

Risikovurderinger som beslutningsverktøy

2) Risikovurdering av utslipp fra Romeriksporten

Av Line E. Sverdrup

Line Sverdrup er ansatt hos Aquateam
– Norsk vannteknologisk senter AS

Innlegg på fagtreff 2. november 1998

Innledning

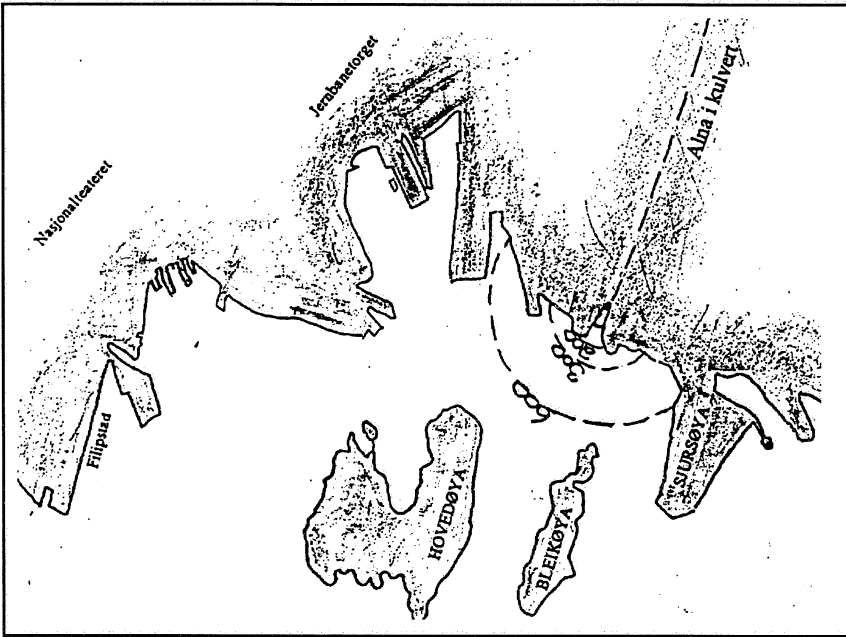
Kjemiske tetningsmidler brukes i tunnelanlegg for å redusere innlekkasje av vann fra omliggende fjell. Etter Rhoca-Gil skandalen i Hallandsåsen ble man plutselig veldig klar over at kjemiske injeksjonsmidler hadde et utlekkingspotensiale med hensyn på ytre miljø. Rhoca-Gil var også brukt i Romeriksporten (1995-1997), og analyser av dremsvann fra tunnelen avslørte at det hadde vært utslipp av akrylamid også her. Akrylamidholdige tetningsmidler ble forbudt brukt i Norge fra slutten av 1997, basert på utslippenes potensielt store miljø- og helserisiko.

I forbindelse med tetting av vannlekkasjene i Romeriksporten har Aquateam, på oppdrag fra NSB Gardermobanen, utført miljørisikovurderinger for bruk av en rekke ulike kjemiske tetningsmidler i tunnelen. Få av disse midlene er prøvet ut i stor skala, og det er hovedsakelig de to produktene TACSS og MEYCO som har blitt be-

nyttet i tetting i 1998. Under bruk av de to produktene er det utført omfattende overvåkning av utslipp fra tunnelen. Dremsvann ledes via Alna (Loelva) til Oslofjorden, og miljørisiko knyttet til utslipp av ulike kritiske komponenter er vurdert fortløpende. I prosessen har det viktigste vært å kunne formidle resultatene fra overvåkingen til myndigheter og andre involverte. NSB Gardermobanen hadde i utslippstillatelsen krav om at utslippene ikke skulle medføre uakseptabel miljørisiko, og det er prosessen rundt hvordan man kan definere en miljørisiko som akseptabel eller ikke, som vil bli diskutert her. Miljørisikovurderingene er illustrert med et eksempel knyttet til vurderinger rundt utslipp fra tetningsmidlet TACSS våren 1998.

