

RAPPORT LNR 3909-98

**Tilleggsvurdering
av utslipp av DBP
og akrylsyre fra
Romeriksporten til
Oslofjorden**

Effekter på organismesamfunn
i pelagialen

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

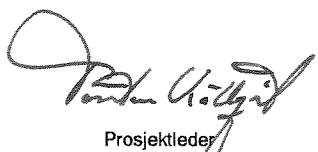
9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Tillegsvurdering av utslipp av DBP og akrylsyre fra Romeriksporten til Oslofjorden – Effekter på organismesamfunn i pelagialen	Løpenr. (for bestilling) 3909-98	Dato 10.08.98
	Prosjektnr. Undernr. O-98122	Sider Pris 17
Forfatter(e) Torsten Källqvist Jarle Molvær Line Sverdrup (Aquateam)	Fagområde Økotoxikologi	Distribusjon
	Geografisk område Oslo	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) NSB Gardemobanen A/S	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Beregnete utslipp av akrylsyre og dibutylftalat (DBP) fra Romeriksporten ventes å kunne gi konsentrasjoner over grensen for akutt giftighet ($PNEC_{akutt}$) for marine organismer i Alnas utløp i Oslofjorden ved kombinasjoner av lav vannføring i Alna og høye konsentrasjoner av kjemikaliene i drensvannet. Ingen av de aktuelle kombinasjonene av vannføring i Alna og konsentrasjon i drensvannet vil gi konsentrasjoner i nærheten av $PNEC_{akutt}$ <u>utenfor</u> Alnas utløpsområde.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Romeriksporten 2. Di-n-butylftalat (DBP) 3. Akrylsyre 4. Oslofjorden 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Romeriksporten 2. Di-n-butylphthalate 3. Acrylic acid 4. Oslo fjord
---	--


Prosjektleder
Torsten Källqvist

ISBN 82-577-3497-7


Forskningsjef
Bjørn Braaten

**Tilleggsvurderinger av utslipp av DBP og akrylsyre
fra Romeriksporten til Oslofjorden**

Effekter på organismesamfunn i pelagialen

Forord

Den foreliggende rapporten er utarbeidet for NSB Gardermobanen som en videreføring av vurderinger som ble gjort i NIVA-rapport 3899-98 om økologiske virkninger fra utslipp av di-n-butylftalat (DBP) og akrylsyre fra Romeriksporten til Oslofjorden.

Vurderinger av stoffenes miljøfarlighet og grenseverdier er gjort av Torsten Källqvist, NIVA, og Line Sverdrup, Aquateam. Jarle Molvær har utført beregningene av fortykning og konsentrasjoner, samt hatt hovedansvar for redigeringen av rapporten.

Oslo, 10 august 1998

Torsten Källqvist

Innhold

SAMMENDRAG	5
SUMMARY.....	6
1 INNLEDNING.....	7
2 EKSPONERINGSSITUASJON I OSLOFJORDENS PELAGIALSONE	7
3 GRENSEVERDIER FOR MILJØEFFEKTER FRA AKRYLSYRE OG DBP.....	9
3.1 VURDERING AV ULIKE TYPER GRENSEVERDIER FOR BEDØMMELSE AV EFFEKTER.....	9
3.2 AKRYLSYRE OG METAKRYLSYRE	10
3.3 DBP.....	10
4 BEREGNINGER AV KONSENTRASJONER I FORHOLD TIL GRENSEVERDIER FOR EFFEKTER	11
4.1 METODIKK.....	11
4.2 ALNA	11
4.3 ALNAS UTLØPSOMRÅDE OG OSLOFJORDEN.....	13
5 MILJØRISIKOVURDERING AV DE FORVENTEDE UTSLIPPENE	13
6 LITTERATUR	14
VEDLEGG A. EKSEMPEL PÅ BEREGNING VED BRUK AV MODELLEN PLUMES	15
VEDLEGG B. BETYDNINGEN AV PARTIKKELBUNDET TRANSPORT AV DBP	17

Sammendrag

I forbindelse med tettingsarbeid i Romeriksporten i løpet av høsten 1998 ventes utlekking av injeksjonskjemikaliene akrylsyre, metakrylsyre og dibutylftalat (DBP) til Alna. Effektene av denne forurensning på organismer i de frie vannmasser (pelagialen) i Alnas munningsområde og Oslofjorden er vurdert. På grunn av eksponeringssituasjonen for disse organismene er eventuelle akutte effekter mest aktuelt. Grenseverdien for akutt toksisitet ($PNEC_{akutt}$) er beregnet til 1150 $\mu\text{g/l}$ for akrylsyre+metakrylsyre og 27 $\mu\text{g/l}$ for DBP.

Ingen av de aktuelle kombinasjonene av vannføring i Alna og konsentrasjon i drenevannet vil gi konsentrasjoner i nærheten av $PNEC_{akutt}$ utenfor Alnas utløpsområde for noen av de vurderte kjemikaliene.

