

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Blindern

0-40/76

ORIENTERENDE RESIPIENTUNDERSØKELSE I TROMS
HARSTAD KOMMUNE

Oslo, 24. februar 1977

Saksbehandler: Cand.real. Jon Knutzen
Medarbeider : Cand.real. Knut Kvalvågnes
Fil.kand. Jan Magnusson

Instituttssjef Kjell Baalsrud

Forord

De foreliggende undersøkelser er gjennomført etter oppdrag fra Troms Fylkeskommune, Utbygningsavdelingen (ifølge brev av 23.9.1976 og instituttets programforslag av 11.2 og 11.3.1976).

Oppdraget har vært gjennomført som orienterende befaringer i en del vannforekomster hvor det har vært aktuelt å få et skjønn på forskjellige forurensningsproblemer og avløpsforhold. Oppdraget omfatter resipienter i følgende kommuner: Storfjord, Lenvik, Gratangen, Kvæfjord og Harstad. Det er funnet mest hensiktsmessig å avgi separate rapporter for hver kommune.

Oppdraget er blitt nærmere konkretisert ved skriftlig kontakt og samtaler med representanter fra fylkeskommunens Utbygningsavdeling og de tekniske etater og administrasjonen i de berørte kommuner. Disse har også stilt til disposisjon avløpsplaner og annet underlagsmateriale, samt vært behjelpelig på forskjellig måte ved gjennomføringen av feltarbeidet. Instituttet vil takke for all informasjon og annen hjelp.

Resultatene fra strandobservasjonene og dykkerundersøkelsene ved dyputslipp er dokumentert i et eget fotovedlegg i et begrenset antall rapporteks-emplarer.

Hovedkontakt ved Utbygningsavdelingen har vært avd.ing. Torstein Dale, som også har vært med på feltundersøkelsene, og takkes for den praktiske tilretteleggingen.

Oslo, 24. februar 1977

Jon Knutzen

INNHALDSFORTEGNELSE

Side:

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	6
2. INNLEDNING	9
3. BERGSVÅGEN	10
3.1 Observasjoner i de frie vannmasser	12
3.2 Metaller i alger	14
3.3 Observasjoner ved dyputslipp for kommunalt avløpsvann	14
3.4 Observasjoner ved dyputslipp fra acetylenfabrikk	16
3.5 Strandbefaring	17
4. GANSÅSBOTN/HARSTADBOTN	19
4.1 Observasjoner i de frie vannmasser	20
4.2 Metaller i alger	23
4.3 Observasjoner ved dyputslipp	23
4.4 Strandbefaring	25
5. SAMMENFATTENDE DISKUSJON AV FELTOBSERVASJONER	28
6. TEORETISK VURDERING AV AVLØPSPLAN OG FORTYNNINGSFORHOLD	31
6.1 Hydrografiske forhold	32
6.2 Avløpsvannets fortykning og transport	32
6.2.1 Tidevannstransporten	36
6.2.2 Utslippsberegninger	39
6.2.3 Beregningsresultater og diskusjon av utslippsvirkninger	39
6.3 Forslag til videre undersøkelser	44
7. LITTERATUR	46
FOTOVEDLEGG (i 25 eksemplarer)	

TABELLFORTEGNELSE

Side:

Tabell	1.	Salinotermdata fra Bergsvågen 17.8.1976	12
Tabell	2.	Kjemiske og fysiske observasjoner i Gansåsbotn 17.-18.8.1976	21
Tabell	3.	Metallkonsentrasjoner i overflatevann fra Gansåsbotn ($\mu\text{g}/\text{l}$)	22
Tabell	4.	Metallinnhold i grisetang fra Gansåsbukten 17.-18.8.1976, mg/kg tørrvekt	23
Tabell	5.	Utslippsmengder ($\text{kg}/\text{døgn}$) ved de forskjellige utslippsstedene	31
Tabell	6.	Utslippsområdenes areal, volum og tidevannsprisme	37
Tabell	7.	Teoretisk vannutskiftning pr. døgn	38
Tabell	8.	Utslippsmengder, bakgrunnsverdier og naturlige transportere i Harstad havneområde (pr. døgn)	40
Tabell	9.	Utslippsmengder, bakgrunnsverdier og naturlige transportere i Kannebogen (pr. døgn)	40
Tabell	10.	Utslippsmengder, bakgrunnsverdier og naturlige transportere i Bergsvågen (pr. døgn)	41

FIGURFORTEGNELSE

Side:

Figur 1.	Bergsvågen og Gansåsbotn, Harstad	11
Figur 2.	Viktigste fremtidige utslipp i følge avløpsplanen	33
Figur 3.	Temperatur, saltholdighet og siktedyp, Bergsvågen, Harstad 17.8.1976	34
Figur 4.	Saltholdighets variasjoner (S^0/oo) i Ofotfjorden november 1972 - juni 1973 (etter Skreslet 1974)	35

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Det er utført en orienterende dykkerundersøkelse ved de dykkede utslipp av kommunalt avløpsvann i Gansåsbotn/Harstadbotn og Bergsvågen samt i omegnen av dyp-utslipp fra acetylenfabrikk i Bergsvågen (kfr. fig.1). Samtidig er det foretatt en strandbefaring i de samme områder og tatt stikkprøver av vannkvaliteten i de berørte bassenger, dessuten innsamlet algeprøver til metallanalyse.

Det anbefalte alternativ i avløpsplanen for Harstad er teoretisk vurdert med hensyn på fortykning og transport av avløpsvann i de påtenkte utslippsområder (kfr. fig.2).

Observasjoner fra strandbefaringen og i omegnen av dyp-utslippene er dokumentert ved fotografier (i 25 eks. av rapporten).

II De dykkede utslippene av urensset kommunalt avløpsvann i Gansåsbotn/Harstadbotn og Bergsvågen ga iøynefallende forurensningsvirkninger i utslippenes nærområde. Bunnen var preget av ekskrementer, papirfragmenter og andre kloakkvannspartikler, nedslamming og råtne sedimenter, samt artsfattige organismsamfunn. Denne primære forurensningsvirkning var lokal, men kunne anslås til henholdsvis 1-2 dekar (Gansåsbotn) og 3-4 dekar (Bergsvågen). De naturbetingete bunnforhold i Gansåsbotn gjør at utbredelsen av primære forurensningsvirkninger var vanskelig å bedømme.

III Strendene i Gansåsbotn var generelt preget av ulike former for belastning, bl.a. igangværende utfyllingsprosjekter og den tilliggende søppelfylling. En rekke mindre kloakkutslipp er ødelagt i flomålet eller munner ut i vannkanten. Omgivelsene i den umiddelbare nærhet var karakterisert ved ekskrementer, toalettpapir, råtne slamavleiringer, begroinger med bakterier og grønne alger samt vond lukt. Sjøfuglansamlingen ble observert i enkelte større kloakksig.

Enkelte deler av Gansåsbotns strender hadde et mindre forurensningspreget utseende, men stort sett må området betegnes som sterkt forurensset. Forurensningsgraden ytrer seg også ved de luktulempere nærliggende boligfelter periodisk utsettes for.

- IV I Bergsvågen syntes strendene nærmest upåvirket fra Sølvskjevågen og innover mot munningen av Nygårdsvågen. I Nygårdsvågen var det en skjemmende søppelfylling, men bare et mindre antall kloakkvannsutslipp over stranden. Strendene innenfor dyputslippene av kommunalt avløpsvann og kalkhydrat (fra acetylenfabrikk) syntes ikke påvirket. Det samme gjaldt i hovedsaken strekningen videre innover mot Ervik, men her var det flere tilfeller av åpne kloakksig og dessuten en tendens til forsøpling.
- V Hovedvannmassene i Bergsvågen syntes lite påvirket, men det kommunale utslipp hadde gjennomslag til overflaten. Metallinnholdet i de analyserte alger var lavt.
- VI Vanmassene i Gansåsbotn bar i varierende grad preg av den mangeartede belastningen. Innerst (ved søppelfyllplass) var vannet gråsvart og svakt oljepåvirket. Lenger ut var grumsingen noe varierende og ikke spesielt fremtredende unntatt i nærheten av større utslipp. Høye verdier av totalfosfor antydde utslippenes innvirkning på vannkvaliteten. I dyplagene ble det registrert et betydelig oksygenvinn. Metallinnholdet i alger var bare svakt høyere enn i Bergsvågen (særlig for bly), men verdiene fra ulike voksesteder indikerte gradforskjeller i belastning (mest innerst).
- VII De uhygieniske og uestetiske forholdene i Gansåsbotn kan ventes vesentlig forbedret ved den planlagte avlastning med kloakkvann, som må anses som den dominerende forurensningskilde. I hele undersøkelsesområdet er det behov for at småutslipp saneres eller føres godt under laveste fjære.
- VIII De teoretiske beregningene av fortykning og transport indikerer at påvirkningen av vanmassene i Kannebogen og Samasjøen (Harstad havn) vil være forholdsvis betydelig jevnført med den naturbetingede inn- og uttransport av gjødselsstoffer (fosfor- og nitrogenforbindelser); mindre utpreget i Bergsvågen. Det vil være viktig å sikre en god primærfortyning ved dyp-utslipp (<30 m) og dessuten å unngå bakevjeeffekter. Risikoen for det siste antas størst i Kannebogen.

XI Estetiske og hygieniske forhold tilsier at kloakkvannet samles til et oversiktlig antall utslippssteder, slik avløpsplanen forutsetter. Påvirkningen med lett nedbrytbart organisk stoff er ubetydelig i forhold til fortynningsvannmassenes oksygeninnhold. Såfremt betingelsene i pkt. VIII oppfylles, er det heller ikke sannsynlig at belastningen med næringsalter vil volde problemer. Det antas derfor tilstrekkelig med fjerning av flytestoffer og partikler i avløpsvannet (mekanisk rensing). Tilretteleggelse av muligheter for senere kjemisk rensing (fosforfelling) bør likevel vurderes bl.a. på bakgrunn av alminnelige vernehensyn, eventuell framtidig belastningsøkning, avløpsvannets innhold av metaller og andre kjemikalier og muligheten for å utnytte kloakkslammet.

X For å sikre hensiktsmessige utslippsplasseringer og få informasjon om vannbevegelsen i de aktuelle områder er det formulert et forslag til program for strømundersøkelser.

2. INNLEDNING

Formålet med de undersøkelser og vurderinger som her rapporteres har vært:

- Enkel dokumentasjon av naturforhold og forurensningstilstand i Gansåsbotn/Harstadbotn og Bergsvågen (fig.1), som i dag belastes med henholdsvis kommunalt kloakkvann, søppelavrenning og avløpsvann fra en acetylenfabrikk, (Bergsvågen).
- Vurdering av den framtidige utvikling i de to nevnte områder i relasjon til eksisterende planer for sanering av utslipp og stans i bruken av den nåværende søppelfyllplass i Gansåsbotn.
- Vurdering av nåværende og framtidige utslipps innvirkning på det marine miljø og tilknyttede brukerinteresser, herunder anbefalinger med hensyn til rensing av avløpsvann og andre rens tiltak.
- Teoretisk bedømmelse av fortynningsforhold og vannutskiftning i utslippsområder (fig. 2), spesielt Bergsvågen, Harstad havn og Kannebøgen.
- Vurdering av behovet for nærmere resipientstudier og formulering av et rammeopplegg for strømundersøkelser.