Lokale forhold og innføring av akseptkriterier

Kartutsnittet i Figur 1 viser området rundt Alnas utløp i Oslofjorden. I praksis føres Alna i tunnel/kulvert helt fra påslippspunktet av dremsvann og ned til



Figur 1. Kartutsnitt som viser utløpet av Alna i Oslofjorden
 Avstand fra munningen (m) er tegnet inn.

Oslofjorden. Terskeverdier for biologiske skadevirkninger ble bestemt for de ulike komponentene i tetningsmidlene ut ifra eksisterende økotoksikologiske data og (u)sikkerhetsfaktorer anbefalt av EU (EU 1996). Disse terskelverdiene er kalt PNEC-verdier fra det engelske Predicted No Effect Concentration. På grunn av eksponeringsforholdene i Oslofjorden ble det bestemt separate PNEC'er for akutt og kronisk eksponering her. I henhold til EUs retningslinjer regnes opphold av <24t varighet i de forurensete vannmassene som akutt eksponering. I den aktuelle eksponeringssituasjonen i Oslofjorden vil Alna-vann ligge som et overflatelag, og både plankton og fisk

antas å bevege seg i dette sjiktet kun i korte perioder av gangen.

Dersom man skal kunne ta beslutninger basert på resultatene fra risikovurderinger, må det være enighet om hvor stor risiko for negative miljøeffekter som er akseptabel. Det kan også være aktuelt å basere beslutninger på hvor store områder som aksepteres påvirket av et utslipp, i henhold til de etablerte toleranseverdiene. I vurderingene av utslipp fra Romeriksporten blir f.eks ikke Alna som en "kritisk resipient" på grunn av de lokale forholdene (sterkt forurenset kulvert) mens det for Oslofjorden ble innført akseptkriterier for overskridelser av de beregnede PNEC-verdiene. Her ble det

akseptert overskridelser av denne verdien innenfor en radius på 400m fra Alnas utløp for kroniske effekter og 100m for akutte effekter.

Akseptkriteriene har selvsagt en faglig basis. PNEC'er som beregnes med bruk av EUs retningslinjer (eller – de sikkerhetsfaktorene som brukes her) tar høyde for at det finnes stor variasjon i følsomhet blant arter et normalt, upåvirket system. Med Alnas høye belastning av både tungmetaller og organiske forurensninger var det forventet at de mest følsomme artene var forsvunnet både fra elven og fra området utenfor munningen. Resultater fra en resipientundersøkelse mhp bunnfauna i munningsområdet i Oslofjorden (Rygg og andre, 1997) viste at området ut til 150 m fra munningen var å betegne som dødt, mens artssammensetningen ut til 400 m var kjennetegnet av karakterarter for sterk forurensning (*Capitella capitata* m.fl.).

For beregning av eksponeringskonsentrasjoner i Alna og i Oslofjorden ble det brukt data fra målinger (kjemiske analyser) av de aktuelle komponentene i dreinsvannet samt vannføringsdata for Alna. I prøvetakingen ble volumproporsjonale ukeblandprøver benyttet. Fortynningsverdier for Alnavann i Oslofjorden ble beregnet ved hjelp av en datamodell (PLUMES fra US EPA) av Jarle Molvær, NIVA.

TACSS

Aquateam gjennomførte i 1997 den første miljørisikovurderingen av polyuretanproduktet TACSS, og fant at den