Ved vannføringer under ca. 480 l/s (lavere enn 10%-persentilen) og konsentrasjoner av akrylsyre + metakrylsyre på ca. 12000-18000 $\mu\text{g/l}$ i drenevannet vil det i Alnas utløpsområde opptre situasjoner med konsentrasjon over $PNEC_{akutt}$ i det utstrømmende overflatelaget der ellevannet befinner seg. Slike situasjoner vil være sjeldne, og bør være mulig å unngå ved å redusere avrenningen av drenevann eller konsentrasjonen i drenevannet.

Ved vannføringer under ca. 480 l/s (lavere enn 10%-persentilen) og konsentrasjoner av DBP på ca. 300-430 $\mu\text{g/l}$ i drenevannet vil det i Alnas utløpsområde opptre situasjoner med konsentrasjon over $PNEC_{akutt}$ i det utstrømmende overflatelaget der ellevannet befinner seg. Slike situasjoner vil være sjeldne, og bør være mulig å unngå ved å redusere avrenningen av drenevann eller konsentrasjonen i drenevannet

Summary

Title: Evaluation of discharges of DBP and acrylic acid from Romeriksporten to the Oslofjord – effects on the pelagic communities.

Year: 1998

Author: T. Källqvist, J. Molvær, L. Sverdrup

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3497-7

An environmental risk assessment of injection chemicals used for grouting in the tunnel Romeriksporten has been performed. Acrylic acid, metacrylic acid and di-n-butyl phthalate (DBP) are expected to be discharged to the receiving Alna river and the Oslo fjord. The predicted no-effect-concentrations ($PNEC_{acute}$) for the pelagic marine environment has been estimated at $1150\mu\text{g/l}$ for both acrylic acid and metacrylic acid, and $27\mu\text{g/l}$ for DBP.

Concentrations above the $PNEC_{acute}$ are expected to occur at the outlet of the Alna river in the fjord only when the concentrations of the injection chemicals in the drainage water from the tunnel are high, and river flow is low. However, no acute effects are expected to occur outside the immediate discharge zone (<160m from the river outlet) in the Oslo fjord.

1 Innledning

I forbindelse med igangsetting av ytterligere injeksjon i Romeriksporten høsten 1998 ble NIVA bedt om å vurdere miljøeffekter i Oslofjorden av kjemikaliene dibutylftalat (DBP) og akrylsyre som inngår i de aktuelle injeksjonsmidlene. Vurderingen er presentert i NIVA-rapport 3899-98. På et møte i Fylkesmannens Miljøvernaveiling 4.8.98 ble noen forhold som ikke er behandlet i rapporten diskutert. Det ble enighet om å supplere rapporten med en vurdering av eksponeringssituasjonen og miljørisikoen i pelagialen samt betydningen av partikkelbundet transport av DBP. Disse forhold er diskutert i foreliggende rapport. En vurdering av miljøeffekter i nedre del av Alna er foretatt i en rapport fra Aquateam (Sverdrup og medarbeidere 1998) og vil ikke bli behandlet her.

2 Eksponeringssituasjon i Oslofjordens pelagialzone

I en tidligere rapport fra NIVA (Hylland og medarbeidere 1998) om skadevirkningene av utslipp av injeksjonskjemikalier i Oslofjorden er hovedvekten lagt på effekter på bløtbunnsfaunaen i området. På grunn av at faunaen i dette området er sterkt preget av forurensning ble det konkludert at en ytterligere påvirkning av de aktuelle kjemikaliene ikke ville føre til en ytterligere forverring av situasjonen, og det ble foreslått å sette en grense for akseptabel eksponering over beregnet grenseverdi for kroniske effekter ($PNEC_{kronisk}$) inntil 400 m fra Alnas munning.

På grunn av at sedimentering av kjemikalier bundet til partikler er beregnet å være ubetydelig i nærområdet til Alnas, munning (se vedlegg B), vil kjemikaliene hovedsakelig spres ved fortykning i overflatelaget. Det er altså organismer som oppholder seg i pelagialen og særlig nær overflaten som vil bli eksponert til de maksimalkonsentrasjoner av kjemikalier som er beregnet på ulike avstand fra Alnas munning. Eksponeringssituasjonen for disse organismene er imidlertid forskjellig fra situasjonen for den stasjonære bløtbunnsfaunaen. De pelagiale organismene (f.eks. fisk og plankton) beveger seg gjennom området ved transport med strømmer og ved egen bevegelse. I tillegg vil kjemikaliebelastningen på et gitt punkt i fjorden være episodisk pga. at skyen med fortyknet vann fra Alna tar ulik vei gjennom området etter som vindforhold og tidevannet skifter.

Det er derfor behov for å foreta en vurdering av hvordan pelagiale organismer i Alnas utløpsområde i Oslofjorden vil bli eksponert for kjemikalier og de mulige effektene av en slik eksponering.

For denne vurderingen er det hensiktsmessig å dele utløpsområdet i to:

Alnas munningsområde

Dette er den relativt grunne og smale strekningen (nærmest en kanal) fra tunnellåpningen og til selve Oslofjorden (Figur 2.1). Strekningen er ca. 160 m og vannmassen vil bestå av et overflatelag (utpreget brakkvannslag) som er dannet av blanding mellom Alnavann og vann fra selve Oslofjorden, og et dypere liggende sjøvannslag bestående av Oslofjordvann. Restene av tetningstoffer fra arbeidet i Romeriksporten vil følge Alnavannet og i alt vesentlig befinne seg i overflatelaget.