For de spørsmål som angår fortynningsmuligheter og vanntransport (lagdeling, strøm, topografi) er det et spinkelt vurderingsgrunnlag tilgjengelig bortsett fra den avløpstekniske side av problemet (Ing. Chr. F. Grøner A/S, 20.12.1973). Man har derfor stort sett måttet basere seg på tidevannsdata og informasjoner fra sjøkart.

Ved feltstudiene i Gansåsbotn og Bergsvågen er det foretatt dykkerundersøkelser med kvalitativ registrering av organismesamfunnenes viktigste arter. I tillegg er det foretatt strandbefaringer med observasjoner av generelle forhold og utslipp i fjæra. Resultatene fra disse observasjoner er dokumentert ved fotografier (vedlegg i 25 eks. av rapport).

I tillegg er det innsamlet tangprøver til analyse på metaller og foretatt orienterende hydrografiske og vannkjemiske analyser (saltinnhold, oksygen,

næringsalter, metaller, siktedyp, håvtrekk).

Tang- og vannprøvene for metallanalyse er analysert på Sentralinstitutt for industriell forskning. De øvrige analyser er foretatt på NIVAs analyselaboratorium etter rutinemessig prosedyre.

3. BERGSVÅGEN

Bergsvågen er en bred fjordarm med åpen forbindelse mot utenforliggende områder (fig.1). Dypet i hovedbassenget er 50-150 m. Et par mindre bukter - Nygårdsvågen og Altevågen med den innenforliggende Sølvskjevågen - er vesentlig grunnere. For begge vedkommende er det åpen forbindelse mot Bergsvågen. Fra lokalt hold hevdes at det går en strøm utover på Bergsvågens østside og inn i Altevågen/Sølvskjevågen. Vannutskiftning og hydrografiske forhold er nærmere vurdert (teoretisk) i kap. 6.

Hovedtilløpene av ferskvann kommer innerst i vågen. Bergselva fra Steinsåsvatnet munner ut i Nygårdsvågen (fig.1) og elven fra Møkkelandsvatnet kommer ut lenger øst ved Ervik.


I nedbørfeltet til Bergsvågen er det en blanding av tettbebyggelse, spredt bebyggelse og jordbruksvirksomhet. Områder er attraktivt i rekreasjonsmessig henseende, og det foregår fiske, både etter fjordfisk, sild, laks og sjøørret. Det har vært hevdet at torsken i Bergsvågen lukter dårlig. Det er kjent at både flyndre og torsk kan samle seg ved kloakkutslipp ("mannskitstangere"). Bergsvågen belastes med kommunale avløp fra omkring 7 000 personekvivalenter. Det vesentlige av dette kommer i et større dyputslipp ved st. Be 1 (fig.1).

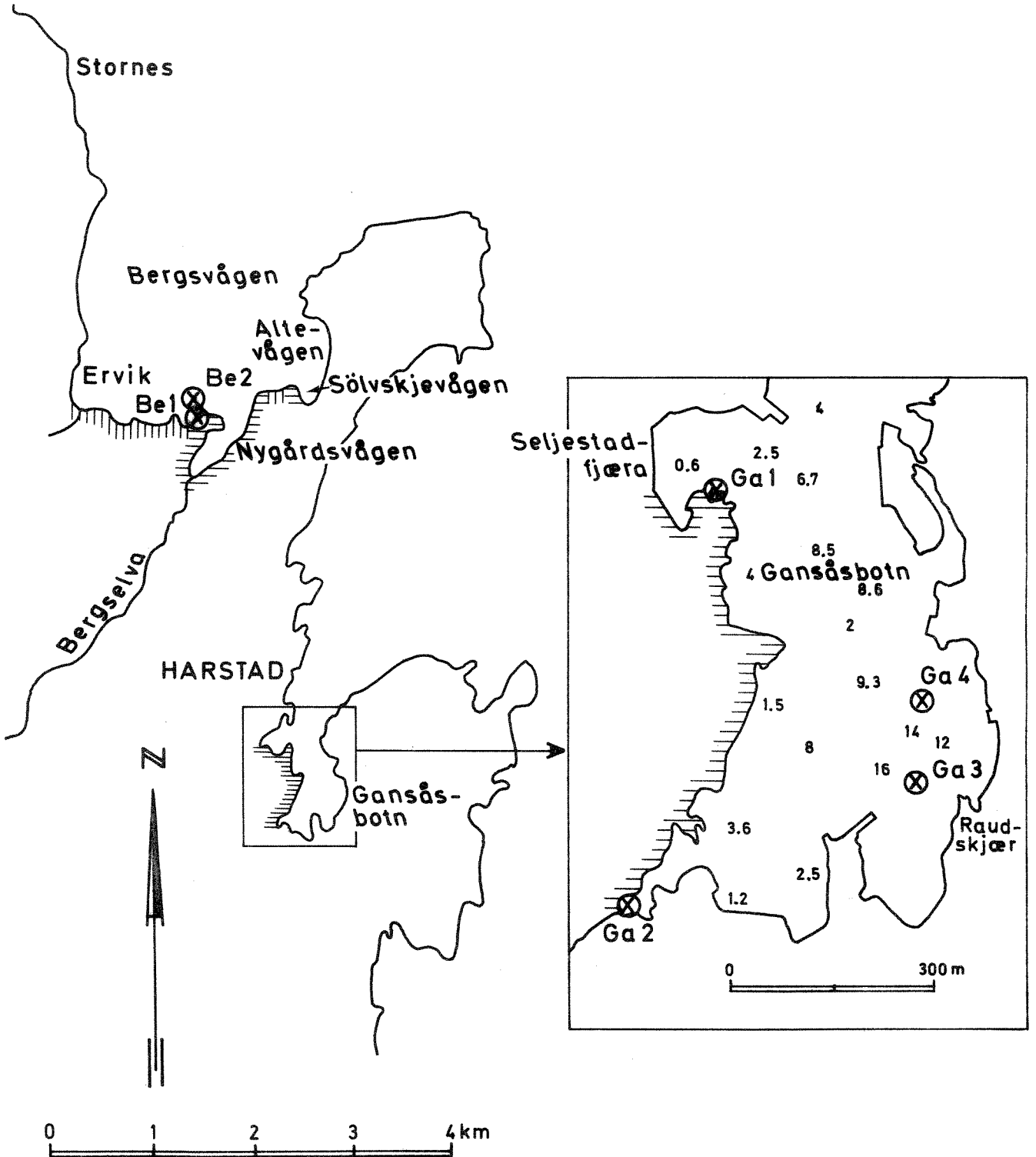
Et par hundre meter utenfor kloakkvannsutslippet er det også utslipp fra en acetylenfabrikk (st. Bel). Dette består stort sett av kalkhydrat. Bedriften har konsesjon på produksjon av 1920 kg acetylen pr. døgn (brev fra Statens Forurensningstilsyn (SFT) til NORGAS A/S av 18.6.1976). Inntil sedimenteringsanlegg er bygget kan det slippes ut inntil ca. 1.2 tonn

Fig.1

Bergsvågen og Gansåsbotn, Harstad

Strandbefaring: 

Spesielle observasjonssteder: 



kalkhydrat ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) pr. tonn forbrukt kalsiumkarbid. Pr. år (230-250 driftsdøgn) lar dette seg beregne til å bli ca. 1300 tonn. I følge utslippssøknaden av 22.7.1975 er imidlertid kapasiteten ikke fullt utnyttet, og utslippet pr. døgn har ligget på ca. 1.3 tonn kalkhydrat (G.Gaupset, SFT, pers.medd.); på årsbasis omkring 320 tonn.

Av forurensningstilførsler forøvrig må nevnes sigevann og søppel fra fyllplassen i Nygårdsvågen (fig.1) og en rekke mindre avløp fra enkelt- og mindre boligfelter. Disse bidragene må regnes som små i forhold til de ovennevnte hovedutslipp. Det samme antas å gjelde avrenning fra gjødslede jordbruksarealer.

3.1 Observasjoner i de frie vannmasser

Disse undersøkelsene av hydrografi og vannkjemi hadde rent orienterende karakter og ble gjort fordi det ikke forelå tilgjengelige data fra området tidligere. Observasjonene innskrenket seg til en stasjon i området nær utslippet fra acetylenfabrikken (st. Be 2 fig.1) og omfattet målinger av siktedyp, saltholdighet, temperatur, oksygen, turbiditet og næringssalter samt et overflatehåvtrekk. Fra en vannprøve samlet nær land i det samme området (Bergsodden) foreligger resultater av metallanalyser.

Resultatene fra de fysiske observasjonene på st. Be 2 er presentert i tabell 1.

Tabell 1. Salinotermdata fra Bergsvågen 17.8.1976

Dyp	Saltholdighet	Temperatur °C
0	33.5	11.4
5	33.6	11.4
10	33.7	11.4
20	33.7	11.2
30	34.1	10.4
40	34.3	10.2
50	34.6	10.2

Som man ser var det nærmest gjennomblandede vannmasser, med bare svake gradienter i saltholdighet og temperatur.

Siktedypet var 12 m uten vannkikkert og fargen grønn i halvt siktedyp.

Næringsinnholdet ble analysert i to prøver fra 1 og 37 m. Innholdet av totalnitrogen var henholdsvis 310 og 205 $\mu\text{g N/l}$; av totalfosfor henholdsvis 12 og 9 $\mu\text{g P/l}$. De respektive verdiene av nitrat og ortofosfat var 10 $\mu\text{g N/l}$ (begge dyp) og 6 $\mu\text{g P/l}$ (begge dyp).

Overflatekonsentrasjonen av totalnitrogen var relativt høy, og da resultatene fra to parallellprøver ga noe forskjellig resultat (310 representerer middelverdien av disse to), er det mulig at det foreligger en feil ved prøvetaking eller analyse. Det er imidlertid også mulig at de høye verdiene representerer spor av det nærliggende kloakkvannsutslipp. Dette hadde gjennomslag til overflaten på prøvetakingstidspunktet. Ellers kan man merke seg de lave verdiene av nitrat, mens ortofosfat utgjorde omkring 50% av totalfosforkonsentrasjonene.

I overflatevannsprøven fra Bergsodden (innsamlet 5.10.1976) ble det funnet følgende metallkonsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$):

Bly	Kobber	Sink	Kadmium	Kvikksølv
<1	1.9	3.5	0.1	0.17

Dette er verdier som kan regnes å tilsvare bakgrunnsnivået i upåvirket kystvann (muligens bortsett fra bly, der den benyttede analysemetoden ikke er ϕ mfindtlig, nok til å registrere så lave konsentrasjoner).

