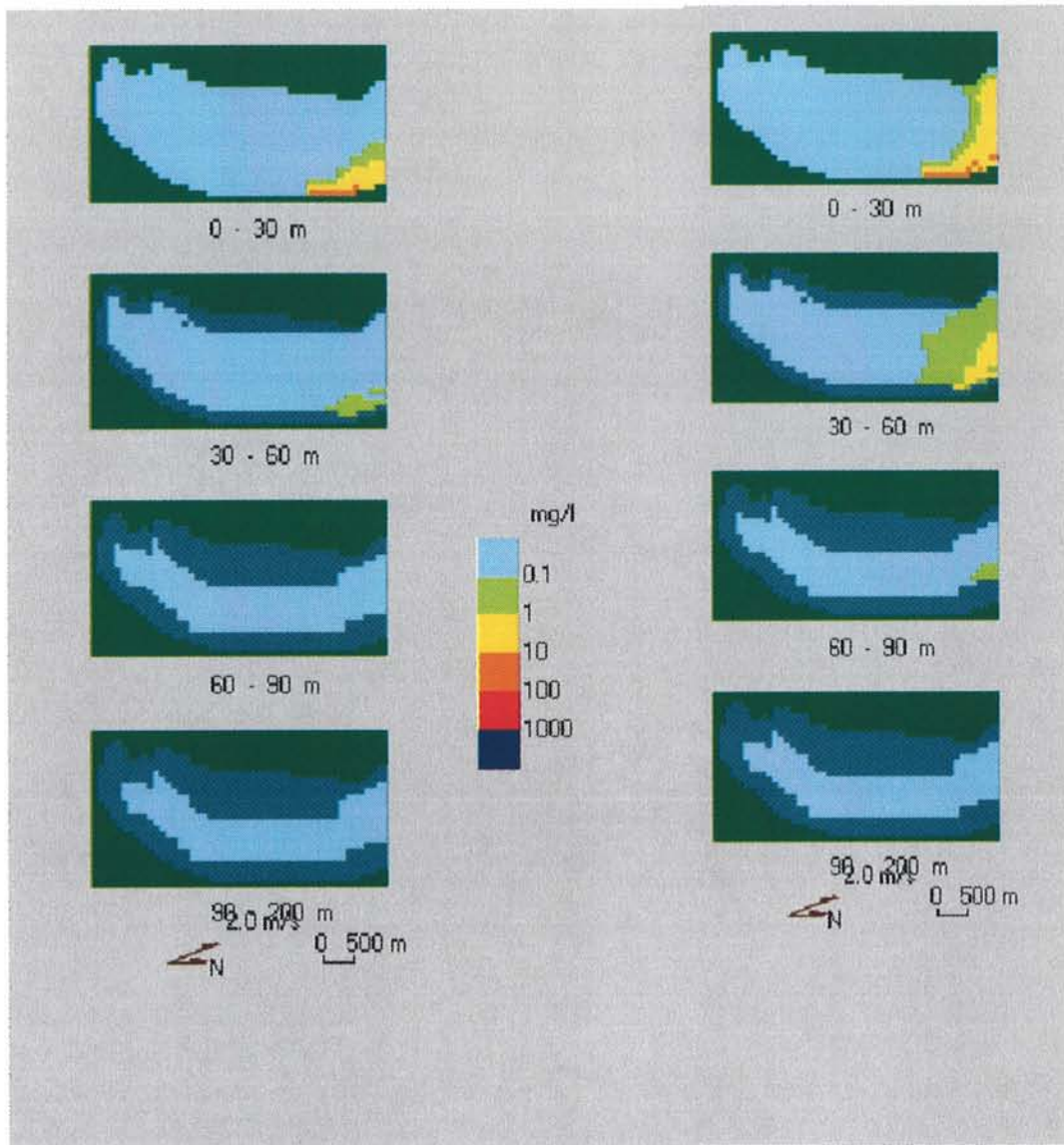
Figur 17-3. Vind mot 330 gr., dyputslipp, ikke sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn



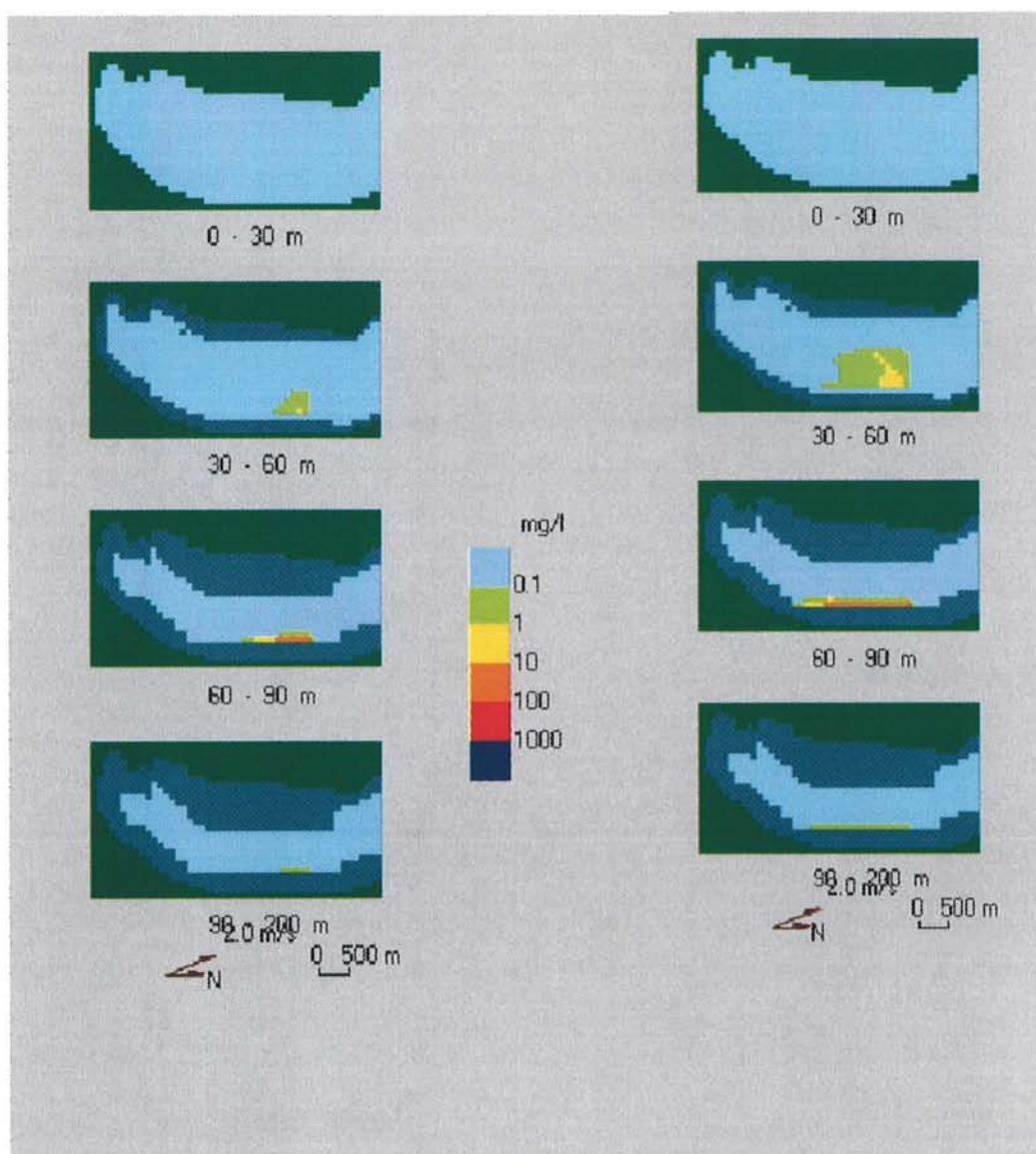
Figur 17-4. Vind mot 135 gr., overflateutslipp, ikke sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn



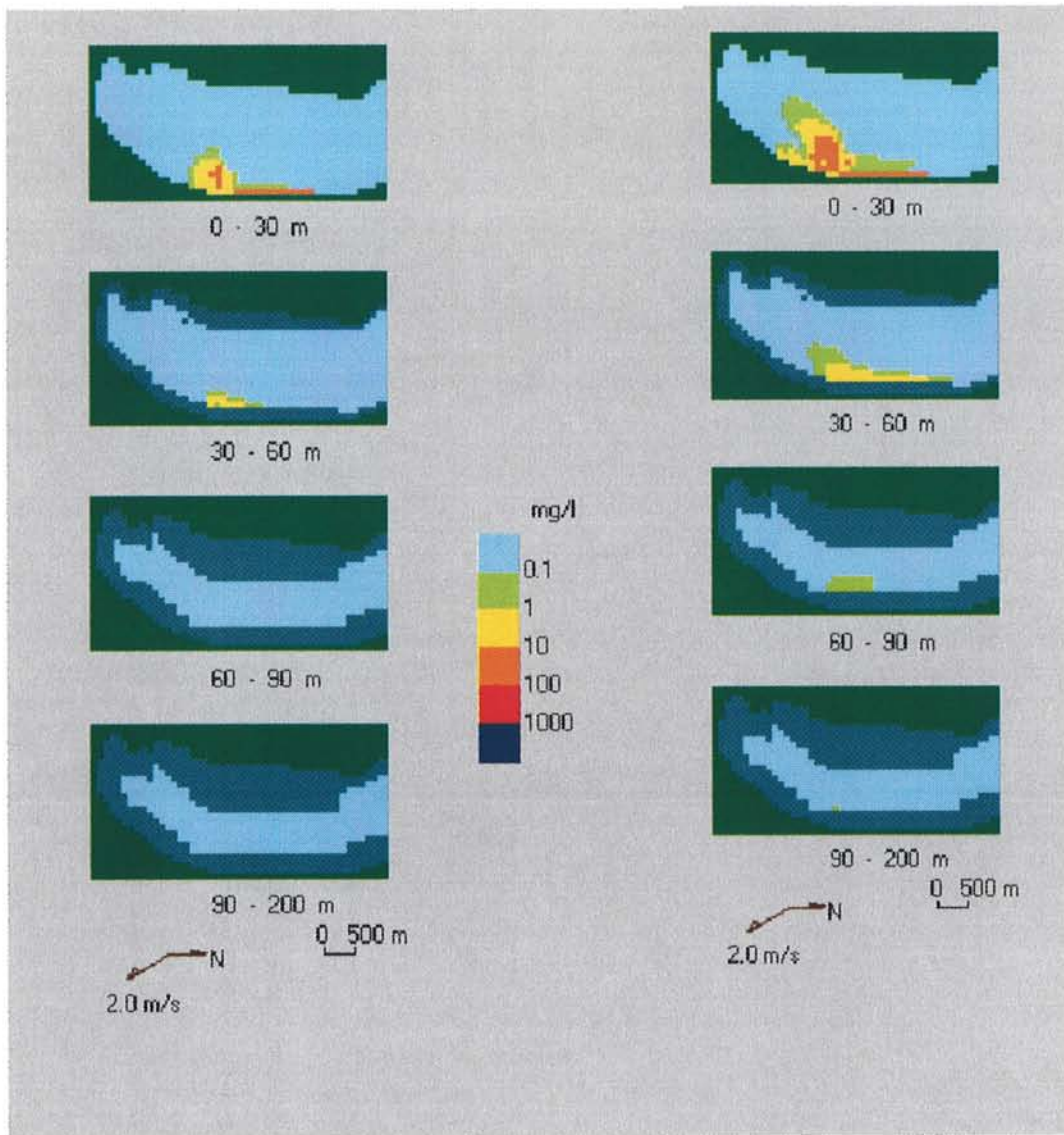
Figur 17-5. Vind mot 135 gr., dyputslipp, ikke sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn



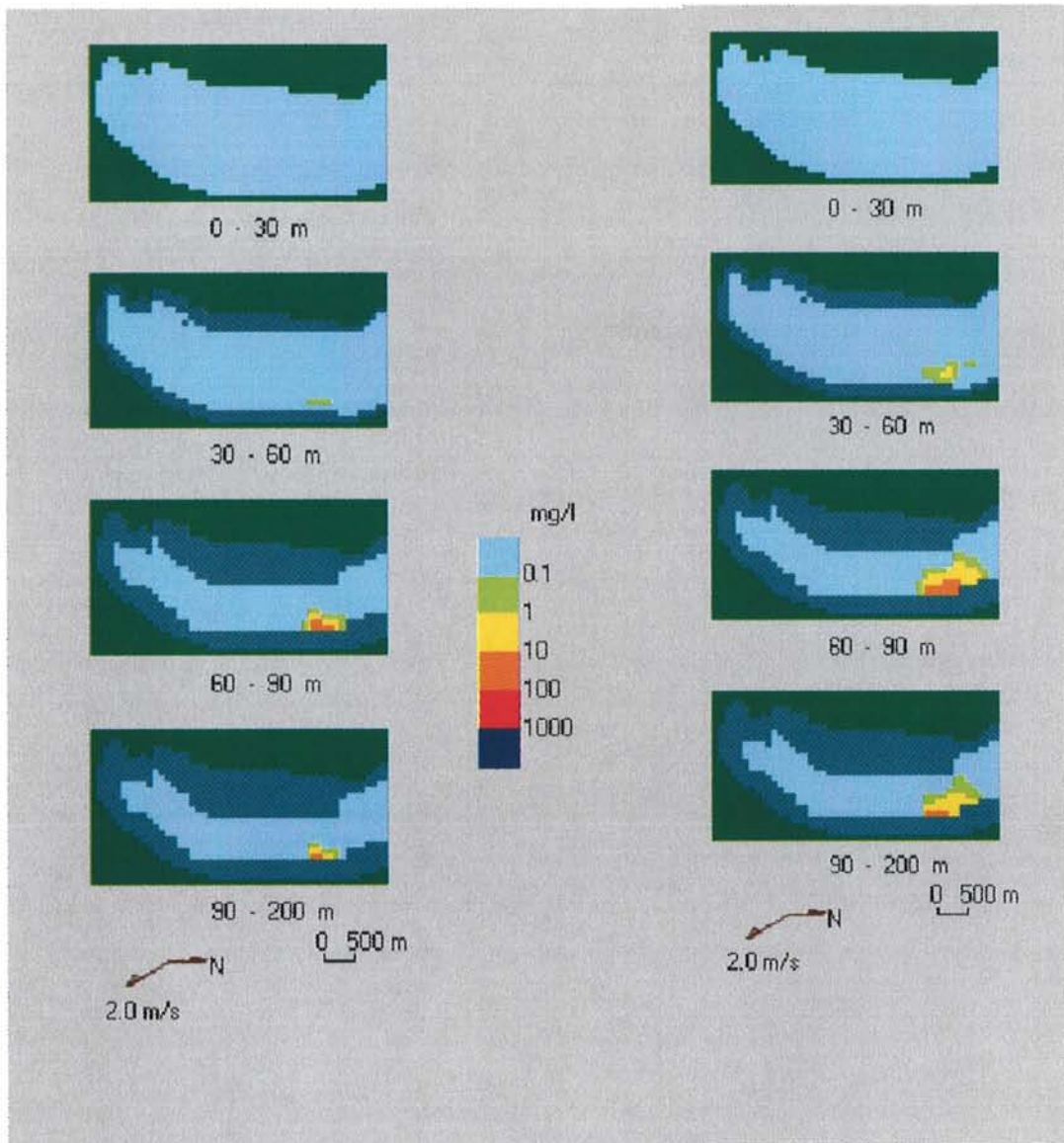
Figur 17-6. Vind mot 330 gr., overflateutslipp, sprangsjikt, spredning etter 1 dogn (venstre) og 3 dogn



