

RAPPORT - RISIKOANALYSE: T2



Postadr.: Pb. 7, 6701 Måløy
Epost: maloy@fishguard.no
Telefon: 57 85 08 90
Mobil: 975 65 504

Lokalitet: Stranda vest (B16/B17) i Flora kommune

Risikoanalyse – før planlagt utfylling : T2

Rapport for:

Selskap : Panorama Florø
Lokalitet : Stranda vest (B16/B17)
Kommune : Flora
Fylke : Sogn og Fjordane
Område : Vest for Fugleskjærskai
Prosjektansvarleg : Jan Arne Holm

Trinn 1

Fjord-Lab ref. : J.nr. 1848-13
Måling av : Miljøgifter i botnsediment
Vurdering av : Miljøtilstand på botn
Prøvetaking : 29.09.2013
Feltarbeid : Jan Arne Holm
Vurdering ved : Jan Arne Holm
Rapportert : 24.01.2014 (eigen rapport)

Trinn 2

Fishguard ref. : J.nr. 0143-14
Straummåling : 26.04.–06.06.2013 (eigen rapport: J.nr. 0683-13)
Feltarbeid : Jan Arne Holm
Beregning av : Spreiingsrisiko ved utfylling
Beregning ved : Jarle Molvær
Vurdering av : Naturressursar, Økologisk effekt, Helserisiko, Miljørisiko
Vurdering ved : Jan Arne Holm
Vurdering av : Tiltak / overvaking
Vurdering ved : Jan Arne Holm og Jarle Molvær
Rapportert : 07.02.2014 (denne rapport)



Jan Arne Holm
Cand.real.



Jarle Molvær
Cand.real.

Vedlegg: *Spreiingsanalyse, Grenseverdiar for miljøgifter, Analyserapportar*
Separat rapport: *Straumrapport frå Stranda*

1. Innleiing

Det kommunale selskapet Flora Hamn KF i Flora kommune planlegg i samarbeid med Kystverket og iVest Consult utdjuing av skipsleia inn til Florø hamn (Figur 1). Utdjuinga er planlagt ved «mudring» dvs. sprenging av fjell på sjøbotn, oppgrabbing og vekkfrakting til utfyllingsstad på lekter med botnluker. Fylling av steinmassane er planlagt ved «dumping» i havnebassenget i Florø, dvs. i Stranda vest, ref. kommuneplan: B16/B17 (Figur 2). Fjord-Lab AS (no Fishguard Måløy) har utført miljøgransking trinn 1¹ (T1) i det aktuelle utfyllingsområdet.

Føremålet med T1 er klarlegging av mogeleg ureining på sjøbotn i utfyllingsområdet.

Resultat av miljøgransking T1 er rapportert (J.nr. 1848-13) til oppdragsgevar den 24.01.2014, og i samråd med dei samstundes også sendt til Fylkesmannen si miljøvernabdeling (FM). T1 syner miljøgifter i sediment ved Stranda med overskriding av grenseverdiar (PAH), og området utgjer dermed pr. definisjon ein miljørisiko. Overskridingane inneber at trinn 2¹ (T2) skal utførast. Framlegg til gjennomføring av T2 er inkludert i T1-rapporten. Tilbakemelding frå FM ihht. T2 tilseier at opplegg for vidare miljøgransking, kan utførast som framlagt i rapporten.

Føremålet med T2 er ei vurdering av den risiko som utfyllinga kan medføre for spreining av ureining til området omkring deponi/utfyllingsområdet.

Opplegg for T2 inneheld fylgjande delkomponentar:

1. **Kornfordeling - sediment:** kornfordelingsanalysar av sedimentprøvar er allereie utført i T1 for Stranda-området (B16/B17) og tilgrensa område i aust.
2. **Spreiingspotensiale:** berekning av partikkel/miljøgift spreining ved utfylling med bruk av matematisk modell for fortynning og sedimentasjon.
3. **Naturressursar:** enkel kartlegging av evt. viktige / sårbare naturressursar innanfor antatt influensområde, basert på tilgjengeleg databaseinformasjon.
4. **Økologiske effektar:** grenseverdi for miljøgift i sediment er gitt ved grense mellom Klifs kl. II og III for marine sediment og grenseverdiar for toksisitet.
5. **Human helse:** vurdering av human helserisiko, basert på 'transportveggar' til menneske, jfr. bruk av utfyllingsområdet: havn, rekreasjon, fiske og fangst.
6. **Rangering av miljørisiko:** Miljørisiko er funksjon av sannsynlegheita for at ei hending (t.d. miljøgiftspreining) vil skje, og miljøkonsekvensen av hendinga.
7. **Tiltak:** evt. tiltak blir ein konsekvens av berekna spreingspotensiale for miljøgifter, rangering av miljørisiko, samt økologisk og helsemessig skade.
8. **Overvaking:** overvaking kan evt. vere eit aktuelt tiltak, td. med prøvetaking av turbiditet og/eller strømmåling parallelt med utfyllinga.

Utfyllingsområdet er eit moderat 'mellomstort tiltak' (areal ved fyllingsfot: 14 000 m²), og den angitte risikovurderinga i T2 kan dermed forenklast.

Måløy, 07.02.2014,
Jan Arne Holm

¹ Klif-rettleiar 'Risikovurdering av forureina sediment,' Mdir-TA:2230:2007.

2. Oppsummering – T2

Analyse av miljøgifter under Trinn 1 (T1) har avdekka at sediment frå alle undersøkte stasjonar i utfyllingsområdet ved Stranda pr. definisjon utgjør ein miljørisiko grunna overskriding av grenseverdier for PAH-stoff. Tilsvarende overskriding av grenseverdier er påvist for sediment i området like utanfor dette. Overskriding tilseier at Trinn 2 (T2) skal utførast. Utfyllingsområdet har eit botnareal på 14 000 m², og blir dermed klassifisert som eit 'Mellomstort tiltak'. Arealgrensa for 'Mellomstort tiltak' er frå 1 000 – 30 000 m², og dette er dermed eit moderat 'mellomstort tiltak'.

Føremålet med T2 er ei vurdering av den risiko som utfyllinga kan medføre for spreiding av ureining til området omkring deponiområdet.