Som det framgår av siktedypsverdien var det lave konsentrasjoner av planteplankton, og håvtrekkanalysen viste en vanlig sammensetning av samfunnet. Mest framtrepende var forskjellige dinoflagellater (*Ceratium tripos*, *C. fusus* og andre i samme slekt; *Peridiniums* spp. og *Dinophysis* sp), en del tintinnider (gruppe av skallbærende encellede dyr), samt copepoder

(hoppekreps), mens det var sparsomt med diatoméer (*Nitzschia cf. longissima* og *Corethron cf. eriopekilum*).

3.2 Metaller i alger

Grisetang til metallanalyse ble samlet inn på stranden mellom kloakkvannsutslippet og avløpet fra acetylenfabrikken. Analysene ga følgende resultat (mg/kg tørrvekt):^x

Kvikksølv	Kopper	Sink	Mangan	Jern	Kadmium	Bly
0.02	7.0	62	<10	60	0.2	2.0

Dette er for samtlige elementer lave verdier, dvs. omkring samme nivå som man finner i nærmest upåvirkede områder.

3.3 Observasjoner ved dyputslipp for kommunalt avløpsvann

Hovedutslippet av kommunalt avløpsvann til Bergsvågen (st. Be 1, fig.1) hadde på befaringstidspunktet gjennomslag til overflaten, hvor det hadde samlet seg et større antall sjøfugl. Etter opplysninger fra lokal-kjente var dette en vanlig situasjon.

Den ca. 0.5 m brede kloakkledningen ble fulgt fra fjæra og ned forbi utslippsdypet på ca. 8 m.

I fjæra og nedover til ca. 2 m var det en vanlig algevegetasjon med sautang (*Pelvetia canaliculata*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og sagtang (*Fucus serratus*) sammen med vanlig marthaum (*Chorda filum*). Sammen med de to sistnevnte i 1.5-2 meters dyp vokste også de kalkenkrusterte rødalgene *Corallina officinalis*, *Lithothamnion lenormandii* og *Lithothamnion cf. granii*. Av observerte dyr i

x

Analysene er utført ved Sentralinstitutt for industriell forskning ved atomadsorpsjon etter dekomponering i bombe. Sink, kopper, kadmium og bly er ekstrahert på forhånd.

beltet 0-2 m kan nevnes fjærerur (*Balanus balanoides*) purpursnegl (*Thais lapillus*), eremittkreps (*Pagurus* sp.), kongssnegl (*Buccinum undatum*) og en kalkrørsorm av slekten *Spirorbis*. Dette er et "normalt" sammensatt samfunn som ikke bar preg av kloakkvannspåvirkning.

På selve kloakkrøret i 2 meters dyp ble det registrert et samfunn dominert av små sukkertare (*Laminaria saccharina*), vanlig martaum og mindre trådformede alger som *Ceramium* sp., *Ectocarpus* sp. og uidentifiserte grønnalger (Cf. *Spongomorpha*). Sammen med disse ble det observert en påvekstfauna hovedsaklig bestående av rur (*Balanus improvisus*), trekantmark (*Pomatoceros triqueter*) og muslingen *Anomia patelliformis*.

Fra 2 til nær 4 m var det frisk sandbunn med enkelte oppstikkende bergknatter øverst. Sanden var til dels dekket av lange grønnalgetråder.

Fra ca. 4 m begynte bunnen å bli mer siltaktig og preget av råtnende alger og i tiltakende grad dekket med kloakkvannspartikler (vedl. fig.1).

Under 4-5 m var det lite makroskopisk liv, med unntak av sporadiske fisk (skrubbeflyndre og torsk). Langs kloakkledningen var bunnen helt dekket av papirfragmenter og andre kloakkvannspartikler (vedl. fig.2).

Bunnavløringene var meget løse og svarte under overflaten. Utslippet munnet på ca. 8 m, der det var en ekskrementhaug i forgrunnen (vedl. fig.3) og en voll av papir, filler, slam etc. 10-15 m i forkant av munningen og noe dypere enn denne (på ca. 10 m, se vedl. fig.4).

Flere eksemplarer av fisk ble observert i umiddelbar nærhet av den oppstigende kloakkvannsstrømmen. Nedsatt sikt på grunn av oppvirvlet slam vanskeligjorde fotodokumentasjonen.

Utbredelsen av de her beskrevne forhold ble ikke målt opp, men observasjoner av rått bunn inntil 40-50 m til siden for utslippsledningen indikerer at det kan dreie seg om i hvert fall 3-4000 m².

3.4 Observasjoner ved dyputslipp fra acetylenfabrikk

Det omtalte hovedutslippet fra acetylenfabrikken lå på ca. 21 meters dyp og få hundre meter nord for hovedavløpet for kloakkvann. Flere ledninger gikk fra bedriften, og ett av rørene som gikk parallellt med hovedledningen endte på ca. 10m.

Fjærebeltet på begge sider av utslippsledningen hadde også her en normal algesonering (kfr. kap. 3.3). Et vanlig samfunn av alger og gruntvannsfauna ble likeledes observert på fjellbunn ned til 3-4m. Utenom de før nevnte alger (kap. 3.3) ble det på ledningsforankringene også registrert små eksemplarer av stortare (*Laminaria hyperborea*) og i samme dyp (ca. 3m) enkelte kjerringhår (*Desmarestia aculeata*).

Av de dyr som er nevnt i forrige kapittel ble det observert fjærerur (*Balanus balanoides*, 0-3m) purpursnegl (*Thais lapillus*, 0-2m) strand-snegl (*Littorina littorea*, 0-3m; *Littorina obtusata*, 2m), kalkrørsormen *Spirorbis* sp. (1-7m), sneglen *Gibbula cinerea* (2m), eremittkreps (*Pagurus* sp., 2.5-15 m) og ett enkelt levende kuskjell (*Cyprina islandica*, 3m).

Fra 4 til 6 m avtok både flora og fauna og det var økende tilslamming av bunnen. Nedenfor 6 m fantes lite annet enn eremittkreps (*Pagurus* sp.), et fåtall andre dyr og enkelte sukkertare (*Laminaria saccharina*) eller andre alger på utslippsledningen eller på stein som stakk opp gjennom slamlaget.

På 6 m var slamlaget ca. 10 cm dypt, men allerede på 7 m nær 30 cm. Tykkelsen tiltok og dypere ned lot mektigheten seg ikke måle ved å stikke kniv ned i avleiringene. Fargen var i begynnelsen gulgrå, men ble fra 10-12 m til dels skinnende hvit. Ofte hadde det dannet seg en skorpe over slamavleiringene, formodentlig av gips (kalsiumsulfat) (vedl.fig.5). Utslippsledningen var til dels nedslammet og vanskelig å følge. Området rundt munningen var som en hvit ørken (vedl.fig.6).

Under 12-13 m var det praktisk talt livløst, bortsett fra at en større samling eremittkreps ble observert på 15 meters dyp (vedl.fig. 7) og noe fisk (torsk).

Sukkertaren forekom til dels i store (4-5m lange), men også svært skjøre eksemplarer ned til 10-12 m. Et enkelt eksemplar av rødalgen *Odonthalia dentata* fantes på ca. 12 m. For øvrig ble det ikke observert makroskopiske alger. I det meget fattige dyresamfunnet ble det på ledningen og ledningsforankringene registrert enkelte trekantmark, en strandkrabbe (*Carcinus maenas*), og muslingen *Anomia patelliformis* (alle 8 m), mens sjøpungen *Styela rustica* ble notert fra 10 m.

Omfanget av de direkte skadevirkningene på flora og fauna ved nedslamming lot seg ikke arealbestemme på den tilgjengelige tid, men antas å dreie seg om samme størrelsesorden som ved det nærliggende kommunale utslipp (3-4000 m²), sannsynligvis noe mer. Foruten nedslammingseffekten må man regne med lokale endringer i det vannkjemiske miljø, men sannsynligvis bare umiddelbart over ayleiringene.

3.5 Strandbefaring

Området for befaringen i fjæra framgår av fig.1 (skravering), og strakte seg mellom Sølvskevågen og Ervik.

Mellom Sølvskevågen og garnbøteriet på vestsiden av Nygårdsvågen besto stranden av vekselvis svaberg og stein av varierende størrelse. Ingen kloakkutslipp fantes på denne strekningen. Algesoneringen var slik man kunne forvente for en middels eksponert lokalitet (vedl.fig. 8). Øverst fant man vanligvis et belte av sautang (*Pelvetia canaliculata*), men dette kunne mangle (f.eks. siste par hundre metre innover mot garnbøteriet). Nedenfor sautangen vokste små flekker med blæretang (*Fucus vesiculosus*) deretter fulgte et 6-8 m bredt belte dominert av grisetang (*Ascophyllum nodosum*), men med islett av blæretang.

Fra såvidt under vann ved fjære overtok for det meste sagtang (*Fucus serratus*), av og til med innslag av andre alger (*Chorda filum*, *Ectocarpus*). Tarmgrønske forekom bare spredt og i mindre mengder. Av dyr på samme strekning var fjærerur og strandsneglen *Littorina saxatilis* mest framtrædende.

Inne i Sølvskevågen var soneringen stort sett som utenfor (vedl. fig. 9), men *Chorda filum* ble funnet mellom sagtangen og den nakne sandbunnen nedenfor.

I Nygårdsvågen innenfor garnbøteriet og mot småbåthavnen var soneringen den samme med unntak av sautang, som stort sett manglet. Heller ikke her ble det observert tarmgrønske.

Innenfor småbåthavnen var det plassert en tilsøplet fyllingsom til dels gikk helt ned i flomålet (vedl.fig. 10). Ved siden av fyllingen fantes det også et mindre kloakkutslipp med svart leire, bakteriebelegg og rik forekomst av tarmgrønske (*Enteromorpha* sp.)(vedl.fig. 11).

Ved Bergselvas munning var den vanlige algesoneringen erstattet av blæretang og tarmgrønske som vokste både på bredden og på stein i selve elveløpet (vedl.fig. 12). Vannet i elven var blankt og klart.

Innerst i Nygårdsvågen var det småsteinet sandstrand med tarmgrønske, fjærerur, fjæremark, blåskjell og hjertemusling. Det ble registrert et par mindre utslipp. Utover på nordøstsiden av Nygårdsvågen fantes også noe blæretang, men for det meste var forholdene som innerst i bukta (sand og småstein)og dermed dårlige voksemuligheter for større tangarter).

Rundt neset ved NORGAS (Bergsodden) fantes den samme algesoneringen som på vestsiden av Nygårdsvågen, dessuten noe sautang øverst. Ved en liten kloakkledning som munnet ut i stranden like under fjæra, vokste noe tarmgrønske, ellers var bevoksningen i fjæra den samme innenfor kalkslamavløpet og videre innover mot det kommunale hovedkloakkutslippet.

Algeveksten var også stort sett likeartet videre innover stranden mot Ervik, med unntak av de steder hvor kloakkutslipp eller ferskvannspåvirkning gjorde seg gjeldende. I slike tilfeller var det lokale bestander av tarmgrønske. På denne strekningen var det forøvrig mange slike småutslipp og ellers ikke ubetydelig forsøpling (vedl.fig. 13-14). Drensvann fra en

gjødselskjeller ga stank, råttene leire og vekst av grønnalger.