Figur 17-7. Vind mot 330 gr., dyputslipp, sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn



Figur 17-8. Vind mot 135 gr., overflateutslipp, sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn



Figur 17-9. Vind mot 135 gr., dyputslipp, sprangsjikt, spredning etter 1 døgn (venstre) og 3 døgn

17.4 Diskusjon

Simuleringene viser noen karakteristiske eksempler på spredningsforløp. Reelle situasjoner vil selvfølgelig avvike fra disse eksemplene.

Følgende momenter vil bidra til høyere konsentrasjoner ved det eksisterende vannuttaket ved Toverud. I modellen er overflatelaget 30 m tykt. Farten på vinddrevne strømmer vil være langt større i de øverste meterene i forhold til lagets middelfart. Tilsvarende kan det tenkes perioder med kraftig vind som setter opp spesielt ugunstige transportforhold. Dette betyr at utslipp i overflaten i situasjoner med transport langs land innover i fjorden vil kunne spres raskere og dermed frakte større korn til vannverksuttaket før de sedimenterer. Dersom kornstørrelsene er finere enn antatt vil sedimentasjonsprosessen gå langsommere og konsentrasjonene øke i forhold til simuleringene. Simuleringene gjelder masse fra tunnelboringen. Ved deponi i strandsonen vil oppvirket masse av organisk materiale komme i tillegg. Vi antar at sedimentasjonshastigheten er omtrent som for kornstørrelser under 0.02 mm. Et høyt anslag for oppvirket masse gir en tilført massefluks som er lik 3% av tunnelmasse finere enn denne kornstørrelsen, hvilket medfører økte konsentrasjoner av tilsvarende størrelse.

De fleste og sannsynligvis mest tungtveiende momentene virker i reduserende retning. Hensikten med de antagelsene vi har gjort var å komme frem til et høyt anslag. Vind og strøm varierer med tiden slik at stoffet blir spredt over et større område enn simuleringsresultatene viser. Vårt anslag over massefluks er rekordstor og noen ganger større enn hva som er mest vanlig. Ikke all finmasse vil bli suspendert i vannet. Spylevannet vil neppe inneholde alt suspenderbar masse og neppe all finmassene i et deponi vil bli vasket ut av bølger og nedbør, i alle fall ikke umiddelbart.

Utslipp på dypt vann ser ikke ut til å kunne påvirke det eksisterende vannuttaket ved Toverud i nevneverdig grad. Konsentrasjoner som gjør vannet mindre egnet til allmen bruk finner først og fremst sted på dypt vann og eventuelt også langs land fra nær utslippet og utover Holsfjorden i retning av de sentrale deler av Tyrifjorden.

Overflateutslipp kombinert med innoverrettede strømmer, som ved vind innover i Holsfjorden (mot sør) vil medføre en effektiv transport i retning av det eksisterende vannuttaket ved Toverud. Konsentrasjonene kan i enkelte perioder bli tilstrekkelig høye til at vannkvaliteten kan klassifiseres som mindre egnet som råvann for drikkevann, friluftsbading og sportsfiske. Forøvrig må man forvente at denne karakteristikken jevnlig vil gjelde for overflatevannet nær utslippstedet og i varierende grad til et par kilometer fra dette.

Vi har som nevnt antatt at all finmasse blir tilført innsjøen. Partikler i spylevannet, som drenerer ut ved selvføll, er enkelt å redusere ved bruk av et sedimentasjonskammer. Anordning bør også nyttes til oljeavskilling fra drens vannet for å unngå oljeforurensning. Et slikt tiltak vil sannsynligvis føre til neglisjerbar forurensning fra drens vannet.

Et deponi i Holsfjorden vil ha en negativ påvirkning i området omkring og sannsynligvis kunne spores til det eksisterende vannuttaket i korte perioder. Reduserende tiltak kan være å spyle massene før de fraktes ut av tunnelen og dumpes i fjorden, redusere deponeringstempoet i fjorden ved å mellomlagre massene på land. Deponi på land, selv like ved fjorden, vil neppe føre til forurensninger av betydning.