T2 skal vurdere/kartlegge spreiding av forureina masser (PAH) ved dumping av stein i utfyllingsområdet, definere influensområde for moglege giftverknader ved berekningar, kartlegge viktige/sårbare naturressurar innafor influensområdet, vurdere risiko for økologiske effektar og human helse, samt rangere utfyllingsområdet etter miljørisiko.

Opplegg for T2-miljøgranskning er lagt opp i samråd med Fylkesmannen si miljøvern avdeling. Basert området si miljøbetydning, bruksform, storleik og omfang av grenseoverskriding er risikovurderinga i T2 forenkla.

Naturressursar

Søk i Artskart frå Artsdatabanken syner ikkje sårbare eller trua arter i eller nær omsøkte utfyllingsområde. Området synes å vere utan direkte relevans for registrerte sårbare eller trua arter i Flora kommune. Avstand til næraste verneområde er stor. Prøvetaking under T1 i Stranda vest og Stranda (aust) påviste dyr i alle botnprøver, med rimeleg bra artsrikdom, samt mykje makroalgar (brun/grøn/raudalgar). Funna er nærare beskrive og fotodokumentert i T1-rapport for Flora Hamn KS (Jnr. 1008-13), og for Panorama Florø (1848-13).

Økologiske effektar

Kunnskapen er mangelfull om biologisk tilgjengelegheit til og eventuell oppkonsentrering av PAH i næringskjeda, bioakkumulering, PAH-påverknad på botndyrsamfunn og økologiske effektar. I fisk blir PAH raskt nedbrote av fisken sjølv, og det er difor ikkje vanleg å finne betydelege mengder PAH i fisk. Blautdyr, som t.d. blåskjel, bryt ikkje ned PAH like effektivt, og vi kan difor få i oss PAH når vi et PAH-forureina skjel. Sedimentkonsentrasjon av PAH omkring 1 mg/kg eller lågare kan gje effekt i fisk. Også vasskonsentrasjonar på 1 µg/l eller lågare kan gje alvorlege effektar på fiske-larvar og subletale effektar i fisk. Effekt av PAH på andre organismar enn fisk er mindre kjent.

Human helse

PAH-stoffet benzo[a]pyren (BaP) er grundig undersøkt, er truleg det mest potent kreftfremkallande, og er klassifisert i gruppe 1, dvs. kreftframkallande for mennesker. Det er vanskeleg å finne nedre terskelverdi for kreftisiko etter eksponering, dvs. at kvar dose medfører ein viss grad av risiko. For gjennomsnittsverdier av BaP for alle stasjonar (både V1-V3, og V1-V3+S4) tilseier at utfyllingsområdet er i Tilstandsklasse III. Tilbakerekning frå grense for humant inntak tilseier at benzo(a)pyren si kreftfremkallande verknad får ei særleg låg grense for stoffet i sediment (7 µg/kg sediment), samtidig som den økologiske effektgrensa er relativt høg (øvre grense for Klasse II: 420 µg/kg sediment).

Trinn 2 vurdering av risiko for human helse er her utført forenkla, og er i basert på vurdering av området si bruk i høve til direkte (bading) og indirekte (fiske/fangst) human eksponering, samt vurdering av om utfylling av området – med påfølgande oppvirvling, suspensjon og resedimentering av dei finaste partiklar med miljøgifter (herunder primært PAH) lokalt ikkje fører til uakseptabel og forauka ureiningsspreiing (jfr. risikoanalysa). PAH-verdiane i området ved Stranda tilseier ikkje behov for særlege kostholdsråd. Basert på ei førebyggjande, «føre-var» og konservativ vurdering bør likevel ikkje fisk eller krepsdyr (sjøkreps, krabbe, hummer) fangast til humant konsum i eller i umiddelbar nærleik til slike hamneområder. Dette vil også gjelde for Stranda-området.

Risikoanalyse

Miljørisiko er ein funksjon av sannsynlegheit for at ei hending (t.d. spreiiing av miljøgifter) vil skje og miljøkonsekvensen gitt ei slik hending. Risikoanalysa avdekkjer først metode og avgrensingar (areal m.v), og akseptansegrensar blir definert: spreiiing av forureina partiklar og grense for akutt toksisitet av PAH i vatn. Dette er også den uønska hendinga som skal vurderast. Sannsynligheit for at den uønska hendinga skal inntreffe og konsekvens av at dette skjer er berekna ved den særskilte spreiiingsanalysa.

Analysa syner at «suspensjonsskya» sannsynlegvis vil stige til om lag 4 - 5 m over botn, med ei rekkevidde på om lag 10 m, og at fortynninga utanfor denne radius er så stor at det vil oppfylle aktuelle kriteria for akseptabel vasskvalitet for PAH (jfr. akseptkriteriar). Stig «suspensjonsskya» høgare enn dette, blir konsentrasjonane samstundes lågare. Sjølv med ein 5-dobling av det berekna influensområdet (dvs. 50 m) – basert på ein «føre-var» tankegang – vil den miljømessige risiko vere akseptabel. Spreiiingsanalysa syner at resedimenteringa ikkje vil bidra til auka konsentrasjon av PAH i sediment i hamneområdet. Dersom små PAH-holdige partiklar sedimenterer på botn i ytterkant av hamneområdet, kan dei utgjere eit lite bidrag – forutsett at PAH-konsentrasjonen i sediment her er lågare enn lenger inne.

Ingen delar av hamneområdet er nytta til rekreasjon i form av bading, fangst og fiske, og risiko for spreiiing av PAH frå utfyllingsområdet (i slike minimale / fortynna konsentrasjonar) er dermed vurdert å vere miljø- og helsemessig akseptabel, og nær ubetydeleg. Ein positiv konsekvens av utfyllinga er at etter utfylling vil sedimenttilstanden under den nye steinfyllinga bli stabilisert, slik at omfang av diffusjon og bioturbasjon vil bli redusert til eit minimum.