Ervikelva hadde relativt klart vann, og begroingen i elveløpet var moderat. I selve munningen var det imidlertid rik forekomst av tarmgrønske. Stranden på begge sider hadde vanlig brunalgesonering.

Det samlede inntrykk fra Bergsvågen var at de ytre deler med Sølvskevågen virket nærmest uberørt. Fra Nygårdsvågen og innover var det likeledes i hovedsaken tiltalende forhold, men ofte griset til ved en rekke mindre kloakkutslipp, som samtlige munnet knapt under flomålet, hvor da også ekskrementer og papir periodisk samlet seg. Likeledes fortjener den utstrakte dumping av søppel nær vannkanten å påpekes.

4. GANSÅSBOTN/HARSTADBOTN

Gansåsbotn er en grunn og relativt åpen bukt (fig.1) omgitt av mangeartet virksomhet: boliger, småbåtbygger og småbåtopplag, kaiplass for større båter, lagere og mindre bedrifter. Slik området har utviklet seg må det antas at det ikke er knyttet spesielle rekreasjonsinteresser til vannforekomsten, bortsett fra småbåtbruken.

Bukten er sterkt belastet med kommunalt avløpsvann og dessuten utsatt for forskjellige andre påvirkninger. Viktigst blant disse må antas å være avrenning fra kommunal søppelfyllplass, dessuten båttrafikk og utfyllingsarbeider.

Hele Gansåsbotn har et areal på ca. 0.5 km^2 hvorav den indre delen (ut til Seljestadfjæra) utgjør snaut halvparten. Forbindelsen med de utenforliggende vannmasser er relativt åpen. En dyphøl på ca. 12-18 m ligger i området nær st.Ga4 (fig.1). Bortsett fra noen mindre fordypninger ligger resten av bunnen på 5-8 m før oppgrunningen mot land (data fra sjøkart). Stranden består dels av stein med utenforliggende leire, dels av strandenger og sand/rullestein.

Det største kloakkvannsutslippet munner på ca. 10 m (nær st. Ga 3 på fig.1). Det er også et større utslipp i fjæra innerst på østsiden og dertil en rekke små utslipp omkring flomålet. Den kommunale søppelfyllplassen er plassert innerst på vestsiden og avgrenset mot sjøen ved gjerde og steinfylling. Denne plassen skal settes ut av drift i 1977 (Torstein Dale, pers.medd.).

I følge avløpsplanen (Ing. Chr. F. Grøner A/S, 20.12.1973), kan man fra det avløpsområdet som knytter seg til Gansåsbotn regne med ulike virksomheter (boliger, småindustri, kontorer o.l.) tilsvarende en belastning på 10 - 12 000 personekvivalenter (p.e.). Brukes 10 000 p.e. til et omtrentlig anslag for overflatebelastningen pr. år (0.5 km^2 overflate) fås:

- Lett nedbrytbart organisk stoff	550 tonn	$\text{BOF}_7/\text{km}^2\text{år}$
Fosforforbindelser	20 tonn	$\text{P}/\text{km}^2\text{år}$
Nitrogenforbindelser	90 tonn	$\text{N}/\text{km}^2\text{år}$

Det må understrekes at beregningene er svært anslagsmessige og at eksakte data mangler. Likevel skulle størrelsesordenen være riktig. Tilsvarende tall for indre Oslofjord (upubl.) og Frierfjorden (NIVA 1973) er (Oslofjorden først):

- Tonn $\text{BOF}_7/\text{km}^2\text{år}$:	140-520
Tonn $\text{P}/\text{km}^2\text{år}$:	3.6-13
Tonn $\text{N}/\text{km}^2\text{år}$:	20-430

En slik direkte sammenlikning av overflatebelastning må av flere grunner betraktes med sterke forbehold. Faglig bl.a. på grunn av forskjeller m.h.t. bassengutforming og vannutskiftning og den skjønsmessige avgrensningen av arealet; forvaltningsmessig fordi områdetets størrelse er avgjørende for omfanget av de brukerinteresser som berøres. Sammenlikningen kan her likevel tjene til å anskueliggjøre at den lokale belastningsgraden i Gansåsbotn er av samme størrelsesorden som i to fjordområder som regnes blant Norges mest forurensede.

4.1 Observasjoner i de frie vannmasser

Undersøkelsen av forholdene i de frie vannmassene hadde samme stikkprøve-

karakter som i Bergsvågen og må bedømmes med forbehold om prøvetakings-
tidspunktene representativitet. Så vidt vites var det imidlertid ingen
spesielle faktorer med hensyn til hydrografiske forhold, avrenning eller
utslipp som gjorde seg gjeldende. Tabell 2 gjengir resultatene av
observasjonene fra Gansåsbotns dypområde (Ga 4) og resultatene av metall-
analyser fra et par prøver samlet nærmere stranden er gjengitt i tabell 3.

Tabell 2. Kjemiske og fysiske observasjoner i Gansåsbotn 17.-18.8.1976

Stasjon Dyp (m)	Ga 1	Ga 2	Ga 4					
	0	0	1	5	10	12	15	17
Analysert								
Saltholdighet ‰ S	33.4	33.2	33.0	33.2	33.3	33.3	33.5	33.8
Temperatur °C			10.6	10.5	10.2	10.2	9.0	8.5
Oksygen ml/l						8.05 ^x	5.32	3.15
Oksygen % metning							84	49
Totalfosfor µg P/l	40	140	21				74	
Ortofosfat µg P/l			9				66	
Totalnitrogen µg N/l	190		90				210	
Nitrat µg N/l			<10				<10	
Turbiditet J.T.U.	0.6	5.5	0.5				0.7	

^xSannsynligvis feilanalyse

Det fremgår at tross den svakt utviklede lagdelingen ble det konstatert markert oksygenvinn under 15m. I betraktning av at det må antas god vannutveksling, viser dette hvor sterk belastningen er med nedbrytbart organisk stoff.

Næringssaltanalysene viste ingen eksepsjonelt høye verdier, bortsett fra totalfosforkonsentrasjonen på 140 µg/l innerst i bukten. Dette området er påvirket både av kloakkvannsutslipp i fjæra og søppelfyllplassen, som ligger like øst for Ga 2. Det var også i denne lille viken at grumsing av vannet var iøynefallende (turbiditet 5.5 J.T.U.). De øvrige turbiditetsverdiene fra området var relativt lave.

For å få et visst skjønn på om særlig søppelfyllplassen bidro med tungmetallbelastning, ble det 5/10 samlet inn to overflatevannsprøver fra den lille viken ved søppelfyllplassen (nær Ga 2) og ved Forsvarets brygge, som ligger noe lenger ut. Metallinnholdet i de ufiltrerte prøvene viste seg å være lavt eller moderat (tabell 3).

Tabell 3. Metallkonsentrasjoner i overflatevann fra Gansåsbotn (µg/l)*

	Bly	Kobber	Sink	Kadmium	Kvikksølv
Ga 2	1.6	2.6	9.8	<0.1	0.21
Forsvarets brygge	<1.0	1.3	5.2	0.1	0.26

Kopper og sink ble funnet i konsentrasjoner omkring bakgrunnsnivået i upåvirket vann, mens de andre metallene viste svakt høyere verdier. Særlig gjelder dette bly, men også denne påvirkningen må betegnes som moderat.

Fra st. Ga 4 ble det også innsamlet en kvantitativ planteplanktonprøve. Algebestandene var relativt små og tallmessig dominert av forskjellige encellede mikroalger (2-10 µ), med konsentrasjoner på omkring 1.5 mill. celler pr. l. Ellers var det et visst innslag av den kolonidannende kiselalgen *Skeletonema costatum* (ca. 0.3 mill. celler/l) og mindre mengder av *Chaetoceros* sp. og uidentifiserte nakne dinoflagellater.

* Prøvene er analysert på atomadsorpsjon på Sentralinstitutt for industriell forskning.

4.2 Metaller i alger

Hensikten med metallanalyser på fastsittende alger var å få et uttrykk for den midlere metallbelastning i området. Grisetang (*Ascophyllum nodosum*) er innsamlet på tre lokaliteter i noe varierende avstand fra de antatt viktigste forurensningskilder. Alle algene er samlet i øvre del av fjæra og var av omtrent samme lengde (20-25 cm). Resultatene er gjengitt i tabell 4, og prøvestedenes beliggenhet framgår av fig.1.

Tabell 4. Metallinnhold i grisetang fra Gansåbotn 17.-18.8.1976, mg/kg tørrvekt

Metall Stasjon	Kvikksølv	Kopper	Sink	Mangan	Jern	Kadmium	Bly
Ga 1a (munning Seljestadfjæra)	0.03	6.2	89	15	100	0.1	1.4
Ga 1b (ved steinfylling mot Ø)	0.0	9.6	90	15	100	0.4	2.5
Ga 2	0.03	13.6	120	15	260	0.4	8.0

Hovedkonklusjonen fra analyseresultatene er at metallpåvirkningen i området var liten, men sporbar for enkelte elementer. Særlig gjelder dette bly i materialet fra st.Ga 3, som var den eneste verdi tydelig over det som betraktes som et naturlig bakgrunnsnivå (ca.3µg/kg). Ellers ser man at det også for de øvrige metallene var en svak forhøyelse av konsentrasjonene fra den ytterste lokaliteten og innover.

4.3 Observasjoner ved dyputslipp

På st.Ga 3 ble det dykket langs kloakkledningen fra overflaten (utenfor BOTA Bygg), nedover forbi utslippsdypet (ca.9-10 m) og ned til ca. 15m.

Hardbunnssamfunnet av alger og dyr i fjærebeltet hadde en normal sammen-

setning med grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og særlig sagtang (*Fucus serratus*) som de mest framtreddende blant algene og fjærerur (*Balanus balanoides*) og strandsnegl (*Littorina littorea*) blant dyrene.

Omkring 4-6 m forandret bunnen karakter fra hovedsaklig fjell og stein til bløtbunn med enkelte slamdekte stein (vedl. fig. 15). Av større alger på steinene vokste sukkertare (*Laminaria saccharina*) og vanlig martaum (*Chorda filum*) spredt nedover mot 8-9 m. Algeeksemplarene var til dels store. I samme dyp opptrådte en del kjerringhår (*Desmarestia aculeata*) og kvaser av tynne, trådformede brunalger. Fra 6-8 m vokste noe stortare (*Laminaria hyperborea* f. *cucullata*). Av dyr i dette sjiktet (ca. 5-9 m) ble det observert en del strandsnegl, eremittkreps (*Pagurus* sp.), trekantmark (*Pomatoceros triqueter*), vanlig korstroll (*Asterias rubens*) og noen få av strandkrabbe (*Carcinus maenas*), sjønellik (*Metridium senile*) og et irregulært sjøpinnsvin (*Psammechinus* sp.).

Grumsingen av vannet var ikke særlig markert i overflatelaget idet sikten horisontalt var omkring 4 m. Lenger ned var forholdene vanskeligere å bedømme på grunn av at de løse bunnnavleiringene lett ble hvirvlet opp.