Negative effekter av å plassere et deponi i Holsfjorden vil være knyttet til erosjon og drenering av sivevann fra deponiet. Endrede strømforhold vil kun få en meget lokal virkning og vil være uten betydning for vannkvaliteten i Holsfjorden.

18 VANNUTTAKETS INNVIRKNING PÅ STRØMFORHOLD

Normalt årlig vannuttak er anslått til mellom 1.0 - 2.5 m³/s. Maksimalt uttak kan bli opptil 6 m³/s. Vannuttaket vil føre til at noe av vannet i Holsfjorden vil strømme mot tunnelåpningen. Ved maksimalt vannuttak på 6 m³/s blir strømhastighetene i tunnelåpningen 0.6 m/s og 0.1 m/s ved en tunneldiameter på henholdsvis 3.5 m og 8 m. Antar vi at vannet strømmer mot åpningen fra sektor i horisontalplanet på 180 grader og en tykkelse på noe over tunneldiameteren blir strømhastighetene noen få 10-metere fra tunnelåpningen under 1 cm/s. Slike strømhastigheter vil ikke skille seg ut i fra de naturlig forekommende i omgivelsene.

Vannutskiftningen i Holsfjorden i tillegg til gjennomstrømning skjer fortrinnsvis i form av vinddrevne strømmer. Vinddrevne strøm på 5 cm/s inn i Holsfjorden gjennom et tverrsnitt tilsvarende en bredde på 2 km og en dybde på 10 m, gir en vannføring på 1000 m³/s. Reelle verdier vil selvfølgelig variere mye, men vil, i alle fall i den isfrie delen av året, være av en helt annen størrelsesorden enn vannuttaket og fullstendig dominere over bidraget fra vannverksuttaket.

Middelvannføring til Tyrifjorden er på ca. 170 m³/s. Det planlagte vannuttaket utgjør følgelig under 2% av totalen. Vannverksuttaket vil følgelig påvirke en meget liten del av den totale gjennomstrømningen i Tyrifjorden. Forskjellen blir at den delen som skyldes vannverksuttaket strømmer til Holsfjorden i stedet for til utløpet ved Vikersund. Den reduserte gjennomstrømningen til Vikersund på under 2% vil ligge godt innenfor normale årsvariasjoner og vil ikke føre til målbare forskjeller med hensyn til vannkvalitet.

19 TILBAKEFØRING AV VANN FRA TUNNELEN TIL HOLS- FJORDEN - INNVIRKNING PÅ STRØMNINGSFORHOLD

Ved tømning av full tunnel vil vannet drenere tilbake til Holsfjorden ved selvføll. Det er ønsket å vurdere hvordan dette kan påvirke strømforhold m.m. i Holsfjorden.

Vi benyttet Mannings metode for strømning i rør. Vi antar en jevn gradient på tunnelen mellom uttaket i Holsfjorden og Oset i Oslo. Mannings friksjonskoeffisient = 0.035 tilsvarende et rør med mursteinoverflate. Farten vil være avhengig av tunnelens diameter.

Tabell 19-1 Vannets fart i tunnelen ved tilbakeføring til Holsfjorden

<i>Tunnel diameter</i>	<i>Fart</i>	<i>Vannføring</i>
m	m/s	m ³ /s
3.5	3.6	35
8	6.2	313

En diameter på 8 m gir en fart ut av tunnelen i Holsfjorden på ca. 6 m/s, Tabell 19-1. Dette gir en vannføring på nær 300 m³/s og en varighet på en drøy time. Vannet som strømmer ut av tunnelen vil umiddelbart bli sterkt blandet med vannet i Holsfjorden, innlagre seg i et nivå i samsvar med temperaturen i dette blandingsvannet og innsjøvannet forøvrig og gradvis fortynnes ved videre transport og turbulens inntil påvirkningen blir ubetydelig. Bruk av strømningssmodellen som hadde en oppløsning på 100*100*30 meter ga ikke påviselige endringer for annet enn den cellen utslippet fant sted i. Antar vi at vannet strømmer gjennom et tverrsnitt på 150 m* 20 m gir dette en fart på 10 cm/s , noe som er naturlig vanlig forekommende hastigheter i Holsfjorden i dag. Vi kan f.eks. anta at dette skjer etter en transport på 500 meter fra tunnelåpningen og med en transporttid tilsvarende tunnelens tømningstid. Eventuelle sedimenter ved utløpet av tunnelåpningen vil kunne bli erodert og spredt. Ifølge simuleringene foran har dette sannsynligvis neglisjerbar betydning på vannkvaliteten.

Dersom tunneldiameteren f.eks. er 3.5 m blir påvirkningen av strømforholdene i Holsfjorden betydelig mindre. Maksimum fart vil bli halvert og en reduksjon av vannføringen til nær 1/10 vil føre til en sterkt redusert påvirkningssone.