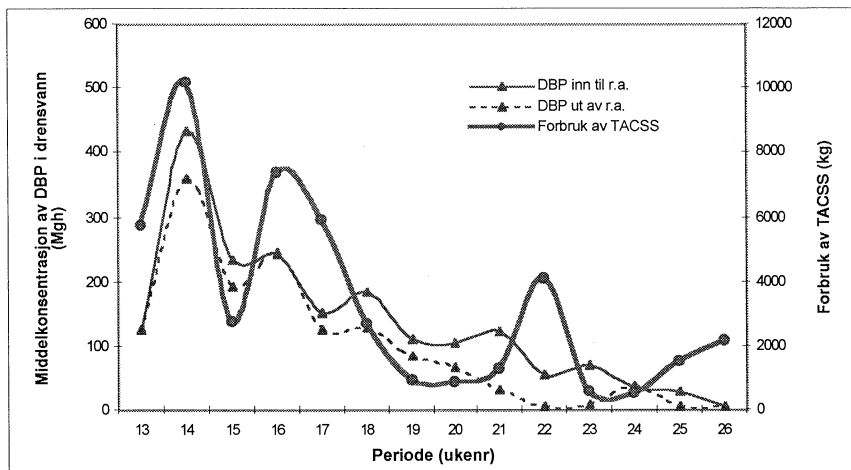
komponenten som medførte høyest miljørisiko var stoffet dibutyl ftalat (DBP), som utgjør ca 50% av produktet (Vik og andre, 1997). Etter at mer økotoksikologisk informasjon ble fremskaffet, ble de beregnede PNEC-verdiene revidert (Sverdrup og andre, 1998, Källqvist og andre, 1998). Fra myndighetenes side hadde man i utgangspunktet en restriktiv holdning overfor bruk av TACSS fordi DBP var mistenkt å ha hormonhermende effekter. PNEC-verdier er etablert som følger:

PNEC_{Alna} = 10.0mg/l
PNEC_{Oslofjorden} = 2.6mg/l
PNEC-akutt_{Oslofjorden} = 27.0mg/l

Utlekkingsforsøk på laboratoriet viste at vann som er i kontakt med TACSS ble raskt mettet med DBP, dvs. utlekkingspotensialet var stort. Nivået av DBP og en annen komponent, HDMA, i dreinsvannet ble derfor overvåket fra november 1997.

Også aspekter rundt eksponering av tunnelarbeidere under injeksjon av TACSS var gjenstand for usikkerhet. Det er isocyanatanatene i TACSS som er forbundet med høyest helserisiko. Eksponeringsnivået for isocyanater ble kartlagt i en undersøkelse gjennomført av Miljø-Kjemi, og konklusjonen var at leverandørens krav til verneutstyr var tilstrekkelige.

Figur 2 viser målte verdier av DBP i dreinsvann inn til og ut av et "on-site" renseanlegg (basert på ozon) våren 1998, sammen med forbruksdata for TACSS i samme periode. Det ser ut til å være en viss sammenheng mellom

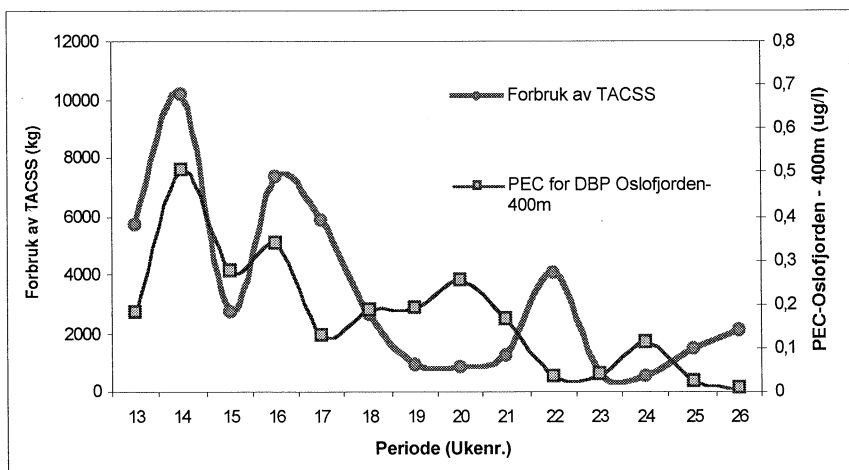


Figur 2. Målte verdier DBP inn og ut av renseanlegget vist sammen med forbruk av TACSS, data fra 1. halvår 1998.

utlekket mengde DBP og forbruk av TACSS i samme uke. Utlekking av DBP fra injisert TACSS ble i gjennomsnitt funnet å utgjøre 0.14% av det totale forbruket av TACSS.