Det ca. 0.5 m brede kloakkrøret munnet på 9-10 m. Utslippets nære omgivelser (i hvert fall et par hundre m²) var preget av kloakkvannspartikler (papirfragmenter etc.) i et ca. 20 cm løst lag over fastere avleiringer (fig. 16 i vedlegg). Bortsett fra papirfragmenter og en del hvitt belegg - som kan antas å ha vært svovelbakterier - hadde den løse bunnen brunlig overflate med gråsort underside (vedl. fig. 17). Av alger ble det nær kloakkmunningen bare funnet en del råtnende eksemplarer. Derimot ble det observert små forekomster av en del dyr på dyndbunnen; eremittkreps, vanlig korstroll (sjøstjerne), sjøpinnsvin og fjæremark (*Arenicola marina*) og sjønellik (lite). En enkelt torsk ble observert ved utslippet, og trekantmark vokste på kloakkrørets munning.

Observasjonene ble foretatt ned til ca. 15 m, hele veien på meget løs bunn som lett ble hvirvlet opp. Nedre grense for algevekst var vanskelig å fastslå på grunn av det uegnede substratet. Bare isolerte knatter

med fjell stakk opp av mudderet. Stortare med epifytter fantes imidlertid ned til 14 m, og rødalgen *Cystoclonium purpurascens* ble funnet på 13 m. I en prøve fra 10-12 m ble følgende alger notert: Fagerving (*Delesseria sanguinea*), *Polysiphonia urceolata*, *Trailliella intricata*, *Spermothamnion* sp. , *Sphaecelaria* sp. og endel pennate diatoméer.

Et mindre område av bløtbunn var dekket av en rød og hinneformet vekst, som viste seg hovedsakelig å bestå av blågrønnalgen *Spirulina subsalsa* (vedl.fig. 18).

Dyrelivet nedover fra 10 m var også preget av bunnforholdene, med sparsom og spredt opptreden av hardbunnsformer. Følgende vanlige arter ble notert: trekantmark, vanlig korstroll, fjæremark, sjønellik, sjøpinnsvin (*Strongylocentrotus droebachiensis* og *Echinus esculentus*), steinrur (*Balanus balanus*) og pyntekrabbe (*Hyas araneus*).

Av fisk ble det utenom torsk bare observert et par flyndrer, deriblant en lomre.

Helhetsinntrykket var relativt normale til noe påvirkede gruntvannsamfunn i de øvre 4-5 m, deretter tiltakende nedslamming og fra 8-9 m et økende innslag av kloakkvannspartikler og mudderbunn som var råttent få cm under overflaten. Den umiddelbare omegnen av utslippet var på det nærmeste fri for makroskopiske planter og dyr. Ellers må det fattige organismesamfunnet sannsynligvis mer tilskrives utslippets betydning for bunnen enn innvirkningen på vannkvalitet og lysforhold.

Utstrekningen av massive eller åpenbare primærvirkninger av utslippet lar seg vanskelig bedømme eksakt, men kan anslås til størrelsesordenen 1-2000 m².

4.4 Strandbefaring

Formålet med befaringen i fjæra var å få et inntrykk av den alminnelige tilstand i området og i hvilken grad primære forurensningsvirkninger gjorde seg gjeldende. Størrelsen av det observerte området er markert ved skravering på fig.1.

Befaringen startet i Seljestadfjæra, der det var lagt en bekk i kulvert under veien. Vannet i denne var ikke iøynefallende forurenset, men vil øve innvirkning både ved en viss ferskvannspåvirkning og ved at avrenningen fra nedbørfeltet er noe påvirket av bebyggelse og trafikk.

Det generelle inntrykket av Seljestadfjæra var til dels frodig begroing med grønnalger, for det meste tarmgrønske (*Enteromorpha* spp.) Noe *Vaucheria* - antakelig *V. intermedia* - ble funnet i gressrøttene på erosjonskanten mot leirflatene. Et par kloakkrør munnet en snau meter under flomålet og var dessuten ødelagt flere steder på strekningen over stranden. Omgivelsene var preget av ekskrementer, papirfragmenter, delvis belegg med rosa svovelbakterier (purpurbakterier) på svart (råtten) leire og dessuten markert lukt. På flatene av silt og leire var det imidlertid også tallrike ekskrementhauger av fjæremark, særlig noe lenger ut i bukten. Hele strekningen ut til pynten på sydsiden bar preg av kloakkvannspåvirkning og relativt liten vannmengde.

Det ble observert ansamling av matsøkende måker og andre fugler i kloakkvannssiget.

Ved munningen av Seljestadfjæra, mot øst, forandret omgivelsene karakter, til småsteinet sandstrand. På steinene vokste fjærerur og velutviklede eksemplarer av grisetang (vedl.fig. 19). Grisetang var ikke observert lenger inn. Noe tarmgrønske og frittflytende grønnalgematter ble også registrert, men i mindre mengder. Blåskjell var vanlige, og på grisetangen vokste strandsnegler.

Lenger innover Gansåsbotn var man i ferd med å fylle ut med stein.

Rett syd for steinfyllingen var det et mindre kloakkutslipp like under flomålet, men bortsett fra ekskrementer og papir var det ingen iøynefallende virkning på omgivelsene (vedl. fig.20).

Innerst i bukten nord for Bårdnakken var derimot påvirkningen tydeligere. Flere mer eller mindre ødelagte kloakkrør munnet i omgivelsene, og

ved siden av kloakkvannsparikler var det noen steder rått leire og luktulemper. Frodig bevoxsning med tarmgrønske var framtreddende, sammen med frittflytende algematter (vedl.fig. 21).

Utover mot Bårdnakken var det mer steinstrand. Flere mindre kloakkutslipp ble observert. Steinene var til dels dekket av rur, og det var likeledes mye strandsnegl. Algeveksten i vannlinjen omkring høyvannslinjen var beskjedent. Et velutviklet belte av griselang begynte ca. $\frac{1}{2}$ -1 m under flo-målet, og fortsatte mer spredt ned til vel $\frac{1}{2}$ meters dyp ved fjæresjø. Spredte blæretangeksemplarer (*Fucus vesiculosus*) vokste i det samme beltet. Av grønnauger ble det stort sett bare observert løstdrivende kvaser. Nedenfor fucacé-beltet var det mest bar sand. Stranden var noe nedsøplet, og denne tendensen fortsatte utover mot et småbåtopplag og rundt pynten med kai for større båter.

I innerste del av Gansåsbotten, en liten vik avgrenset av søppelfyllplass mot øst og sydøst, var vannet nærmest gråsvart og med en tynn oljehinne. Området må betegnes som massivt forurenset. Forsøplingen var markert og stranden forøvrig preget av siget fra to eller tre fragmenterte kloakkrør, med ledsagende løs og svart leire, purpurbakterier og stank. Foruten rikelig vekst av tarmgrønske, flytende algematter og noe oljepåvirket griselang ble det observert rur og strandsnegl (men ikke blåskjell). Tarmgrønske og kompakte matter av *Vaucheria* sp. (steril) ble funnet midt i kloakksiget. Vedl. fig. 22-24 illustrerer forholdene. I følge opplysninger fra lokalt hold er de nærliggende boligområder til tider sterkt genert av vond lukt.

Utover langs steinfyllingen mot søppelfyllingen var det et typisk artsfattig pionersamfunn av grønnauger og blågrønnauger. Algene var til dels hvitflekke og råtnende; vannet svartblakket med små oljehinner.

Som det framgår av det ovenstående var østsiden og indre del av Gansåsbotten til dels sterkt preget av forsøpling og markerte virkninger av kloakkvannutslipp. Av kloakkledninger ble det observert minst et dusin (ikke forsøkt talt), hvorav de fleste av betongrør. Samtlige betongledninger var mer eller mindre ødelagt, mens plastrørene var intakte. Imidlertid munnet også

de sistnevnte vanligvis like under flomålet, slik at virkningen på omgivelsene ble likeartet.

5. SAMMENFATTENDE DISKUSJON AV FELTOBSERVASJONER

Stikkprøveobservasjonene av hydrografiske forhold gir lite grunnlag for konklusjoner, men var i overensstemmelse med det man kunne vente i relativt åpent farvann med liten ferskvannstilførsel: høy saltholdighet helt til overflaten og liten lagdeling. Dette har særlig den betydning for utslipp av kommunalt avløpsvann at det er vanskelig eller ikke mulig å oppnå en innlagring av spillvannet under overflatelaget. Der hvor man av en eller annen grunn ønsker at avløpsvannet skal fortynnes sterkt før det når overflaten, må utslipp følgelig legges på relativt store dyp (alternativt på steder med strøm som gjennomgående frakter avløpsvannet bort fra området som særlig ønskes beskyttet).

Samme forbehold som ovenfor gjelder i enda sterkere grad de vannkjemiske observasjonene. De relativt høye verdiene av totalnitrogen fra Bergsvågen kan som nevnt skyldes feilanalyse, være tilfeldige eller muligens en følge av utslippene i nærheten. Det siste er noe usannsynlig, bl.a. på bakgrunn av at verdiene for totalfosfor var lave og at konsentrasjonene av totalnitrogen i Gansåsbøtn - som må betraktes som vesentlig hardere belastet - ikke var særlig høye. På organismsamfunnene i Bergsvågen er det heller ikke sporet annet enn lokale gjødslingseffekter. I Gansåsbukten derimot, indikerer enkelte høye verdier av totalfosfor en mer påtakelig innflytelse av utslippene på vannkvaliteten. Her er det også registrert et markert oksygenforbruk i de dypere vannlag.

Bergsvågen var overalt preget av klart vann (siktedyp 12 m), unntatt i den umiddelbare nærhet av utslippene. I Gansåsbøtn var det en til dels markert grumsing, særlig i den innerste delen, der vannet var gråsvart og dessuten noe oljepåvirket.

Metallbelastningen var lav både i Gansåsbøtn og Bergsvågen. Dette ble

bekreftet både ved stikkprøveanalysene av vann og de mer utsagnskraftige resultatene fra analysene av metallinnholdet i alger. Imidlertid var verdiene i Gansåsbukten svakt høyere, ved siden av at det der også var antydning til en noe forskjellig påvirkningsgrad i ulike deler av bukten.

Dyputslippene av husholdningskloakkvann hadde en markant lokal virkning i form av nedslamming med kloakkvannspartikler (ekskremitter, papir o.a.) og løs, råttent bunn. Utbredelsen av denne type forurensningsvirkninger lar seg vanskelig angi nøyaktig. Overgangen fra påvirkete omgivelser til naturlig betinget bløtbunn (slik som i Gansåsbukten), vil være glidende. Forekomsten av papirfragmenter er muligens den enkleste metode til å observere utslippets helt åpenbare influensområde. Størrelsen av dette arealet er i Gansåsbotten og Bergsvågen anslått til henholdsvis 1-2 dekar og 3-4 dekar, men angivelsen er usikker. Nedslamming med finere partikler vil også gjøre seg gjeldende utenom det området, hvor kloakkvannspartiklene lar seg identifisere med det blotte øyet.