De hydrofysiske forholdene i området er lite kjent, og den etterfølgende beskrivelse bygger på erfaringer fra andre elvemunninger og generell hydrodynamisk teori. I overflatelaget vil vannet



Figur 2.1 Kartutsnitt over Alnas utløp til Oslofjorden. Avstand fra utløpet (m) er inntegnet (fra Hylland et al., 1998).

bevege seg vestover mot Oslofjorden. Hastigheten vil variere med vannføringen i Alna og med lokal vindstyrke og retning, men selv ved lav hastighet vil oppholdstiden ikke være lenger enn 0.5-1 time (hastighet 5-10 cm/s). I det underliggende sjøvannslaget vil strømhastigheten være svakere og mer varierende, men retningen vil i gjennomsnitt være rettet motsatt av strømmen i overflatelaget. Med denne strømmen kan plankton fra Oslofjorden bli ført inn i munningsområdet, for etterhvert å bli blandet inn i overflatelaget og bli ført tilbake til Oslofjorden.

Plankton som føres inn i området vil vanligvis bli utsatt for en kortvarig eksponering før de transporteres ut med overflatelaget. Fisk som oppholder seg i området vil trolig forflytte seg mellom ulike vannlag (ulike konsentrasjoner) og ulike deler. Samlet sett finner vi det riktigst at man for å bedømme effekter av tetningsstoffer anvender $PNEC_{akutt}$ for marine organismer.

Oslofjorden, utenfor munningsområdet

I dette området vil vannet fra Alna i stor grad være fortennet, men fortsatt befinne seg i de øverste 2-5 m dyp. Spredningsretningen vil variere raskt og mye med skiftende strømforhold, som preges av varierende tidevann og vindretning og vindstyrke. Denne store variabiliteten i rom og tid tilsier at det vil være riktigst å bedømme effekter av tetningsstoffer ved bruk av $PNEC_{akutt}$ for marine organismer.

3 Grenseverdier for miljøeffekter fra akrylsyre og DBP

3.1 Vurdering av ulike typer grenseverdier for bedømmelse av effekter

Grenseverdier for forventede økologiske effekter av akrylsyre og DBP i ferskvann og marint miljø er beregnet i tidligere rapporter fra Aquateam og NIVA (Sverdrup og medarbeidere 1998, Hylland og medarbeidere 1998). Beregningene av $PNEC$ (Predicted No Effect Concentration) er gjort i samsvar med EUs Technical Guidance Document for risikovurdering av kjemikalier. Ved vurderingen av mulige effekter av injeksjonskjemikalier i Alna og på bunnfaunaen i Oslofjorden er $PNEC$ for kroniske effekter ved langtidseksponering benyttet. Som fremgår av beskrivelsen av eksponeringssituasjonen for organismer i den pelagiale sonen (kap. 2), er det her mer relevant å beregne en grenseverdi for akutte toksiske effekter ($PNEC_{akutt}$).

Ved beregning av ($PNEC_{akutt}$) benytter man testresultatet for akutt toksisitet ($L(E)C_{50}$ -verdier) for den mest følsomme organismen man har testet på, og deler med en sikkerhetsfaktor. Sikkerhetsfaktoren skal ta høyde for forskjeller i følsomhet mellom testede og ikke testede organismer samt avstanden mellom den målte 50% effektkonsentrasjonen og "null-effektkonsentrasjonen".

Denne sikkerhetsfaktoren er i utgangspunktet satt lik 100, men dersom det ser ut til å være liten forskjell i følsomhet mellom artene (uspesifik virkningsmekanisme) kan den reduseres (maksimalt til en faktor på 10). Tilsvarende vil man kunne benytte en høyere sikkerhetsfaktor dersom stoffet er bioakkumulerbart, da dette gjør at organismen kan påvirkes av stoffet også etter at utslippene har opphørt.

3.2 Akrylsyre og metakrylsyre

Akrylsyre har vist seg å være spesielt giftig overfor noen arter av ferskvannsalger. Stoffet kan derfor ikke uten videre antas å ha uspesifikk virkningsmekanisme, selv om forsøk tyder på mindre artsforskjeller i marint miljø. Stoffet er ikke bioakkumulerbart. Basert på disse dataene anbefaler vi at en standard sikkerhetsfaktor på 100 benyttes for å beregne $PNEC_{akutt}$ for akrylsyre. Det eksisterer testresultater for akutt giftighet av akrylsyre overfor marine organismer på tre trofiske nivåer:

Fisk:	<i>Scophthalmus maximus</i>	96t LC ₅₀ :	>1000 mg/l
Herbivor:	<i>Acartia tonsa</i>	48t LC ₅₀ :	115 mg/l
Alge:	<i>Skeletonema costatum</i>	72t EC ₅₀ :	150 mg/l

Som verdiene viser er det krepsdyret *A. tonsa* som er mest følsomt, og beregnet PNEC blir med utgangspunkt i denne:

$$PNEC_{akutt} (akrylsyre): 115 \text{ mg/l} : 100 = 1150 \text{ } \mu\text{g/l}$$

For metakrylsyre har vi foreløpig ikke fått testresultater for alge og herbivore krepsdyr, men en test på fisk antyder at stoffets giftighet er i samme område som akrylsyre. En $PNEC_{akutt}$ (metakrylsyre) vil bli beregnet så snart de siste testresultatene foreligger, men inntil vi har disse i hende antar vi at $PNEC_{akutt}$ for metakrylsyre er lik den beregnede verdien for akrylsyre (1150 $\mu\text{g/l}$).