På grunn av varierende renseseffekt og

varierende vannføring i Alna ser vi ikke like god sammenheng mellom de beregnede eksponeringskonsentrasjonene i Oslofjorden (PEC: Oslofjorden) og forbruket av TACSS (Figur 3).



Figur 3. PEC-verdier for Oslofjorden vist sammen med forbruk av TACSS. PNEC ville i figuren tilsvare 2.6 µg/L. Data fra 1. halvår 1998.

Basert på Aquateam og NIVAs beregninger (Sverdrup og andre, 1998, Hylland og andre 1998) har utslippene i denne perioden ikke medført uakseptabel miljørisiko i forhold til de akseptkriterier som er satt. Overskridelser av den beregnede PNEC-verdien for kronisk eksponering har i perioden forekommet ut til ca 100m, mens konsentrasjonen av DBP i Oslofjorden har aldri vært så høy at akutt dødelighet av organismer kan forventes. Både DBP og HDMA er i laboratorieforsøk funnet å være lett nedbrytbare, og det forventes derfor ikke langtidseffekter av utslippene.

Eksponering av mennesker via inntak av fisk fra området utenfor utløpet av Alna, samt mulig helserisiko knyttet til dette, er også blitt vurdert. Selv med antakelser om inntak av 1 kg fisk pr uke, hvorav all fisk stasjonær i dette området, ville imidlertid bidraget av DBP via inntak av fisk være lav sammenliknet med inntak av stoffet via andre kilder (se CSB, 1997). Det ble likevel igangsatt innsamling av fisk og blåskjell fra området utenfor munningen av Alna høsten 1998, i tråd med Fylkesmannens krav i gjeldende utslippstillatelse.

Miljørisikovurderinger som beslutningsgrunnlag

Faglige vurderinger av miljørisiko knyttet til ulike typer utslipp vil alltid kunne gjøres på ulike måter. EUs retningslinjer for miljørisikovurderinger, sammen med lokalkunnskap og økotoksikologisk kompetanse har imid-

lertid vist seg å gi et godt styringsverktøy i dette prosjektet. Bruk av miljørisikovurderinger og innføring av akseptkriterier, som vist her, gir konsesjonsgivende myndigheter (Fylkesmannen og SFT) muligheter for stedsspesifikke krav til utslippsbegrensninger, og anleggseier/forurenser har muligheter til å overholde slike krav ved bruk av miljørisikovurderinger som internkontrollsystem.

Referanser

CSB (1997) Dibutylphthalate CAS no. 84-74-2 Risk assessment. Chemical Substances Bureau, The Netherlands. Draft, 14 March 1997.

EU (1996) Technical Guidance Document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing chemicals. Part II. Office for official publications of the European Communities. 1996.

Hylland, K.; Källqvist, T.; Molvær, J.; Rygg, B. (1998) Økologiske virkninger av utslipp av di-n-butylftalat (DBP) og akrylsyre fra Romeriksporten til Oslofjorden. NIVA-rapport LNR. 3899-98. Källqvist, T.; Molvær, J.; Sverdrup, L. (1998) Tilleggs vurderinger av utslipp av DBP og akrylsyre fra Romeriksporten til Oslofjorden – Effekter på organismesamfunn i pelagialen. NIVA-rapport LNR 3909-98.

Rygg, B.; Magnusson, J. (1997) Enkel resipientundersøkelse i Oslofjorden ved Alnas munning for å belyse eventuelle skader forårsaket av utslipp av

akrylamid fra Romeriksporten. NIVA rapport LNR 3747-97.
Sverdrup, L.; Kelley, A.; Vik, E.A.; Molvær, J.; 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 nr 98-089.

Vik, E.A.; Nilsen, O.G.; Weideborg, M.; Boge, K. (1997) Miljø- og helserisikovurdering for bruk av TACSS i tetting av lekkasjene i Romeriksporten. Aquateam rapport nr 97-152. Revidert utgave datert 25.06 1998.