Virkingen av forhøyede nivåer av gjødselsstoffer lar seg bare antyde på grunnlag av det innsamlede materialet, idet forekomsten av indikatororganismer og indikatorsamfunn også beror på flere andre faktorer. Eksempelvis kan nevnes ferskvannspåvirkning, voksestedets beskaffenhet (stein, sand, silt eller kombinasjoner), eventuell isskuring, forekomst av beitedyr og mekaniske inngrep i omgivelsene (f.eks. en steinfylling). Hovedvannmassene i Gansåsbotten virket generelt påvirket, og det var betydelig forekomst av grønnalgebegroinger (*Enteromorpha* sp.) langs strendene, samt en del flytende grønnalgematter. Imidlertid ble det også observert flere tilfeller av normal brunalgesonering. Det kan således ikke sies at kloakkvannsutslippene har ført til en fullstendig endring av buktens naturlige gruntvannsflora- og fauna. Det er imidlertid ingen tvil om at utslippene sammen med andre påkjenninger (især søppelfyllingen, dessuten båttrafikk, landutvidelse o.a.) har medført en alminnelig forringelse av miljøet. I Bergsvågen kunne det ikke ses at hovedutslippet av kloakkvann hadde mer enn lokal effekt.

Utslipet fra acetylenfabrikken hadde medført nedslamming av flere mål og en bunn som var meget fattig på organismer til dels uten synlig liv. Utbredelsen av kalkslammet lar seg relativt lett spore, men ble ikke

nøyaktig kartlagt ved denne undersøkelsen. Sannsynligvis lar en kartlegging seg enklest utført enten ved sedimentprøvetaking fra overflaten eller ved at dykkere slipper opp bøyer etter inspeksjon av bunnen i forskjellige retninger fra utslippsledningen. Selv om det ikke burde være risiko for annet enn begrenset kjemisk påvirkning av miljøet (like over nedslammet bunn), fortjener utslippet videre oppmerksomhet. Blant annet har det også generell interesse å se på restaureringsforløpet når utslippene reduseres, slik som planlagt.

Strendene i Gansåsbotn var sterkt preget av en rekke småutslipp like under flomålet, dessuten av forsøpling, utfylling og små oljepåvirkninger. Forholdene må generelt betegnes som uestetiske og uhygieniske med ledsagende luktulemp. Enkelte mer uberørte deler av stranden viste at en markert forbedring kan oppnås ved enkle midler, i første rekke avlastning for kloakkvann og herunder saneringen av en rekke småutslipp. Det synes å være gode muligheter for å forandre Gansåsbotn fra dagens tilstand til å bli et vesentlig mer tiltrekkende nærmiljø.

Bergsvågens strender hadde i hovedtrekkene et tilnærmet uberørt preg, men fra Nygårdsvågen og innover mot Ervik var det mange skjemmende åpne kloakkvannsig over stranden. Større eller mindre ansamlinger av søppel ble også hyppig observert. Den nedsøplede fyllplassen i Nygårdsvågen er et eksempel på særlig slett forvaltning av strandområder.

De hygieniske sidene av kloakkvannsforurensningen må primært vurderes av helsemydighetene, men det synes klart at åpne kloakksig i fjæra bør unngås. Et annet spørsmål gjelder den allminnelige vannkvalitet i et område som Gansåsbotn. Selv om vanlige tarmbakterier hurtig dør i saltvann er det en viss grad av usikkerhet når det gjelder sykdomsframkallende virus og bakterier. En annen usikkerhet gjelder fisk som til en viss grad tiltrekkes av kloakkvannsutslippene. Stort sett antas den hygieniske risiko å være liten. Lokalkjente vil ventelig avholde seg fra å fiske i nærområdet til utslippene. Likevel er forholdet illustrerende for hvordan spredt og ukontrollert kloakkvannstilførsel kan gjøre vannforekomster uegnet for flere formål (produksjons- og vaskevann for fiskeforedlingsbedrifter, oppbevaring av levende fisk, lokalt hjemmefiske, utnyttelse av skalldyr, begroing på båter etc.).

6. TEORETISK VURDERING AV AVLØPSPLAN OG FORTYNNINGSFORHOLD

Hensikten med den følgende framstilling har vært å gi foreløpig bedømmelse av avløpsvannets fortykning og transport i de aktuelle utslippsområder, videre å sammenlikne den naturlige transport av gjødselsstoffer (fosfor- og nitrogenforbindelser) med tilførsel fra forurensningskilder på land. Slike anslagsmessige beregninger har bare latt seg gjennomføre for utslippsområder som har en viss naturlig avgrensing og der tidevannet kan betraktes som den dominerende utskiftningsfaktor.

Utslippsmengder

Tabell 5 viser de planlagte utslippsmengder til hvert fjordområde rundt Harstad. Utslippsstedene er vist på fig. 2 (alternativ D i avløpsplanen). Ved beregningen har en gått ut fra at en personekvivalent tilsvarer:

Organisk stoff v/BOF ₇	75	g O/person·døgn
Total fosfor	2.5	g P/person·døgn
Total nitrogen	12	g N/person·døgn

Alle tall i tabell 5 er omtrentlige.

Tabell 5. Utslippsmengder (kg/døgn) ved de forskjellige utslippsstedene
(Avrundede tall etter alt. D i Avløpsplan for Harstad Kommune.
Ing. Chr. F. Grøner A.S. 20.12.1973)

Utslippssted	Antall p.e.	kg BOF ₇ /døgn	kg Tot-P/døgn	Tot-N/døgn
Bergsvågen	7 000	525	17	85
Trondenes	3 000	225	8	35
Harstad havn (Samasjøen)	25 000	1 900	64	300
Stangnes	15 000	1 130	40	180
Kannebogen	5 000	380	13	60

6.1 Hydrografiske forhold

Det foreligger kun én observasjon av sjiktningen i Harstadområdet. Observasjonen er utført i sammenheng med en biologisk befaring i området (tabell 1). Resultatet framgår også av fig.3. Vanmassen var nesten helt homogen ned til 20 meters dyp og derunder en meget liten forandring av saltholdighet og temperatur.

Nærmeste område med en serie hydrografiske observasjoner er Ofotfjorden (Skreslet, 1974). Ofotfjorden har dog betydelige tilførsler av ferskvann hvilket gir en noe sterkere sjiktning (lagdeling) i de øvre vannmasser (fig.4). Imidlertid kan en utfra dataene fra Ofotfjorden anta at saltholdigheten ved Harstad varierer mest mellom 32-34^o/oo i overflaten og at sjiktningen mesteparten av året er meget svak og omtrent som i fig.3.

6.2 Avløpsvannets fortynning og transport

Det finnes prinsipielt to måter å slippe ut avløpsvann i en resipient. Man kan velge mellom overflateutslipp og dyputslipp. Overflateutslipp er ofte teknisk-økonomisk fordelaktig, men vil gi synlige effekter i nærheten rundt utslippet.

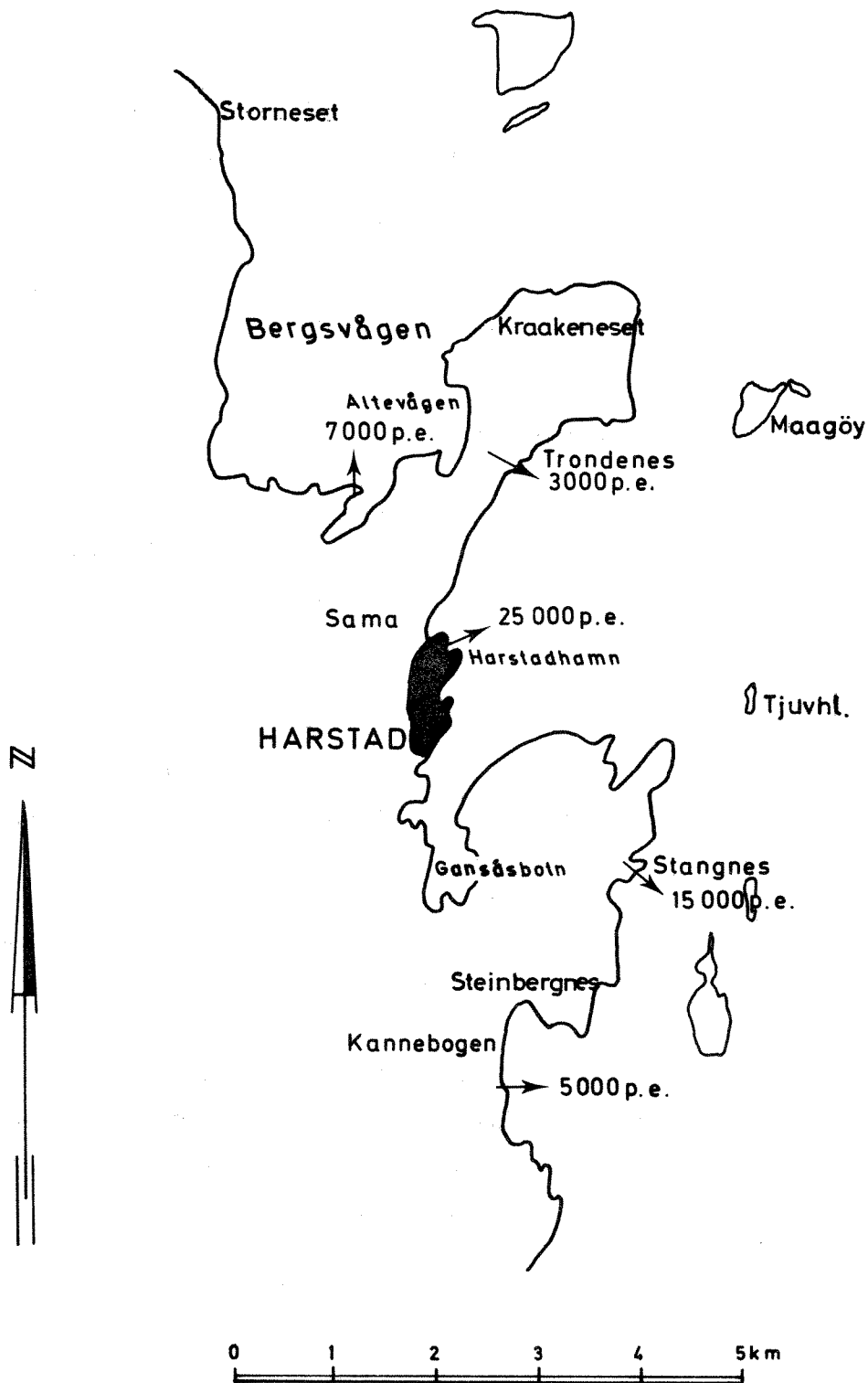
Ved å slippe ut avløpsvannet på dypere vann vil framfor alt primærfortynningen forbedres. Avløpsvannet som er lettere enn saltvann vil stige fra utslippsdypet og opp mot overflaten under innblanding av saltvann. På denne måten kan avløpsvannet fortynnes fra 50-200 ganger, avhengig av utslippsdyp og utslippsarrangement, før det når overflaten eller innlagres i mellomliggende dyp. Dette minsker de synlige effektene av utslippet i nærheten.