3.3 DBP

Det eksisterer omfattende litteratur mhp. økotoksitet av DBP og andre ftalater. Stoffgruppen er antatt å ha uspesifikk virkningsmekanisme (polar narkotisk virkning, se bl.a. Staples *et al.*, 1997), noe som tilsier at en lavere sikkerhetsfaktor enn 100 kan benyttes. Stoffet er heller ikke bioakkumulerbart (kort halveringstid i organismer). Dersom en sikkerhetsfaktor på 100 brukes vil beregnet PNEC for akutte effekter være lavere enn beregnet PNEC for kroniske effekter i ferskvann (8.0 $\mu\text{g/l}$ vs 10.0 $\mu\text{g/l}$). Dette synes urimelig da det ikke ser ut til å være noen forskjell i følsomhet mellom ferskvanns- og marine organismer overfor dette stoffet.

Vår skjønnsmessige vurdering er at datagrunnlaget likevel ikke er godt nok til å redusere sikkerhetsfaktoren ned til 10, og vi anbefaler bruk av en sikkerhetsfaktor på 30.

For marine organismer foreligger data for akutt giftighet på tre trofiske nivåer:

Fisk:	<i>Scophthalmus maximus</i>	96t LC ₅₀ :	2.7 mg/l
Krepsdyr:	<i>Mysidopsis bahia</i>	96t LC ₅₀ :	0.8 mg/l
Alge:	<i>Dunaliella parva</i>	8d EC ₅₀ :	2.8 mg/l

Som verdiene viser er det krepsdyret *M. bahia* som er mest følsomt, og beregnet PNEC blir med utgangspunkt i denne:

$$PNEC_{akutt} (DBP): 0.8 \text{ mg/l} : 30 = 27 \text{ } \mu\text{g/l}$$

4 Beregninger av konsentrasjoner i forhold til grenseverdier for effekter

4.1 Metodikk

Konsentrasjonen av DBP og akrylsyre i Alnas munningsområde og i selve Oslofjorden beregnes etter nøyaktig samme metode som anvendt av Hylland et al. (1998). De brukte datamodellen PLUMES (Baumgartner et al. 1994) som er utgitt av det amerikanske miljøverndirektoratet (EPA).

Konsentrasjonen i en gitt avstand fra Alnas munning beregnes ved bruk av vannføringen, konsentrasjonen i Alnas vann, den turbulente diffusjonskoeffisienten, sjiktningen i vannmassen og strømhastigheten. Modellen er anvendt for å beregne konsentrasjonen over distanser på inntil 500 m fra Alnas munning. Denne strekningen består av to deler:

- Selve munningsområdet strekker seg fra der Alna i tunnel kommer under Mosseveien og ca. 160 m videre i retning Oslofjorden. På denne strekningen er vanddyppet 4-6 m og bredden økende fra ca. 20 m til 100 m. Her vil det foregå en betydelig fortykning av ferskvannet fra Alna.
- Utenfor munningsområdet møter ferskvannet fra Alna selve Oslofjorden, og den videre bevegelsen vil i stor grad være styrt av vind, tidevann og andre strømgenererende mekanismer i dette området.

For en nærmere beskrivelse av metodikken henvises til Hylland et al. (1998), men Appendix A viser et eksempel på en beregning.