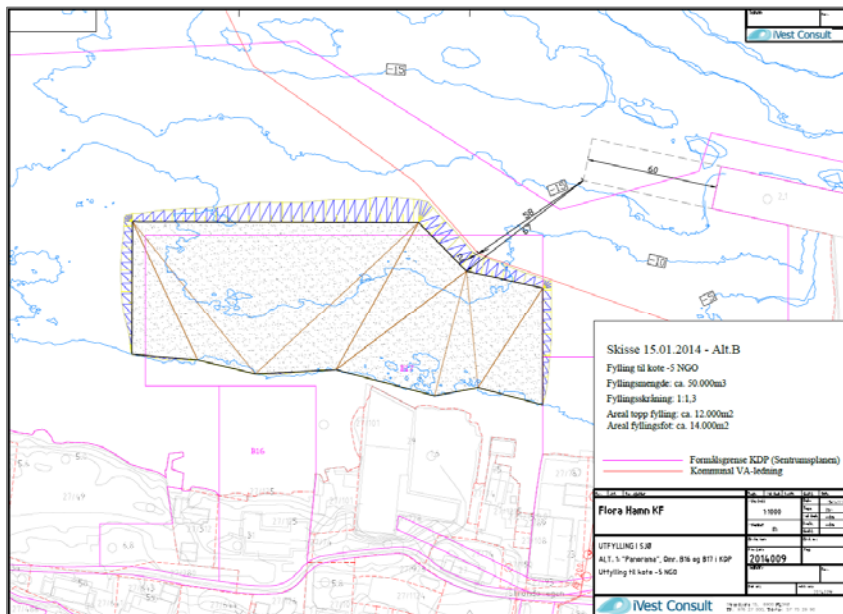
Tiltak og overvaking

Det er ikkje funne hensiktsmessig å foreslå særlege tiltak i samband med utfyllinga. Det er likevel foreslått ei overvaking i form av partikkelmåling i vassmassane (turbiditet) på faste stasjonar nær utfyllingsområdet medan utfyllinga pågår. Ein måleserie bør utførast like før utfyllinga starter for å finne normalverdiar, og dessutan minimum 2 måleseriar i løpet av utfyllingsperioda. Slik oppfølging bør avtalast og planleggast i god tid før oppstart.

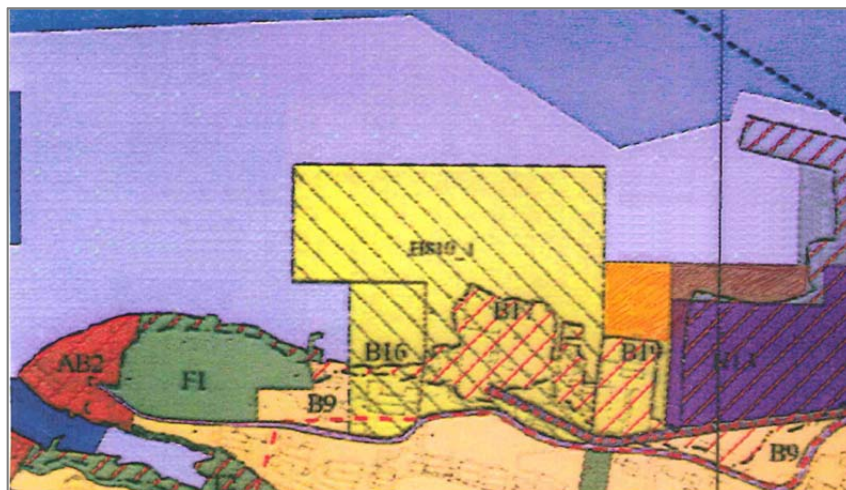
3. Område



Figur 1. Havneområdet i Flora. Utfyllingsområdet ved Stranda ligg på vestsida av Fugleskjærskai (som er sentralt i bildet).



Figur 2. Aktuelt utfyllingsområde (gult skravert: B16 + B17) ved Stranda [ref. gjeldende kommuneplan].



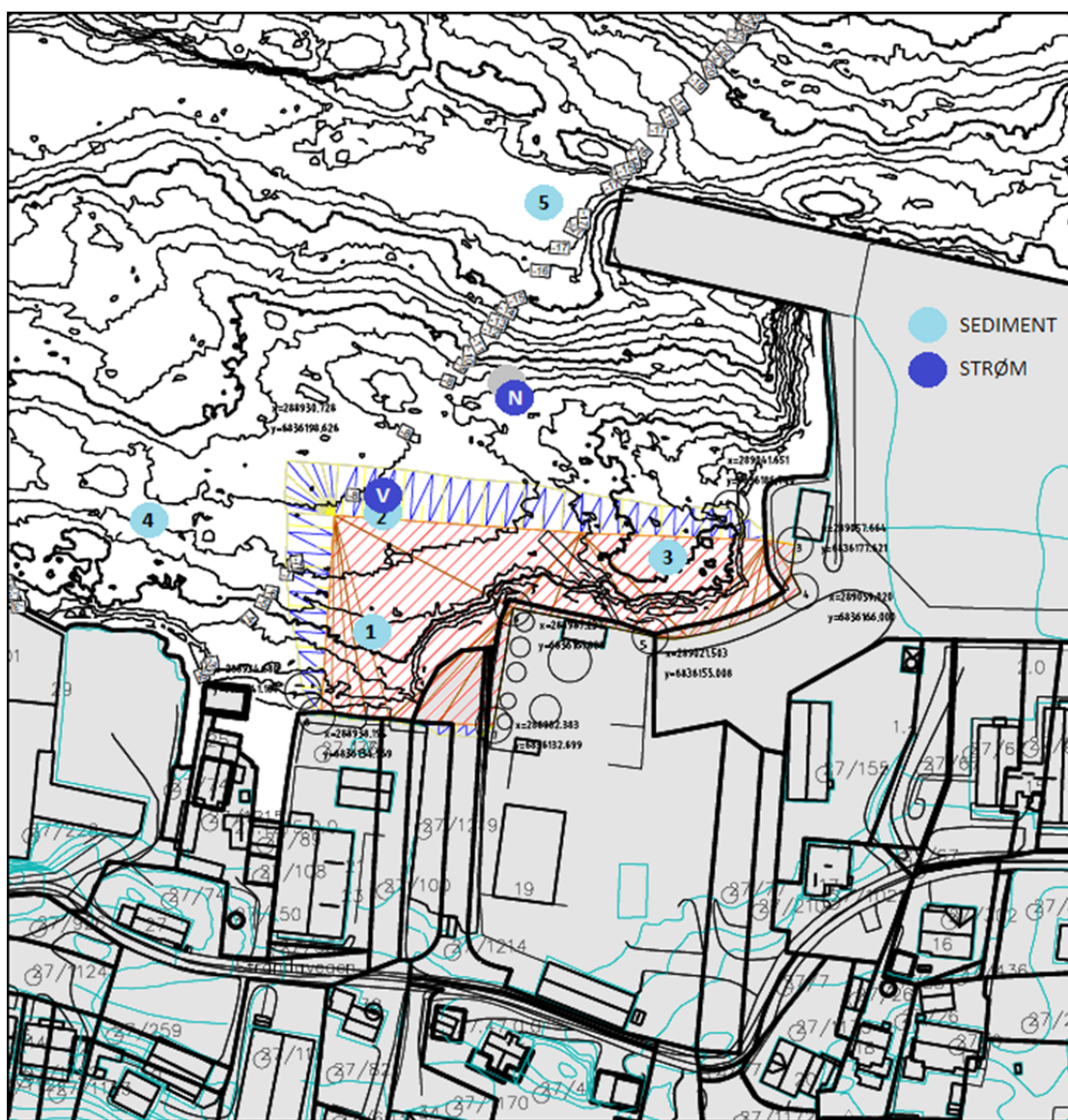
Figur 3. Utfyllingsområde (grått) ved Stranda, inkl. fyllingsfot (totalt areal på inntil 14 000 m²).

