

Glykol- avrenning ved lufthavnene

fase 2



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.:

0-91047

Undernummer:

Løpenummer:

2720

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: GLYKOLAVRENNING VED LUFTHAVNENE - Vurdering av resipienter og behov for reparerende - forebyggende tiltak. Fase 2.	Dato: 30.12.1991
	Prosjektnummer: 91047
Forfatter (e): Svein Stene-Johansen Hans Holtan	Faggruppe: Miljøteknisk
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 73

Oppdragsgiver: Luftfartsverket	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:

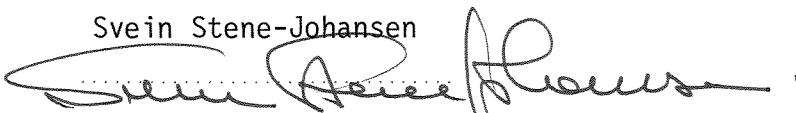
Rapporten gir en vurdering av resipienter og behov for reparerende/forebyggende tiltak ved i alt 9 hovedflyplasser i Norge som følge av bruken av flyavisingsvæske (glykol). I tillegg har Bodø lufthavn vært vurdert separat. Ved disse lufthavnene forbrukes ca. 95 % av det totale forbruk av flyavisingsvæske i Norge. De resterende flyplasser tilknyttet hovedsambandet er forbruket lite og resipientforholdene gode slik at tiltak er vurdert unødvendige.

4 emneord, norske:
1 flyavising
2 resipientpåvirkning
3 rensing
4 gjenvinning glykol

4 emneord, engelske:
1 deicing
2 impact assessment
3 treatment
4 recycling

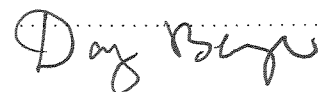
Prosjektleder:

Svein Stene-Johansen



For administrasjonen:

Dag Berge



ISBN 82-577-2084-4

FORORD

Norsk institutt for vannforskning, (NIVA) og konsulentfirmaet Taugbøl og Øverlang A/S (TØ), har hatt i oppdrag for Luftfartsverket å kartlegge avrenning av avisingsvæske fra en rekke norske lufthavner for med utgangspunkt i de rådende resipientforhold, å foreta en foreløpig vurdering av reparerende tiltak. Denne undersøkelsen er kalt Fase 1 og er utgitt som rapport "GLYKOL - avrenning ved lufthavnene / Vurdering av resipienter og behov for reparerende - forebyggende tiltak".

En naturlig konsekvens av fase 1 var en videreføring av prosjektet (fase 2). Dette er beskrevet i Luftfartsverkets kontraktsforslag datert 25.8.1991 som er basert på et forslag fra NIVA og TØ.

Resipientundersøkelser og befaringer har vært foretatt sommeren og høsten 1991. Da det tar noe tid å få analysert prøvemateriale har vi i en fremdriftsrapport fremlagt status pr. 30.9.1991.

En hovedrapport skulle i følge kontrakten fremlegges senest 15.12.1991. Denne fristen har senere blitt forlenget med inntil en måned. I programforslaget er det imidlertid foreslått resipientbefaringer på senvinteren. Hvis det viser seg at dette er nødvendig vil tilleggsresultater bli fremlagt i en tilleggsrapport.

Det har i sommerhalvåret 1991 vært stor interesse knyttet til problematikken omkring flyavisingsvæske og luktp problemer. Forholdene på Fornebu har aksentuert dette. En rekke kommentarer til foreslåtte løsninger har fremkommet i massemedia og ved direkte henvendelser til NIVA. Noen av kommentarene er kritiske til NIVAs forslag til løsninger. Dette til tross har vi ikke fraviket prinsippet at naturens selvrensende evne også skal tas med i betraktning.

I oppdragperioden har vi hatt et nært samarbeid med Luftfartsverket ved sjefsarkitekt Johan Brochgrevink og siv.ing Kjersti Dagestad.

Foruten undertegnede har forskningsleder Hans Halton vært fast medarbeider i prosjektet. Ansvaret for fortynningsberegninger har vært Jan Magnusson, for diffusorberegningene Audun Tjomsland, for beregning av oksygenopptak Birger Bjerkgeng, for biologisk befaring i strandsonen Tor Bokn og for dykkerrapport John Arthur Berge og Mats Walday. Medarbeidere på de hydrografiske tokt har vært Johan Ahlfors og Erik Bjerkgnes. Forskningssjef Dag Berge har hatt ansvaret for kvalitetskontrollen.

Oslo, januar 1992
Svein Stene-Johansen
Prosjektleder

FORORD	1
INNHOLD	2
1. INNLEDNING	4
1.1 Målsetting	4
1.1.1 Hovedmål	4
1.1.2 Delmål	4
1.2 Prinsipiell strategi - krav til LV	4
1.3 Gjennomføring av resipientundersøkelsen/ befaringer	4
2. EVENES LUFTHAVN	6
2.1 Generelle forhold	6
2.2 Beskrivelse og vurdering av oppsamlings- og drencsystemer	6
2.3 Resipientvurderinger	8
2.3.1 Generelt	8
2.3.2 Analyseresultater med kommentarer	10
2.3.3 Konklusjon	15
2.4 Vurdering av tekniske løsninger	17
3. OSLO LUFTHAVN - FORNEBU	18
3.1 Generelle forhold	18
3.2 Resipient vurderinger	18
3.2.1 Hydrografiske undersøkelser	18
3.2.2 Biologiske undersøkelser - Biologisk befaring i strandsonen	21
3.2.3 Biologiske undersøkelser - Dykkerbefaring	24
3.3 Vurdering av tekniske løsninger	24
4. OSLO LUFTHAVN - GARDERMOEN	25
4.1 Generelle forhold	25
4.2 Resipientvurderinger	25
4.2.1 Generelt	25
4.2.2 Analyseresultater med kommentarer	27
4.3 Vurdering av tekniske løsninger	29
5. BERGEN LUFTHAVN FLESLAND	31
5.1 Generelle forhold	31
5.2 Resipientvurderinger	31
5.2.1 Generelt	31
5.2.2 Analyseresultater med kommentarer	32
5.2.3 Konklusjon	35
5.3 Vurdering av tekniske løsninger	35
6. BARDUFOSS LUFTHAVN/FLYSTASJON	36
6.1 Generelle forhold	36
6.2 Resipientvurderinger	36
6.2.1 Generelt	36
6.2.2 Analyseresultater med kommentarer	36
6.2.3 Konklusjon	37
6.3 Vurdering av tekniske løsninger	38

7.	TRONDHEIM LUFTHAVN VÆRNES	39
7.1	Generelle forhold	39
7.2	Resipientvurderinger	39
7.3	Vurdering av tekniske løsninger	39
8.	ALTA LUFTHAVN	41
8.1	Generelle forhold	41
8.2	Resipientvurderinger	41
8.3	Vurdering av tekniske løsninger	41
9.	TROMSØ LUFTHAVN LANGNES	43
9.1	Generelle forhold	43
9.2	Resipientvurderinger	43
	9.2.1 Generelt	
	9.2.2 Analyseresultater med kommentarer	43
9.3	Vurdering av tekniske løsninger	45
10.	STAVANGER LUFTHAVN SOLA	46
10.1	Generelle forhold	46
10.2	Vurdering av tekniske løsninger	46
11.	TILLEGGSSUNDERSØKELSER (FASE 2)	48
11.1	Generelt	48
11.2	Overvåkning av oksygenbalansen i Lysaker- fjorden	48
11.3	Jordprøver langs taxi- og rullebaner på Førnebu	48
11.4	Befaring til Evenes og Bardufoss	48
11.5	Resipientundersøkelser Hundesund - Holtekilen	49
11.6	Giftighetstester	49
11.7	Overføring av glykolholdig avløpsvann til VEAS	49

VEDLEGG

Vedlegg 3.1
Fortynningsberegninger

Vedlegg 3.2
Beregninger av oksygenopptak

Vedlegg 3.3
Diffusorberegninger

Vedlegg 3.4
Biologisk befaring i strandsonen

Vedlegg 3.5
Dykkerbefaring

1. INNLEDNING

1.1 Målsetting

1.1.1 Hovedmål

Målsettingen med fase 2 er gjennom utvidede resipientundersøkelser og befaringer å komme frem til tekniske løsninger på avisingsproblematikken som har minst mulig negativ virkning på naturmiljøet.

Tiltak for de respektive lufthavnene skal om mulig sees i sammenheng, og de foreslåtte løsninger skal være teknisk/økonomisk realiserbare.

1.1.2 Delmål

Gjennomføre prioriterte resipientundersøkelser i henhold til LVs kontrakt som er basert på rangeringslisten gitt under fase 1.

1.2 Prinsipiell strategi - krav til LV

Som nevnt under fase 1 er glykol lett nedbrytbar under tilførsel av oksygen. Luktproblemer oppstår først når tilgangen på tilstrekkelig oksygen er opphørt og nedbrytningen fortsetter med anaerobe bakterier. Dersom det da er svovelforbindelser til stede kan det dannes merkaptaner som forårsaker luktproblemene.

Med dette som utgangspunkt har NIVA gått inn for løsninger hvor naturens selvrensende evne skal utnyttes i størst mulig utstrekning. Forutsetningen er imidlertid at naturmiljøet ikke skal foringes. Videre skal uestetiske forhold og luktulemper i nærmiljøet unngås.

NIVAs forslag krever derfor omfattende driftsrutiner som skal overholdes slik at uheldige forhold ikke oppstår. Bl.a. må alle ledd i den tekniske utformingen regelmessig overvåkes/kontrolleres.

1.3 Gjennomføringen

En skjønsmessig vurdering av behovet for resipientundersøkelser ble utført under fase 1 og er gjengitt nedenfor. I utgangspunktet var også Haugesund og Kristiansand lufthavner med i fase 1, men på grunn av gode resipientforhold og lite forbruk, anbefalte NIVA at ytterligere tekniske tiltak for tiden ikke var nødvendig. Lufthavnene i Molde, Ålesund, Kristiansund, Lakselv, Kirkenes og Svalbard ble av samme årsaker allerede eliminert under planleggingen av fase 1. Bodø lufthavn er ikke tatt med i denne utredningen, men her er det

anbefalt bygging av avisiningsplattform med utledning av glykolholdig væske i en meget god sjøresipient hvor nedbrytningen finner sted.

De lufthavner som er vurdert i "Glykolprosjektet" inkludert Bodø, utgjør ca. 95 % av det totale sivile forbruket av glykol. Samtlige lufthavner med et forbruk > 10 000 l (80/20) pr. år er tatt med.

Hvor det både er sivil og militær trafikk er det i utredningen også tatt hensyn til forsvarrets forbruk av avisingsvæske. Følgende lufthavner inngår i fase 2:

1. Evenes lufthavn
2. Oslo lufthavn - Fornebu
3. Oslo lufthavn - Gardermoen
4. Bergen lufthavn - Flesland
5. Bardufoss lufthavn/flystasjon
6. Trondheim lufthavn - Værnes
7. Alta lufthavn
8. Tromsø lufthavn - Langnes
9. Stavanger lufthavn - Sola

Ved utarbeidelse av rangeringen av disse lufthavnene var det lite som skilte ut de fem første. Disse har derfor i fase 2 vært gjenstand for en mer ingående vurdering enn de øvrige.

Engasjementet ved Fornebu har vært sterkt prioritert på grunn av de helt spesielle problemer man har hatt i forbindelse med vond lukt, sterke reaksjoner fra naboer og store oppslag i massemedia samt SFTs stengning av gjenvinningsanlegget og tilbakekallelse av utslippstillatelse.

2. EVENES LUFTHAVN

2.1 Generelle forhold

Evenes lufthavn ligger i Nordland fylke like mot grensen til Troms. Rullebanen er 3 100 m lang og er orientert nord-sør. I vest faller terrenget mot Lavangsvann (4 m.o.h.) og i nord-øst ligger Langvann (17 m.o.h.). Like sør for rullebanen ligger et grunt vann, Kjerkevann. Resipientenes beliggenhet fremgår av fig. 2.1.

Herskende vindretninger er fra sør/sør-vest og den vanligste "take off" retning under avisingsvær er fra nord.

Antall flybevegelser lå i 1988/89 på ca. 14 000, private og skolefly eksklusivt. Lufthavnen er sivil med en militær del. I forbindelse med øvelser kan trafikken her være betydelig.

Lufthavnplanen for Evenes foreslår at det i løpet av perioden 1990-93 skal påbegynnes bygging av nytt terminalbygg og oppstillingsområde sørøst for eksisterende terminal. Eventuelle løsninger for avising bør integreres.

Resipientundersøkelsens målsetning var å

- kartlegge den funksjonelle tilstanden av drenerings-systemer som samler opp avrenningsvann fra flyoppstillingsplassen og terminalområdet. Undersøkelser utført av fylkesmannen i Troms tyder bl.a. på betydelig transport av fosfor og nitrogen ut fra området.

- belyse de aktuelle resipienters vannkvalitet og forurensningstilstand som har relevans i forhold til tilførselen av forurensninger fra flyoppstillingsplassen. Slike data er nødvendige som bakgrunn for å vurdere tekniske løsninger.

2.2 Beskrivelse og vurdering av oppsamlings- og dreneringssystemer

Dreneringssystemer ved Evenes lufthavn er i rapport fra fase 1 delvis beskrevet av T&Ø. Avising har tidligere skjedd på oppstillingsplassen med avrenning til en grøft som fører ut i Langvann. Grøften begynner like øst for parkeringsplassen foran terminalbygget og er ca. 50 m lang. Fra Forsvarets avisingsområde føres glykol frem til en annen grøft som munner ut i samme område. I følge de opplysninger vi fikk foregikk det sesongen 1990/91 liten avisingaktivitet ved Forsvaret. Det verserte imidlertid rykter om stor avisingaktivitet under vinterøvelser når store transportfly var stasjonert der. Det ble hevdet at et eneste militærfly brukte 30 000 l avisingsvæske på en avising.

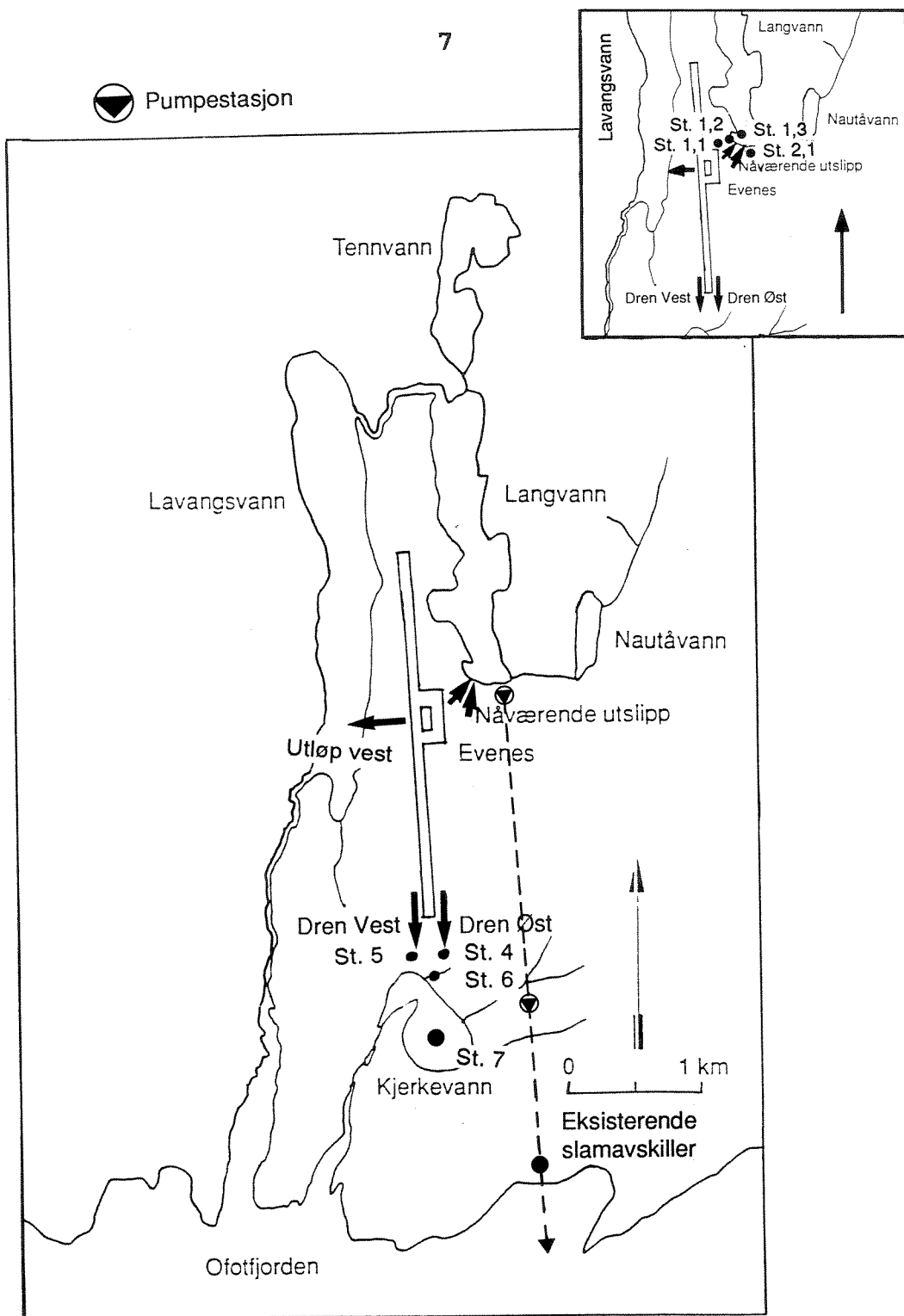


Fig. 2.1 Resipienter ved Evenes lufthavn

Grøftene som drenerte avisingsområdene (sivil og militært), var tydelig påvirket av glykolforurensinger og luktet av "råtten løk" til tross for at befaringen fant sted mange uker etter at avisingsseasonen var over.

Det var også klage på lukt i Televerkets kanaler og kummer inne på flyoppstillingsplassen. Lukten var til sjenanse for flybesetning og passasjerer da lukten trengte opp av kummer og inn i flyene. Også de bakkeansatte var i perioder plaget av lukt. Dette tyder på utette drensledninger og/eller infiltrasjon i grunnen utenom drensssystemene.

Etter de opplysninger vi fikk var avisingsområdet siste sesong flyttet til et område i utkanten av flyoppstillingsplassen. Snø og slaps ble måkt ut på et område uten fast dekke med drenering til et overvannssystem som ble ført tvers under rullebanen med utslipp i terreng ned mot Lavangsvann. Området ved munningen av kulverten bar preg av glykolforurensning med bl.a. den karakteristiske løklukten. Området på utsiden av flyplassgjerdet ned mot Lavangsvann eies av Forsvaret og var utilgjengelig for vanlig ferdsel.

På begge sider av den sørlige delen av rullebanen går det drensledninger som via bekker munner ut i Kjerkevann. Drensledningenes munningsområder bar preg av jernutfellinger (anaerobe tilstander), men glykolforurensninger (luft) kunne ikke konstanteres.

2.3 Resipientvurderinger

2.3.1 Generelt

Kjerkevann

Det var fra LV side sterkt fokusert på Kjerkevann p.g.a. at vannet ligger utsatt til for avrenning fra forsvarets aktiviteter og avrenning fra rullebanen. Det ble derfor foretatt en befaring på vannet med prøvetaking og innsamling av biologisk materiale (Fig. 2.1, St.7).

Kjerkevann er på det dypeste ca. 5 - 6 m dyp og ligger så lavt i forhold til havet at saltvann trenger inn ved ekstremt høyvann som finner sted noen ganger pr. år.

Innsjøen kan karakteriseres som svakt gjødslet (eutrofiert). Store områder er dekket av vannplanter. Dette var også tilfelle for Lange-vann og Lavangsvann. Planteplanktonets mengde og artssammen-setning tyder på at innsjøen er lite/moderat forurensnings-påvirket.

Kjerkevann mottar avrenning fra dyrket mark i nedbørfeltet. Pumpeledningen som fører kloakkvann fra Evenes og ned til fjorden har et nødoverløp til Kjerkevann. Det vites ikke hvor ofte dette har vært i bruk, men selv små mengder herfra vil kunne påvirke plante- og algeveksten i det lille vannet.

Forsvaret har like nord for Kjerkevann et større anleggsarbeide på gang med utbygging av hangarer for jagerfly og store lagerhaller i fjell. Anleggsarbeidet kan lett påvirke

vannkvaliteten og man bør i denne forbindelse være meget påpasselig med deponering av steinstøv så dette ikke føres til vannet. Dessuten vil bruken av sprengstoff kunne medføre tilførsler av nitrogen. Det er viktig at den permanente virksomhet som her er påtenkt ikke får avløp til Kjerkevann.

Langvann

Bukta nær utslippene fra flyplassen ble befart med båt. Det var her sterk sivvekst, grunt og vanskelig fremkommelig. Det luktet løk helt inne ved grøftemunningen, men 8 - 10 m fra denne kunne ingenting merkes. De sorte sulfidavsetningene i sedimentene som skyldes anaerobe tilstander, avtok også raskt fra munningen. Det ble også tatt prøver i de to grøfter som fører drens vann fra det sivile flyoppstillingsområde og fra det militære avisingsområde. (Disse renner sammen før utløp i Langvann)

Det ble fra "Vaktas" side hevdet at man aldri benyttet urea til å fjerne is og snø fra rullebaner. Det ble bare brukt sand. Dette betyr at resipientene rundt flyplassen i liten grad mottar næringssalter fra flyplassområdet. Vi antar at vegetasjonen i vannet i vesentlig grad tildels skyldes naturlige forhold (grunt vann) og eventuelt andre forurensningskilder enn lufthavnen, men forurensninger fra denne vil selvfølgelig stimulere veksten ihvertfall lokalt.

Det er betydelig jordbruksaktiviteter i vassdragsområdet. Avrenningen fra disse samt fra spredt bosetting antas å være de dominerende forurensningskilder. Dessuten er innsjøene grunn - noe som gir gode muligheter for vekst av høyere vegetasjon. Overvåkningsundersøkelsen utført av Miljøvern-avdelingen (MVA) i Nordland understøtter disse antagelsene. Innsjøen karakteriseres her som middels næringsrik bedømt ut fra planteplanktonet.

På senvinteren var oksygeninnholdet i dyplagene lavt (MVA, Nordland fylkeskommune), dette pga. nedbrytning av organisk materiale. Det organiske materiale tilføres dels fra nedbørfeltet (naturlig), dels fra forurensende aktiviteter som husholdning og jordbruk, dels fra vegetasjon og algevekst i vannet, og til dels fra avisingsvæske.

Lavangsvann

I nevnte overvåkningsrapport oppgis det at Lavangsvannet også er svakt forurenset. Her var dypvannsmassene på senvinteren godt mettet med oksygen. Undersøkelsen i dette vann inngår ikke i vårt program.