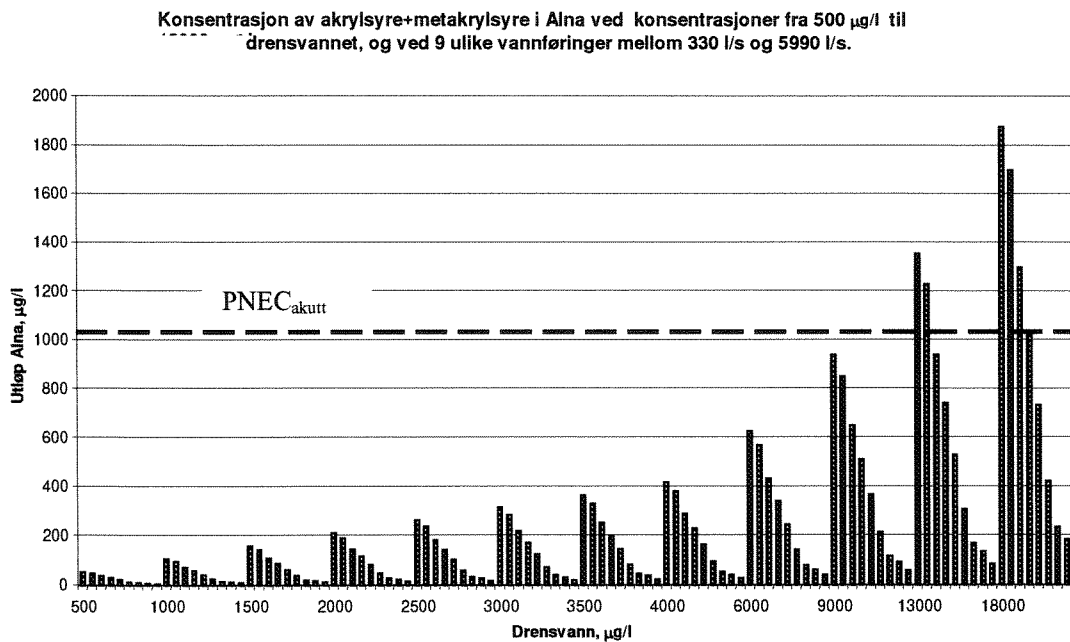
4.2 Alna

Vannmengden i Alna varierer mye og er svært stor i forhold til dreinsvannet (antatt 38 l/s) som ved blanding med ellevannet vanligvis fortynnes mellom 10 og 150 ganger. Også konsentrasjonen av akrylsyre og DBP i dreinsvannet varierer, og figur 3.1 og 3.2 viser hvilke konsentrasjoner man kan forvente ved utløpet av Alna ved ulike kombinasjoner av vannføring og av konsentrasjoner i dreinsvannet. I begge figurer er området for konsentrasjoner høyere enn $PNEC_{akutt}$ for effekter i det marine miljø avmerket med skravur.

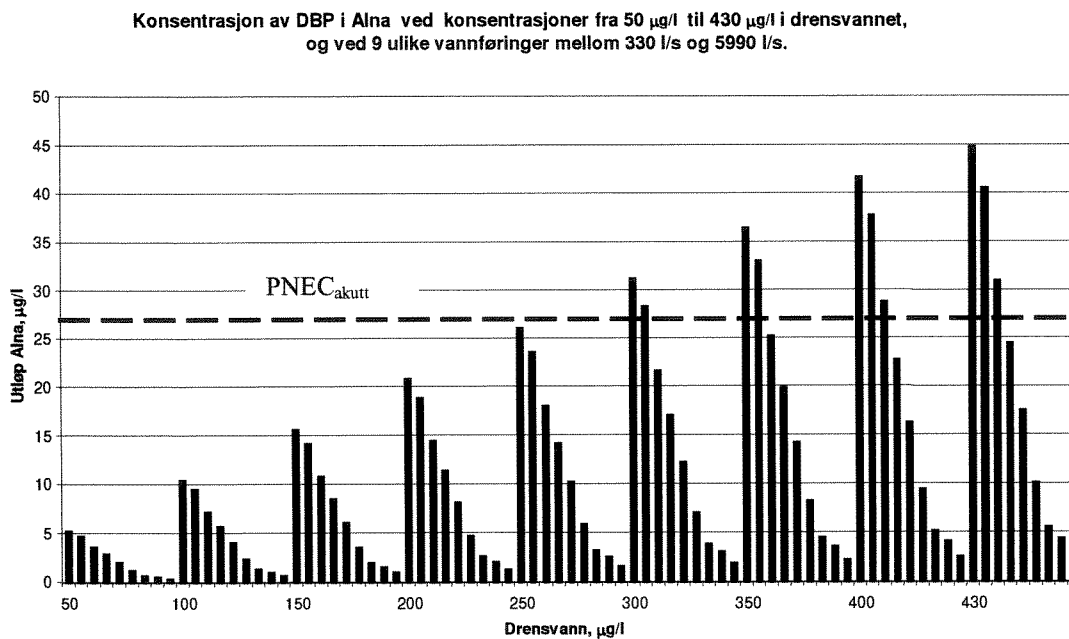
Når summen av akrylsyre og metakrylsyre i dreinsvannet er under ca. 12000 $\mu\text{g/l}$ vil konsentrasjonen i Alna være lavere enn $PNEC_{akutt}$ for marine organismer. Ved konsentrasjoner på 13000 og 18000 $\mu\text{g/l}$ i dreinsvannet vil konsentrasjonen i ellevannet overskride $PNEC_{akutt}$ ved henholdsvis 330 l/s (1 %-persentilen) og 376 l/s (5 %-persentilen), og for 1%, 5% og 10% persentilene for vannføringen.

For DBP er resultatene tilsvarende og den første overskridelsen av $PNEC_{akutt}$ for marine organismer opptrer ved 300 $\mu\text{g/l}$ i dreinsvannet og vannføring 330 l/s og 376 l/s (Figur 3.2). Ved 400 og 430 $\mu\text{g/l}$ blir $PNEC_{akutt}$ overskredet også ved 485 l/s.

For vurdering av akutte effekter i Oslofjorden er bare aktuelt å bedømme situasjoner der konsentrasjonene i ellevannet er høyere enn $PNEC_{akutt}$, dvs. noen relativt få kombinasjoner av høy konsentrasjon i dreinsvannet og samtidig lav vannføring i Alna.