4. Oppsummering – T1

Miljøgransking Trinn 1 (T1) er utført for Panorama Flørø AS på Stranda av Fjord-Lab og Molvær Resipientanalyse, som har lang erfaring i ulike typer miljøprosjekt. Feltarbeidet ved Stranda i Flørø Hamn inkluderer bruk av godt innarbeidde metodar for datafangst, beskriving av tilstand i marine miljø, samt ulike miljøberegningar.

Prøvetaking og analyse er utført av sediment frå 3 stasjonar i planlagt utfyllingsområde ved Stranda, vest for Fugleskjærskai i Flørø Hamn. Ved valg av stasjonar la ein til grunn B16/B17-området (kommuneplan), og ei evt. molo ved nordvestre hjørne.

Feltarbeid med sedimentprøveuttak er utført den 29.09.2013 med båt/mannskap frå Sunnfjord Dykkerservice under leing av Fjord-Lab AS (no Fishguard Måløy). Tidlegare er 5 stasjonar i tilgrensa område i aust prøveteke og analysert for Flørø Hamn KS (Figur 4). Ein stasjon (lengst vest: S4) ligg innafør B16/B17-området og er inkludert i denne rapport.



Figur 4. Potensielt utfyllingsområde ved Stranda, inkl. fyllingsfot, med stasjonar for sediment (S1-S5) og strømmåling (V, N).

Analyse av miljøgifter syner grenseverdi-overskriding i alle 3 (+1) sedimentprøver for PAH-stoff. Sediment i Stranda-området utgjør dermed pr. definisjon ein miljørisiko. Overskriding gjeld også for området like utanfor aktuelt utfyllingsområde.

For øvrige miljøgifter (utover PAH) gjeld:

- alle 4 prøver er «friskmeldt» (ok) for TBT
- alle 4 prøver er «friskmeldt» (ok) for PCB₇
- alle 4 prøver er «friskmeldt» (ok) for tungmetall: Arsen, Bly, Kadmium, Kobber, Krom, Kvikksølv, Nikkel, Sink

Grov vurdering av botndyr og påvising av ulike artar i området, indikerer bra diversitet (arts-mangfald) og tilsynelatande gode biologiske tilhøve ved alle stasjonar.

Analyse av sedimentet syner høg andel grovt botnsediment (sand), og moderat/låg andel finstoff (leire), og lite organisk materiale.

Grovt, lyst sediment med låg førekomst av fine sedimentfraksjonar (leire og organisk finstoff) indikerer redusert risiko for suspensjon og spreiding av miljøgifter ved utfylling. Sediment ved Stranda utgjør ikkje ein «ubetydeleg risiko», men granskinga kan indikere behov for små tiltak ved utfylling av omsøkte område.

For detaljar omkring T1 syner ein til Fjord-Lab eigen rapport: J.nr. 1848-13.

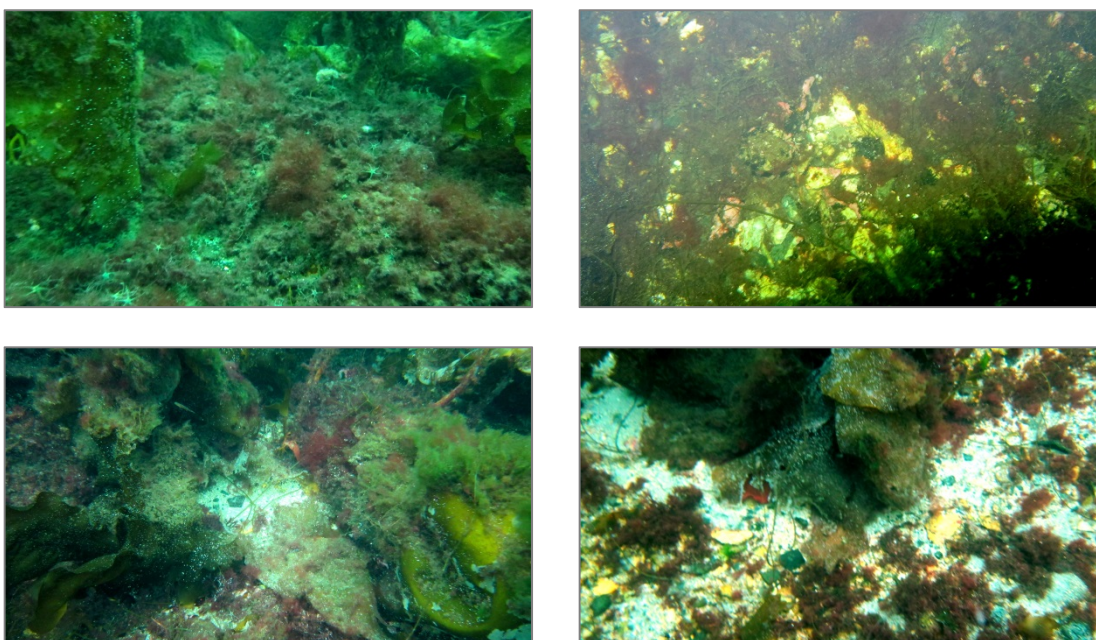
5. Metode – T2

- Sediment

Prøvene er teke manuelt på botn av dykkare frå Sunnfjord Dykkerservice AS den 30.09.2013, rettleia i felt av fagpersonell frå Fjord-Lab med posisjonsbestemming, logistikk og øvrig gjennomføring. Det er også teke foto på botn og av prøvane.