2.3.2 Analyseresultater med kommentarer

Befaring med prøvetaking fant sted 6.8.1991. Kjemiske analyseresultater er gitt i tabell 2.1.

i. Tilløpsbekker (grøfter) fra flyplass til Langvann:

Vannet i bekkesystemene er svakt basisk (pH 7.4 - 7.9) og har en relativt høy konduktivitet som i vesentlig grad skyldes høyt kalsium- og sulfatinnhold. Natrium- og klorid-verdiene var høye og som forventet i en kystnær vannforekomst (sjøsprøyt).

Fosfor- og nitrogeninnholdet i avrenningsvannet fra den sivile delen av oppstillings-terminalområdet var relativt høye. Fylkesmannen i Troms (Miljøvern avdelingen) hevder også å ha målt høye næringssaltverdier i drenggrøften fra terminalområdet. I følge opplysninger fra flyplasspersonalet ledes kloakkvann fra flyterminalen og andre servicebygninger inn på det kommunale kloakknnett. Da avisingsvæsken ikke inneholder næringssalter (P og N), må derfor de høye verdiene skyldes innlekking av næringsrikt grunnvann/markvann via utette ledninger og/eller tilsig av slikt vann til grøftessystemet. At løklukt gjorde seg gjeldende bl.a. i Televerkets kanaler tyder både på utette ledninger og at grunnen under oppstillingsplassen/terminalen er anaerobe. Under slike reduktive tilstander utløses stoffer bl.a. fosfor fra grunnen, og hvis kloakkvann tidligere var infiltrert i grunnen vil dette kunne forklare de høye fosforverdiene.

I grøften fra det militære området (Fig. 2.1, Stasjon 2.1) var fosforinnholdet lavt mens nitrogeninnholdet derimot var meget høyt. Dette er vanskelig å forklare uten nærmere kjennskap til de militære aktiviteter.

Vannet var på alle steder turbid - minst i bekk 2 (militær). Vannets innhold av organisk stoff var høyest i bekk 1 (sivil) og minst i bekk 2 (militær). Verdiene var ikke spesielt høye på noen steder. Den karakteristiske løklukten var fremtredende i bekkesystemene.

I Langvann ca. 10-15 m utenfor bekkenes utløp (Fig. 2.1, St. 1.3) var innholdet av organisk stoff som TOC 5,4 mgC/l. Fylkesmannen i Nordland (Miljøvern avdelingen) oppgir en midlere KOF-verdi i utløpet av Tårsdagselva (i Langvann) på 3,4 mgO/l (variasjon 2-5,7). I utløpet av Lavangsvannet ble det i august 1991 målt en TOC-verdi på 3,8 mgC/l. NIVAs verdi fra Langvann er noe høyere enn de som er målt i hovedvassdraget, men verdien er likevel ikke spesielt høy, særlig når vi tar i betraktning at prøvene er tatt i vegetasjonsbeltet.

Biologiske analyseresultater fra bekk 1 og Langvann er gitt i tabel 2.2.

Organismesamfunnet var dominert av forurensningsindikerende arter. Særlig i grøft 1 (sivil) var heterotrofe organismer (bakterier) i dominans.

Utenfor grøfteutløp i Langvann var det meget grunt og her var det en frodig vegetasjon (tusenblad og tjønnaks) i likhet med hva som var tilfelle i grunne strandområder ellers rundt vannet.

P.g.a. foreliggende verneplaner for deler av Tårsdagsvassdraget (som Langvann er en del av), ble vannvegetasjonen undersøkt i 1984 (Granmo m.fl. 1985) og i 1990 (Mjelde og Brandrud, 1990) Rapportene konkluderer med at Langvann er en eutrof innsjø med frodig makrovegetasjon i gruntområdene. Bl.a. heter det i Granmo m.fl.1985:

" Det direkte tilsiget til Langvatnet fra nærområdet er sannsynligvis av liten betydning sammenliknet med tilførslene fra Tennevatnet og Nautåa. Det ligger noen gårder nær vatnet, men tilsiget fra disse er ubetydelig. Derimot utgjør flyplassen en viss forurensningsfare, og denne kan komme til å øke ved den pågående utvidelsen som direkte berører deler av vatnets vestsider og sumpene der".

Undersøkelsene fra 1990 (Mjelde og Brandrud) viser at vegetasjonsforholdene inntil da ikke har endret seg.

Under befaringen ble det samlet inn en sedimentkjerne fra Langvann ca. 10 m utenfor grøftenes utløp. Kjernen var ca. 15 cm lang og det ble tatt ut 2 cm fra øvre, midterste og nedre del. Resultatene som er vist i tabell 2.3 viser at overflate-sedimentene hadde høyere innhold av tungmetaller enn sedimentene lengre nede, men selv i topplagene var konsentrasjonene lave sammenliknet med resultater fra andre innsjøer i Troms.

ii. Utløp vest mot Lavangsvann

Vannets generelle kjemiske kvalitet på St. 3 (pH, kond., kalsium, sulfat) var i god overensstemmelse med vannkvaliteten i grøft 1 og 2 (tabell 2.1). Fosforinnholdet var lavt, mens nitrogen-innholdet må karakteriseres som relativt høyt. Vannet var turbid og hadde et moderat innhold av organisk stoff (3.8 mg C/l). Den karakteristiske løk lukten gjorde seg sterkt gjeld-ende.

iii. Dren øst og Dren vest

Langs begge sider av rullebanen er det drengrofter som munner ut i syd. Kjemiske prøver (tabell 2.1) ble tatt ved drengroftenes utløp, St. 4 hvor Dren Ø drenerer østsiden og St. 5 hvor Dren V drenerer vestsiden.

Den generelle vannkvaliteten (pH, kond., kalsium og sulfat) var i begge drengrofter omtrent som i de øvrige bekker. Jern og manganinnholdet i Dren Ø var meget høyt.

I Dren Ø var turbiditeten og konsentrasjonen av organisk stoff, fosfor og spesielt nitrogen meget høye i forhold til konsentrasjonen i Dren V. Avrenning fra militært område tilføres Dren Ø, og dette kan muligens forklare forskjellen i vannkvaliteten. Det ble ikke registrert løklukt fra noen av drengrorene. Jernutfellinger nedstrøms rorene tyder på anaerobe forhold.

Tabell 2.1 - Evenes lufthavn. Kjemiske analyseresultater 6/8 1991.

Stasjons- : Bekk 1 drengbekk fra terminal St.1.1 øverst og
betegnelse St. 1.2 nederst: Bekk 1. St.1.3 - Langevann
ca. 15 m utenfor bekkens (1) utløp. Bekk 2.St.
2.1 - avrenning fra militært område. Dren Ø og
V = østlige og vestlige drengrofter langs
rullebanen (St. 4 og 5). Fjell: drengroft fra
militært anleggsområde (St.6): Utløp vest -
utløp fra flyplass vestover (St. 3).Kjerkevann:
(St. 7).

Stasjon	pH	Kond mS/m	TOC mg C/l	Farge tall	Turb FTU	Tot P µg P/l	Tot N µg N/l	Jern µg Fe/l	Mangan µg Mn/l	Kalsium mg Ca/l	Natrium mg Na/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Klorid mg Cl/l
Evenes, St. 1.1	7,70	73,6	7,3	-	5,6	50	614	1300	70	102	9,6	125	8
" St. 1.2	7,43	98,1	13,2	-	6,8	52	429	910	100	163	13,4	160	11
" St. 1.3	7,74	55,1	5,4	-	8,0	44	708	200	30	89	6,3	81	6
" St. 2.1	7,91	73,6	4,3	-	1,9	6	7170	196	70	108	13,2	125	11
Utløp vest, St. 3	7,73	77,2	3,8	-	2,0	8	824	390	90	117	11,8	150	9
Dren Ø St. 4	7,94	81,5	10,2	-	43	12	5340	8070	2310	124	12,6	66	12
Dren V St. 5	7,78	77,4	4,5	-	11	7	726	1450	420	128	9,1	135	8
Fjell St. 6	7,89	78,0	6,0	29	24	29	9900	1020	20	56	53,0	125	33
Kjerkev. Om St. 7	8,47	32,1	7,2	18	7	19	512	24	19	34	17,4	12	29
" 5m St. 7	7,98	32,8	7,1	18	9	26	528	129	40	34	17,5	12	30

iv. Fjell (St. 6)

Vannprøven ble tatt i dreneringsgrøft fra militært anleggssområde (fjellsprenkning). pH, konduktivitet og sulfatinnholdet var omtrent på nivå med konsentrasjonen av disse stoffer i de øvrige bekker. Kalsiuminnholdet var lavere, mens natrium og kloridverdiene var betydelig høyere. Konsentrasjonen av organisk stoff, farge og turbiditet var relativt høy. Fosforinnholdet og spesielt nitrogeninnholdet var meget høyt. Det høye nitrogeninnholdet kan skyldes bruken av sprengstoff (nitroglyserin og ammoniumnitrat) i anleggssområdet.

Tabell 2.2 - Bekker fra flyplass til Langvann 6/8-91.

Biologiske analysedata.

x = lite, xx = moderat, xxx = markert, mye.

Organismert	Bekk 1	Bekk 3
Amphora sp.	-	X
Oscillatoria spp. (blågrønn)	xx	xx
Spirogyra	xx	-
Lyngbya	-	xx
Oedogonium	-	X
Cymbella spp.	xxx	xxx
Spirogyra sp.	xx	-
Euglena spp.	xx	-
Trachelomonas	x	-
Synedra ulna	-	X
Achnanthes minutissima	-	xx
Diatoma elongatum	-	X
Ubest.pennata kiselalger	xx	xxx
Fargeløse flagellater	xx	-
Ciliater	xx	xx
Beggiatoa sp.	xx	-
Sphaerotilus lignende tråder	xxx	-
Div. trådformede bakterier	xxx	xx
Sopphyfer	-	X

Tabell 2.3 - Tungmetaller i sedimenter fra Langvann 10 m utenfor grøft.

Sedimenter	$\mu\text{g/g}$ tørrstoff		$\mu\text{g/g}$ tørrstoff		
	Jern	Mangan	Kobber	Sink	Bly
0-2 cm	13,80	0,21	18,4	70,1	7,0
6-8cm	6,96	0,10	6,2	23,7	3,5
13-15cm	3,24	0,09	0,9	9,3	1,9

v. Kjerkevann

Den 6.8.1991 ble det samlet inn prøver fra 0 og 5 meters dyp i de sentrale områder av innsjøen (Fig. 2.1, St. 7).

Kjemiske analyser

Kjemiske analysedata er gitt i tabell 2.1.

Vannet hadde relativt høy pH, særlig i overflatelagene. Konduktivitetsverdiene og konsentrasjonen av kalsium og sulfat var høye, men allikevel mye lavere enn i avrenningsvannet fra flyplassen. Natrium- og kloridverdiene var høye. Dette må sees i sammenheng med innsjøens nære beliggenhet til fjorden utenfor samt at muligheten for periodevis innstrømming av sjøvann er til stede. Jern- og manganinnholdet var lavt, mens fosfor og nitrogenverdiene var relativt høye og tyder på mesotrofe eller eutrofe tilstander.

Vannets innhold av organisk stoff, farge og turbiditet var høyt. I denne sammenheng må det taes i betraktning at en viss resuspansjon fra sedimentene er mulig i denne grunne innsjøen.

Begroing

Det ble samlet inn en begroingsprøve av innsjøen. Analyseresultatene er gitt i tabell 2.4.

Analyseresultatene viser et visst innslag av organismer som er mer typisk for næringsrike vanntyper.

Tabell 2.4 - Begroingsprøver fra Kjerkevann.
(x = liten, xx = moderat forekomst).

Lyngbya sp. 17 μ	xx
Mougeotia spp.	x
Oedogonium	x
Zygnema b	xx
Spirogyra sp. 20 μ	x
Scenedesmus spp.	x
Ubestemt trådformet grønnalge	xx
Cocconeis sp.	x
Cymbella cf. ventricosa	xx
Meridion circulare	x
Synedra sp.	xx
Ubestemte pennate kiselalger	xx
Fargeløse lagellater	x
Ciliater	x
Div. bakterier	x

Planteplankton

Det ble samlet inn en kvantitativ planteplanktonprøve fra Kjerkevann. Analyseresultatene er vist i tabell 2.5. Prøven var fra ca. 1 m dyp.

Bare en prøve er selvsagt et noe tynt grunnlag å gi en fyldestgjørende vurdering av trofigrad og vannkvalitet på, men den gir et noenlunde bilde av tilstanden. Bedømt ut fra de analyseresultater som foreligger, viser totalvolumet av planteplankton, $1745 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, og den prosentvise andel av de viktigste grupper og arter at vannmassene i Kjerkevann må betegnes som mesotrofe eller mer sannsynlig i et tidlig eutroft stadium. Det vil si at de er middels næringsrike til næringsrike. Det er lite sannsynlig at prøven ble tatt akkurat mens det var maksimalt algevolum i vannmassene, og at det derfor ved et annet tidspunkt i løpet av vekstsesongen har vært et større algevolum pr. volumenhet vann enn det registrerte.

Artssammensetningen, med stort innslag av arter typiske for mer næringsrike vannmasser, tyder på at vannmassene har potensiale for større algevolum enn det som ble registrert 6. august.

Slike arter er diatomeene (Bacillariophyceae) Diatoma elongata og Synedra acus v. radians (S. delicatissima) og fureflagellaten (Dinophyceae) Ceratium hirundinella.

Grønnalger (Chlorophyceae) som Monoraphidium contortum og Pediastrum boryanum er også typiske elementer i mer næringsrike vannmasser.

At blågrønnalger (Cyanophyceae) så og si ikke ble registrert i prøven, og spesielt at trådformete arter innen denne gruppen ikke fantes, gjør at en ut fra de foreliggende analyseresultater bedømmer vannmassene til å være i et tidlig eutroft stadium, eller i en overgangsfase mellom et mesotroft og et eutroft stadium.

2.3.3 Konklusjon

Avrenningsvannet fra den sivile oppstillingsplassen var på prøvetakingsdagen klart forurenset med organisk stoff og næringssalter, særlig fosfor. Sedimentene var tildekket av utfelte sulfider og det luktet råtten løk (merkaptaner).

Avrenningsvannet fra det militære området hadde høyt innhold av nitrogen. Dette gjelder tilløpsgrøften til Langevann, den østlige drenggrøft langs rullebanen og avrenningen fra anleggsområdet. Sannsynligvis skyldtes dette bruk av sprengstoff (dynamitt) i anleggsområdene. I enkelte av disse grøfter var det også høyt innhold av organisk stoff og fosfor, men lukt av råtten løk kunne ikke merkes.

Kjerkevann er svakt eutrofiert (mesotrof/eutrof). Dette skyldes til dels noe avrenning fra drenggrøftene og sannsynligvis til dels overløpsvann fra det kommunale kloakksystem.

Tabell 2.5 Kvantitative planteplanktonprøver fra Kjerkevatn i 1 m dyp

GRUPPER/ARTER	Dato=>	910806		
Cyanophyceae (Blågrønnalger)			Pandorina aorua	1.7
Aphanothece sp.	1.9		Pediastrum boryanum	19.5
Sum	1.9		Pediastrum tetras	3.5
Chlorophyceae (Grønnalger)			Platymonas sp.	4.8
Ankistrodesmus falcatus	.7		Scenedesmus arcuatus	5.3
Botryococcus braunii	3.0		Scenedesmus cf. spinosus	1.6
Chlamydomonas sp. (l=12)	3.2		Scenedesmus ecornis	8.0
Chlamydomonas sp. (l=8)	3.2		Scenedesmus spp.	5.3
Dictyosphaerium pulchellum v. minutum	.8		Selenastrum capricornutum (Raph.subc.)	7.2
Elakatothrix gelatinosa (E.genevensis)	9.9		Spondylosium planum	1.7
Gonium sociale	5.3		Trebauria triappendiculata	5.3
Monoraphidium contortum	20.1		Sum	117.6
Monoraphidium dybowskii	7.6		Chrysophyceae (Gullalger)	
Pandorina aorua	1.7		Bitrichia chodatii	.5
Pediastrum boryanum	19.5		Chromulina sp.	1.6
Pediastrum tetras	3.5		Chrysochromulina parva	46.7
Platymonas sp.	4.8		Craspedomonader	13.4
Scenedesmus arcuatus	5.3		Dinobryon crenulatum	11.1
Scenedesmus cf. spinosus	1.6		Dinobryon sertularia	.3
Scenedesmus ecornis	8.0		Dinobryon sociale v. americanum	4.0
Scenedesmus spp.	5.3		Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4.0
Selenastrum capricornutum (Raph.subc.)	7.2		Små chrysomonader (<7)	52.5
Spondylosium planum	1.7		Store chrysomonader (>7)	62.0
Trebauria triappendiculata	5.3		Uroglena americana	265.8
Sum	117.6		Sum	461.9
Chrysophyceae (Gullalger)			Bacillariophyceae (Kiselalger)	
Bitrichia chodatii	.5		Cyclotella glomerata	288.7
Chromulina sp.	1.6		Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	21.2
Chrysochromulina parva	46.7		Diatoma elongata	115.3
Craspedomonader	13.4		Nitzschia sp. (l=40-50)	11.1
Dinobryon crenulatum	11.1		Synedra acus v. radians (S.delicatissima)	349.8
Dinobryon sertularia	.3		Sum	786.2
Dinobryon sociale v. americanum	4.0		Cryptophyceae	
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4.0		Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	9.5
Små chrysomonader (<7)	52.5		Cryptomonas marssonii	38.2
Store chrysomonader (>7)	62.0		Cryptomonas sp. (l=20-22)	12.7
Uroglena americana	265.8		Cryptomonas spp. (l=24-28)	31.8
Sum	461.9		Katablepharis ovalis	1.9
Bacillariophyceae (Kiselalger)			Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	11.4
Cyclotella glomerata	288.7		Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	3.4
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	21.2		Sum	109.0
Diatoma elongata	115.3		Dinophyceae (Fureflagellater)	
Nitzschia sp. (l=40-50)	11.1		Ceratium hirundinella	180.0
Synedra acus v. radians (S.delicatissima)	349.8		Gyrodinium cf. lacustre	7.4
Sum	786.2		Peridinium inconspicuum	49.0
Cryptophyceae			Peridinium sp. (28+24)	12.0
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	9.5		Sum	248.5
Cryptomonas marssonii	38.2		My-alger	
Cryptomonas sp. (l=20-22)	12.7		Sum	20.5
Cryptomonas spp. (l=24-28)	31.8			
Katablepharis ovalis	1.9		Total	1745.3
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	11.4		=====	

2.4 Vurdering av tekniske løsninger

Oppsamling av avisingsvæske for gjenvinning i mobilt anlegg eller transport til permanent gjenvinningsanlegg er ikke tatt med i vurderingen da dette ligger utenfor NIVAs program.

Evenes lufthavn har et sivilt forbruk av avisingsvæske på ca. 25 m³ pr. år. Forbruket fra Forsvaret varierer, men dette kan anta betydelige mengder i forbindelse med militære øvelser. For 1989 er forbruket oppgitt til ca. 14 m³.

Man bør finne løsninger for både sivil og militær trafikk som integreres i byggeplanene for nytt terminalbygg og oppstillingsområde.

Den nåværende løsning med avrenning av avisingsvæske fra sivil flytrafikk til søndre del av Lavangsvann er bedre enn avrenningen til Langevann med luktulemper i trafikkert område. Dels nedbrytes glykolen under siget mot Lavangsvann, dels har vannet avrenning til fjorden gjennom en kort elvestrekning. Det ble her ikke påvist glykolforurensing i utløpsbekken under befaringen. Dette kan muligens være en aktuell løsning.

Vi er imidlertid usikre med hensyn til den naturlige nedbrytningsmuligheten i bekken ned mot Lavangsvann. Vi foreslår derfor en befaring på senvinteren 1992 hvis man da ikke bestemmer seg for andre løsninger. På grunn av høyt forbruk under militærøvelser kan det bli aktuelt å anlegge utjevningsbasseng med dosering til bekken.

Avløpsvann fra lufthavnen pumpes sammen med kommunalt avløpsvann til en slamavskiller med dykket utslipp i fjorden. Ved å føre glykolholdig avløpsvann inn på samme system, vil glykolen kunne fortynnes i resipienten og tilføres tilstrekkelig oksygen til å kunne nedbrytes. Kapasiteten på det nåværende anlegg, pumpestasjoner, slamavskiller og utslippsanordning må gjennomgås og eventuelt oppdimensjoneres før en slik løsning kan tas i bruk.

Det ble opplyst at det var en del klager på utslippet da flytestoffer fløt opp til overflaten og virket skjemmende. Det bør derfor avklares hvorvidt kommunen har planer om å bygge ut renseanlegget til biologisk.

I så fall bør man vurdere hvorvidt anlegget skal ta i mot avisingsvæske fra både sivil og militær trafikk. Da Forsvaret kan ha store forbruksvariasjoner innen korte tidsintervaller bør forbehandlingsanlegg, som også vil tjene som utjevningsbasseng, vurderes. Det kan da være hensiktsmessig å ta avløpsvann både fra den sivile lufthavnen og fra forsvarets forlegninger inn på forbehandlingsanlegget. Forbehandlingsanlegget kan være en luftet biodam med lang oppholdstid. Den bør anlegges noe avsides da det kan oppstå luktulemper.

Snødeponier bør kunne dreneres mot Lavangsvann.

3. OSLO LUFTHAVN - FORNEBU

3.1 Generelle forhold

Oslo lufthavn Fornebu ligger ca. 12 km sør-vest for Oslo sentrum og fungerer som landets hovedflyplass. Lufthavnen har to kryssende rullebaner, en øst-vest bane og en nord-sør bane. Hovedrullebanen, øst-vest, er 2 200m lang med paralell taxebane.

Fornebu hadde i 1989 101 268 flybevegelser når privat/skolefly holdes utenfor. Kapasiteten på rullebanen ligger i størrelsesorden 40 fly pr. time.

Sentralt ved utgangen av oppstillingsområde er det anlagt 2 avisingsplattformer som iløpet av sommerhalvåret 1991 ble ombygget. Avisingsvæsken samles i en pumpeump med overpumping til et gjenvinningsanlegg. Fra gjenvinningsanlegget slippes det ut kondensat med et glykolinnhold på ca. 0.7% Dette pumpes ut via diffusor til resipient og utgjør ca. 1 % av total mengde tilført gjenvinningsanlegget. Ved væskekonsentrasjoner < 3 % glykol i avrenningsvannet fra avisingsplattformene har dette tidligere vært pumpet til sjøen innerst i Rolvsbukta. Fra september 91 ble kondensatet pumpet ut i Lysakerfjorden gjennom et nytt diffusorsystem med innlagring i overflate-laget.

Bruken av avisingsvæske har i mange år ført til luktproblemer, som til tross for tiltak ennå ikke er eliminert.

Resipientundersøkelsens målsetting har dels vært å komme frem til nye og mer hensiktsmessige tekniske tiltak, dels å gi uttalelser med hensyn til forurensningssituasjonen og eventuelle restaureringstiltak i Rolvsbukta.