Figur 3.1 Beregnet konsentrasjon av akrylsyre+metakrylsyre i Alnas nederste del ved vannføringer fra 330 l/s til 5990 l/s og ved konsentrasjoner i drenevannet fra 500 $\mu\text{g/l}$ til 18000 $\mu\text{g/l}$. Området over den stiplede linjen viser konsentrasjoner høyere enn $\text{PNEC}_{\text{akutt}}$ (1150 $\mu\text{g/l}$) for marine organismer.



Figur 3.2 Beregnet konsentrasjon av DBP i Alna ved vannføringer fra 330 l/s til 5990 l/s og ved konsentrasjoner i drenevannet fra 50 $\mu\text{g/l}$ til 430 $\mu\text{g/l}$. Området over den stiplede linjen viser konsentrasjoner høyere enn $\text{PNEC}_{\text{akutt}}$ for marine organismer (27 $\mu\text{g/l}$).

4.3 Alnas utløpsområde og Oslofjorden

Fra Alnas utløp fra tunnelen gjennom Ekebergåsen er det en strekning på ca. 160 m før vannet fra Alna kommer ut i selve Oslofjorden (Figur 2.1). Denne strekningen kaller vi Alnas utløpsområdet og i det etterfølgende beregnes hvilke konsentrasjoner av akrylsyre+metakrylsyre og av DBP man kan forvente ved "grensen" mellom utløpsområdet og selve Oslofjorden. Beregningene er utført for de kombinasjoner av vannføring og konsentrasjon i dreinsvannet som i Alnas munning gir verdier over $PNEC_{akutt}$ for marine organismer (se kap. 4.2), Tabell 4.1. Startkonsentrasjonen for beregningene er konsentrasjonen i Alnas munning og metodikken er som omtalt i kap. 4.1 og hos Hylland et al. (1998). Konsentrasjonen er angitt som et intervall der den øvre grensen er bestemt ved en minimal fortykning og kan ansees som en maksimalkonsentrasjon for sentrum av skyen med fortyknet vann fra Alna. Beregningene viser at verken for DBP eller for summen av akrylsyre og metakrylsyre vil konsentrasjonen utenfor Alnas munningsområde være høyere enn $PNEC$ for akutt toksisitet. Det kan tilføyes at de aktuelle vannføringene opptrer relativt sjelden (1-10% persentiler), og man bør kunne anta at disse sjeldnere vil falle sammen med så høye konsentrasjoner i dreinsvannet som her er anvendt. Dette gir en ekstra sikkerhet for at beregningene ikke underestimerer risikoen for skader.

Tabell 4.1. Beregninger av konsentrasjonen ved overgangen mellom Alnas utløpsområdet og selve Oslofjorden ved aktuelle kombinasjoner av vannføring i Alna og konsentrasjoner av DBP og akrylsyre i dreinsvann.

Stoff	Konsentrasjon i dreinsvannet ($\mu\text{g/l}$)	Vannføring i Alna: 330 l/s	Vannføring i Alna: 376 l/s	Vannføring i Alna: 484 l/s
DBP	300	4-9	6-13	
	350	5-10	7-15	
	400	6-12	9-17	6-13
	430	6-13	8-18	6-14
Akrylsyre og metakrylsyre	13000	175-398	242-550	
	18000	242-550	335-762	258-584

5 Miljørisikovurdering av de forventede utslippene

Utslipp av akrylsyre og metakrylsyre forbundet med bruk av MEYCO

Ingen av de aktuelle kombinasjonene av vannføring i Alna og konsentrasjon i dreinsvannet vil gi konsentrasjoner i nærheten av $PNEC_{akutt}$ utenfor Alnas utløpsområde (se figur 3.1 og Tabell 4.1).

Ved vannføringer under ca. 480 l/s (lavere enn 10%-persentilen) og konsentrasjoner på ca. 12000-18000 $\mu\text{g/l}$ i dreinsvannet vil det i Alnas utløpsområde opptre situasjoner med konsentrasjon over $PNEC_{akutt}$ i det utstrømmende overflatelaget der elvevannet befinner seg. Slike situasjoner vil være sjeldne, og bør være mulig å unngå ved å redusere avrenningen av dreinsvann eller konsentrasjonen i dreinsvannet.

Utslipp av DBP forbundet med bruk av TACSS

Bildet er helt likt det som ovenfor er beskrevet for akrylsyre og metakrylsyre. Ingen av de aktuelle kombinasjonene av vannføring i Alna og konsentrasjon i dreinsvannet vil gi konsentrasjoner i nærheten av $PNEC_{akutt}$ utenfor Alnas utløpsområde (se figur 3.2 og Tabell 4.1).

Ved vannføringer under ca. 480 l/s (lavere enn 10%-persentilen) og konsentrasjoner på ca. 300-430 µg/l i dreinsvannet vil det i Alnas utløpsområde opptre situasjoner med konsentrasjon over $PNEC_{akutt}$ i det utstrømmende overflatelaget der elvevannet befinner seg. Slike situasjoner vil være sjeldne, og bør være mulig å unngå ved å redusere avrenningen av dreinsvann eller konsentrasjonen i dreinsvannet.