Best mogleg informasjon om dei kornfraksjonar som er representert i sedimentet, samt deira kvantitative og arealmessige fordeling, er viktige føresetnader for den matematiske spreingsmodellen.

Under feltarbeidet kommenterte dykkarane at det stadvis var fjell og stein, og store delar av området var dekkja av storblada brunalgar, mindre bladforma grønalgar og små raudalgar, jfr. foto (Figur 5 - 8).



Figur 5 – 8: eit rimeleg representativt utval av foto av botn i utfyllingsområdet som i stor grad er dekkja av makroalgar [foto: SD].

Sedimentprøver frå dei 3 (+1) stasjonane (V1-V3 + S4) er vurdert representative for det aktuelle området som er planlagt for utfylling. analysert ved Eurofins for kornfordeling, % tørrstoff, % glødetap (organisk materiale). Ref. T1-Rapport for Stranda vest (J.nr. 1848-13).

- Straum

Tidlegare (april/mai 2013) i prosjekt for Flora Hamn KS er straum registrert nær botn på to stasjonar ved Stranda (Figur 4). To straummålare av type SD6000 er forankra nær botn i vestre (V) del av og like nord (N) for utfyllingsområdet (Figur 2). Ved disse to stasjonane er straum registrert om lag 1 m over botn, i totalt 42 døgn, der dei første 6 døgna var mest representative (lause makroalgar påverka deretter registreringane). Resultat av straummålinga ligg føre i eigen rapport (J.nr. 0683-13).

- Spreiingsanalyse

Det er ingen standard metode for berekning av hvilke mengder partiklar som blir virvla opp ved massedumping i sjø (ref. TA-2802/2011, Kap. 4.2). Storleiken på influensområdet blir ofte bestemt ved ein kombinasjon av berekning og overvaking.

Spreiing av partiklar og konsentrasjon av miljøgifter er her berekna med 'Visual Plumes' (Frick et al. 2001), ein matematisk modell ofte nytta ved utsleppsberkning. Modellen bereknar partikkelkonsentrasjonen som funksjon av fortytning og partikkelutsynking (sedimentasjon). Utsynkingsberkninga treng informasjon om partikkelstorleiken (kornfordelingskurve) for botnsediment i dumpingsområdet.

Karakteristiske partikkelstorleiker er lagt inn i 'Stokes formel', som gir tilsvarande synkehastigheiter, som igjen blir nytta i modellen. Basert på sedimentvariasjonen i utfyllingsområdet er fleire kornfordelingskurvar utarbeidd under T2. Registrering av straumtilhøva ved botn i området med straummålare er utført under T1 (to målestasjonar), og er lagt til grunn for spreingsberkninga (jfr. også pkt. 1).

For nærare detaljar omkring metode for spreingsanalyse syner ein til vedlagte rapport frå Molvær Resipientanalyse (separat vedlegg).

- Øvrige metodar

For informasjon omkring lokale Naturressursar, vurdering av eventuelle natur- og miljøeffektar (Økologiske effektar, Human helse) og Rangering av miljørisiko er fylgjande lagt til grunn:

- Naturressursar : Kartlegging av eventuelle viktige / sårbare naturressursar innafor antatt influensområde er basert på tilgjengeleg informasjon i fylgjande databaser: Artskart, Naturbase, Havmiljø.no. Søket er kvalitetssikra i samråd med Artsdatabanken.
- Økologiske effektar: Det er ikkje angitt eigne faktorar for vurdering av risiko for økologiske effektar i metoden for T2 utover det som ligg til grunn for grenseverdier for miljøgifter i sediment, jfr. grense mellom Klifs klasse II og III for marine sedimenter, samt grenseverdier for toksisitet. Disse er vurdert i T1. Gjennomsnittsverdi for dei 3 prøvane i utfyllingsområdet er vurdert i denne rapport (T2).

Metodar for gransking og vurdering om overskriding verkeleg gjer økologisk skade i den aktuelle situasjon ligg til Trinn 3 (T3). Kunnskap om sammenheng mellom miljøgiftbelastning og biologiske effektar i naturlege, komplekse økosystem er generelt låg. Vurdering av slik risiko er difor særst vanskeleg og krev stor grad av fagleg skjønn. Utfyllinga her er imidlertid eit relativt lite 'mellomstort tiltak', med ei forenkla (ikkje full) risikovurdering. Nokre biologiske effektar av miljøgiftbelastning er likevel omtalt her (T2).

- Human helse: I T2 er risiko for human helse vurdert, basert på 'transportveggar' til mennesker etter korleis det aktuelle området blir nytta (havneverksemd / rekreasjon, fangst av sjømat m.v.). Biotilgjengelegheit frå miljøgifter i sediment til botndyr, og deretter vidare oppover i næringskjeda - via fisk og skaldyr - til mennesket er her sentralt. Vedrørande overskriding av grenseverdier i utfyllingsområdet gjeld dette PAH-stoff som dermed er vurdert, men meir omfattande granskningar av lokal sjømat med kjemisk analyse og lokalt konsum er ikkje utført.

- Rangering av miljørisiko: Utfyllingsområdet er definert som eit 'mellomstort tiltak' (14 000 m² fyllingsareal), og rangering av miljørisiko er basert på funn under T1, samt funn og berekningar under T2. Definisjonen av Miljørisiko = sannsynlegheit for hending x miljøkonsekvens, og er dermed ein funksjon av sannsynlegheita for at ei hending (t.d. spreining av miljøgifter) vil skje, og miljøkonsekvensen dersom ei slik hending inntreff.