Lufthavnens beliggenhet i forhold til resipientene fremgår av fig. 3.1

3.2 Resipientundersøkelser

3.2.1 Hydrografiske vurderinger

NIVA har gjennom mange år hatt en løpende overvåkning av vannkvaliteten i Oslofjorden med bl.a. en permanent stasjon i Lysakerfjorden. NIVA har også tidligere foretatt strømstudier i området.

NIVA har derfor plukket ut ugunstige hydrografiske vintersituasjoner med hensyn til innblanding av avisingsvæske i vannmassene og foretatt fortynningsberegninger (Vedlegg 3.1), beregninger for opptak av oksygen (Vedlegg 3.2) samt hydraulisk dimensjonering av diffusor (Vedlegg 3.3). Et utslippsområde ca. 50 - 100 m ut fra Rolvstangen i nordlig retning er anbefalt med utslipp på ca. 8 m dyp. Beregninger er tilsendt LV og T&Ø som har foretatt prosjekteringen av utslippsanlegget.

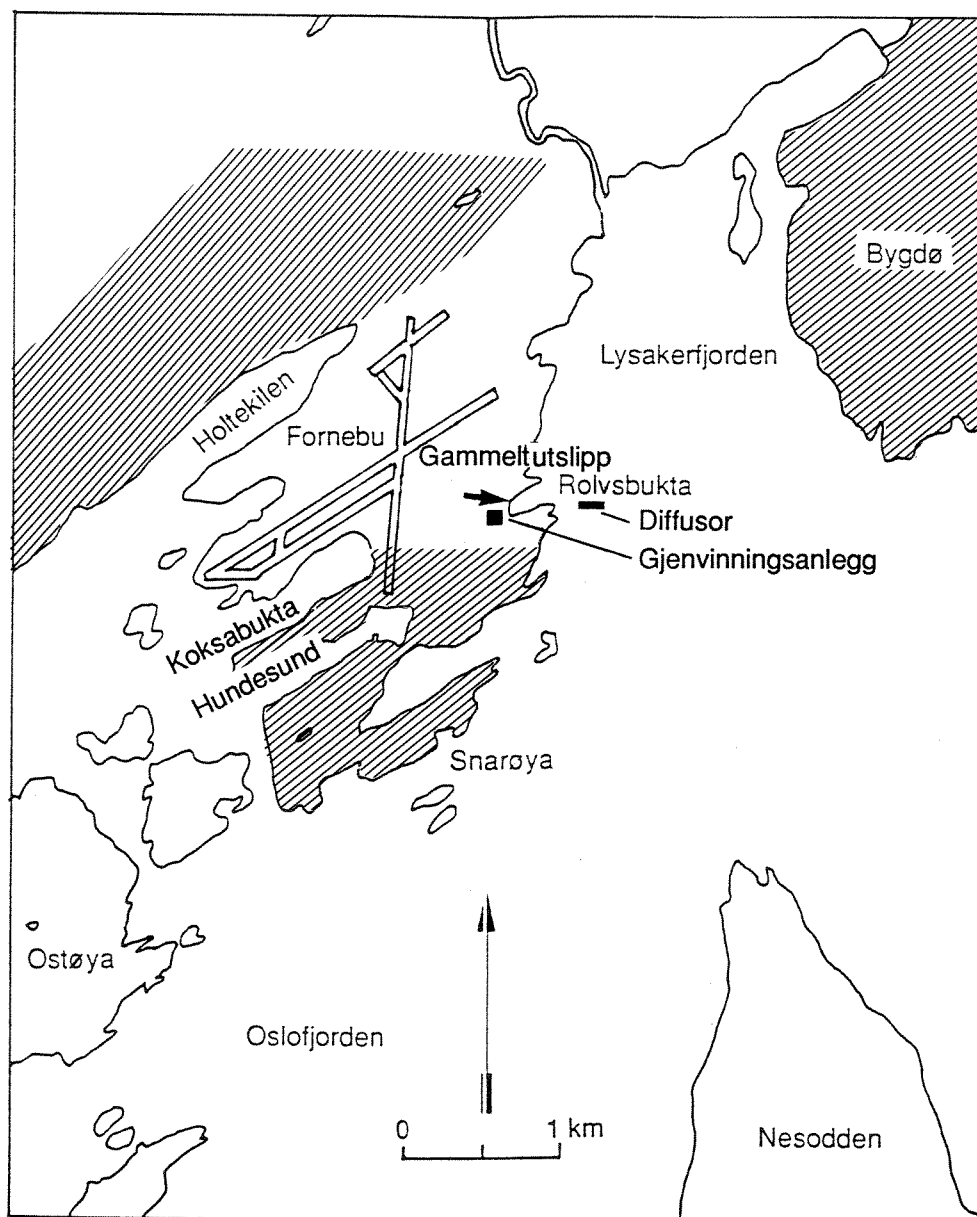


Fig. 3.1 Resipienter ved Oslo lufthavn Fornebu

Glykol er lett nedbrytbart om tilstrekkelig oksygen er til stede. Det er derfor viktig å vurdere hvilken oksygenbelastning som utslippet medfører. Vi har i denne sammenheng sett på 2 alternativer, alternativ 1 som var situasjonen før ombyggingen sommeren 1991 og alternativ 2 som er situasjonen etter ombyggingen.

Alternativ 1 omfatter utslipp av kondensat fra gjenvinningsanlegget samt overvann fra avisingsplattformen med konsentrasjoner < 3 %. Summen av glykol i kondensat og overvann er av TØ beregnet til 49 t/år.

Alternativ 2. omfatter kun kondensat som utgjør ca. 1 % av total mengde glykol som tas inn på gjenvinningsanlegget, samt redusert overvannsmengde med glykolkonsentrasjoner < 3%. Legger man forbruket for 1999/2000 til grunn er dette beregnet til vel 63 m³ (40/60) væske eller ca. 25 m³ ren monopropylenglykol. Legger man den hydrografiske situasjonen for 1988/89 til grunn, vil utslippe tilsvare et oksygenforbruk på 43 t/år eller ca. 13 % av tilgjengelig oksygen i fjorden om den betraktes som et lukket system uten estuarin sirkulasjon eller opptak av oksygen fra atmosfæren.

NIVA er av den oppfatning at belastningen ved alternativ 2 er noe konservativt beregnet. Ved gode driftsrutiner ved de nyombyggede avisingsplattformene vil glykolbelastningen i overvann kunne reduseres betraktelig. LV synes derfor å være på sikker side når det gjelder beregninger av glykolbelastningen.

Beregningene viser, som nevnt ovenfor, belastningene på oksygeninnholdet i Lysakerfjorden som om systemet var et statisk system, dvs. ingen sirkulasjon av vannmasser eller opptak av oksygen fra atmosfæren. Et oksygenbehov på ca. 13% kan derfor synes høyt. Den praktiske situasjon er en annen. Fjorden er et dynamisk system hvor vannmassene skiftes ut kontinuerlig. Dessuten vil det så fremt fjorden ikke er islagt tas opp oksygen fra atmosfæren.

NIVA har derfor beregnet hvordan glykolutslippet vil innvirke på oksygenforholdene i Lysakerfjorden, forutsatt at utslippet fortynnes i det tilnærmet tetthetshomogene overflatelaget.

Virkingen av glykolutslippet på oksygeninnholdet begrenses av to forhold. For det første vil overflatelaget i Lysakerfjorden skiftes ut, både pga. vinddrevne bevegelser av overflatevannet, og på grunn av gjennomstrømning som skyldes tilførsel av ferskvann fra Lysakerelva. For det andre vil det i isfrie perioder skje en oksygenutveksling mellom vann og luft. Hvis oksygenkonsentrasjonen i overflatelaget blir lavere pga. glykolutslippet vil denne oksygentransporten forskyves i retning av økt oksygentilførselen fra atmosfæren. Disse to fornyingsprosessene vil begrense virkingen av glykolutslippet.

Resultatene fra NIVAs beregninger tyder på at selv med laveste anslag for utveksling mellom atmosfære og vann og gjennomstrømning, vil utslippsalternativ 2 gi ganske små utslag i oksygenbalansen, et avvik på 0.05 ml O₂/l vann i ytre del av Lysakerfjorden, og innenfor 0.3 ml/l utenfor et område på ca. 1 km² rundt utslippet. Mer sansynlige verdier vil gi utslag på ca. 1/3 av dette.

Utslippsalternativ 1 som er tatt med for sammenlikningens skyld vil også gi forholdsvis små utslag hvis utslippet betraktes fordelt over hele fjorden, men innenfor et begrenset område på 1 km² kan virkingen bli målbar, opp til 1 ml/l, ved lav atmosfærisk utveksling og liten vanngjennomstrømning.

Det har vært foretatt flere tokter til Rolvsbukta med vannprøvetaking på i alt 7 stasjoner for analysering av TOC. Samtidig har det vært foretatt in-situ målinger av temperatur, salinitet og oksygen. Hensikten med målingene har bl.a. vært å bestemme hvorvidt vannkvaliteten i Rolvsbukta varierer utover mot Lysakerfjorden. OksygenSVikt i vannmassene gir dessuten en pekepinn på vannmassenes selvrensende evne.

En interessant observasjon ble foretatt den 15.2.1991. Rolvsbukta var da islagt og man måtte lage råk for å kunne foreta målingene. Resultatene vedrørende oksygeninnhold er fremstilt i tabell 3.1 og fig. 3.2, og viser noe oksygenSVikt innerst ved utslippet. Gjenvinningsanlegget var da i drift.

Tilsvarende målinger ble foretatt den 23.7.1991 som viste da at oksygenSVikten innerst i Rolvsbukta var beskjedent.

Resultatene bekrefter beregningene av oksygenbalansen (Vedlegg 3.3) og at tidligere utslipp til Rolvsbukta ikke var kritisk for denne.

Vi ser det imidlertid som meget viktig å få fastslått virkningene av det nye utslippet på oksygenbalansen i fjorden. Et overvåkningsprogram med dette som formål er derfor anbefalt gjennomført etter at anlegget er satt i drift høsten 1991.

3.2.2 Biologiske undersøkelser - Biologisk befaring i strandsonen i Lysakerfjorden ved Rolvsbukta

Formålet med befaringen var å få et førsteinntrykk av hvordan strandsamfunnene eventuelt har reagert på avrenning av flyavisingsvæske.

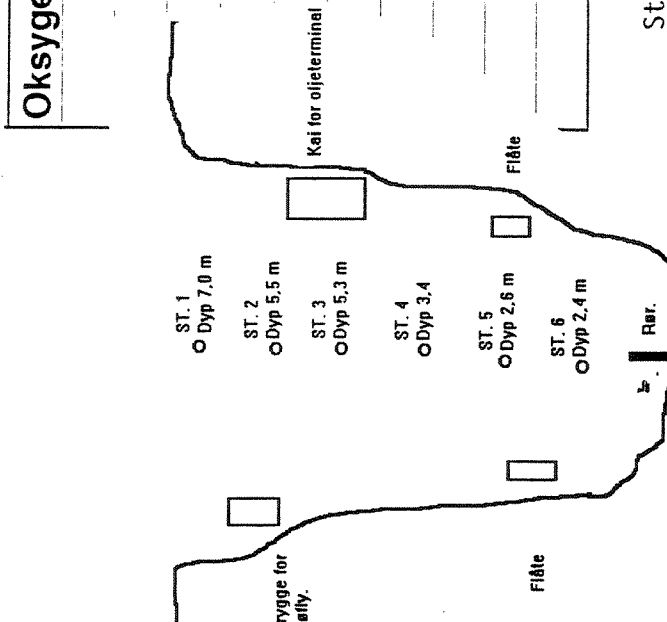
I samme strandområder er det utført lignende registreringer i ti ulike år siden 1974.

De biologiske observasjoner i strandsonen har vært rettet mot mulige skader på organismene, som kan skyldes utslipp i området. Hovedvekten ble lagt på registrering av flora og fauna i strandsonen begrenset ned til ca. 0.5 m dyp. Det ble gjort observasjoner av de makroskopiske artene, arts/slektsbestemmelse ble utført på stedet, og en subjektiv mengdeangivelse ble notert (Vedlegg 3.4).

Befaringen ble gjennomført 8.07.91 av en erfaren marinbiolog med mange års feltarbeid i dette fjordavsnittet.

En oversikt over situasjonen er vist i vedlegg 3.4. Bunnforholdene innerst i Rolvsbukta består vesentlig av leire og er lite egnet for fastsittende organismer. Dette forklarer hvorfor man her ikke har foretatt registreringer. Det man imidlertid bør merke seg er at strendene utover i Rolvsbukta ikke skiller seg nevneverdig ut fra områdene utenfor, f.eks. Rolvstangen som er et kjent friluftsområde.

Tabell 3.1. Oksygenmålinger (m/l) i Rolvsbukta 15.2.91.



The map shows a coastal area with several features: a pier (Rer.) at the bottom right, a wharf (Brygge for stoffy.) at the top left, a fuel terminal (Kai for oljeterminal) in the middle, and two fish traps (Filtå) on the right side. Six sampling stations (ST.1 to ST.6) are marked with their depths: ST.1 (7.0 m), ST.2 (5.5 m), ST.3 (5.3 m), ST.4 (3.4 m), ST.5 (2.6 m), and ST.6 (2.4 m).

Oksygenmålinger ved Fornebu den 15/2 -91						
Dyp meter	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5	Station 6
0	10,60	10,60	9,86	9,54	9,45	6,19
1	10,35	10,02	9,37	9,70	9,86	9,37
2	10,11	9,62	9,78	9,74	9,33	8,97
3	9,54	9,45	9,62	9,45	8,88	
4	8,48	8,56	8,64			
5	8,23	7,74	8,23			
6	8,13		7,58			
7	7,93					

Stasjon 6 50 m fra utslipp

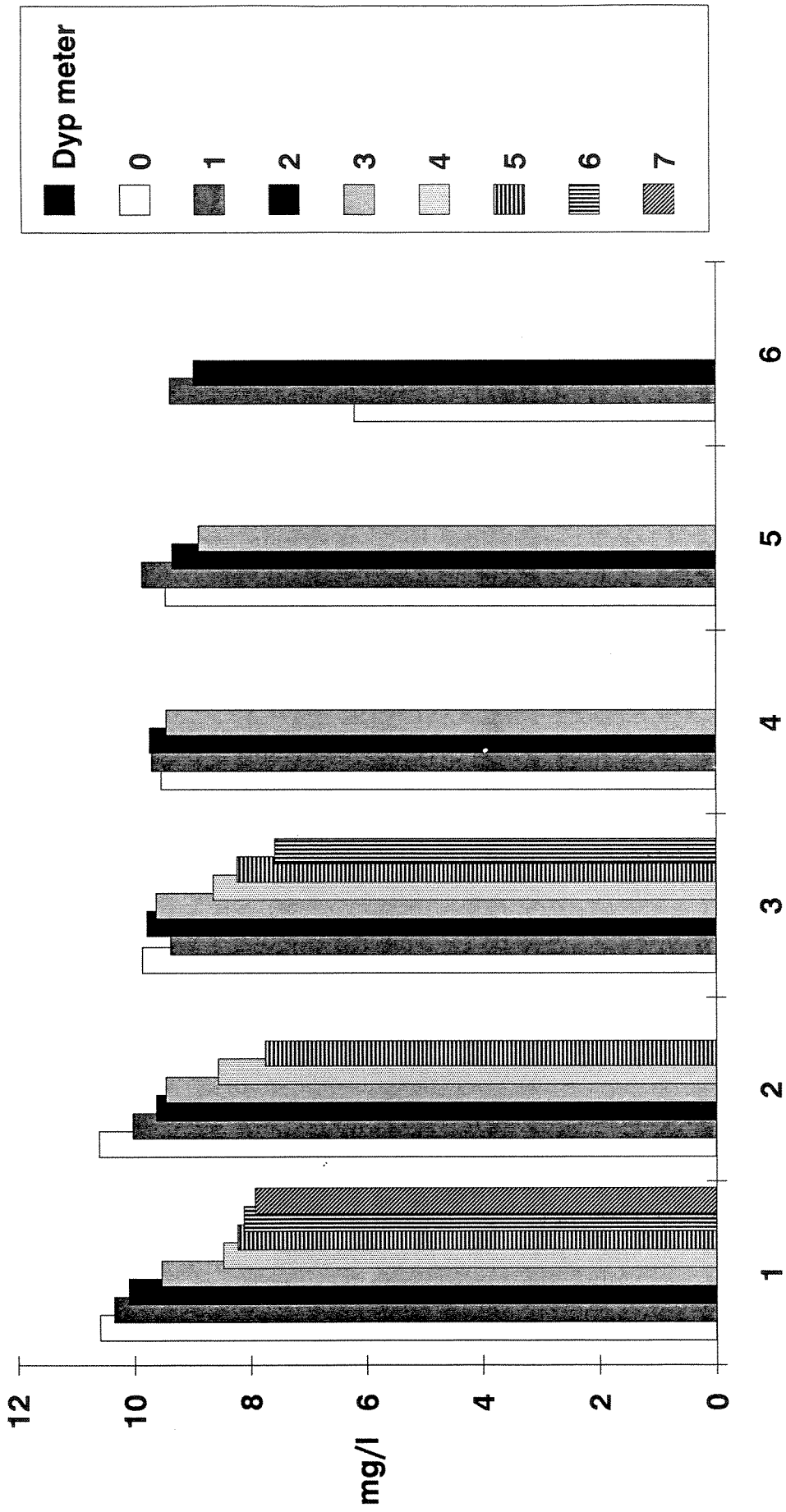


Fig. 3.2 Oksygenmålinger i Rolvsbukta 15.2.1991
(Stasjon 6 ca. 50m fra tidligere utløp)

3.2.3 Biologiske undersøkelser - Dykkerbefaring

Dykkerbefaring ble gjennomført i Rolsvbukta den 21.08-91. Det ble tatt sedimentprøver fra i alt 7 stasjoner ved hjelp av corere ned til en sedimentdybde på 5 - 15 cm. Det ble også tatt noen uv-bilder på utvalgte steder.

Bunnen på indre stasjoner var dominert av relativt bløtt gråsvart sediment. På samtlige stasjoner ble det observert organismer på eller nede i sedimentet slik at en ikke kan snakke om totalt fravær av organismer. Det ble observert bl.a. blåskjell og fisk i området. Sedimentene inneholdt mye olje som må skyldes tilsig fra oljeanleggene i området. En dykkerrapport er vedlagt som vedlegg 3.5.

3.3 Vurdering av tekniske løsninger

De tekniske løsninger er de samme som foreslått under fase 1 og rapportert til LV ved flere anledninger. Fase 2 har så langt bekreftet at de av NIVA foreslåtte løsninger er akseptable.

En forutsetningen for tilfredsstillende løsninger er at både oppsamlingsanlegget og gjenvinningsanlegget drives på en optimal måte og at det utnevnes en miljøansvarlig som daglig følger opp at driftsrutiner blir overholdt. Følges ikke dette opp kan det lett oppstå luktproblemer med svært uheldige reaksjoner fra beboerne og forurensingsmyndighetene.

En fremtidig overføring til VEAS bør vurderes grundig ut fra prosessmessige forhold, resipientforhold og økonomi.

Det faktum at ca. 25% av avisingsvæsken faller av flyet etter at det har forlatt avisingsområdet bør bli gjenstand for nærmere undersøkelser av jord og grunnprøver langs med taxebaner og rullebaner. De forsøk som p.t. pågår ved NIVA vedrørende nedbrytning i jord vil bli et supplement til grunnundersøkelsene.

4. OSLO LUFTHAVN GARDERMOEN

4.1 Generelle forhold

Lufthavnen ligger ca. 50 km nord for Oslo sentrum og tjener som charterflyplass for Østlandsområdet. I tillegg er det noe transatlantisk rutetrafikk med større maskiner. Lufthavnen består av en sivil og en militær del.

Rullebanen er orientert i nord-sør retning og er ca. 3 200 m lang. I vinterhalvåret går tilnærmet alle avganger mot sør.

Flyplassen ligger på et område med løsavsetninger av sand og finsand. Vest for flyplassen ligger et område med ravinedaler med avrenning til Songna som er en del av Glommavassdraget. Øst og nord-øst for flyplassen finnes et av Norges største grunnvannsmagasiner i løsmassene. Dybden til grunnvannspeilet er på 10 - 18 m.

Antall flybevegelser i 1986-88 var oppe i ca. 13 000 flybevegelser når privat/skolefly og helikoptertrafikk er holdt utenom. Det har vært stor nedgang i chartertrafikken og i 1989/90 var trafikken halvert i forhold til årene før.

Avrenningen fra den sivile del av flyplassen dreneres mot ravinedalene i vest.

Avising foregår på en selvdrenerende plattform med oppsamling av avisingsvæske i et "trau" under plattformen. Væske med konsentrasjoner < 5 % skal etter planen dreneres til en ravine, mens væske med konsentrasjoner > 5 % pumpes til oppsamlingstanker for gjenvinning ved Fornebu.

Resipientenes beliggenhet i forhold til lufthavnen fremgår av fig. 4.1.

4.2 Resipientundersøkelser/vurderinger

4.2.1 Generelt

Det er foretatt innsamling av biologisk materiale tatt ved ravines begynnelse hvor en dremsledning munner ut samt ved en rekke stasjoner nedover i vassdraget helt ned til stedet hvor bekken krysser hovedvei. Stasjonenes beliggenhet fremgår av fig. 4.1.

Det er likeledes foretatt befarings til tilstøtende ravine som tidligere (1988) mottok flyavisingsvæske fra flyoppstillings-plassen. Hensikten med å studere denne ravinen var for å få en indikasjon på hvor lang tid det vil ta før det inntreffer normale tilstander i vassdraget etter at glykolbelastningen har opphørt.

I NIVAs forslag til Fase 2 inngikk også undersøkelser av grunnvann og jord som man kunne anta var forurenset. I stedet for jordundersøkelser ble det i forbindelse med utredningen om hovedflyplass igangsatt begrensede lysimeterundersøkelser. Kolloner med jord fra Gardermoen har, under ulike temperaturer, blitt tilsatt avisingsvæskene Kilfrost og Clearway 1, og den

naturlige nedbrytningen målt (NIVA rapport: Hoveflyplass Gardermoen - Nedbryting av avisingsvæskene Kilfrost og Clearway 1 i lysimeterforsøk med jord som resipient, 1992)

Forsøkene gir en indikasjon på den naturlige nedbrytning av avisingsvæske og Clearway 1 i jord. Det er nå bestemt at forsøkene ved NIVA skal fortsette. Resultatene som vil foreligge på forsommeren, vil være av stor generell interesse i forbindelse med vurdering av glykolforurensning ved lufthavner.