Den videre transporten av avløpsvannet bestemmes av de naturlige strømmene i området. I Harstadområdet er det først og fremst strømmer skapt av vinden, tidevann og variasjoner i lufttrykk. Den transportmekanisme som i en viss grad kan vurderes teoretisk er tidevannstransporten, de øvrige mekanismer må studeres ved målinger.

Fig.2

Viktigste fremtidige utslipp ifølge avløpsplan (alt.D)

p. e. = personekvivalenter



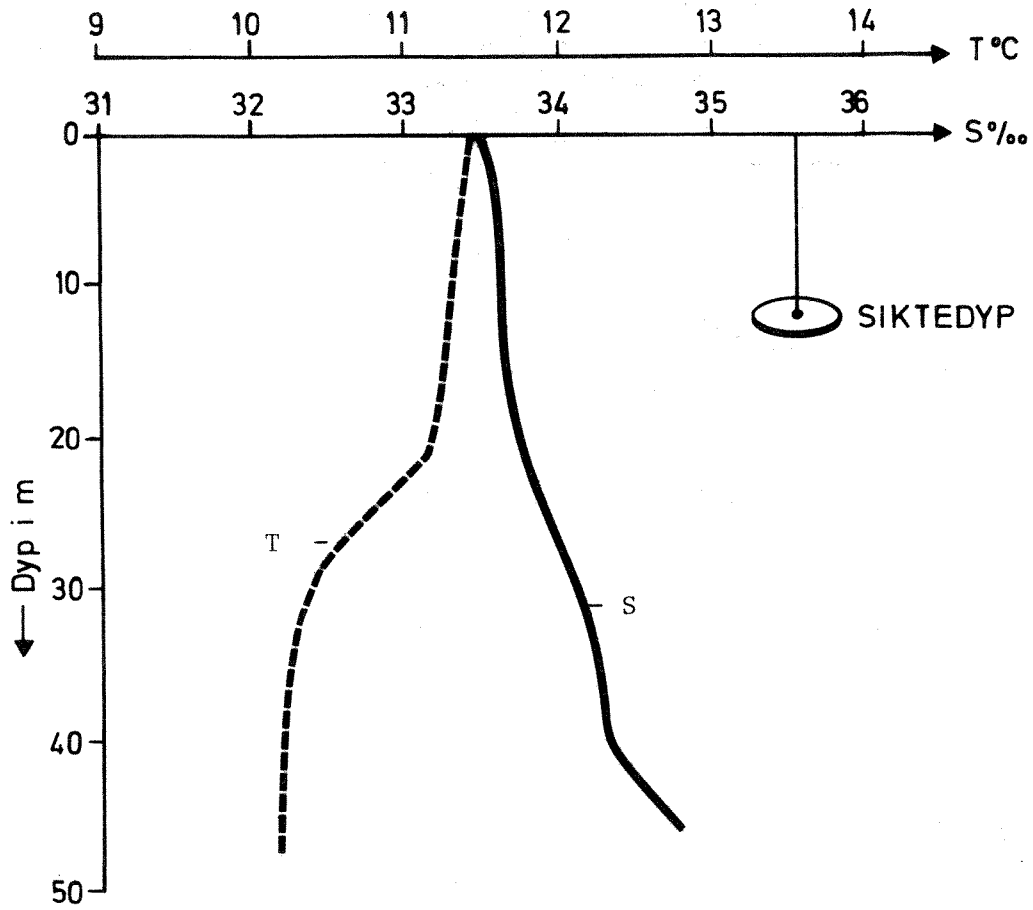


Fig.3. Temperatur, saltholdighet og siktedyp
Bergsvågen, Harstad 17.8.1976

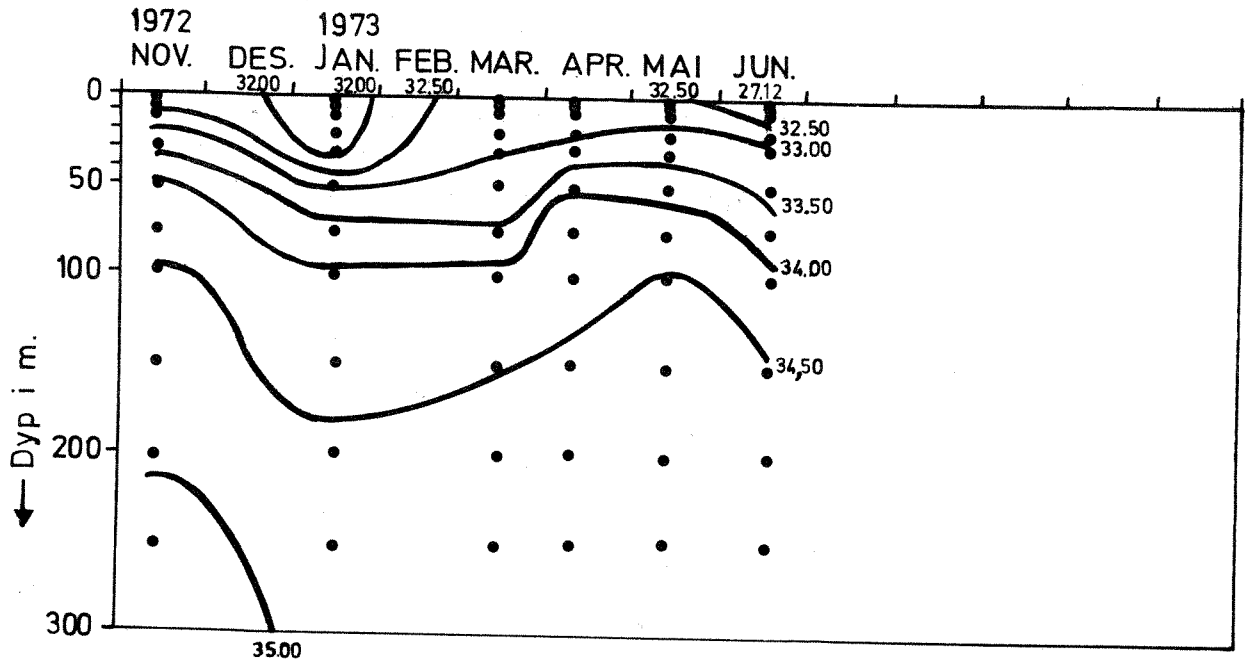


Fig.4. Saltholdighetsvariasjoner (S^0/oo) i Ofotfjorden
november 1972 - juni 1973 (etter Skreslet 1974)

En teoretisk vurdering av tidevannets transportkapasitet vil imidlertid bli grov, da en del generelle antakelser ikke behøver gjelde for Harstadorrådet.

6.2.1 Tidevannstransporten

I Harstadorrådet dominerer det halvdaglige tidevannet¹⁾, med en midlere forskjell mellom flo og fjære på ca. 3 meter (Tidevannstabellen, Norges Sjøkartverk). I tabell 6 er tidevannsprismet beregnet, dvs. det volum vann som transporteres ut fra flo til fjære. Tidevannsprismet er beregnet for tre utslippsområder. I tabellen er også angitt minste dyp inn til respektive utslippsområde fra de store fjordområdene. Arealene er kun grovt vurdert slik at alle tall i disse beregninger er meget omtrentlige. For Bergsvågen er arealet begrenset av en linje Storneset-Kråkneset. Harstad havn er definert som området innenfor øyene Måga og Tjuvholmen. Kannebogens areal er hele viken syd for Steinberg.

For utslippet ved Stangnes har det liten hensikt å utføre slike beregninger fordi resultatene i større grad enn for de øvrige områder vil avhenge av en vilkårlig arealavgrensning og de lokale strømforhold ved utslippsstedet.

1)

Med det halvdaglige tidevann forstås flo ca. to ganger i døgnet.

Tabell 6. Utslippsområdenes areal, volum og tidevannsprisme

Utslippsområde	Areal (10^4 m^2)	Middel-eller sadeldyp (m) ¹⁾	Volum (10^4 m^3)	Tidevanns- prisme (10^4 m^3)
Bergsvågen	600	100	60 000	1 800
Harstad havn	600	50	30 000	1 800
Kannebogen	50	30	1 500	150

Det halvdaglige tidevannet transporterer altså et vannvolum tilsvarende det doble tidevannsprismet ut og inn i løpet av et døgn. Den effektive transporten er dog ikke den samme som tidevannsprismet. I de fleste fjordområdene vil den med tidevannet uttransporterte vannmassen komme tilbake ved flo. Områdets topografi bestemmer hvor mye av det inntrengende vannet som vil blandes med vannet som allerede finnes i området. Topografien i Harstadområdet gjør en utbytteeffekt på 50% av tidevannsprismet trolig. Dette er noe høyt regnet. Generelt ligger utskiftnings-effektiviteten lavere.

Den totale effektive vannutskiftningen pr. døgn kan derfor antas å være omtrent lik tidevannsprismet. Denne vannutskiftningen vil hovedsaklig være begrenset til vannmassene over sadeldypet som angitt i tabell 2. Ved at avløpsvannet ved dyputslipp antas å innblandes i de 30 øverste meterne, er det hovedsaklig vannutskiftningen i dette som vil bety mest for transporten av avløpsvann. Den teoretiske (i det følgende betegnet som den naturlige) vannutskiftningen (Q) er da beregnet pr. døgn i følge:

$$Q = \frac{V_{30}}{V_S} \times 0.5 \times 2 \times V_T$$

hvor: V_{30} = volumet 0-30 m
 V_S = volumet til sadeldyp
 V_T = tidevannsprismet

Beregningstallene er vist i tabell 7.

1) Største dyp ved terskel (grunnområde) mot utenforliggende områder.

Tabell 7. Teoretisk vannutskiftning pr. døgn

Utslippsområde	Volum over Sadeltdyp (V_S) $10^4 m^3$	Volum over 30 m dyp (V_{30})	$\frac{V_{30}}{V_S}$	Tidevannsprisme $V \cdot T$	Vannutskiftning(Q) $10^4 m^3 / døgn$
Bergsvågen	60 000	18 000	0.3	1 800	540
Harstad havn	30 000	18 000	0.6	1 800	1 080
Kannebogen	1 500	1 500	1.0	150	150

6.2.2 Utslippsberegninger

Den teoretiske tidevannstransporten er satt i relasjon til utslippsmengder til hvert område. De tall som nedenfor angis som utslippsmengder er hentet fra en rapport fra Ing. Chr. F. Grøner A.S. (1972): Avløpsplan for Harstad kommune (gjelder antall p.e. og utslippsvolumer).

For nitrogen, fosfor og oksygen-forbrukende materiale (BOF₇), er utslippsmengdene over døgnet sammenliknet med de naturlige transporter av disse stoffer og oksygen. For å kunne anslå næringssalttransporten er det brukt hydrokjemiske data fra Ofotfjorden (Skreslet 1974). (Slike data savnes for Harstad-området). Dog er ferskvannsinflytelsen større i Ofotfjorden slik at en har valgt data som i saltholdighet er mer i overensstemmelse med Harstad-området.