Vi mener at en tømning av tunnelen for vann ved selvdrenering er såpass begrenset at det ikke er nødvendig med spesielle tiltak. Fenomenet vil ikke få noen betydning for det eksisterende vannuttaket ved Toverud.

20 LITTERATUR

- Aune, T., H. Ramstad, O.M. Skulberg, B. Underdal, M. Yndestad, og Ø. Østenvik. 1997: Cyanotoksiner og edelkreps - toksinproduserende blågrønnalger i Steinsfjorden sommeren 1997. Felles rapport NIVA/NVH, Norges veterinærhøgskole, Institutt for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene., 17 sider.
- Berge, D. 1996. Pumping av vann fra Tyrifjorden inn i Steinsfjorden som tiltak for å bedre vannkvaliteten i Steinsfjorden. NIVA-rapport O-95297.(lnr 3396-96)., 15 sider.
- Berge, D. 1994: Vurdering av tidligere undersøkelser i Holsfjorden sett i relasjon til inntaksdyp for Asker og Bærum Vannverk. NIVA-rapport O-93210/Lnr 3011.
- Berge, D. 1992: Vannbruksplan for Tyrifjorden. Delutredning om forurensningssituasjonen i Tyrifjorden og Steinsfjorden, samt de viktigste tilløpselvene. NIVA-rapport O-90096/Lnr 2731., 72 sider.
- Berge, D. 1989. Vasspest - Problem og ressurs. Sammenfattende sluttrapport fra vasspestundersøkelsene. Norsk institutt for vannforskning, O-86238, 32 sider.
- Berge, D. 1986. Overvåking av Tyrifjorden og Steinsfjorden 1982-85. Sluttrapport. Overvåkingsrapport nr 283/86, NIVA-rapport O-8000214/Lnr 1879. 73 sider.
- Berge, D. 1985. Overvåkingsundersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1984. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000214.
- Berge, D. 1984. Overvåkingsundersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1983. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000214.
- Berge, D. 1983 (Red): Tyrifjorden. Sammenfattende sluttrapport fra undersøkelsene i 1978-81. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. ISBN 82-90356-31-5.
- Berge, D. 1983b. Overvåkingsundersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden 1982. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000214, 55 sider.
- Berge, D. 1981. Limnologiske undersøkelser i de frie vannmasser. Tyrifjordundersøkelsen-årsrapport for 1980. Tyrifjordutvalget, Drammen., 42 sider.
- Berge, D. 1980. Limnologiske undersøkelser i de frie vannmasser. Tyrifjordundersøkelsen-årsrapport for 1979. Tyrifjordutvalget, Drammen., 46 sider.
- Berge, D. og P. Brettum 1999: Oppdaterende undersøkelse av Eikerenvassdraget 1997-98. NIVA-rapport O-97105 / Lnr 4011-99., 85 sider.
- Berge, D., E-A Lindstrøm, G. Kjellberg og T. Bækken 1994: Resipientundersøkelse av Begna, Storelva og Nordfjorden ved Norske Skogindustrier A/S Follum Fabrikker., NIVA-rapport O-93024(lnr. 3051), 45 sider.
- Berge, D. og Tjomsland, T. 1992 Vannbruksplan for Tyrifjorden- Delutredning om: Muligheter for vannkvalitetsforbedring i Steinsfjorden gjennom økning av vannutskiftningen. NIVA-rapport O-92001 (Lnr 2735)., 38 sider.