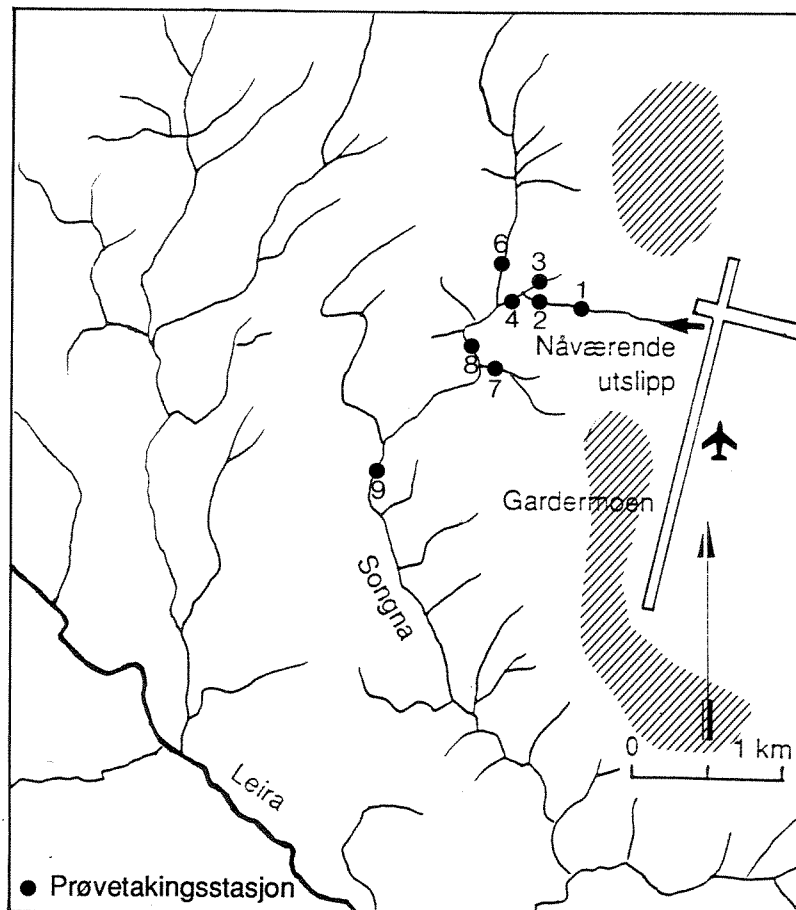


Fig. 4.1 Resipienter ved Oslo lufthavn Gardermoen

4.2.2 Analyseresultater med kommentarer

Ved en befaring 15/7-91 ble det samlet inn prøver fra 8 stasjoner i ravinebekken som er resipient for avisningsvæske, samt Songna med sidebekker. Prøvetakingsstedene er gitt i fig.4.1. Den befarte elvestrekning er på ca. 2 km.

Stasjonsbeskrivelse

På befaringdagen var det fint vær med klar himmel og sol.

St. 1. Ved avløpsrørets utløp nedenfor dam. Dammen var delvis igjenmudret. Vannføringen anslått til 2 l/s. Vannet var brunfarget og det luktet rått løk.

Det var vekst av heterotrofe organismer (bakterier og sopp) og betydelige jernutfellinger både i selve bekken og i dens sidebanker. De øverste bekkesedimenter (stein og grus) besto av sorte sulfidutfellinger.

Bunndyr ble ikke observert.

St. 2: Ca. 150 m nedstrøms st. 1. Tilstanden i vannet og bekken var som på st. 1 - dvs. anaerobe forhold og løklukt.

St. 3: Sidebekk til resipientravinen. Vannføringen i sidebekken var ca. 6 l/s og i resipientravinen ca. 2.5 l/s. Vannet i sidebekken var klart. Bunnsedimentene besto av leire og finsand. Ingen begroing - bunndyr ble observert.

St. 4: Resipientravine like oppstrøms samløp Songna., ca. 500 m nedstrøms st. 1. Vannet var brunt og blakket og luktet rått løk. Sedimentene (stein og grus) var anaerobe med sulfidutfellinger. Bunnen var dekket med heterotrof vekst.

St. 6: Songna før samløp ravinebekken. Vannføringen ble anslått til 6 l/s. Vannet var gråaktig av leirepartikler. Bunnen besto av grus, sand og leire. Ravinebekken var også her steinsatt. Etter samløp med ravinebekk var det løklukt og innslag av heterotrofe organismer.

St. 7: Ravinebekk (2) som tidligere var brukt som resipient for avisningsvæske. Vannet var klart, sorte bunnsedimenter av utfelte sulfider. Ingen løklukt.

St. 8: Songna like oppstrøms ravinebekk 2. Blakket vann med løklukt. Forekomst av heterotrof vekst.

St. 9: Songna ved riksvei.
Blakket vann.
Løklukt ble ikke registrert.
Bunnen besto av grus, sand og leire.

Generelt sett var det befarte bekkeløp lite tilgjengelig. Vegetasjonen besto for det meste av or og andre løvtrær, mannshøy bregne og brennesle - urskogpreg. Grunnvann seg ut gjennom ravineskråningene og dannet sumpterreng i dalbunnen.

Analyseresultatene av de innsamlede prøver er gitt i tabell 4.1.

Tabell 4.1 - Analyseresultater fra befaring til Gardermoen 15/7 1991.

St.	TOC mg C/l	Glykol mg/l	Farge- tall	Kond. mS/m	pH	Sulfat µg/l	Tot.fosfor µg P/l	Tot.nitrogen mg N/l
1	491	372	19.3	78.2	6.72	7.0	56	1.1
2	439	199	15.6	62.6	6.30	6.4	56	0.2
3	1.2	-	5.3	23.1	7.82	24.0	42	0.8
4	87.7	65	13.5	30.2	7.42	20.0	128	0.8
6	2.1	-	9.6	26.5	7.95	22.0	52	0.9
7	2.0	-	11.3	29.9	8.09	26.0	96	0.6
8	30.6	31	11.9	28.6	7.76	22.0	29	0.8
9	3.9	-	14.6	30.2	7.92	24.0	147	0.7

Vannets konduktivitet eller saltholdighet avtok fra 78.2 mS/m øverst i ravineresipienten til 30.2 mS/m nede ved veien. Konduktiviteten i tilsigvannet fra dalsidene antas å være ca. 25 mS/m. Anvender vi disse verdier og antar at vannføringen var ca. 2 l/s øverst, var vannføringen nede ved veien ca. 20 l/s. Dette er omtrent hva vi kommer frem til ved arealbetraktninger og hva som ble anslått under befaringen. Tilførte forurensninger ble med andre ord ca. 10 ganger fortynnet på strekningen. De høye konduktivitetsverdier i ravineresipienten har sannsynligvis sammenheng med anaerob utløsning av salter fra grunnen.

Surhetsgraden var ca. 1 pH-enhet lavere i ravineresipienten enn lenger nedover i bekken. Sulfatinnholdet var betydelig lavere øverst i ravinebekken enn lenger nedover. Dette kan ha sammenheng med at sulfatene i det anaerobe og forurensede grunnvannet var redusert og felt ut som sulfider på bunnen. Løklukten indikerer anaerobe tilstander og utvikling av bl.a. merkaptan. Sulfatinnholdet i sidebekkene var av samme størrelsesorden som i hovedbekken.

Vannet i både den forurensede ravine og i sidebekkene hadde høye fosfor- og nitrogenverdier.

Vannets innhold av total organisk karbon var 491 mg C/l ved st. 1 og 3.9 mg C/l ved st. 9 (veien). Regner vi med en fortynningsfaktor på 10 og naturlige tilførsler på 2 mg C/l i tilløpsbekkene, burde karbonkonsentrasjonen ved vei (st. 9) vært ca. 53 mg C/l. Legger vi de antatte vannføringsverdier og konsentrasjoner til grunn, ble de tilførte karbonmengder redusert med over 90 % fra st. 1 (utslipp) til st. 9 (ved veibro) på dette tidspunkt. Nedbrytningshastigheten er imidlertid temperaturavhengig og det er derfor mulig at nedbrytningen - selvrensingen - vinterstid er mye mindre. Dette vil bli undersøkt i løpet av vinteren 1991/92.

Prøver som ble samlet inn øverst i ravine 1 (resipientravine) og ravine 2 (tidligere resipient) den 25/7 og 22/8 1991 (tabell 4.2) viser at konsentrasjonen av organisk stoff og glykol i ravine 1 var noe lavere den 25/7 enn 22/8. Dette kan ha sammenheng med avrenningsforholdene. I ravine 2 var konsentrasjonene av de nevnte stoffer mege lave.

Tabell 4.2 - Gardermoen - kjemiske analyseresultater

St.	25/7		22/8						
	TOC mg C/l	Glykol mg/l	pH	Fargetall	TOC mg C/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Tot P mg P/l	Tot N mg N/l	Glykol mg/l
Ravine 1	268	53	6.11	970	688	109	<0.1	1.0	739
" 2			7.37	66	2.8	14.2	<0.1	1.0	<2

4.3 Vurdering av tekniske løsninger

Forslagene nedenfor forutsetter at lufthavnen ikke bygges om til hovedflyplass eller at flytrafikken øker vesentlig.

Det nåværende oppsamlingssystem med selvdrenerende avisings-plattform, underjordisk oppsamlingsbasseng, oppsamlingstanker for gjenvinning og utslipp til ravinen er ikke tilfredsstillende. Glykolholdig snø må dessuten deponeres på tette flater med avrenning av smeltevann til oppsamlingssystemet.

Oppsamlingsbassenget under avisingsplattformen er av samme type som på Fornebu og bør ombygges tilsvarende, både for å få redusert belastningen på resipienten og eventuelt av hensyn til gjenvinningsprosessen på Fornebu. Oppsamlet avisingsvæske fra Gardermoen som for tiden behandles på Fornebu inneholder mye jern og mangan og skaper dermed driftsproblemer. Utfelt jern holdes tilbake i jernfilter mens løst jern føres inn i destillasjonsanlegget og blir delvis felt ut. Dette skaper en sterk brunfarge. En analyse av kondensatet tatt i slutten av november 1991 viser et jerninnhold på 2.5 ppm, mangan 0.4 ppm og nikkel 0.53 ppm.

For Gardermoen foreligger det følgende to alternativer:

Alternativ 1:

Oppsamlet glykol gjenvinnes ved anlegget på Fornebu. Avisingsplattformen ombygges tilsvarende løsningen for Fornebu. Glykolholdig snø bør deponeres på tette flater med avrenning av smeltevann til oppsamlingssystemet.

Váske med glykolkonsentrasjoner $< 3 \%$ føres til en separat tank for dosering til dreussystemet i perioder med relativt høye vannføringer (Snøsmeltingsperioder). Med de fortyninger som da kan oppnås foreslås vasken tilført ravinen som dreussystemet har utløp til i dag. Ravinen går over i Songna ca. 500 m etter utløpet. Se forøvrig kpt. 4.2.

Denne løsning beror på hvilken målsetting myndighetene har for ravinebekken.

Alternativ 2:

Oppsamlet glykol destrueres ved det kommunale avløpsanlegget hvor det anlegges et luftet forbehandlingsanlegg, og hvor det kjemiske anlegget bygges ut med en biologisk del som det er avsatt plass for.

De eksisterende oppsamlingstanker benyttes som utjevningstanker hvorfra vasken doseres inn på det kommunale avløpsnett som passerer nært oppsamlingstankene.

Forut for prosjekteringen av et slikt anlegg bør det fremskaffes dimensjoneringskriterier gjennom forsøk i pilotskala.

5. BERGEN LUFTHAVN FLESLAND

5.1 Generelle forhold

Lufthavnen ligger ca. 15 km sør-vest for Bergen sentrum. Rullebanen som er orientert i nor-sør retning, er ca. 2 500 m lang og ligger ca. 45 m o.h.

Vest for rullebanen faller terrenget ned mot Raunefjorden. Øst for rullebanen ligger lufthavnens bebyggelse med terminal, hangarer, verksteder og administrasjonsbygg.

Sør og øst for flyplassen ligger Lønningstjern, Skjenavann og Langavann. Fra Langavann går det en elv ca. 700 m ned til fjorden. Fra Lønningstjern går det en bekk i sørlig retning ca. 1 200 m til fjorden.

Antall flybevegelser er på ca. 48 000 for de to siste år. I tillegg kommer ca. 11 000 helikopterbevegelser.

Avrenningen fra nordlige deler av flyplassen dreneres til Skjenavann. For området sør for terminalbygget dreneres overvann til Lønningstjern. Avising foregår på oppstillingsplassene med avrenning til overvannssystemet. For sesongen 1989/90 var forbruket på ca. 30 m³.

Lufthavnens beliggenhet i forhold til resipientene fremgår av fig. 5.1.

Resipientundersøkelsen har tatt sikte på å belyse de aktuelle resipienters vannkvalitet og forurensningstilstand som har relevans i forhold til forurensinger fra avisingsaktiviteter.

5.2 Resipientvurderinger

5.2.1 Generelt

Den 12. august 1991 ble det foretatt en befaring til de tre innsjøene Lønningstjern, Skjennavann og Langevann som mottar avisingsvæske. Vannprøver og biologisk materiale ble tatt med til NIVA for nærmere undersøkelser. Visuelt kunne det ikke påvises glykolforurensinger.

Det ble også foretatt en befaring av bekken som renner fra Langevann til fjorden. Bekken gikk i stryk ned til fjorden og bar ingen preg av forurensning.

Også bekken fra Lønningstjern ble befart, likeledes fjordområdet hvor bekken renner ut.

5.2.2 Analyseresultater med kommentarer

Tabell 5.1 viser kjemiske analyseresultater fra prøver samlet inn 12.8.1991.

Skjenavann:

På befaringsdagen var det etablert en markert temperaturgradient med høyest temperatur i overflaten (15 °C) og lavest i dypet (7 °C).

- Oksygenmetningen var lav i alle dyp, og ved bunnen nærmet tilstanden seg anaerobe forhold.
- Vannet hadde en svak sur reaksjon.
- Konduktiviteten var relativt høy. Dette skyldes i vesentlig grad natrium og klorider (sjø-sprøyt), men også høye kalsium- og sulfatverdier. Sulfatverdiene avtok, mens klorid-, natrium- og kalsium-verdiene økte mot dypet.
- De høye jern- og mangan-konsentrasjoner mot dyplagene er i overensstemmelse med de lave oksygenkonsentrasjoner (reduktive tilstander).
- Bly-konsentrasjonene var lave, mens kobber-verdiene var noe høyere enn man normalt finner som bakgrunnsverdier i norsk overflatevann.
- Fosfor- og nitrogen-verdiene var høye, spesielt i dypvannet (reduktive tilstander). Dette skyldes antakelig tilførsel av kloakkvann fra spredt bebyggelse og avrenning fra de omkringliggende aktiviteter.
- Fargetall og vannets innhold av total organisk karbon (TOC) var høyt. Dette kan skyldes flere forhold: kloakkvann, overflateavrenning, sig fra fyllmasser som var henlagt ved bredden (til dels i vannet) - muligens også avisningsvæske. Verdiene økte mot dypet.
- Partikkelinnholdet målt som turbiditet økte også mot dypet. Dette kan ha sammenheng med utglidning fra fyllingen.

Konklusjon: Skjenavann er betydelig forurenset, men i hvilken grad avisningsvæske bidrar til dette kan ikke dokumenteres ut fra de foreliggende analyseresultater.

Langevann:

Det ble tatt prøver i 0 og 2 meters dyp.

- Temperaturen var henholdsvis 17 og 15 °C.
- Vannet var godt mettet med oksygen.
- pH var ca. 7.
- Konduktiviteten og konsentrasjonen av dominerende ioner (Ca^{++} , Na^+ , Cl^- , SO_4^-) var gjennomgående noe lavere enn i Skjenavann.
- Jern- og mangan-innholdet var også lavere enn i Skjenavann.
- Fosfor-innholdet var høyt, men dog betydelig lavere enn i Skjenavann. Nitrogen-konsentrasjonene var av størrelsesorden som i Skjenavanns overflateag.
- Fargetall og TOC-verdiene var relativt høye. Dette skyldes antakelig tilførsler av naturlige humusstoffer, overflateavrenning og muligens algeproduksjon. Verdiene avspeiler neppe tilførsel av avisningsvæske.
- Vannet var noe turbid.
- . **Konklusjon:** Langvann er noe forurenset fra omkringliggende aktiviteter. Effekter av eventuell tilførsel av avisningsvæske er ikke påvisbar.

Lønningstjern:

Temperatur og oksygen-forhold var omtrent som i Skjenavann.

Vannet hadde en nøytral reaksjon. Konduktiviteten og vannets innhold av dominerende ioner (Ca^{++} , Na^+ , Cl^- , SO_4^-) var høyere her enn i de andre undersøkte lokaliteter.

- Jern- og manganinnhold var høyt, spesielt økte verdiene mot dypet - dette avspeiler økende reduktive tilstander (avtakende oksygeninnhold).
- Fosfor- og nitrogen-innholdet var høyt, spesielt i dypet.
- Fargetall og TOC-verdiene var av størrelsesorden som i Langavann.
- Turbiditetsverdiene økte mot dypet.
- **Konklusjon:** Lønningstjern er markert forurensningspåvirket, men de relativt lave TOC-verdier tyder ikke på effekter av avisningsvæske. Det var betydelig forekomst av mose i utløpsbekken fra vannet.

Tabell 5.1 Kjemiske analyseresultater 12.8.1991

Innsjø	Dyp m	Temp. °C	Oksygen mg/l	pH	Kond mS/m	Farge tall	Turb FTU	TOC mgC/l	Tot.P µgP/l	Tot.N µgN/l	Jern mg Fe/l	Mangan mg Mn/l	Kalsium mg Ca/l	Klorid mg Cl/l	Natrium mg Na/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Bly µgPb/l	Kobber µg Cu/l
Skjenav.	1 m	15	7.6	6.64	9.2	89	0.7	9.1	57	651	0.49	0.03	6.6	10	7.2	10.0	<0.5	6.7
	5 m	10	1.3	6.90	12.9	59	1.7	6.3	96	695	1.19	0.18	11.7	11	8.1	8.5	1.2	5.9
	10m	7	0.6	6.82	12.8	117	4.2	8.8	229	2280	3.63	0.23	9.6	13	8.6	4.0	<0.5	7.8
Langav.	0m	17	9.4	7.08	8.5	39	0.9	5.4	26	663	0.26	0.018	5.7	11	6.8	9.2	-	-
	2m	15	8.4	6.94	8.5	46	0.6	5.7	25	620	0.31	0.020	6.0	11	6.9	9.5	-	-
Bekk, Langev.				7.09	9.4	50	0.7	6.1	21	1640	0.31	0.031	7.0	10	6.7	10.3	-	-
Lønningstjern	0m	16	7.7	7.09	15.9	36	0.6	5.5	24	921	0.27	0.024	13.8	15	10.0	16.0	-	-
	3m	15	4.9	38.3														
	5m	10	1.5	6.80	16.7	33	2.7	5.3	48	1060	0.86	0.19	14.1	19	11.7	14.5	-	-
	7m	7	0.8	6.83	16.7	50	3.1	5.4	48	1080	1.70	0.26	13.9	20	11.9	12.5	-	-

Bekk fra Langavann:

Bortsett fra noe høyere nitrogenverdier, hadde vannet i bekken omtrent samme kvalitet som i Langavann. Ved bekkens utløp ble det registrert lite begroing.

5.2.3 Konklusjon

Innsjøene ved Flesland lufthavn tilføres forurensninger fra omkringliggende aktiviteter. Spesielt er Skjenavann sterkt utsatt. Oksygeninnholdet i dyplagene er sommerstid lavt både i Skjenavann og Lønningsvann. For å kunne avklare i hvilken grad avisningsvæske er medvirkende årsak til dette, må det foretas en inngående studie av tilførsler og stoffbalanse. Dette synes unødvendig sett på bakgrunn av hvilke tekniske tiltak som er anbefalt.

5.3 Vurdering av tekniske løsninger

Da samtlige aktuelle ferskvannsresipienter er sårbare for glykolpåvirkning, anbefaler vi at avløpsvannet fra lufthavnen føres til det kommunale tunnellsystem som passerer lufthavnen. Et påslipp her kan enkelt utføres forutsatt at det anlegges en avisingsplattform i den sørlige enden av flyoppstillingsplassen slik som foreslått under Fase 1.

Med de beskjedne snømengder det her er snakk om vil vi anta at en sugebil kan holde plattformen fri for snø og slaps og tømme dette i et påslipp til tunnellen. Eg egen plass for snødeponi skulle derfor ikke være nødvendig.

Det bør tas kontakt med kommunale myndigheter for å diskutere et påslipp og et eventuelt behov for forbehandling eller utjevningbasseng.

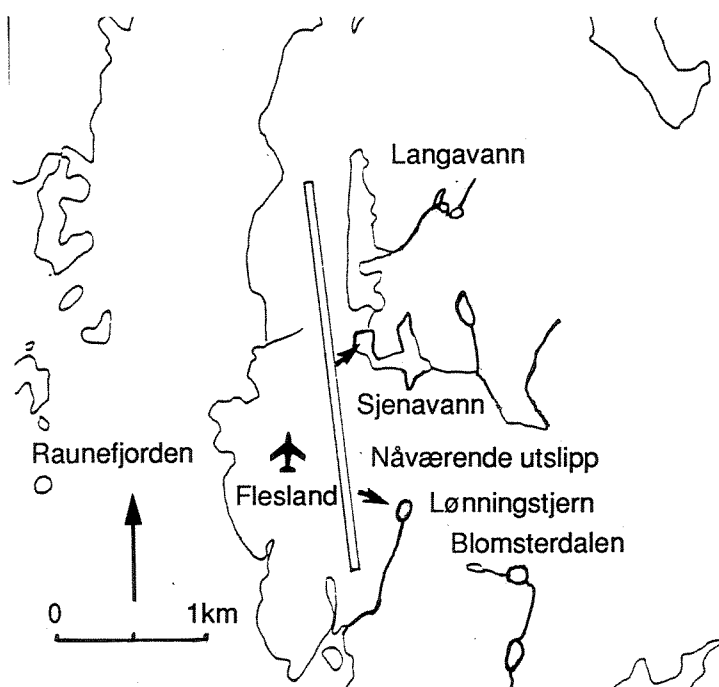


Fig. 5.1 Resipienter ved Bergen lufthavn Flesland

6. BARDUFOSSE LUFTHAVN/FLYSTASJON

6.1 Generelle forhold

Lufthavnen/flystasjonen ligger i Indre Sør-Troms i Målselv kommune midt mellom Narvik og Tromsø.

Flystasjonen drives av Forsvaret, men det foregår også betydelig sivil trafikk.

Rullebanen ligger på en sandtunge orientert øst-vest hvor Barduelva og Andselva munner ut i Målselv. Rullebanen er på ca. 2 500 m og ligger ca. 89 m o.h. Ved typisk avisingsvær er vindretningen fra vest. Klimaet kan karakteriseres som stabilt innlandsklima.

Antall flybevegelser for 1990 ligger på ca. 39 000.

Overvann fra hovedflyoppstillingsområdet dreneres nordover til utslipp i terreng med avrenning i bekk til Andselva. Nord-vest for rullebanen forekommer det også avising av militærfly under større øvelser. Avrenningen herfra går også nordover til Andselva.