6 Litteratur

- Baumgartner, D.J., Frick, W.E. and Roberts, P.J.W., 1994. Dilution models for effluent discharges (Third Edition). Center for Exposure Assessment Modeling. US.EPA, Environmental Research Laboratory. Athens, Georgia. 189 pp.
- Farrington, J.W., 1991: Biogeochemical processes governing the exposure and uptake of organic pollutant compounds in aquatic organisms. *Environmental Health Perspectives* Vol. 90, pp. 75-84.
- Hylland, K., Källqvist, T., Molvær, J. og Rygg, B., 1998. Økologiske virkninger av utslipp av di-n-butylftalat (DBP) og akrylsyre fra Romeriksporten til Oslofjorden. NIVA-rapport Lnr. 3899-98. 21 pp.
- Staples, C.A., Adams, W.J., Parkerton, T.F., Gorsuch, J.W., Biddinger, G.R., Reinert, K.H. 1997. Review; Aquatic toxicity of eighteen phtalate esters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 16, pp.875 – 891.
- Sverdrup, L., Kelley, A., Vik, E.A., Molvær, J. og Källqvist, T. 1998. Miljørisikovurdering for bruk av MEYCO og TACSS til videre etterinjeksjon i Romeriksporten i en periode på 5-6 måneder høsten 1998. Aquateam-rapport 98-089.
- Wold, T., 1991: Vassdrag i Oslo. Årsrapport 1991. Oslo Vann og Avløpsverk.

Vedlegg A. Eksempel på beregning ved bruk av modellen PLUMES

INPUT: beskriver en situasjon med vannføring på 330 l/s i Alna og med en konsentrasjon av 36.4 µg/l av stoff fra drens vannet. Alnas utløp er beskrevet som et utløp i ca. 6 m bredde (her gitt ved mindre rør lagt ved siden av hverandre). Ellevannet har en temperatur på 10°C, mens sjøvannet har ca. 11-13°C og en saltholdighet på ca. 20-30, og med et relativt tynt brakkvannslag.

INPUT:

```

Title Minimum vannføring, 330 l/s nonlinear
tot flow # ports port flow spacing effl sal effl temp far inc far dis
0.33 10 0.03300 0.6 0.0 10 25 500
port dep port dia plume dia total vel horiz vel vertl vel asp coeff print frq
0.6 0.6 0.6000 0.1167 0.1167 0.000 0.10 500
port elev ver angle cont coef effl den poll conc decay Froude # Roberts F
4 0.0 1.0 -0.235070 36.4 0 0.3819 0.01460
hor angle red space p amb den p current far dif far vel K:vel/cur Stratif #
90 0.6000 15.6381 0.05000 0.0003 0.05 2.334 0.02893
depth current density salinity temp amb conc N (freq) red grav.
0 0.05 15.1789 20 11 0 0.08597 0.1557
2 0.05 16.7096 22 11.1 0 buoy flux puff-ther
4 0.05 18.1749 24 11.6 0 0.008564 0.3865
6 0.05 20.8919 27.7 12.4 0 jet-plume jet-cross
8 0.05 21.9937 29.2 12.7 0 0.2157 1.241
plu-cross jet-strat
41.11 0.8497
plu-strat
1.686
CL conc>=

```

Resultatdelen er to-delt, der man først beskriver primærfortynningen og deretter sekundærfortynningen (Farfield calculations). Tabellene beskriver: konsentrasjonen i sentrum av skyen med fortyntet ellevann, fortynningen, bredden av skyens hoveddel, avstand og tid siden utslippet. Fortynningen og dermed konsentrasjonen er beregnet ved to metoder: ved økende diffusjonskoeffisient og ved konstant diffusjonskoeffisient. Fordi hovedvekten etterhvert er lagt på Alnas utløpsområdet ble det allerede i INPUT valgt en relativt lav diffusjonskoeffisient.

RESULTAT:

```

UM INITIAL DILUTION CALCULATION (nonlinear mode)
plume dep plume dia poll conc dilution hor dis
m m
0.6000 0.6000 36.40 1.000 0.000
0.5963 0.6020 36.15 1.007 0.01790
-> absolute value Froude # < 1, potential diffuser intrusion -> merging
0.5662 0.5804 35.65 1.021 0.06645 -> merging
0.07345 0.4763 22.88 1.582 0.3096 -> surface hit

```


FARFIELD CALCULATION (based on Brooks, 1960, see guide)