Basert på «Miljørisikoanalyse – Regelverk, teori og metoder» (NTNU, juni 2010) er fylgjande metode (men forenkla) nytta for berekning / rangering av miljørisiko:

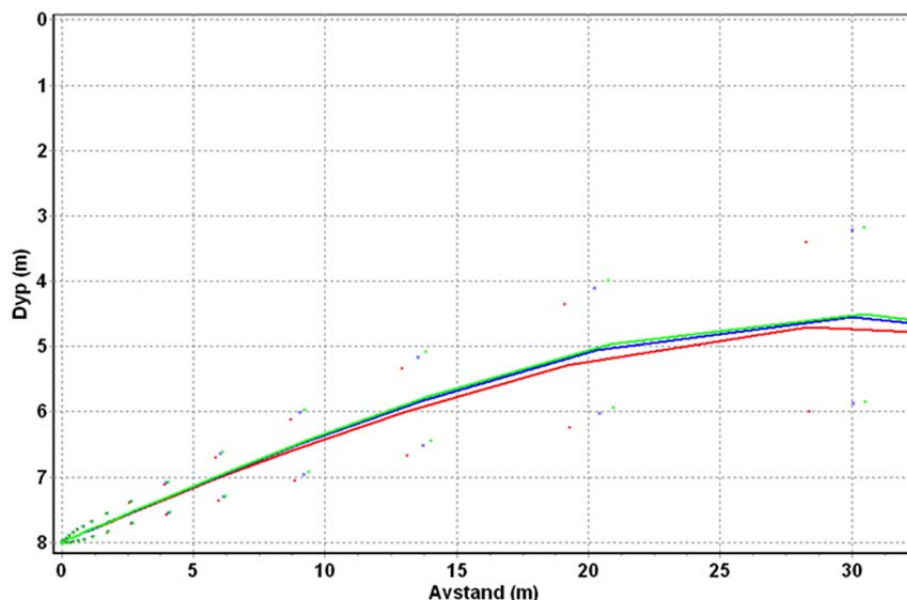
- 0) analyseforbeuing, avgrensing og metode
- 1) avdekking av uønska hendingar
- 2) analyse av sannsynlegheit og konsekvensar
- 3) vurdering av risiko
- 4) forslag til risikoreduserande tiltak

Vurdering av eventuelle tiltak i samband med utfyllinga er dermed inkludert i analysa.

Resultat og Vurderingar – T2

- Spreiingsanalyse

Datagrunnlaget for å berekne mengd av partiklar som blir virvla opp ved dumping av masser er til dels sparsomt, og fleire forutsetniader må leggest til grunn for berekning og vurdering. Dette gjeld bl.a. metodikk for utfylling (dumping av masser frå splittlekter), antall lass pr. tidseinheit, storleiken på oppvirvling frå botnsedimenta, naturleg partikkelkonsentrasjon og vertikal sjiktning i vassmassa. Resultata er difor ikkje produkt av eksakte berekningar, men ein 'skalering' av spreieing og konsentrasjon av PAH-haldige partiklar. Figur 9 syner berekna spreieing basert på ulike straumhastigheit.



Figur 9: Berekna oppvirvling til innlagingsdjup ved straumhastigheit på 1 cm/s (grøn), 2 cm/s (blå) og 4,4 cm/s (raud).

Oppvirvling av partiklar som blir spreia i vassmassa vil først og fremst skje under dumping av masser over gropar/område med fint materiale. Sedimentprøver og dykkerobservasjonar kan tyde på at dette utgjer omkring 5-10% av botnarealet. Imidlertid vil mange av gropane med finstoff være dekket av eit lag med lausrevne makroalgar og det er sannsynleg at det reelle arealet der oppvirvling av finpartiklar vil skje er i storleiksorden 5-10% av totalen, dvs. omkring 700-800 m².

Sjølv med den usikkerheita som ligg i forutsetnadane synes tre hovudtrekk å vere klare:

1. Spreieing av partiklar med PAH: det er gjort berekningar for 4 sambindingar med strenge krav til vasskvalitet, og for Sum PAH med samme krav. Krava er innfridd innan 10 m frå utfyllingsområdet. Uansett usikkerheit i datagrunnlaget syner dette at risikoen ved oppvirvling og spreieing av PAH-sambindingar utanfor ein avstand på 10-20 m vil være liten.
2. Datamaterialet tyder på at oppvirvling av finpartikulært sediment vil skje relativt sjeldan fordi botnområder med finmateriale dekker ein mindre del av botnen (5-10%). I tillegg er mange av gropane der finmateriale blir akkumulert sannsynlegvis dekket av eit lag makroalgar som vil dempe/forhindre at det underliggende sedimentet blir virvla opp i vassøyla.
3. Vurderingane er teke i høve til konsentrasjonen for akutt toksisitet. Eksponering mot høge PAH-konsentrasjonar vil være så kortvarig og førekomme med så lange intervall (timer) at ein vurdering mot denne konsentrasjonen gir god margin i høve til ein reell eksponering.

Partiklar som blir virvla opp i vassmassa vil etter kvart sedimentere og legge seg på botnen igjen. Dei største partiklane sedimenterer nær området dei «opprinneleg» kom frå, mens di minste partiklane kan sedimentere mange hundre meter unna utfyllingsstaden – avhengig av m.a. straumtilhøve og botndjup. I høve til PAH vil ikkje denne resedimenteringa bidra til auka konsentrasjon i sedimenta i hamneområdet, men kan muligens utgjere eit lite bidrag dersom små PAH-haldige partiklar sedimenterer på botn utanfor hamneområdet – der PAH-konsentrasjonen i sedimentet kan antas å være lavere, men ikkje nødvendigvis er det (ikkje undersøkt).

- Naturressursar

Kartlegging av evt. viktige / sårbare naturressurar innanfor antatt influensområde er utført basert på tilgjengeleg informasjon i eksisterande databaser: Artskart, Naturbase, Mareano, Havmiljø.no. Søket er kvalitetssikra i samråd med Artsdatabanken.