For 1989/90 var forbruket av konsentrert avisingsvæske 10 m³ og 30 m³ for henholdsvis sivil og militær trafikk.

Flystasjonens beliggenhet i forhold til resipientene fremgår av fig. 6.1

6.2 Resipientvurderinger

6.2.1 Generelt

Det ble foretatt en befaring til Bardu den 6.8.1991 med undersøkelse av bekken som mottar drenevann med avisingsvæske fra lufthavnen. Likeledes ble Andselva befart.

Det var ingen visuelle tegn til glykolforurensning i bekken, ei heller i Andselva. Bekken gikk i et ulendt område hvor det sjelden vil være mennesker. Bekkevannet ble hele veien luftet i små stryk. Nedbrytning av glykol vil dermed foregå med opptak av oksygen fra atmosfæren.

6.2.2 Analyseresultater med kommentarer

Under befaringen ble det samlet inn prøver øverst (st. 1) og nederst (st. 2) i hovedbekken (bekk I) som anvendes som resipient for avisningsvæske og dessuten nederst i en sidebekk til denne (bekk II, st. 1). Resultatene av de kjemiske prøver er gitt i tabell 6.1.

Tabell 6.1. Bardufoss lufthavn. Kjemiske analyseresultater 6/8 1991.

St.	pH	Kond. mS/m	TOC mg C/l	Turb FTU	Tot P µg P/l	Tot N µg N/l	Jern µg Fe/l	Mangan µg Mg/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Kalsium mg Ca/l
Bekk I, St. 1	7,97	20,2	1,89	7	18	1490	99	230	5,0	27
Bekk I, St. 2	7,16	20,2	1,84	6	7	1320	150	1310	7,2	27
Bekk II, St. 1	7,74	18,5	0,96	6	5	2030	96	25	7,0	22

Vannet er basisk og relativt rikt på mineralsalter og partikulært materiale. I bekk I var mangankonsentrasjonene høye. Bortsett fra st. I.1 var fosforkonsentrasjonene lave. Tatt i betraktning av at bekkene ikke drenerer jordbruksområder var nitrogenkonsentrasjonene høye - dette kan ha sammenheng med bruk av Urea på rullebanen om vinteren.

Vannets innhold av organisk stoff (TOC) var lavt og tyder ikke på noen vesentlig tilførsel av avisningsmidler på prøvetakingstidspunktet.

Som tabell 6.2 viser, var det i bekk I forekomster av heterotrofe organismer (bakterier og sopp), uten at dette kom visuelt frem under befaringen. Organismesamfunnets mengde og sammensetning er ikke uvanlig for denne type forurensede bekker sommerstid.

Tabell 6.2 Bardufoss lufthavn. Biologiske parametre 6/8 1991.
(x = liten, xx = moderat, xxx - markert forekomst).

Organismer	St. I.1	St. I.2
Oscillatoria sp. 6 µ	-	xx
Ulothrix sp. 6 µ	xxx	-
Vaucheria sp.	x	xx
Meredion circulare	xxx	xxx
Ubestemte pennate kiselalger	xx	xxx
Ciliater	x	-
Sphaerotilus natans	-	xx
Div. bakterier	xxx	xxx
Sopphyfer	-	xx

6.2.3 Konklusjon

Bekken som anvendes som primærresipient for avisingsvæske, går i foss og stryk fra kildeområdet (utløpsrør) til utløp i Andselva. Bekken egner seg derfor godt som resipient/transportåre for avisingsvæske. Den 6.8.91 ble det ikke registrert effekter av avisingsvæske, men høye nitrogenverdier kan tyde på at at avisingen av rullebanen (Urea) kan ha en viss effekt.

6.3 Vurdering av tekniske løsninger

Det har tidligere blitt hevdet at Forsvaret foretar flyavising på flere områder, bl.a. med avrenning til myr.

NIVA anbefaler at all avising av sivile og militære fly i normal trafikk skjer på ett område med gode avrenningsforhold til et drenssystem som enten føres frem til et gjenvinningsanlegg, oppsamlingsanlegg, behandlingsanlegg eller til nåværende bekk med tilløp til Andselva.

Forsvaret ved flystasjonen har tidligere hevdet at de skal anskaffe et gjenvinningsanlegg. Bli forslaget realisert bør all avising skje på ett område. Dette gjelder også om det for landsdelen blir et felles gjenvinningsanlegg.

Dersom gjenvinningsanlegg ikke er realistisk, bør det foretas en ny befaring på sen vinteren for å vurdere hvorvidt utslipp til nåværende bekkesystem er en akseptabel løsning, eventuelt i kombinasjon med et utjevningsbasseng med dosering til resipient.

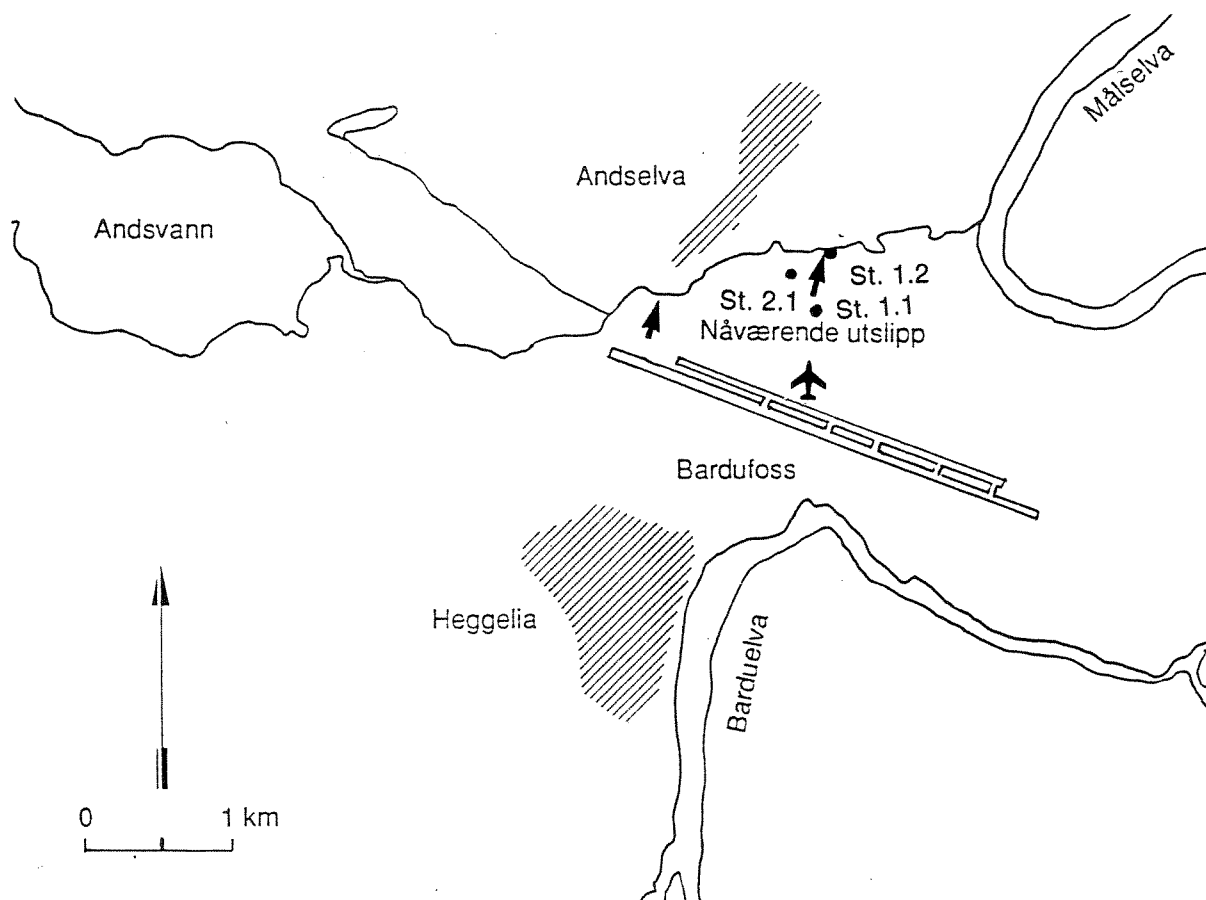


Fig. 6.1 Resipienter ved Bardufoss lufthavn/flystasjon

7. TRONDHEIM LUFTHAVN VÆRNES

7.1 Generelle forhold

Lufthavnen ligger ved Stjørdalselvas utløp i Trondheimsfjorden ca. 30 km øst for Trondheim. ca. 8 m o.h. Rullebanen som er orientert nord-vest/sør-øst er ca. 2 500 m lang. Sør-østlige vinder dominerer om vinteren. Antall flybevegelser var i 1990 på ca. 32 000, eksklusiv privat/skolefly og helokoptertrafikk.

Det skal anlegges nytt terminalbygg og oppstillingeplassen skal reorganiseres.

Overvannet fra oppstillingsområdet inkludert avisingsvæske dreneres til elva. Et drencsystem langs rullebanen på nordsiden tilføres lagunen innenfor Langøra.

Forbruket av avisingsvæske var for 1989/90 på ca. 110 m³ konsentret type I. Fig. 7.1 viser lufthavnens beliggenhet i forhold til resipientene.

7.2 Resipientvurderinger

Den 7. august 1991 ble det foretatt en befaring til nåværende utslippssted til Stjørdalselva, langs elvebredden og til lagunene innenfor stranddyngene. Dagens utslippssted synes velegnet med utledning i elva hvor det var sterk strøm og oppvirvling av vannmassene.

Hverken langs elva nedstrøms utslippet eller i lagunene var det spor av glykolforurensning. En drencledning fra flyplassområdet har sitt utløp til den nordre lagune. Dette område er pga. dårlig vannutskiftning ikke egnet til mottak av forurensinger av glykol eller urea.

7.3 Vurdering av tekniske løsninger

All flyavising bør skje på en plattform som gir hurtig og effektiv overflateavrenning til et oppsamlingsystem som føres inn på nåværende utslippsledning med utslipp i Stjørdalselva. Ved utslippsområdet er det gode strømforhold med gode innblandingmuligheter i vannmassene og med effektiv oksygenopptak fra atmosfæren. Avisingsvæsken vil deretter bli blandet inn i overflatelaget i Trondheimsfjorden med fortsatt nedbrytning.

Dersom forbruket av avisingsvæske skulle øke vesentlig bør det vurderes hvorvidt man bør installere et fordrøyningsbasseng med dosering til resipienten.

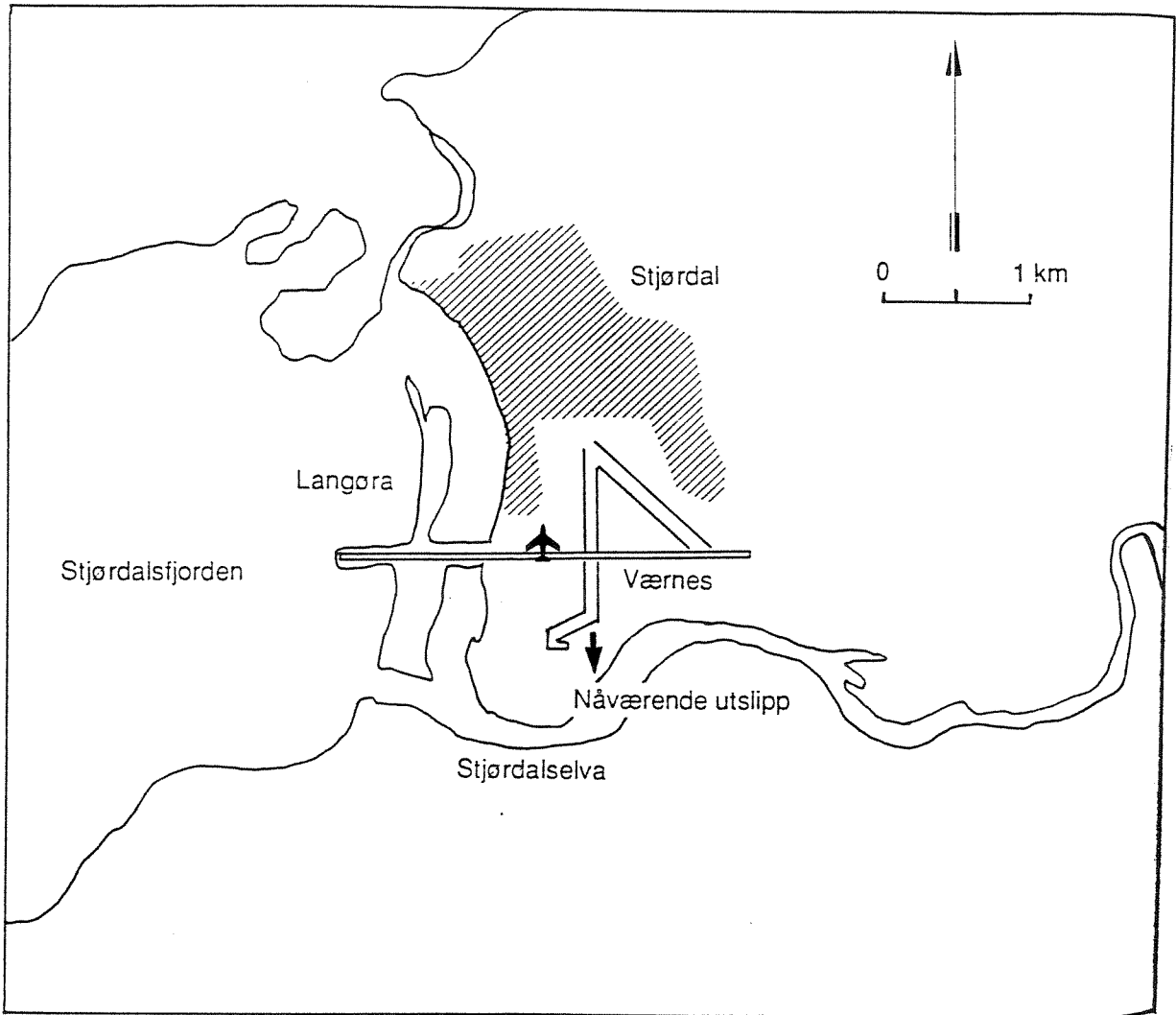


Fig. 7.1 Resipienter ved Trondheim lufthavn Værnes

8. ALTA LUFTHAVN

8.1 Generelle forhold

Lufthavnen ligger ved Altaelvas utløp i Altafjorden like ved tettbebyggelsen på Elvebakken. Rullebanen er ca. 2 000 m lang og ligger i fjordkanten på en stein og grusfylling bare 2 m o.h.

Alta har et typisk østlandsklima, stabilt med lite nedbør. 70 % av avgangene i vinterhalvåret skjer mot nord-vest. Snøen er i hovedsak tørr.

Antall flybevegelser var i 1989 på ca. 8 000. For 1990 har det vært en økning som følge av overgangen til SAS comuters.

Dreneringen fra oppstillingsplassen og rullebanen skjer til arealer uten tette flater med drenering i grunnen som består av finsand og stein.

Forbruket av konsentret avisingsvæske var i 1989/90 på ca. 8 m³.

Fig. 8.1 viser lufthavnens beliggenhet i forhold til resipientene.

8.2 Resipientvurderinger

Befaringen fant sted den 5.8.1991.

All avising skjer på flyoppstillingsplassen med oppsuging av slaps og væske som tømmes vest for plassen på et område uten fast dekke. Snø inneholdene glykol blir også måkt ut på områder uten fast dekke. Ved snøsmelting infiltreres væsken i grunnen.

Flyplassen er lagt på en steinfylling langs med Altafjorden. Massene er meget lett drenerende og avisingsvæsken havner i steinfyllingen som "vaskes" med sjøvann da forskjellen mellom flo og fjære er meget stor.

Det ble foretatt inspeksjon av markoverflaten hvor snø og slaps blir henlagt. Det var ingen spor av glykolforurensing. "Vakta" hevdet dessuten at det aldri var merket luktproblemer.

8.3 Vurdering av tekniske løsninger

For Altas vedkommende anser vi avisingsproblematikken som et praktisk problem som lufthavnadministrasjonen selv bør ta stilling til. Ønsker man en avisingsplattform bør avrenningen herfra føres ut i spredegrøfter med drenering i fyllinga.

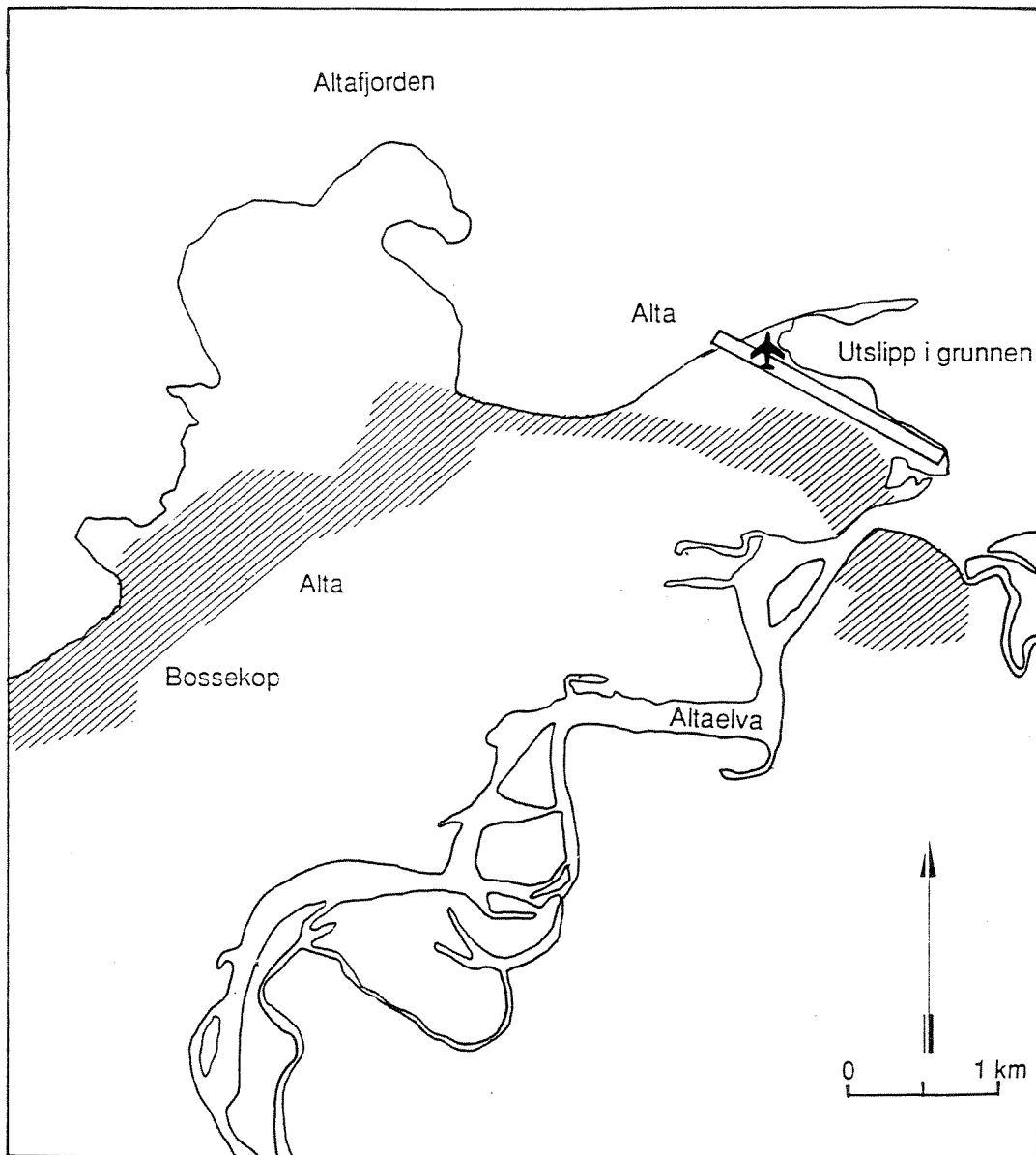


Fig. 8.1 Resipienter ved Alta lufthavn

9. TROMSØ LUFTHAVN LANGNES

9.1 Generelle forhold

Lufthavnen ligger vest på Tromsøya, ca. 5 km fra Tromsø sentrum. I vest er terrenget flatt ut mot sjøen, mens det i øst stiger opp mot et høydedrag.

Rullebanen er på ca. 2 000 m og ligger ca. 8 m o.h. Den er orientert nord-nordøst/sør-sørvest. I vinterhalvåret er vinder fra sør fremherskende.

Antall flybevegelser i 1989 lå på ca. 23 000.

Oppstillingsplattformen hvor avisingen foregår faller inn mot terminalbygget hvor en langsgående renne samler opp overvann. Avsivingsvæsken føres i drensledning frem til åpen grøft ved riksvei 862. Herfra renner væsken ned mot sjøen og ut i strandsonen.

Fig. 9.1 viser lufthavnens beliggenhet i forhold til resipienten.

9.2 Resipientvurderinger

9.2.1 Generelt

Befaringen fant sted den 5.8.1991.

Det luktet råttet løk fra grøften (stillestående vann) og vannet var sterkt forurensset. Ved strandkanten var det bygget seg opp en voll slik at vannstanden i grøften var unormal høy. På lavvann kunne man tydelig se en forurensset stripe med en bredde på ca. 2m som var traseen dreneringsvannet tok veien frem til sjøen.

Organismesamfunnet i strandsonen var normalt og skilte seg ikke ut fra de øvrige tilgrensede områder. Som følge av store variasjoner i tidevannshøyde og gode vindforhold har resipienten en stor selvrensende evne som kan ta hånd om forurensningene.

Forholdene i grøfta er imidlertid ikke tilfredsstillende. Drensvann fra lufthavnen bør føres i rør ut i sjøen til en dybde av 4-8m slik at innlagringen av glykol skjer i overflatelaget hvor nedbrytningsmulighetene er størst.

9.2.2 Analyseresultater med kommentarer

Det ble samlet inn 2 vannprøver fra nederst i resipientbekken fra flyplassen. Analyseresultatene er gitt i tabell 9.1.