Farfield dispersion based on wastefield width of 5.876m

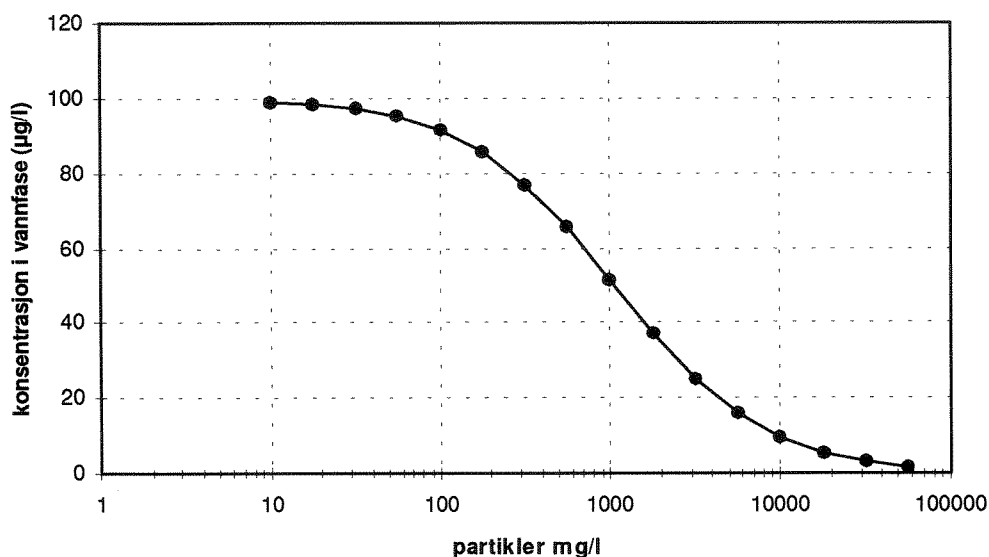
--4/3 Power Law--			--Const Eddy Diff--			distance m	time	
conc	dilution	width m	conc	dilution	width m		sec	hrs
19.2	1.89	9.36	20.7	1.75	8.50	25.0	494	0.14
13.8	2.63	13.4	17.4	2.09	10.5	50.0	994	0.28
10.4	3.49	17.9	15.1	2.40	12.2	75.0	1490	0.41
8.17	4.45	22.8	13.5	2.68	13.7	100	1990	0.55
6.64	5.47	28.1	12.4	2.93	15.0	125	2490	0.69
5.53	6.57	33.7	11.5	3.17	16.2	150	2990	0.83
4.70	7.74	39.7	10.7	3.39	17.4	175	3490	0.97
4.06	8.96	46.0	10.1	3.59	18.4	200	3990	1.1
3.55	10.2	52.6	9.58	3.79	19.4	225	4490	1.2
3.14	11.6	59.5	9.13	3.98	20.4	250	4990	1.4
2.80	13.0	66.7	8.74	4.15	21.3	275	5490	1.5
2.52	14.4	74.1	8.40	4.33	22.2	300	5990	1.7
2.28	15.9	81.8	8.09	4.49	23.0	325	6490	1.8
2.08	17.5	89.7	7.82	4.65	23.8	350	6990	1.9
1.91	19.1	97.9	7.57	4.80	24.6	375	7490	2.1
1.76	20.7	106	7.34	4.95	25.4	400	7990	2.2
1.63	22.4	115	7.13	5.09	26.1	425	8490	2.4
1.51	24.1	124	6.94	5.23	26.9	450	8990	2.5
1.41	25.9	133	6.77	5.37	27.6	475	9490	2.6
1.31	27.7	142	6.60	5.50	28.2	500	9990	2.8

Vedlegg B. Betydningen av partikkelbundet transport av DBP

Et lipofilt upolart stoff som DBP vil primært adsorberes til organiske partikler og det organiske sjikt som omgir mineralpartikler. Fordelingen av DBP mellom løsning og partikkelfase i vann kan derfor estimeres ut fra informasjon om totalkonsentrasjon av stoffet, konsentrasjon av partikler i vann, andelen organisk materiale i partikler samt fordelingskoeffisienten for stoffet (K_{OC}). K_{OC} kan beregnes fra fordelingskoeffisienten oktanol vann (P_{OW}).

En årsserie av analyser av suspendert materiale (STS) og glødetap (SFTS), som er et mål på den organiske fraksjonen, i Alna (Ljanselva) 1991 (Wold 1991) viser store variasjoner i STS (1,1-95 mg/l) med middelerdien 14 mg/l. Den organiske fraksjonen (SFTS) var i gjennomsnitt 26% av STS. Dersom man antar at organisk karbon utgjør 50% av det organiske materialet blir gjennomsnittskonsentrasjonen for partikulært organisk karbon 3,6 mg/l eller 13% av STS.

$\log P_{OW}$ for DBP er 4,57. Dette tilsvarer en K_{OC} på 7300 (Farrington 1991). Den beregnede fordelingen av DBP mellom partikkel og vannfase ved ulike konsentrasjoner av STS er vist i figur V.1. Ved gjennomsnittskonsentrasjonen av STS (14 mg/l) vil over 98% av DBP foreligge i vannløsning. Ved maksimalverdien for STS i 1991 (95 mg/l) er ca. 91% av DBP i løsning og 9% bundet til partikler. Beregningen tyder på at omfanget av transport av DBP bundet til partikler vil være ubetydelig i Alna.



Figur V.1. Beregnet fordeling av DBP mellom partikler og vannfase (løst) ved ulike konsentrasjoner av partikler (STS). Total-konsentrasjonen av DBP er satt til 100 µg/l og organisk karbon er antatt å utgjøre 13% av STS (beregnet middelerdi for 1991).

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3909-98

ISBN 82-577- 3497-7