- Berge, D., M. Mjelde., J.E. Løvvik og P. Brettum 1985: Tyrifjordundersøkelsen 1978-81. Limnologiske undersøkelser i de fri vannmasser i Tyrifjorden og Steinsfjorden. Datarapport. NIVA-rapport O-7800602 / Lnr 1777., 249 sider.
- Berge, D. og S. Rognerud 1983. Viktigste forurensningstilførsler - tilførselsberegninger. side 25-36. i Berge, D. 1983 (Red): Tyrifjorden. Sammenfattende sluttrapport fra undersøkelsene i 1978-81. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. ISBN 82-90356-31-5.
- Berge, D., J. Skurdal, O.K. Skogheim, T. Qvenild, og D. Hongve 1983: Kvikksølvforurensning og andre tungmetaller. Side 124-129 i Berge, D. 1983 (Red): Tyrifjorden. Sammenfattende sluttrapport fra undersøkelsene i 1978-81. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. ISBN 82-90356-31-5.
- Borgvang, S.A., J.L. Bratli, og A. Skiple 1997. Hovedplan for avløp Ringerike kommune - Vannkvalitet i vassdragene. NIVA-rapport O-96224/Lnr 3603-97, 84 sider.
- Bratli, J.L., T. Tjomsland, B. Brørs, T. Källqvist og O. Skulberg 1999: Vannutskifting i Steinsfjorden. Mulige konsekvenser for vannutskifting, vannkvalitet og blågrønnalger ved åpning av vegfyllingene. Forprosjekt. Fellesrapport SINTEF/NIVA, NIVA Lnr 3952-98., 70 sider.
- Bratli, J.L., D. Berge, E-A. Lindstrøm, T. Bækken og G. Kjellberge 1998: Resipientundersøkelse av Begna, Storelva og Nordfjorden i 1997 ved Norske Skogindustrier ASA - Follum. NIVA-rapport O-97099/lnr 3872-98.
- Bratli, J. L., D. Berge, og T.E. Brandrud 1997: E16 Rørvik - Vik, Kommunedelplan. Registreringer og analyse. Vann, Vassdrag og Strandsoner. NIVA-rapport O-97106 /Lnr 3750-97., 33 sider.
- Brettum, P. 1996: Vannkvalitetsovervåking i Tyrifjorden, Steinsfjorden, samt tilløpselvene Storelva og Sokna, 1996. NIVA-rapport L-nr 3662-97., 36 sider.
- Buskerud Fylkeskommune 1993: Vannbruksplan for Tyrifjorden og Steinsfjorden. Buskerud fylkeskommune 1993, 61 sider.
- Carlberg, G., K. Martinsen og J. Riise 1983: Organiske mikroforurensninger. Side 136-138 i Berge, D. 1983 (Red): Tyrifjorden. Sammenfattende sluttrapport fra undersøkelsene i 1978-81. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. ISBN 82-90356-31-5.
- Fjeld, E., L. Lien, S. Rognerud, B. Underdal 1999: Miljøgiftundersøkelse i Drammenselva 1997-1998. Tungmetaller i fisk, moser og muslinger. NIVA-rapport O-97126/Lnr 4060-99, 37 sider.
- Faafeng, B. og T.J. Oredalen 1998: Gjersjøens utvikling 1972-97 og resultater fra sesongen 1997. NIVA-rapport O-97066/Lnr 3881-98., 65 sider.
- Faafeng, B., P. Brettum, T. Gulbrandsen, J.E. Løvik, , B. Rørslett, E. Øyvor Sahlqvist 1981: Randsfjorden - Vurdering av innsjøens status 1978-80 og betydning av planlagte reguleringer i Etna og Dokka. Hovedrapport. NIVA-rapport O-78014., 138 sider.
- Hegge, O. og Østdahl, T.(red.) 1992. Fiskedød i Begnavassdraget. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernadv. Rapport nr 14/92, 30 sider.

- Holtan, H. 1970: Tyrifjorden - en limnologisk undersøkelse i 1967-68. NIVA-rapport O-15/64, 159 sider.
- Kjellberg, G. 1982. Overvåking av Mjøsa. Sammendrag, trender og kommentarer til situasjonen i 1976-81. NIVA rapport O-8000203, 46 sider.
- Langeland, A. 1974: Long-term changes in the plankton of Lake Tyrifjord, Norway. *Norw. j. Zool.* 22, 207-219.
- Langeland, A. 1972: Biologiske undersøkelser i Holsfjorden (Tyrifjorden) 1971. NIVA-rapport O-143/70, 55 sider.
- Løvik, J. E. og S. Rognerud 1998: Overvåking av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet. Datarapport for undersøkelsene i 1997. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr 726/98. TA-1534/1998. NIVA-rapport O-92078 / Lnr 3822-98., 28 sider.
- Myhrstad, J.A. 1976: Bakteriologiske undersøkelser i Holsfjorden 1975. Statens Institutt for Folkehelse, Sanitærkjemisk avdeling., 32 sider.
- NFF 1998. Norwegian TBM tunnelling. 30 years of experience with TBMs in Norwegian tunnelling. Publication no. 11. ISBN 82-991952-1-7. Norwegian Soil and Rock Engineering Assosiation. Oslo
- NTNU 1991. Fullprofilmasser, Materialeegenskaper og anvendelse. Prosjektrapport nr. 16-91. Inst. for bygg- og anleggteknikk, NTNU, Trondheim.
- Olsen, N. R. B. and Tjomsland, T. (1998) "3D CFD modelling of wind-induced currents and radioactive tracer movements in a lake", 3rd. International Conference on Hydroscience and Engineering, Cottbus, Germany.
- Qvenild, T. og J. Skurdal 1983. Fisk. Side 104-115 i Berge, D. 1983 (Red): Tyrifjorden. Sammenfattende sluttrapport fra undersøkelsene i 1978-81. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. ISBN 82-90356-31-5.
- Qvenild, T., J. Skurdal og T. Kildal 1983: Populasjonsbiologi for ørretbestanden i Tyrifjorden. Fagrapport nr 22. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset Drammen, ISBN 82-90356-26-9., 85 sider.
- Qvenild, T. og J. Skurdal 1983b: Kreps. Side 116-120 i i Berge, D. 1983 (Red): Tyrifjorden. Sammenfattende sluttrapport fra undersøkelsene i 1978-81. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. ISBN 82-90356-31-5.
- Riise, J. og H. Solberg 1983: Bakteriologisk forurensning. Side 130-135 i Berge, D. 1983 (Red): Tyrifjorden. Sammenfattende sluttrapport fra undersøkelsene i 1978-81. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. ISBN 82-90356-31-5.
- Rognerud, S. 1990: Fiberavsetninger i Storelva. NIVA-rapport O-90125/Lnr 2529., 24 sider.
- Rognerud, S. 1975: Hydrografi, fytoplankton og primærproduksjon i Holsfjorden 1972-73, samt en sammenlikning med Krøderen, Sperillen og Randsfjorden. Hovedfagsoppgave i Limnologi, Univ. Oslo., 140 sider.