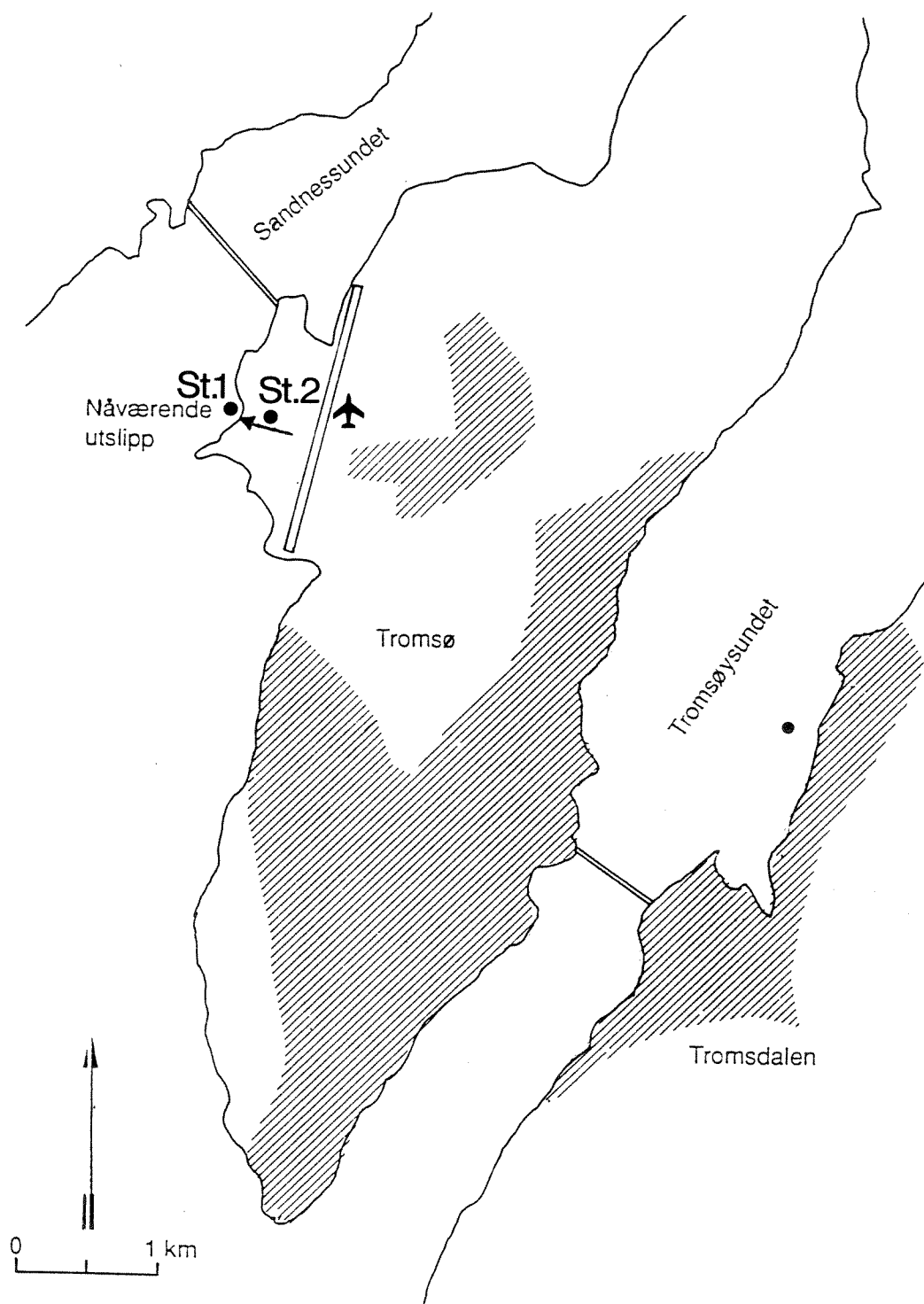


Fig. 9.1 Resipienter ved Tromsø lufthavn Langnes

Tabell 9.1 Tromsø lufthavn. Analyseresultater 6/8 1991 fra avløpsbekk.
St. 1 ved utløp. St. 2 - 20 m lenger oppe.

St.	pH	Kond. mS/m	TOC mg C/l	Turb FTU	Tot P µg P/l	Tot N µg N/l	Jern mgFe/l	Mangan mg Mg/l	Kalsium µg Ca/l	Natrium mg Na/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Klorin mg Cl/l
1	7.42	91.7	27.3	37	41	894	4.85	1.49	152	14.4	3.6	20.5
2	7.21	93.4	39.2	48	23	1700	10.4	1.72	156	13.2	7.2	5.2

Vannet i bekken var svakt basisk og hadde et høyt innhold av kalsium, jern og mangan. Konduktiviteten var meget høy. Næringssaltinnholdet var høyt. Vannets turbiditet, innhold av organisk stoff ved siden av de høye konsentrasjoner av jern og mangan og sterk løkluft, understreker det visuelle inntrykk av sterk forurensning.

Organismelivets artssammensetning og mengde, med dominerende innslag av bakterier og sopp, tabell 9.2, understreker ytterligere ovenfor nevnte forhold.

Tabell 9.2 Tromsø lufthavn (st. 2). Biologiske data. 6/8-91.

Prasiola sp	Stort antall dominerende
Ubestemmlige trådf. grønnalger	middels mengde
Euglena sp.	
Maridion circulare	middels mengde
Fargeløse flagellater	liten mengde
Ciliater	liten mengde
Sopphyfer	middels mengde
Div. bakterier	middels mengde
	dominerende mengde

9.3 Vurdering av tekniske løsninger

Den åpne grøften fra flyplassområdet og ned til strandsonen bør legges i rør som føres ut i Sandnessundet til et nivå under lavvannstand. Dersom avisingsplattformer blir lokalisert til områder fjernt fra nåværende drensssystem, vil rørledninger direkte til resipienten være hensiktsmessig. Utslippene må være dykket.

10. STAVANGER LUFTHAVN SOLA

10.1 Generelle forhold

Lufthavnen ligger på et område mellom Hafrsfjord og Solavika 2 - 10 m o.h. Avrenning skjer til begge resipienter.

Lufthavnen har 2 rullebaner, nord/sør banen er ca. 2 500m lang, øst/vest banen 2 200m lang. I vinterhalvåret er vinder fra sør/øst dominerende.

Vårforholdene på Sola er av en slik karakter at det svært sjeldent kommer snø som blir liggende over en lengre periode.

Lufthavnen har årlig ca. 80 000 flybevegelser.

Flyoppstillingsområdet hvor avisingen foregår dreneres til Solavika. Fra riksvei går kulverten over i åpen grøft.

Forbruk av avisingsvæske var i 1989/90 på ca. 11 m³ av type I og ca. 6 m³ av type II.

Fig. 10.1 viser lufthavnens beliggenhet i forhold til resipientene.

10.2 Vurdering av tekniske løsninger

Dreneringssystemet under oppstillingsområdet hvor avisingen foregår, virker tilfredsstillende. Fra et forurensingsmessig synspunkt vil det derfor ikke være nødvendig med en egen avisingsplattform tatt dagens beskjedne forbruk i betraktning.

Overvann fra oppstillingsplassen og fra områder som benyttes til snødeponier føres i kulverter frem mot veg langs Solastranda. Herfra føres drenevannet i åpne grøfter over Solastranda og ut i sjøen.

Overvannet virker meget forurensningspåvirket med sterk begroing i kulverter og bekkeløp. Dette skyldes den generelle overvannsforurensing fra lufthavnen, tilførsler fra jordbruk og spredt bebyggelse, brannøvelsesområdet samt fra avising av baner og fly. En separat rørledning for transport av glykolholdig overvann ut til sjøen vil ikke løse de estetiske problemer vedrørende utløpene.

Utslippene fra lufthavnen bør derfor legges i rør over Solastranda og ut på dypt vann i Solabukta slik at folk som ferdes langs stranda og de badende ikke sjeneres av utløpene.

Fortynningsforholdene i sjøen er meget gode med rik tilgang på oksygen for nedbrytning av glykol.

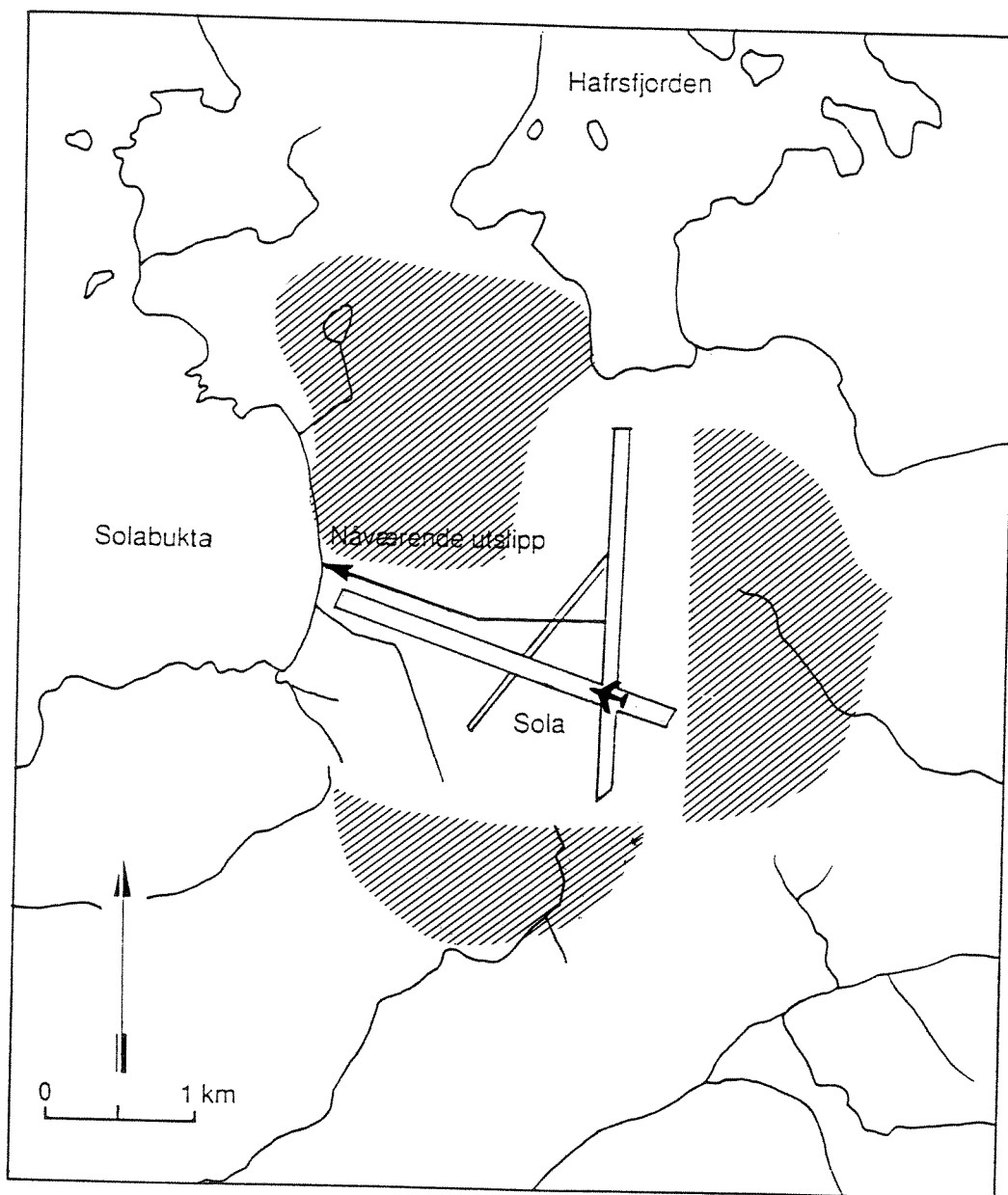


Fig. 10.1 Resipientforhold ved Stavanger lufthavn Sola

11. TILLEGGSUNDERSØKELSER (Fase 3)

11.1 Generelt

De tilleggsundersøkelser (fase 3) som er nevnt nedenfor er nødvendige for å kunne gi en tilfredsstillende miljømessig vurdering av det problemkomplekset som flyavising omfatter.

11.2 Overvåkning Lysakerfjorden

Oksygenbelastningen på Lysakerfjorden med redusert utslipp gjennom nytt utslippsarrangement med diffusor er omstridt blant lokalbefolkning og kommunale tjenestemenn. NIVA har derfor anbefalt at situasjonen overvåkes utover vinteren og våren med i alt 8 tokt. Det vil da bli foretatt in-situ målinger av oksygeninnhold, temperatur og salinitet i utslippsområde.

Skulle det vise seg at oksygenforbruket påvirker vannkvaliteten i Lysakerfjorden vil utslippsarrangementet bli foreslått justert.

11.3 Jordprøver langs taxi- og rullebaner på Fornebu

Ca. 25% av avisingsvæsken oppgis å følge med flyene når de forlater avisingsplattformene, men forsvinner innen flyene forlater området. Det meste faller ned på baner med fast dekke og vil deretter bli måkt ut til rabatter o.l. Væsken infiltreres i grunnen umiddelbart eller når snøsmelting inntreffer og teleforhold tillater dette.

I grunnen kan det foregå en tilfredsstillende nedbrytning av naturlige bakterier, men deler av grunnen kan også være mettet av forurensninger slik at dette føres med grunnvannssiget ut i terreng eller resipienter.

NIVA har fått en rekke henvendelser bl.a. fra beboere i Fornebuområdet og fra politisk hold. Etterbruksverdien av Fornebu etter at en eventuel hovedplass er tatt i bruk er blant annet trukket inn i diskusjonen.

En avklaring av situasjonen samholdt med de forsøk som pågår ved NIVA vedrørende Hovedflyplassutredningen (jfr. kpt. 11.1 ovenfor), vil være av betydning for tilsvarende vurderinger ved en rekke andre lufthavner.

11.4 Befaring senvinters til Evenes og Bardufoss

Ved begge lufthavner blir avisingsvæske ledet ut i terreng med avrenning til Lavangsvann for Evenes og til Andselva for Bardufoss. Det foregår her en naturlig nedbrytning i bekkesystemer i meget ulendt terreng. En befaring på senvinteren vil være nødvendig for eventuelt å kunne gi tilfredsstillende tilrådninger.

11.5 Resipientundersøkelser av området Hundesund - Holtekilen ved Fornebu

Hundesund og Koksabukta var i mange år resipient for all forbruk av avisingsvæske ved Fornebu. Da dette pågikk var lokalbefolkningen sterkt plaget av luktulemper og vannkvaliteten var dårlig i følge beboerne. Så vidt vi er kjent med ble det aldri foretatt resipientundersøkelser med avrenning av avisingsvæske som bakgrunn.

Lokalbefolkningen hevder at situasjonen har markert forbedret seg etter at utslippet opphørte. En enkel resipientundersøkelse vil kunne karakterisere situasjonen og være en dokumentasjon i forbindelse med fremtidige diskusjoner om forholdene rundt Fornebu. Kan tilstanden beskrives som tilfredsstillende viser dette hvor hurtig situasjonen bringes tilbake til det normale.

11.6 Giftighetstester

Giftighetstester ble foretatt under fase 1 og nye forsøk vil bli gjennomført med væske tilsendt direkte fra Kilfrost i England. Forsøkene forventes ferdig iløpet av våren 1992.

11.7 Overføring av glykolholdig avløpsvann til VEAS

Under fase 1 og 2 av undersøkelsene har det vært løpende kontakt med VEAS om mottak av glykolholdig avløpsvann. VEAS ønsker ikke en slik overføring før et biologisk rensetrinn er bygget. Dette er nå under planlegging. I den forbindelse ønsker LV at NIVA utreder hvilke konsekvenser dette vil få for VEAS og LV.

Vedlegg 3.1

Fortynningsberegninger

Følgende forutsetninger gjelder for utslippsvannet:

Volum 14 l/s. Utslippsdiameter rør: 10 cm. Egenvekt på utslippsvann: Samme som overflatevann i Lysakerfjorden.

Utslippsberegninger er foretatt på 10 profiler av egenvekt fra perioden november til april 1973-90. Utslippsvann er variert med 10, 15, 20, 25, 30 og 40 meters dyp.

Forutsetninger: Utslippsvannet har et oksygenbehov også etter langtående rensing. Ettersom vannmassene i Indre Oslofjord stort sett har for lite oksygen må et utslipp av dette slag ikke påvirke de vannmasser som har oksygenproblemer. Dette betyr at utslippet må skje i overflatelaget vinterstid. For å oppnå viss primærfortynning bør også dykket utslipp velges.

Oksygenobservasjoner fra Lysakerfjorden vier at av 13 observasjoner mellom desember til april var oksygenkonsentrasjonen meget lav i 4 observasjoner på 8 meters dyp og dypere (de fleste lave observasjoner var i desember måned). Med meget lav menes her konsentrasjoner lavere enn 2 ml/l. Innlagingsdypet bør således fortrinnsvis ligge på dyp mindre enn 8 meter.

For å ikke negativt bidra med vertikaltransport av næringssalter fra fjordens mellomlag til fotosyntesesoner og derved øke primærproduksjonen, som i sin tur bare vil bidra til økt oksygenforbruk i fjordens dypvann, må også utslippsdyp helst ikke legge dypere enn 8 meter. **Det forutsettes at utslippsvannet ikke inneholder noe fosfor eller nitrogen (nitrat, nitritt, ammonium eller urea).**

Ved utslipp på 10 meters dyp vil avløpsvannet fortynnes mellom 10-70 ggr. avhengig av sjiktningen i fjorden. Normalt vil fortynningen ligge på ca. 15-20 ggr. Innlagingsdyp blir normalt mellom 7 til 10 meters dyp. Enkelte ganger vil hele volumet mellom overflaten og utslippsdyp bli påvirket av utslippet, men her vil det da være ca. 50 til 70 ggr. fortynnet. Det bør observeres at stigningen på utslippsvannet ter liten og at inntak av litt tyngre sjøvann vil gi innlagring med lav fortynning ved utslippsdyp, dvs. på bunn i dette dyp. Dette er en synnerligen ugunstig situasjon, ettersom oksygenbehovet på bunnflaten er større og fortynningsmulighetene mindre. **Utslippet bør således ikke være undervektig, hvis en velger den foreslåtte løsningen.**

Beste utslippsdyp vil være på ca. 8 meters dyp. Et slik utslipp vil normalt gi innlagring noen meter høyre opp i vannmassen, med enkelte unntak. Utslippet bør videre ligge en bit fra strand (50-100 meter). Dette forutsetter at utslippet har en egenvekt som ikke avviker fra sjøvannet i fjordens overflate. Er det store relative avvik vil nye beregninger måtte foretas. Når utslippet er etablert bør det foretas en undersøkelse av virkningen og utslippet bør også bli formål for enklere overvåking.

Jan Magnusson

Vedlegg 3.2

Beregning av oksygenopptak

OKSYGENTILFØRSLER VIA ESTUARINSIRKULASJON

Nedenfor er det beregnet hvordan glykolutslippet i Lysakerfjorden vil innvirke på oksygenforholdene i Lysakerfjorden, forutsatt at utslippet fortynnes i det tilnærmet tetthetshomogene overflatelaget.

Virkningen av glykolutslippet på oksygeninnholdet begrenses av to forhold. For det første vil overflatelaget i Lysakerfjorden skiftes ut, både pga. vinddrevne bevegelser av overflatevann, og på grunn av gjennomstrømning som skyldes tilførsel av ferskvann fra Lysakerelva. For det andre vil det i isfrie perioder skje en oksygenutveksling mellom vann og luft. Hvis oksygenkonsentrasjonen i overflatelaget blir lavere pga. glykolutslippet vil denne oksygentransporten forskyves i retning av økt oksygentilførsel fra atmosfæren. Disse to fornyingsprosessene vil begrense virkningen av glykolutslippet.

Vannutveksling og gjennomstrømning.

På basis av målinger fra Oslo vann- og avløpsverk for årene 1987, 1988 og 1989 kan vannføringen i Lysakerelva settes til ca. $0.5-3\text{m}^3/\text{s}$ i de aktuelle månedene som månedsmidler, med $1\text{m}^3/\text{s}$ som vanlig verdi.

Saliniteten i overflaten om vinteren i stasjon BN1, nokså langt ute i Lysakerfjorden, varierer stort sett mellom 27 og $30 \text{ }^{\circ}/\text{oo}$. Dette er et resultat av at elvevannet er fortennet, enten med vann utenfra pga. horisontale bevegelser, eller med fortynningsvann fra dypere lag gjennom estuarin sirkulasjon. Det kan antas at fortynningsvannet ikke har salinitet høyere enn $33 \text{ }^{\circ}/\text{oo}$, fordi dette er vanlig salinitet i dypere lag i Lysakerfjorden, fra 20-40m og nedover på stasjon BN1. En nedre grense for den totale vannutskiftningen i overflatevannet kan da beregnes til

$$Q = Q_0 S_1 / (S_1 - S_0)$$

hvor

$$\begin{aligned} Q_0 &= \text{vannføring i elva} && = 1\text{m}^3/\text{s} \\ S_1 &= \text{salinitet i fortynningsvannet} && = 33 \text{ }^{\circ}/\text{oo} \\ S_0 &= \text{salinitet i overflatelaget} && = 27-30 \text{ }^{\circ}/\text{oo} \end{aligned}$$

Dette gir en gjennomstrømning i overflatelaget $Q = 5$ til $10\text{m}^3/\text{s}$.

Glykolutslipp etter alternativ 1. representerer et oksygenforbruk på 82 tonn i løpet av 5 måneder, dvs. 6.2 g/s . Dersom dette innlagres og fortynnes effektivt i overflatelaget med en gjennomstrømning på 5 til $10 \text{ m}^3/\text{s}$, vil det maksimalt kunne gi en reduksjon i oksygeninnhold på 0.62 til 1.24 mg/l , eller ca. 0.45 til 0.9 ml/l . Utslipp av kondensat etter alternativ 2. vil gi en effekt som er 72% lavere, dvs. at oksygen i overflatelaget maksimalt da kan bli redusert med 0.12 til 0.25 ml/l . I perioder med lav vannføring ($0.5\text{m}^3/\text{s}$) vil øvre grense for virkningen være dobbelt så høy, dvs. $0.9-1.8 \text{ ml/l}$ for alternativ 1, og $0.25-0.5\text{ml/l}$ for alternativ 2.

For iallfall et tilfelle, 21. mars 1977, finnes samtidige målinger på stasjon BN1 og AN1 lenger inn i Lysakerfjorden, og det ser ikke ut til å være vesentlig forskjell i overflatesalinitet mellom stasjonene. Dette tyder på at beregningen ovenfor kan gjelde også om en ser på et mindre område lenger inne i Lysakerfjorden. Det kan imidlertid tenkes å finnes lavere fortykning nærmere Fornebulandet, idet utstrømningen fra Lysakerelva vil vise en tendens til å legge seg opp mot Fornebulandet. Det gjør det mulig at en vil finne større effekter lokalt.

På den annen side tilsvarer den beregnede estuarinsirkulasjon $5-10\text{m}^3/\text{s}$ en oppholdstid på ca. 90-180 døgn for de øverste 10 metrene av Lysakerfjorden. Det er sannsynlig at andre prosesser (vind, tidevann) vil gi endel større vannutveksling, og derved mindre lokal virkning av glykolutslippet, enn det som er beregnet her.

Oksygenutveksling med atmosfæren

I perioder uten islegging vil oksygenutvekslingen mellom vann og atmosfære også bidra til å begrense oksygensvinnet.