For oksygeninnholdet i vannmassen er det nedenfor brukt 8.5 mg/l. For innholdet av total fosfor har en gått ut i fra ortofosfatinnholdet vintertid i Ofotfjorden som varierer omkring 12 µg P/l. Ut fra det midlere vektforhold mellom fosfor og nitrogen i sjøvann skulle dette gi en gjennomsnittlig konsentrasjon av totalnitrogen på 80 µg/l. Dette synes likevel noe lavt og som beregningsgrunnlag er valgt 100 og 200 µg N/l. Sistnevnte tall er sannsynligvis noe for høyt, men benyttet for ikke å overestimere bidraget fra utslipp.

Det understrekes at disse verdiene er valgt på skjønn og at beregningsresultatene er beheftet med betydelig usikkerhet pga. de utilstrekkelige informasjonen om vannets reelle næringssaltinnhold.

6.2.3 Beregningsresultater og diskusjon av utslippsvirkninger

Beregningsresultatene er vist i tabellene 8-10, der belastningen med lett nedbrytbart organisk stoff, fosfor- og nitrogenforbindelser er sammenliknet med de avgrensede vannmassers innhold av oksygen og gjødslingsstoffene og den naturlige transporten av dem.

Tabell 8. Utslippsmengder, bakgrunnsverdier og naturlige transporter i Harstad havneområde (pr. døgn)

	Volum	Oksygen	Fosfor	Nitrogen
Utslippsmengde	7000 m ³	-2.125 kg (BOF ₇)	72 kg	335 kg
Naturlig transport	1080x10 ⁴ m ³	91.800 kg	130 kg	1000-2000 kg
Områdets naturlige innhold (0-30 m)	1800x10 ⁴ m ³	1.53 000 kg	2.200 kg	18000-36000 kg
Utslippsmengde/ naturlig transport	6x10 ⁻⁴	2%	55%	15-35%
Utslippsmengde/ områdets naturlige innhold	4x10 ⁻⁴	1%	3%	1-2%

Tabell 9. Utslippsmengder, bakgrunnsverdier og naturlige transporter i Kannebogen (pr. døgn)

	Volum	Oksygen	Fosfor	Nitrogen
Utslippsmengde	2.200 m ³	-380 kg (BOF ₇)	13 kg	60 kg
Naturlig transport	150x10 ⁴ m ³	12.800 kg	18 kg	150-300 kg
Bakgrunnsverdi i volumet (0-30 m)	1500x10 ⁴ m ³	128.000 kg	180 kg	1500-3000 kg
Utslippsmengde/ naturlig transport	14x10 ⁻⁴	3%	70%	20-40%
Utslippsmengde/ områdets naturlige innhold	1.4x10 ⁻⁴	3°/oo	7%	2-4%

Tabell 10. Utslippsmengde, bakgrunnsverdier og naturlige transporter i Bergsvågen (pr. døgn)

	Volum	Oksygen	Fosfor	Nitrogen
Utslippsmengde	2.500	-525 kg (BOF ₇)	17 kg	85 kg
Naturlig transport	$540 \times 10^4 \text{ m}^3$	50.000 kg	65 kg	540-1.100 kg
Bakgrunnsverdi/ (0-30 m)	$18.000 \times 10^4 \text{ m}^3$	1.530 000 kg	2.200 kg	1800-36000 kg
Utslippsmengde/ naturlig transport	5×10^{-4}	1%	30%	7-15%
Utslippsmengde/ områdets naturlige innhold	1×10^{-5}	3×10^{-4}	0.7%	0.2-0.5%

Det bør presiseres at de forholdstall som er angitt ikke indikerer en fremtidig økning i vannets midlere innhold av fosfor- og nitrogenforbindelser. Stort sett er de berørte vannmasser allerede belastet i den størrelsesorden det er regnet med. I så henseende er det viktigste som skjer ved det anbefalte alternativ til avløpsplan at Gansåsbotn/Harstadbotn avlastes ved overføring av avløpsvann til utslipp ved Stangnes. Beregningsresultatet gir følgelig et tilnærmet uttrykk for den eksisterende belastningsgrad (som framgår av avløpsplanen).

Videre bør bemerkes at det er regnet med utslipp av urensset avløpsvann, slik forholdene er i dag. Det antas at det av estetiske og hygieniske grunner i hvert fall vil bli krevet mekanisk rensing. Dette betyr en reduksjon av tilførte fosfor- og nitrogenforbindelser angitt i tabellene 8-10 på henholdsvis omkring 15% og 10%.

Som forventet representerer avløpsvannets oksygenbehov en ubetydelig del av de anslåtte fortynningsvannmassenes naturlige transport (størrelsesorden 1-3% for alle utslippsområdene). Resipientvannmassenes oksygeninnhold blir m.a.o. ikke merkbart influert ved nedbrytningen av avløpsvannets innhold av organisk stoff.

For gjødselstoffenes vedkommende er forholdet noe annerledes. Her viser beregningsresultatet at man må regne med en viss påvirkning, mest for Kannebogens vedkommende, dernest for Harstad havn (Samasjøen). Forøvrig fremgår beregningsresultatenes avhengighet av de skjønsmessige anslåtte bakgrunnsverdier i ubetydelig påvirket kystvann. Dette er også verdier som varierer gjennom året og noe fra år til år. Omfattende analyseprogrammer skal til for å kunne påvise økte næringssaltkonsentrasjoner med mindre utslippsmengdene i hvert fall representerer mer enn 15-20% av den naturlige stofftransport.

I virkeligheten vil påvirkningsgraden også være forskjellig innenfor utslippsområdet. Det vil oppstå en gradient med avtakende avløpsvannskonsentrasjon i økende avstand fra utslippspunktet. Dette illustrerer igjen hvordan forholdet mellom belastning og naturlig transport avhenger av de foretatte areal- og vannavgrensninger. Regnes det med et større influensområde vil forholdstallet mellom forurensningstilførsel og naturlig tran-

sport avta.

Spørsmålet om den skjønnsmessige arealavgrensningen har bl.a. sammenheng med hvilken primærfortynning det er realistisk å regne med og deretter hvordan strømforholdene er.

God primærfortynning i nærsonen rundt utslippet kan oppnås ved dypvannsutslipp (helst 30 m eller mer).

Områder der det er risiko for bakevjeeffekter bør i størst mulig grad unngås eller i hvert fall gjøres til gjenstand for undersøkelser som kan belyse strømbildet før utslippsstedet fastlegges.

Topografisk sett er det særlig områdene ved Kannebogen og i Altevågen at tidevannet kan gi opphav til strømsystemer som vil bevirke økt oppholdstid av avløpsvann. I noe mindre grad gjelder det samme for Bergsvågen og vannmassene utenfor Harstad havn. Orienterende strømmålinger bør derfor foretas alle disse steder.

Bortsett fra Bergsvågen (og dessuten Gansåsbøtn/Harstadbotn) foreligger det ikke dokumenterte informasjoner om forurensningstilstanden i de aktuelle områder. I Bergsvågen er materialet dessuten begrenset til strandobservasjoner og undersøkelser i utslippenes umiddelbare nærhet, mens data om vannkvalitet er mangelfulle. For Bergsvågens vedkommende må det imidlertid antas at hovedvannmassene er lite influert.

Påvirkningsgraden vil være større i området utenfor Harstad havn og i Kannebogen. Det er likevel usannsynlig at belastningen har ledet til mer enn en moderat økning av vannmassenes produktivitet (bedre vekstbetingelser for planteplankton og fastsittende alger) i forholdsvis begrensende vannmasser. I forhold til dagens situasjon må det forventes en bedring ved samling til et lite antall utslippssteder på dypt vann (så fremt bakevjeeffekter unngås).

Problemet overgjødning vurderes derfor som mindre aktuelt. Som nevnt tidligere utgjør den direkte belastningen med organisk stoff intet problem, og

biologisk rensing vil ha liten hensikt. Ut fra dette skulle det være tilstrekkelig med fjerning av partikulært materiale og flytestoffer (dvs. konvensjonell mekanisk rensing).

Hvorvidt det bør avsettes plass til kjemisk rensing (fosforfelling) i tillegg, er et spørsmål som må vurderes ut fra hensynet til flere forhold. Blant annet kan nevnes:

- Risikoen for bakevjevirkninger (oppbygging av avløpsvann)
- Ytterligere reduksjon av primære forurensningsvirkninger
- Størrelsen av eventuell fremtidig belastningsøkning
- Ønskeligheten av å få redusert tilførselen av enkelte andre forurensningskomponenter (bakterier, metaller og annet som i varierende grad rives med ved en fellingsprosess)
- Muligheten for å utnytte slam fra fellingsanlegg
- Det alminnelige hensyn til marine ressurser, hygiene og anvendeligheten av lokalt sjøvann for ulike formål (her er det imidlertid samlingen til et lite antall utslippssteder som har størst betydning).

6.3 Forslag til videre undersøkelser

Som påpekt under foregående kapittel, kan de lokale strømforhold gi en ugunstig spredning av avløpsvannet. Det er spesielt de strømmen som genereres av tidevannet som vil ha betydning for avløpsvannets transport. Disse strømmen kan registreres gjennom utslipp av drivlegemer (strømkors) hvis baner observeres under en tidevannsperiode (12 timer). Slike forsøk bør utføres under noenlunde vindstille forhold. Strømkorsmålinger bør utføres ved samtlige hovedutslipp (Bergsvågen, Harstad havn, Stangnes, Kannebogen). Det vil trolig bli nødvendig med vel en dags målinger på hvert sted. Derved kreves lokal assistanse i form av båtfører med hurtiggående båt.

Selv om det ikke kan ventes noe vesentlig endret bilde (svak sjiktning) eller forskjeller mellom utslippene, bør det ved lokale medarbeidere (etter instruks) foretas ukentlige observasjoner av salt og temperatur

i løpet av en måned om sommeren nær de påtenkte utslippsteder.
For å skaffe referansedata og bedre grunnlag for de her foretatte transportberegninger bør det samtidig (ukentlig) samles inn vannprøver fra minimum 2 dyp på hver stasjon for analyse på totalfosfor og totalnitrogen.

JOK/KAR
24.2.1977

7. LITTERATUR

Ingeniør Chr. F. Grøner A.S., 1973

Avløpsplan for Harstad kommune. Stensilert, 64s.+figurer og vedlegg. Tromsø 20.12.1973.

NIVA 1973

0-111/70 Resipientvurderinger av Nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport 1. Tidligere undersøkelser - Generelle forhold - Forurensningstilførsler. Stensilert, 93s.

Saksbehandler: Ø. Johansen.

Oslo, juli 1973.

Skreslett, S., 1974

Plantenæringsstoffer i Skjomenfjorden og dens ferskvannstilførsel, vinterhalvåret 1972/73. Tromsø Museums Skjomenundersøkelser, marine undersøkelser, hefte 50.