«Artskart» er ei kartløyising som syner artsdata i Norge frå mange kjelder i samme kart. Artsinformasjon i kartet skal vere kvalitetssikra og stadfesta, og ein kan søke etter spesifikke arter, eller sjå hvilke arter som fins i eit avgrensa geografisk område. Artskart er utvikla av Artsdatabanken og [GBIF Norge](#) (den norske nodedeltakaren i Global Biodiversity Information Facility, GBIF). Tenesta formidler data frå [32 norske institusjonar, organisasjonar og konsulentfirma](#). Artskart nyttar prinsipp i Norge Digitalt og får kontinuerleg informasjon frå totalt 108 databaser, med informasjon om 28 500 arter, fordelt på over 16 millioner poster. Kartverktøyet blir nytta for forvaltning av naturmangfaldet, i areal- og ressursplanlegging, av forskare og ålmeinta.



Figur 10. «Artskart» frå Florevika med posisjon og kategoristatus for angitte artar.[ref. artsdatabanken.no]

Artskart med utsnitt frå Florevika er synt i Figur 10. Ulike symbol syner kategori for status, og har artsinformasjon m.v. liggande inne. I Florevika er det fleire punkter i kartet, men inne i Strandaområdet er det berre eit. Punktet er noko upresist koordinatfesta på land (beskrive som «lokaliteten rota under boathouse»), og syner kategorien «livskraftig» (LC, grønn: Δ) for 3 marine artar: dei to brunalgane grisetang og blæretang, samt raudalgen filtrødpusling.

For øvrig er dei to næraste punkta: yst på moloa lengst i vest, med kategorien «livskraftig» (LC, grønn: Δ) for arten jordugle, og eit stykke nord for Fugleskjærskaiia («lokalitet Florø havn») med kategorien «nær truet» (NT, oker: □) og totalt 18 registreringar av sjøfugl, derav 3 artar innan kategori NT: hettemåke, dvergdykker og sjørre, og dessutan ein art registrert som «sårbar» (VU): teist.

Ved generelt søk i Flora kommune på «sårbare», «nær trua», «sterkt trua» og «kritisk trua» arter finn ein t.d.: 25 artar algar, 26 artar blautdyr, 25 artar krepsdyr og 12 artar fisk. I gruppa blautdyr og krepsdyr er mange landlevande (terrestre) eller ferskvass artar (limniske). I gruppa fisk er nokre ferskvassartar (ål) og dei fleste er botnlevande på større djup: ulike haifisk, skater og uer. Utvalg av søk i Artskart frå Artsdatabanken for Flora kommune er synt i vedlegg.

For fugl blir ofte dei viktigaste faktorane for den aukande utryddingsfåra angitt som: tap av leveområde, introduksjon av framande artar, klimaendringar og endringar i jordbruksmetodar. Og for sjøfugl er det særleg reduksjon i fiskebestand / overfiske som blir angitt som årsak – med ein nær halvering av sjøfuglbestanden på 10 år (ref. Naturindeks for Norge i 2010).

På Miljødirektoratet si «havmiljo.no» er det registrert miljøverdi for NVG sild (dvs. norsk vårgytande sild) for Bremanger til Ytre Sula som eit «særleg verdifulle område» i perioda februar til april måned. Silda gyter ikkje her inne i havnebassenget. Søk i Miljødirektoratet si «naturbase.no» etter m.a. fylgjande aktive kartlag: «Inngrepsfri naturområde», «Verneområde», «Korallrev», «Friluftsområde», «Rødlisteartar», «Prioriterte artar» syner ingen funn / potensielle konflikter i det aktuelle området.

Verna områder i Artsdatabanken sitt Artskart for Flora kommune syner at næraste verneområda ligg i rimeleg god avstand frå omsøkte utfyllingsområde (Figur 11). Dei næraste verna områda er: Stabben Fyr (3,2 km), Nærøyane (3,5 km frå Søre Nærøy) og Nordre Nekkøya (4,4 km).



Figur 11. «Artskart» frå Flora kommune, med verna områder: areal merka med raud skravering [ref. artsdatabanken.no]

Oppsummert

Søk i Artskart frå Artsdatabanken (<http://artskart.artsdatabanken.no/Default.aspx>) syner ikkje sårbare eller trua artar i eller nær omsøkte utfyllingsområde. Området synes å vere utan direkte relevans for registrerte sårbare eller trua artar i Flora kommune. Avstand til næraste verneområde er stor (Stabben: 3,2 km).

Prøvetaking under T1 i Stranda vest og Stranda (aust) påviste dyr i alle botnprøver, med rimeleg bra artsriksdom, samt mykje makroalgar (brun/grøn/raudalgar). Funna er nærare beskrive og fotodokumentert i T1-rapport for Flora Hamn KS (Jnr. 1008-13), og for Panorama Florø (1848-13).

- Økologiske effektar

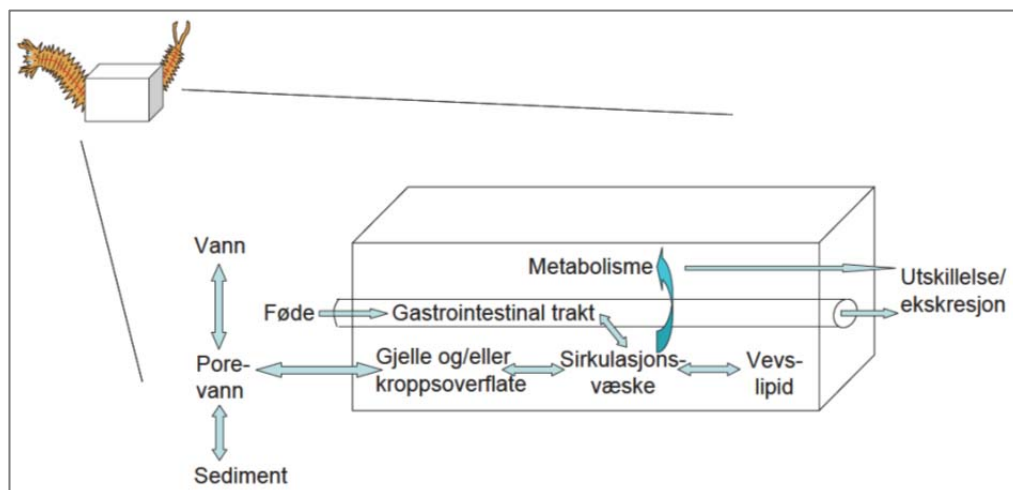
Grenseverdiar som ligg til grunn for miljøgifter i sediment (grense mellom Klifs klasse II og III for marine sediment, samt grenseverdiar for toksisitet) er allereie beskrive og vurdert i T1. Dette gjeld analyserte verdiar for både einskildprøver og gjennomsnitt er angitt i T1. Utover dette er det i metoden for T2 ikkje angitt eigne faktorar for vurdering av risiko for økologiske effektar.