Oksygenutveksling mellom atmosfære og vann beskrives som regel ved en ligning:

$$q_{\text{Ox}} = K_L(O_2 - O_{2s})$$

hvor

$$\begin{aligned} q_{\text{Ox}} &= \text{netto oksygentransport fra luft til vann (g/m}^2\text{/s)} \\ K_L &= \text{Utvekslingskoeffisient (m/s)} \\ O_2 &= \text{oksygenkonsentrasjon i vann under grensesjikt (mg/l)} \\ O_{2s} &= \text{metningskonsentrasjon av oksygen (mg/l)} \end{aligned}$$

Utvekslingskoeffisienten er en funksjon av vind. Det finnes ulike beskrivelser av utvekslingskoeffisienten basert på felt- og laboratorieforsøk. Holley (1977) sammenstiller resultater fra endel ulike felt- og laboratorieforsøk, de viser nokså sprikende resultater, med et variasjonsintervall på ca. mer enn en dekode for små vindhastigheter, muligens som funksjon av strømningsbildet i vannet. Laveste målte verdier uten vind og med stillestående vann er $3-5 \cdot 10^{-6}\text{m/s}$, dvs. $0.25-0.4\text{m/døgn}$, men det er også gjort målinger på 10^{-5}m/s under slike forhold. For store vindhastigheter er det bedre overenstemmelse, men det har endel å si i hvilken høyde vinden er målt.

Oksygenutvekslingen er derfor beregnet på vindstatistikk for Fornebu for 1987 og 1988 med tre ulike sammenhenger:

1. Målinger i Thames Estuary (1964), referert av Banks (1975) og Holley (1977), ga følgende sammenheng:

$$K_L = (10 + 3.38 U) \cdot 10^{-6} \text{ (m/s)}.$$

2. Banks (1975) har utledet en sammenheng i tre regimer, som i praksis kan forenkles til to:

$$K_L = \max \begin{cases} 4.19 \cdot 10^{-6} U^{0.5} & (U < 5.56 \text{ m/s}) \\ 0.32 \cdot 10^{-6} U^2 & (U > 5.56 \text{ m/s}) \end{cases}$$

vind målt i 10m høyde.

Sammenhengen er basert på data for $U \geq 2\text{m/s}$; og laveste målte verdi for K_L er $3 \cdot 10^{-6}\text{m/s}$. Banks' relasjon gir $K_L=0$ for $U=0\text{m/s}$ men det er altså ikke basert på data.

3. Watson et.al. (1991) gjengir data for CO_2 -utveksling basert på tracerteknikk, for vind i området $5-18\text{m/s}$. Laveste verdi, målt ved $U=5\text{m/s}$, er 5cm/h , dvs. $14 \cdot 10^{-6}\text{m/s}$. For det aktuelle området for vindhastigheter i indre Oslofjord, opp til 13m/s , gir de

følgende ligning, omregnet fra CO_2 til O_2 ved en faktor 1.07 ut fra viskositets-tall for de to gassene (se Watson et.al.):

$$K_L = 7.75 \cdot 10^{-6} (U-3) \text{ m/s} \quad (\text{for } U < 13 \text{ m/s})$$

For $U < 3 \text{ m/s}$ er det antatt en lav konstant verdi $K_L = 5 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ ut fra de andre resultatene ovenfor.

Når disse sammenhengene brukes på vindstatistikk for Fornebu for årene 1987-1988 blir resultatet som vist i figur.

Utvekslingskoeffisienten K_L er her gitt med enhet m/dag.

Med uttrykk 1 vil utvekslingskoeffisienten på ukebasis variere mellom 1 og 2 m/dag, gjennomsnittet er 1.45m/dag. Uttrykk 2 (Banks 1975) gir ukeverdier mellom 0.15 og 0.9m/dag, med gjennomsnitt 0.45m/dag, Uttrykk 3 gir verdier fra 0.4 til 1.1, og gjennomsnittet er 0.6m/dag.

Sammenhengene ovenfor gjelder ved 20°C , ved 0°C kan det være lavere utveksling. Ifølge Banks (1975) være ca. 50% lavere verdier på den vindavhengige delen av utvekslingen, iallfall gjelder det varmeutvekslingen, men Holley (1977) stiller spørsmål ved Banks' omregning fra varmeutveksling til oksygenutveksling.

Det er altså betydelig usikkerhet i utvekslingskoeffisient ut fra disse tallene. Nedenfor er det valgt å beregne oksygenforhold for tre alternative utvekslingskoeffisienter:

$$K_L = \begin{array}{lll} 0.2, & 0.6 \text{ og} & 1.8 \text{ m/dag} \\ \text{dvs. } 2.3, & 6.9 \text{ og} & 20.8 \cdot 10^{-6} \text{ m/s} \end{array}$$

Det er beregnet for to ulike overflatearealer:

$$A = \begin{array}{l} 8 \text{ km}^3 - \text{dvs. omtrent hele Lysakerfjorden} \\ 1 \text{ km}^3 - \text{mindre lokalt område rundt utslippet.} \end{array}$$

Hvilke arealer det er relevant å beregne for avhenger av hvor raskt glykolen brytes ned, og av hvor raskt utslippet sprer seg horisontalt. Her er det bare valgt to verdier for å sirkle inn størrelsesorden på problemet.

Virkingen av oksygenutvekslingen gjennom overflaten må ses i sammenheng med vannutvekslingen. Det er beregnet for 3 ulike tall for vannutvekslingen:

$$q = 2, 5 \text{ og } 10 \text{ m}^3/\text{s}.$$

Oksygenforbruket ved glykolutslippet settes til:

$$f_g = \begin{array}{l} 6.2 \text{ gO}_2/\text{s} \text{ (alternativ 1)} \\ 1.7 \text{ gO}_2/\text{s} \text{ (alternativ 2)} \end{array}$$

Størrelsesorden for reduksjonen i oksygenkonsentrasjon i overflatelaget vil være gitt ved:

$$d\text{O}_2 = - f_g / (q + k_L A)$$

Resultatet, som reduksjon i oksygenkonsentrasjonen i ml/l blir:

fg (gO ₂ /s)	q (m ³ /s)	A (km ³)	2.30	KL 6.90	10-6m/s 21.00
			Reduksjon i oksygen- konsentrasjon (ml/l)		
Alt. 1:					
6.2	2	1	1.01	0.49	0.19
6.2	5	1	0.59	0.36	0.17
6.2	10	1	0.35	0.26	0.14
6.2	2	8	0.21	0.08	0.03
6.2	5	8	0.19	0.07	0.03
6.2	10	8	0.15	0.07	0.02
Alt. 2:					
1.7	2	1	0.28	0.13	0.05
1.7	5	1	0.16	0.10	0.05
1.7	10	1	0.10	0.07	0.04
1.7	2	8	0.06	0.02	0.01
1.7	5	8	0.05	0.02	0.01
1.7	10	8	0.04	0.02	0.01

Resultatene tyder på at selv med laveste anslag for utveksling mellom atmosfære og vann og gjennomstrømning vil utslippsalternativ 2 gi ganske små utslag i oksygenbalansen, innenfor 0.05ml/l i ytre del av fjorden, og innenfor 0.3ml/l utenfor et område på ca. 1km² rundt utslippet. Mer sannsynlige verdier vil gi utslag på ca. 1/3 av dette.

Utslippsalternativ 1 vil også gi forholdsvis små utslag hvis utslippet betraktes fordelt over hele fjorden, men innenfor et begrenset område på 1 km² kan virkningen bli ^{merkbar} merkbar, opp til 1 ml/l, ved lav atmosfærisk utveksling og liten vanngjennomstrømning.

Vurdering av feilkilder:

Gjennomstrømning av vann i området er sannsynligvis regnet lavt, iallfall i perioder uten is. I forbindelse med en sporstoffundersøkelse av utslippet fra Lysaker renseanlegg i 1977 ble det målt hyppige dybdeprofiler (Bjerkeng et al. 1978). Målingene tyder på at skiftninger i vind gir raske utskiftninger av overflatelaget. Dette er ikke tatt med i beregningene.

Også den rent estuarine sirkulasjonen er antagelig regnet for lavt i forhold til gjennomsnittlige forhold, siden det er brukt en kanskje noe urealistisk høy verdi på fortynningsvannets saltholdighet. En strømprofil fra Lysakerfjord-undersøkelsen i 1977 kan tyde på at fortynningsvannet hentes fra 10-15m dyp, hvor saliniteten er rundt 30-31^o/_{oo}. Det kan tyde på at gjennomstrømningen kanskje er dobbelt så stor som beregnet.

Oksygenutvekslingskoeffisienten K_L er som nevnt også usikker, men de benyttede verdier skulle dekke de reelle forhold bra. Dersom en kunne finne sikrere verdier for denne koeffisienten ved liten eller ingen vind og ved lave temperaturer, kan det bidra til å fastslå sikrere grense for største virkning (venstre kolonne i tabellen).

Litteratur:

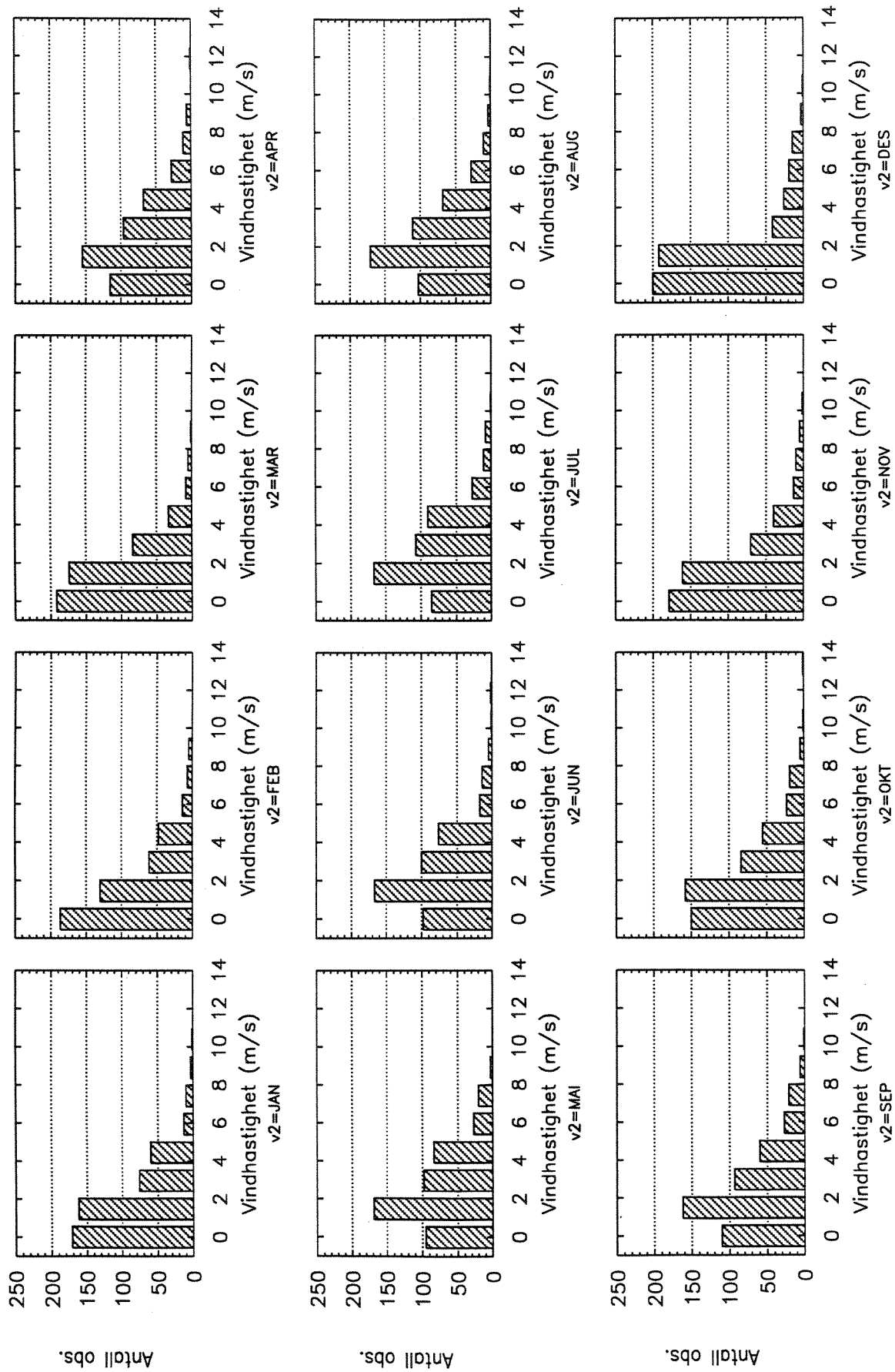
Banks, R.B.: Some Features of Wind Action on Shallow Lakes,
J. Env. Eng. Div., 1975, p813-827.

Bjerkeng, B., Göranson, C.G. og Magnusson, J.: Undersøkelser av
alternative utslippssteder for avløpsvann fra Sentralrenseanlegg
Vest, NIVA-rapport, O-132/76, ISBN 82-577-0054-1, 15.3.1978.

Holley, E.R.: Oxygen Transfer at the Air-water Interface, p117-150
in: Transport Processes in Lakes and Oceans, ed: Gibbs, R.J.,
Plenum Press, 1977

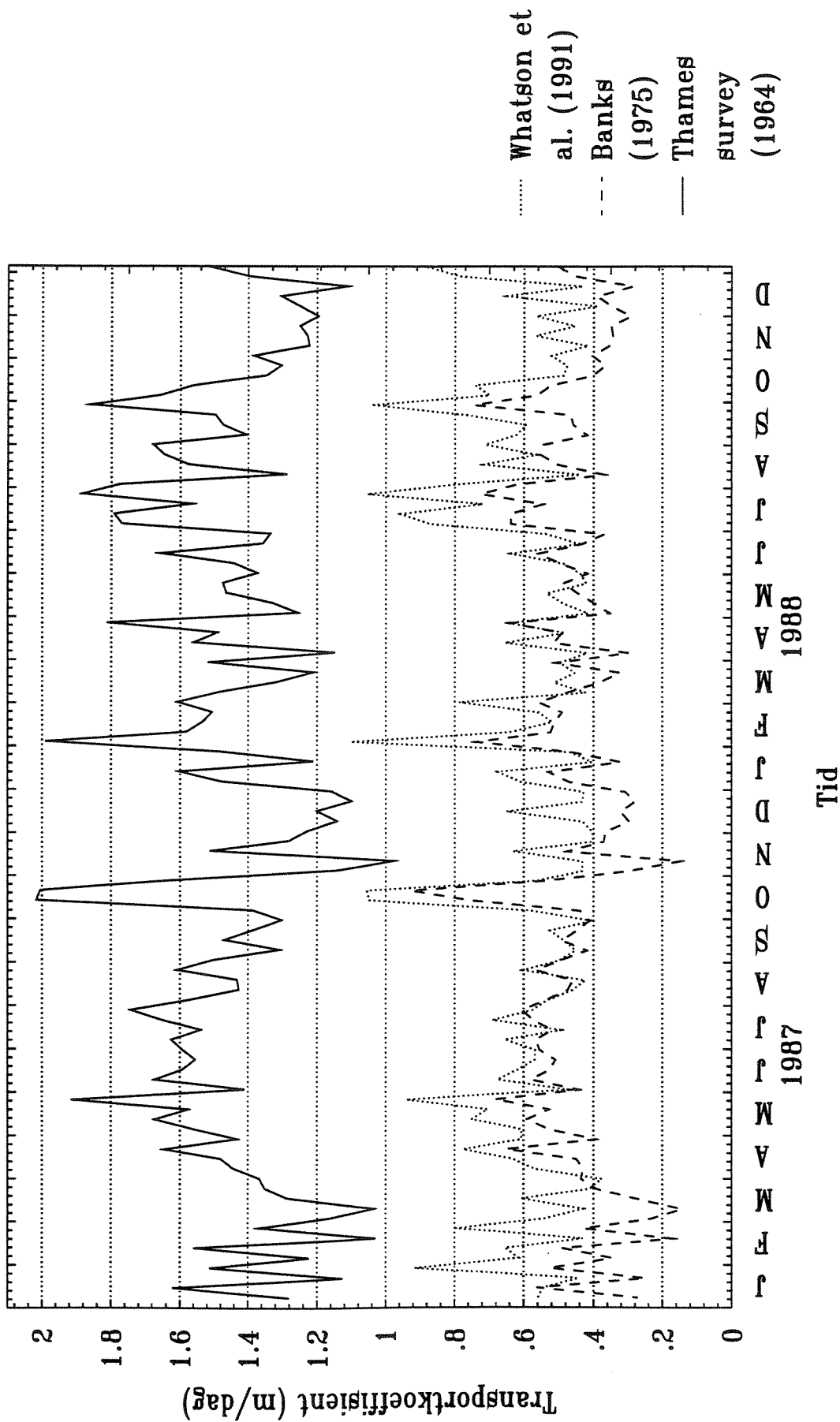
Watson, A.J., Upstill-Goddard, R.C, Liss, P.S.: Air-sea gas exchange
in rough and stormy seas measured by a dual-tracer technique.
Nature, vol.349, 1991, p.145-147.

Vindstatistikk Fornebu, basert på data for 1973, 1974, 1987 og 1988



Ukemidler for koeffisient for oksygentransport mellom luft og vann som funksjon av vindhastighet, ifølge tre ulike modeller.

Basert på vinddata fra Fornebu, 1987 og 1988.



Vedlegg 3.3

Diffusorberegninger

TESTRUN NR. 1 ON DIFFUSOR DESIGN 910826 - 1144

IMA-DIF:DATA

ALTERED GENERAL SPECIFICATIONS:

NONE

ALTERED DIFFUSOR SPECIFICATIONS:

NONE

ALTERED PIPELINE SPECIFICATIONS:

NONE

TESTRUN 1, FLOW NR. 1

DIFFUSOR:

FLOW= .2000E-01 M3/S

HOLE NR.	*****OUTLET*****	*****JET*****	***DIFFUSOR SEGMENT**									
NR.	POS.	DEPTH	DIAM	ENERGY	DIAM	VEL.	FLOW	FROUDE	LENGTH	DIAM	FLOW	VEL.
	M	M	M	M	M	M/S	L/S	DENS.	M	M	M3/S	M/S
								NUM.				
1	440.0	13.0	.070	.37	.056	2.7	6.7	23.41	6.00	.122	.007	.6
2	434.0	12.8	.050	.39	.038	2.8	3.1	29.40	4.00	.122	.010	.8
3	430.0	12.6	.050	.43	.039	2.9	3.4	30.41	4.00	.160	.013	.7
4	426.0	12.5	.050	.44	.038	2.9	3.4	31.15	4.00	.160	.017	.8
5	422.0	12.4	.050	.46	.038	3.0	3.4	32.11	4.00	.160	.020	1.0

PIPELINE:

FLOW= .2000E-01 M3/S

*****ENERGY BUDGET AT STARTPOINT (METERS)*****
DIAM. VEL. DIFFUSOR JUNCTION SPECIFIED PIPELINE GRAVITY ENERGY
M M/S ENERGY + LOSS + LOSS + FRICTION + PRESSURE = HEIGHT

.164	.95	.46	.00	.02	2.24	.27	3.00
------	-----	-----	-----	-----	------	-----	------

TESTRUN 1, FLOW NR. 2

DIFFUSOR:

FLOW= .3500E-01 M3/S

HOLE NR.	*****OUTLET*****	*****JET*****	***DIFFUSOR SEGMENT**									
NR.	POS.	DEPTH	DIAM	ENERGY	DIAM	VEL.	FLOW	FROUDE	LENGTH	DIAM	FLOW	VEL.
	M	M	M	M	M	M/S	L/S	DENS.	M	M	M3/S	M/S
								NUM.				
1	440.0	13.0	.070	1.15	.056	4.8	11.8	41.33	6.00	.122	.012	1.0
2	434.0	12.8	.050	1.21	.038	4.9	5.5	51.60	4.00	.122	.017	1.5
3	430.0	12.6	.050	1.31	.039	5.1	6.0	53.13	4.00	.160	.023	1.2
4	426.0	12.5	.050	1.34	.038	5.1	5.9	54.24	4.00	.160	.029	1.5
5	422.0	12.4	.050	1.40	.038	5.2	5.8	55.74	4.00	.160	.035	1.7

PIPELINE:

FLOW= .3500E-01 M3/S

*****ENERGY BUDGET AT STARTPOINT (METERS)*****
DIAM. VEL. DIFFUSOR JUNCTION SPECIFIED PIPELINE GRAVITY ENERGY
M M/S ENERGY + LOSS + LOSS + FRICTION + PRESSURE = HEIGHT

.164	1.66	1.40	.00	.07	6.39	.27	8.13
------	------	------	-----	-----	------	-----	------

TESTRUN 1, FLOW NR. 3

DIFFUSOR:

FLOW= .5000E-01 M3/S

HOLE *****OUTLET***** *****JET***** ***DIFFUSOR SEGMENT**
 NR. POS. DEPTH DIAH ENERGY DIAJ VEL. FLOW FROUDE LENGTH DIAM FLOW VEL.
 M M M M M M/S L/S DENS. M M M3/S M/S
 NUM.

1	440.0	13.0	.070	2.37	.056	6.8	17.0	59.22	6.00	.122	.017	1.5
2	434.0	12.8	.050	2.48	.038	7.0	7.9	73.78	4.00	.122	.025	2.1
3	430.0	12.6	.050	2.67	.039	7.2	8.5	75.86	4.00	.160	.033	1.7
4	426.0	12.5	.050	2.73	.038	7.3	8.4	77.36	4.00	.160	.042	2.1
5	422.0	12.4	.050	2.83	.038	7.5	8.3	79.40	4.00	.160	.050	2.5

PIPELINE:

FLOW= .5000E-01 M3/S

*****ENERGY BUDGET AT STARTPOINT (METERS)*****
 DIAM. VEL. DIFFUSOR JUNCTION SPECIFIED PIPELINE GRAVITY ENERGY
 M M/S ENERGY + LOSS + LOSS + FRICTION + PRESSURE = HEIGHT

.164	2.37	2.83	.01	.14	12.57	.27	15.82
------	------	------	-----	-----	-------	-----	-------

DIFFUSOR DESIGN PROGRAM TERMINATED 910826 - 1144

Vedlegg 3.4

Biologisk befaring i strandsonen

**BIOLOGISK BEFARING I STRANDSONEN I LYSAKERFJORDEN VED ROLVSBUKTA,
FORNEBU, 8. JULI 1991 (0-91047) (BOK N5 "Oslofj-glykol")**

INNLEDNING

Det foreliggende dokument er skrevet på oppdrag fra Luftfartsverket.

Formålet med befaringen var å få et førsteinntrykk av hvordan strandsamfunnene eventuelt har reagert på avrenningen av avisingsvæske inneholdende glykol.

I samme strandområder er det utført lignende registreringer i ti ulike år siden 1974 (Bokn og Lein 1978, Bokn 1979, Magnusson og medarb. 1989, 1991).

De biologiske observasjoner i strandsonen har vært rettet mot mulige skader på organismene som kan skyldes utslipp i området. Hovedvekten er lagt på registrering av flora og fauna i strandkanten begrenset ned til ca. 0,5 m dyp. Befaringen ble gjennomført 8. juli 1991. Det ble gjort observasjoner av de makroskopiske artene, arts/slektsbestemmelse ble utført på stedet, og en subjektiv mengde-angivelse ble notert.