- Rognerud, S., E. Fjeld og J.E. Løvik 1999. Landsomfattende undersøkelse av metaller i innsjøsedimenter. Stalig program for forurensningsovervåking, SFT-Rapport nr 795/99, TA 1631/1999., NIVA Rapport O-96011/Lnr 4024-99., 71 sider.
- Rognerud, S., D. Berge og M. Johannessen 1979: Telemarkvassdraget - Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975 - 1979. NIVA-rapport O-70112., 82 sider.
- Rohde, W. 1969: Crystallization of Eutrophication Concept in Northern Europe. Side 50-64 i boka Eutrophication, Nat. Acad. Sci., Wash. D.C., 661 sider.
- Rørslett, B., D. Berge, A. Erlandsen, S.W. Johansen og P. Brettum 1984: Vasspest i Steinsfjorden, Ringerike. Innvirkning på vannkvalitet og behov for tiltak. NIVA-rapport O-82132, 52 sider.
- Rørslett, B. og D. Berge 1983: Vasspest. Side 94-103 i Berge, D. 1983 (Red): Tyrifjorden. Sammenfattende sluttrapport fra undersøkelsene i 1978-81. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. ISBN 82-90356-31-5.
- SFT 1997. Veiledning. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann, Statens forurensningstilsyn, Oslo
- Skogheim, O.K. 1975: Steinsfjorden. En undersøkelse av hydrografi, sedimenter, fytoplankton og primærproduksjon i 1972 og 73. Hovedfagsoppgave i limnologi ved Univ. Oslo. 148 sider + 63 i vedlegg.
- Skulberg, O. 1998: Steinsfjorden - Toxinproduserende blågrønnalger. Observasjoner 1997. NIVA-rapport O-97129/Lnr 3901-98., 43 sider.
- Skurdal, J og E. Garnås 1997: Utviklingen av Krepsebestanden i Steinsfjorden 1979-1996. Østlandsforskning, ØF-rapport nr 11/1997., 45 sider.
- Skurdal, J., O.K. Skogheim, T. Qvenild, og E. Garnås 1992: Undersøkelse av kvikksølv i fisk fra Tyrifjorden, Buskerud 1977-1991. Fylkesmannen i Buskerud - Miljøvernavdelingen, Rapport nr 21 1992., 50 sider.
- Snekvik, E. 1969: Kvikksølvforurensning i vassdrag, spesielt Drammensvassdraget. Jakt, Fiske og Friluftsliv 5, side 214-217 og 254.
- Sosial- og Helsedepartementet 1995: Forskrift om vannforsyning og drikkevann mm. Sosial og Helsedepartementet I-9/95., 38 sider.
- Strøm, K.M. 1932: Tyrifjord. A limnological study. Norske Vid. Ak. Oslo. Skrifter, I, Mat. Nat. Kl. 1932(3), Side 1-84.
- Tjomsland, T. 1982. Strøm og spredningsstudier i Tyrifjorden, Rapport nr.2, løpenr. 1191, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Tjomsland, T. 1980. Strøm og spredningsstudier i Tyrifjorden, Rapport nr.1, løpenr. 1191, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Underdal, B. 1970: Kvikksølvundersøkelser i fisk fra Drammensvassdraget og Drammensfjorden. Inst. for Næringsmiddelhygiene, Norges Veterinærhøgskole.
- Underdal, B., V. Hormazabal, O.M. Skulberg, Ø. Østenvik, og T. Aune 1998: Cyanotoksiner og fisk - toksinproduserende blågrønnalger i Steinsfjorden. Felles rapport

NIVA/NVH, Norges veterinærhøgskole, Institutt for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene., 18 sider.

Wivestad, T.M. 1995: Overvåking av Steinsfjorden 1995. Rapport utgitt av Fylkesmannen i Buskerud, Buskerud Fylkeskommune, Hole og Ringerike kommuner, 19 sider.

Wold, T. 1995 Vassdrag i Oslo 1994. Status for innsjøene. Oslo Kommune, Oslo Vann- og Avløpsverk, Miljøtilsyn., 85 sider.

Østby, E., K. Elgmork, J.M. Hoff, og T. Håstein 1981: Kvikksølvundersøkelser i Tyrifjorden 1968-1978. Tyrifjordundersøkelsen Fagrapport nr 8, 73 sider. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset Drammen.