Registreringen er på ingen måte noen fullgod resipientundersøkelse. Den er kun en overfladisk befaring utført av en erfaren marinbiolog med mange års feltarbeid i dette fjordavsnittet.

RESULTATER OG DISKUSJON

I figur 1 er det undersøkte strandområdet avmerket. Utbredelsen til de viktigste artene er antydnet på figurene 2 og 3. Alle arter registrert under befaringen er satt opp i tabell 1.

Tabell 1. Arter/slekter registrert under befaringen 8. juli 1991.

Fastsittende alger

Ceramium rubrum - vanlig rekeklo
 Chaetomorpha linum f. linum - krøllhårstang
 Cladophora rupestris - vanlig grønndusk
 Ectocarpus siliculosus - vanlig brunslie
 Enteromorpha spp. - tarmgrønnske
 Fucus evanescens - gjelvtang
 Fucus spiralis - spiraltang
 Hildenbrandia rubra - fjæreblood
 Phymatolithon lenormandii - flatrugl
 Porphyra purpurea - fjærehinne
 Ubestemte blågrønnalger

Marine bunndyr

Asterias rubens - vanlig korstroll
 Balanus improvisus - skipsrur
 Littorina littorea - strandsnegl
 Mytilus edulis - blåskjell

Sammenlignet med tidligere undersøkelser i Indre Oslofjord (Magnusson og medarb. 1976 og 1977) gir artsrikdommen i ovenstående tabell inntrykk av at levevilkårene for strandsoneorganismene i Lysakerfjorden kan ha bedret seg. Ved å studere figurene 2 og 3 er det iøynefallende hvor lite organismesammensetningen endrer seg i befaringsområdet.

To områder skiller seg imidlertid ut som artsfattig, og begge områder er karakterisert ved mudder (innerste del av Rolvsbukta) eller sandbunn (badestranden nord for Pølvikbukta), hvor organismer tilhørende hardbunn vanskelig kan vokse. Vannet innerst i Rolvsbukta var også ekstremt turbid med et siktedyp på knappe 10 cm. Likeledes var sikten dårlig i vannmassene lengst nord i undersøkelsesområdet, hvor det var vanskelig å observere blåskjellene på 20-30 cm dyp.

Et lite lokalt fenomen syntes å gjøre seg gjeldende ved og utenfor moloen nær Sjøflykroa. Her var artssammensetningen noe redusert, og algene bar preg av et organisk anrikt vann i form av gråhvit begroing, muligens bakterier og sopp. I tillegg syntes det som om strandsneglen hadde gode forhold, da denne organismen dominerte området.

Skipsrur var vanlig i områdene nord og syd for Rolvsbukta, men i selve bukta og ved det nordlige neset på Rolvstangen ble det registrert et påfallende fravær, se fig. 3. Om dette utbredelsesmønsteret har noe med sensitivitet overfor glykolutslippet å gjøre er vanskelig å ta stilling til.

Noen direkte effekt fra glykolutslippet på de andre marine organismene i selve Rolvsbukta og områdene utenfor kunne ikke spores under befaringen. Men det stilles et stort spørsmål ved de ekstremt turbide vannmassene, som ble registrert innerst i vika i nordvest. Var det noe utslipp i vika 8. juli? Eller er sedimentene så fine at kun en liten vannbevegelse kan føre til slike turbide tilstander?

LITTERATUR

- Bokn, T., 1979: Bruk av tang som overvåkingsparameter i en næringsrik fjord. I: Overvåking av vattenområden. 15. Nordiska symposiet om Vattenforskning. NORDFORSK, Miljøvårds sekr. publ. 1979, 2: 181-200.
- Bokn, T. and Lein, T. E., 1978: Long-term changes in fucoid association of the inner Oslofjord, Norway. Norw. J. Bot. 25: 9-14.
- Magnusson, J., Bokn, T. og Källqvist, T., 1976: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1974. Norsk Institutt for Vannforskning. 0-160/71.
- Magnusson, J., Bokn, T., Kirkerud, L., Krogh, T. og Nilsen, G., 1977: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1975-76. Norsk Institutt for Vannforskning. 0-160/71.
- Magnusson, J., Moy, F., Bokn, T. og Larsen, G. S., 1989: Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1988. Norsk Institutt for Vannforskning. Rapport nr. 2297.
- Magnusson, J., Bokn, T. og Larsen, G., 1991: Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1989-90. Norsk Institutt for Vannforskning. Rapport nr. 2581.

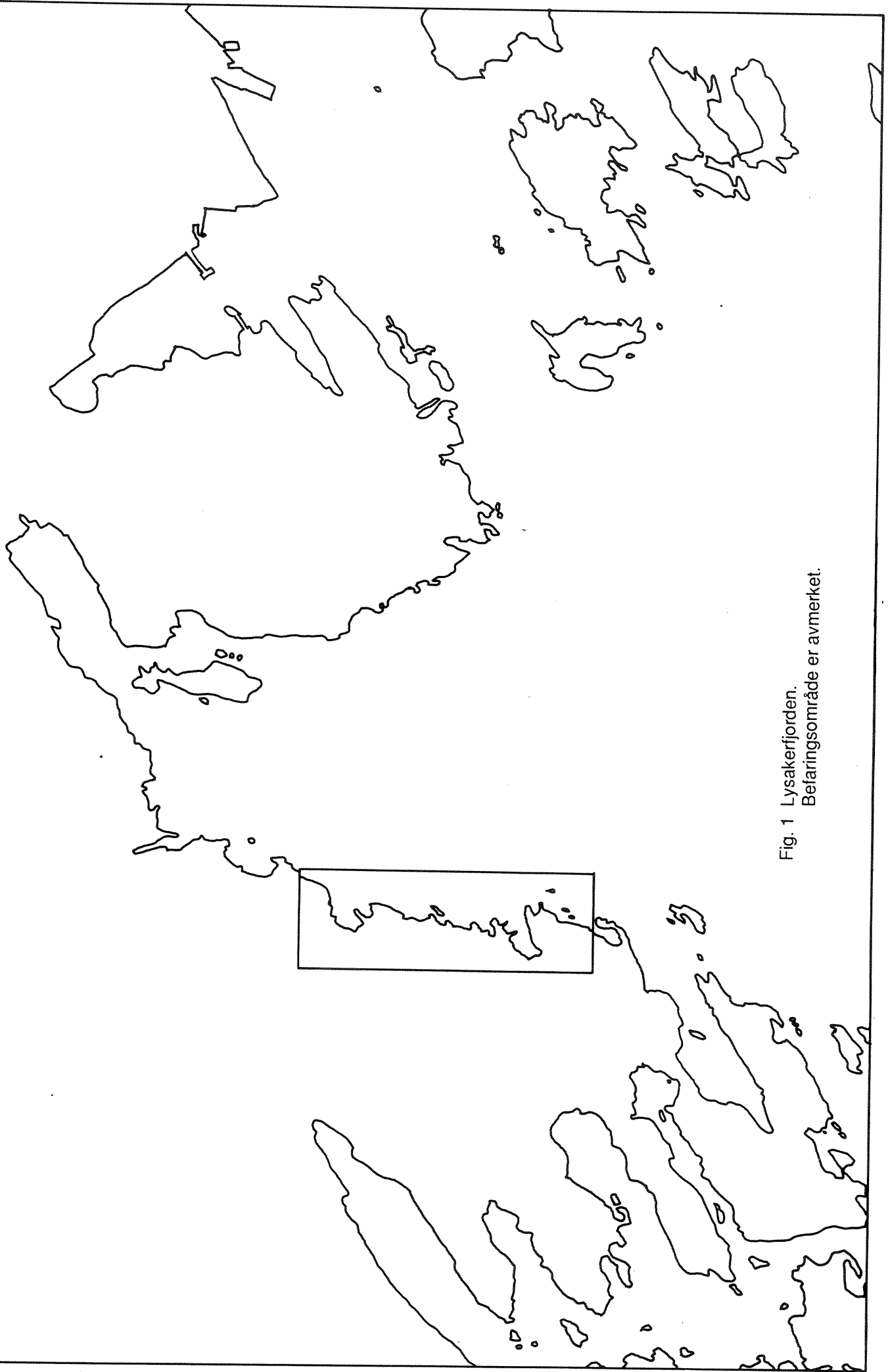


Fig. 1 Lysakerfjorden.
Befaringsområde er avmerket.

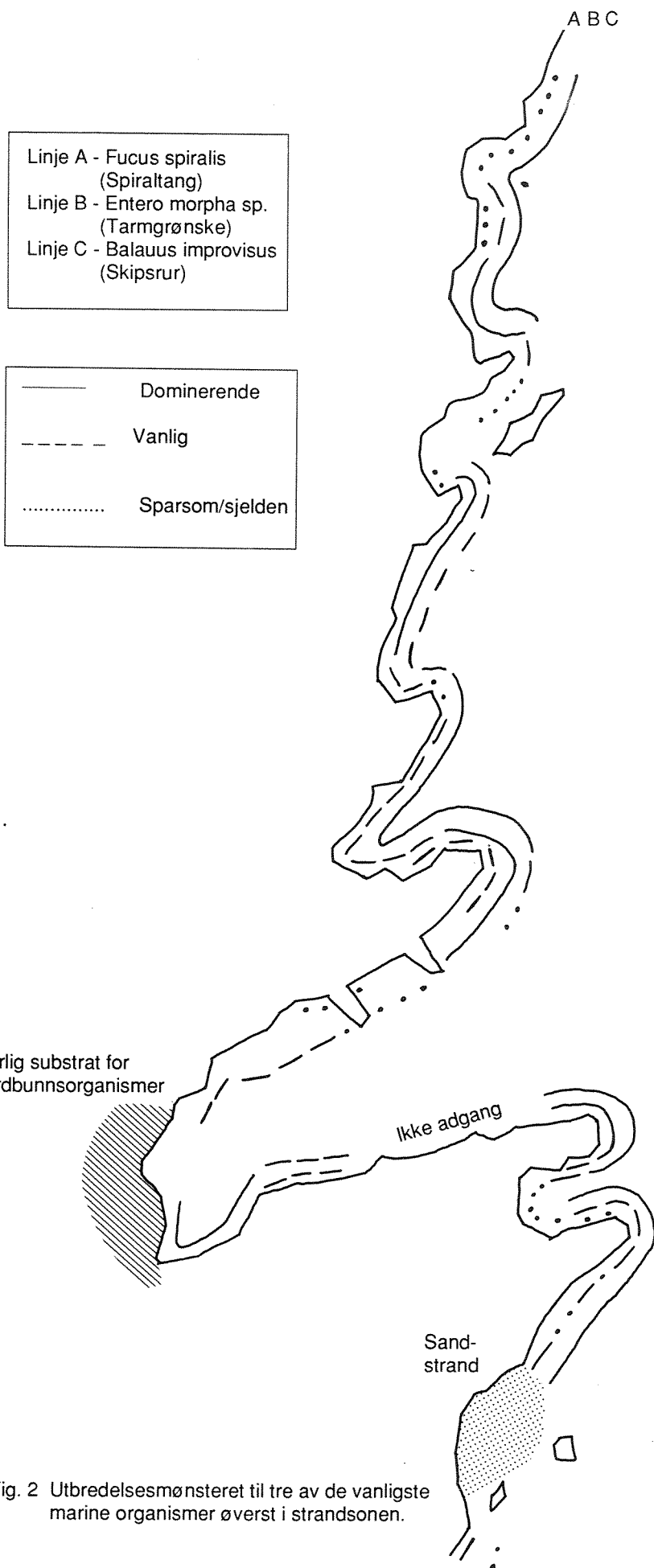


Fig. 2 Utbredelsesmønsteret til tre av de vanligste marine organismer øverst i strandsonen.

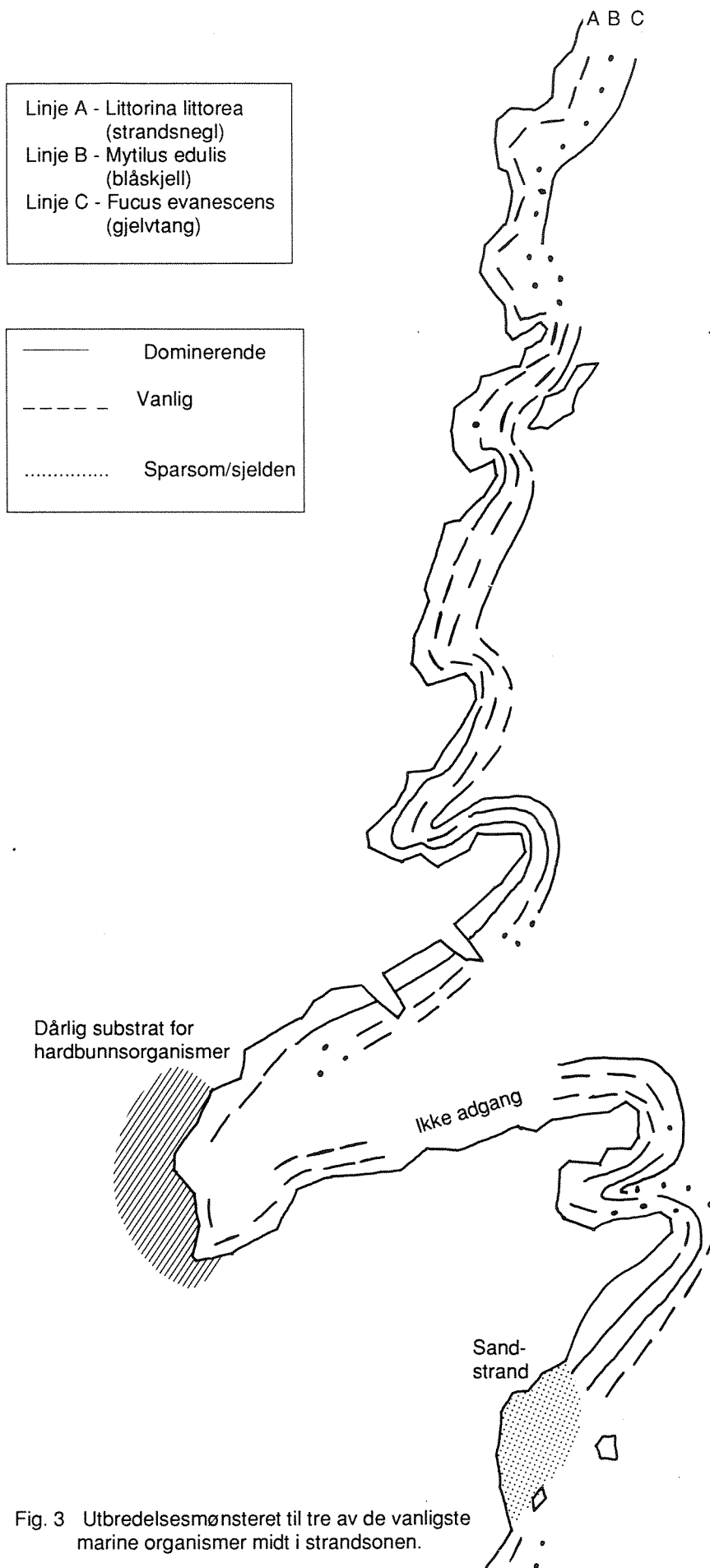


Fig. 3 Utbredelsesmønsteret til tre av de vanligste marine organismer midt i strandsonen.

Vedlegg 3.5

Dykkerbefaring

DYKKER-BEFRARING TIL SJØFLYHAVNA, FORNEBU 21/8-91

Detagere: John A. Berge
Mats Walday
Svein Stene Johansen
Erik Bjercknes

Dykking ble gjennomført i bukta der utslippsledningene fra avisingsanlegget på Fornebu munner ut i sjøen (se fig. 1). Sedimentprøver ble av dykker tatt på 7 stasjoner i bukta (se fig. 1) ved hjelp av corere (indre diameter 6 cm) ned til en dybde av 5-15 cm. Det ble også tatt noen uv-bilder av bunnen på utvalgte steder. Det var meget dårlig sikt i vannet (max 1m) spesielt i buktas sydvestre, indre del, der utslippsledning A og B munner ut. Vannet der var tydelig blakket. Denne blakkingen kunne også ses ved buktas munning (stasjon 8) men i noe mindre grad.

Den dårlige sikten umuliggjorde gjennomføring av fullstendige dykker transekter i bukta. En fikk imidlertid et brukbart visuelt bilde av sedimenttilstanden på de 8 punkter der det ble tatt sedimentprøver. (Sedimentprøvene ble frosset ved ankomst til NIVA)

Av de 7 stasjoner var det 3 som pekte seg ut som noe spesielle:

Stasjon 1: Denne stasjonen lå ved munningen av utslippsledning A. Sedimentet her var grå/svart med antydning av noe som så ut som en bakteriefilm på overflaten.

Stasjon 5: På denne stasjonen som lå ved utløpet av avløp B var sedimentet totalt dominert av grov sand (kvartsand, tildels svart) som må ha kommet ut av røret. Denne kvartsanden dominerte sedimentet ut til en avstand av ca. 6 m fra rørmunning B dvs. til stasjon 6.

Stasjon 8: På denne stasjonen var sikten noe bedre enn på de øvrige stasjoner (ca. 1 m). Sedimentet var her ikke så "bløtt" og en hadde et klart rikere dyreliv enn på de grunnere områder lenger inne i bukta.

Bunnen på alle stasjoner med unntak av stasjon 5 og 8 var dominert av relativt bløtt gråsvart sediment. På alle stasjoner ble det observert organismer på eller nede i sedimentet slik at en ikke kan snakke om noe totalt frahver av organismer.

På avløpsrøret ved stasjon 5 ble det blant annet observert blåskjell med en størrelse på opptil ca. 5cm. Ved munningen av avløpsrør A ble det observert 2-3 cm store juvenile flat fisk og diverse små krepsdyr kunne ses på eller nær sedimentet på alle stasjoner. På hardt substrat ble det blant annet observert sekkedyr og kalkrørsormer.

Fra et marinbiologisk synspunkt fremstod det undersøkte området som relativt fattig og ikke vesentlig forskjellig fra havneområder med relativt mye diffus påvirkning. Hovedinntrykket av området under vann var imidlertid at en, spesielt innerst i bukta, hadde forhold som ligger langt fra det som er ønskelig.

Med den belastning fra andre kilder som sannsynligvis finnes i området (oljekomponenter, kloakk) og med den meget begrensede sikten i vannet var det umulig å påvise noen iøyenfallende biologiske effekter av glycolutslippene alene.

Bildene som ble tatt vil bli sendt til fremkalling i nær fremtid. Det innsamlede sediment kan brukes til analyse av glycol eller andre stoffer. Dersom glycol ikke kan påvises i sedimentet skulle det ikke være behov for å fjerne noe av sedimentet i bukta etter at utslippet av glykol er flyttet eller stoppet. Blåskjellene som ble funnet ved utslipp B skulle være godt egnet til kjemisk overvåking av bukta dersom dette skulle være ønskelig

John Arthur Berge

Mats Walday

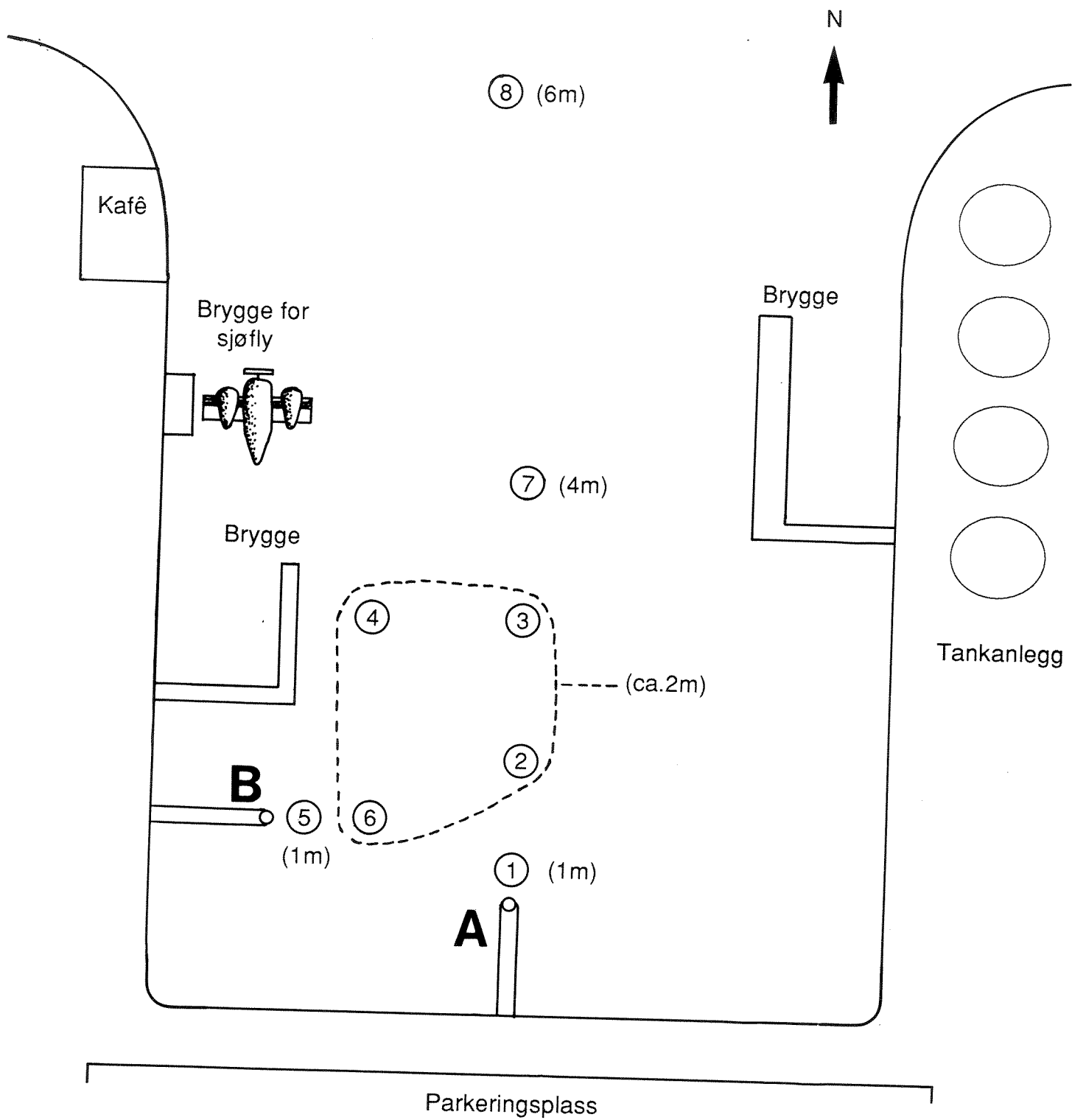


Fig. Kartskisse av bukta ved sjøflyhavna, Fornebu.
 Utslippsrør er avmerket med A og B. Stasjoner for innsamling av
 sediment og visuell inspeksjon er nummerert.
 Tall i parentes angir omtrentlig dybde.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2084-4