Metode for gransking og vurdering om overskriding verkeleg gjer økologisk skade i den aktuelle situasjon ligg til Trinn 3 (T3). Kunnskap om sammenheng mellom miljøgiftbelastning og biologiske effektar i naturlege komplekse økosystem er generelt låg, og vurdering av slik risiko er særskilt vanskeleg og krev stor grad av fagleg skjønn.

Det er ikkje krav om full risikovurdering i området for den aktuelle utfyllinga då dette er eit moderat 'mellomstort tiltak'. Generelle biologiske effektar basert på forventa miljøgiftbelastning blir her omtalt, m.a. som basis effektvurdering på human helse.

Miljøgifter som ikkje lett let seg bryte ned kan hope seg opp i levande organismar - såkalla bioakkumulering. Mengda i den ein skilde organismen vil dermed auke ettersom ein kjem høgare opp i næringskjeda. Om ein miljøgift blir akkumulert t.d. i skaldyr, fisk eller blåskjel kan vi menneske - når vi et sjømat - bli utsett for miljøgifter som opprinneleg kjem frå sediment.

Mange miljøgifter er fettløselege og hopar seg opp i fettvev, og ein bør difor t.d. ikkje ete lever frå sjølvfanga fisk grunna innhald av PCB (ref. Mattilsynet). Andre miljøgifter, som PAH, blir raskt nedbrotte av fisken sjølv, og det er difor ikkje vanleg å finne betydelege mengder PAH i fisk. Blautdyr, som t.d. blåskjel, bryt ikkje ned PAH like effektivt, og vi kan difor få i oss PAH når vi et PAH-forureina skjel. Figur 12 syner skjematisk framstilling av PAH-akkumulering i bentiske organismar.



Figur 12. Prinsippskisse som syner ei skjematisk framstilling av PAH-akkumulering i bentiske organismar.

Miljøgransking T1 ved «Stranda vest» har berre påvist overskriding av grenseverdiar for PAH-stoff, og difor er berre denne miljøgiften omtala i det fylgjande.

PAH²

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er naturlige, stoffer som finst overalt i det marine miljø. Ulike PAH-stoff har ulike eigenskapar og virker gjennom ulike mekanismar for interaksjon med og effekt på biologiske system. Sjølv om PAH-stoff fins naturleg, så har menneskeleg aktivitet mange stader i stor grad medført auka nivå av disse stoffa i miljøet. Dei fleste forbrenningsprosesser genererer PAH, og dei er (i ulik grad) til stades i fossilt brensel (olje, gass og kull). Hovedkjelder til PAH i kystmiljø er avrenning frå urbane område, avlaupsvatn, industriutslepp, atmosfærisk avsetting, samt søl og lekkasjer (ved transport og produksjon av fossilt brensel). Metallurgisk industri er / har vore viktige punktkjelder til PAH i norske fjordar.

PAH-stoff med miljømessig betydning er moderat til høgt fettløselege. Høg fettløselegheit (låg vassløselegheit) tyder høg partikkelaffinitet, og betyr mykje for biotilgjengelegheita. Eit viktig aspekt for biotilgjengelegheit (og dermed miljøfare) av PAH i sediment er adsorpsjon til ulike faser i sedimenta, t.d. organisk karbon og sot.

Ofte er PAH-stoff i sedimenter sterkare bunde til partikkelfraksjonen enn det lineær likevektsfordeling mellom vatn og organisk karbon i partiklar skulle tilseie. Evna til partikkelbinding varierer betydeleg mellom ulike sediment / lokalitetar, og betyr at det er vanskeleg å utvikle modellar for å estimere biotilgjengelegheit av PAH i sediment. Slike modellar blir nødvendigvis konservative for å favne ytterpunktta.

For å komme inn i næringskjeda må PAH-stoff i sediment vere biotilgjengeleg, dette ved transport av løyst PAH i porevatn, diffusjon, adveksjon eller transport av partikkelbunde PAH. Det er også stor variasjon i botndyrs levesett som utgjer ulik eksponering for PAH i sediment. Nokre organismar er t.d. sediment-etare og fordøyer det som er av næringsverdi, mens andre lever i sediment og filtrerer vatnet over sedimentflata for fødepartiklar. Sjølv om organismar på ulike trinn i næringskjeda blir eksponert for og evt. akkumulerer PAH, er det ikke alltid at stoffa blir overført til høgare trinn i næringskjeda, noko som skuldast at fleire organismar - som t.d. fisk - har ein stor evne til å bryte ned og skille ut PAH-stoff.

'Bioakkumulering' i akvatiske organismar fører til auka konsentrasjon av eit kjemikalie i organismen (i høve til miljøet den lever i) gjennom alle eksponeringsveggar, slik som: opptak gjennom føde, transport over respiratoriske overflatar og kroppsoverflata generelt. Bioakkumulering er dermed ein kombinasjon av opptak gjennom føde og opptak frå vatn. PAH som er oppløyst i porevatnet i sedimentet er tilgjengelig for opptak i organismar. Biotilgjengelegheit av PAH i organismar kan ikkje generaliserast m.a. grunna stor ulikskap i fysiologi (artsforskjell i opptak og utskiljing) og levesett.

Mange effektar av PAH er påvist på fisk - frå milde til særst alvorlege. Dette er kreft, genetiske endringar, effekt på reproduksjon, vevsforandringar, vekst og utvikling, samt effekt på immunsystemet. Det er også observert endra adferd samt ei rekke biokjemiske forandringar. Sedimentkonsentrasjon av PAH omkring 1 mg/kg eller lågare kan gje effekt i fisk. Også vasskonsentrasjonar på 1 µg/l eller lågare kan gje alvorlege effektar på fiskelarvar og subletale effektar i fisk. Effekt av PAH på andre organismar enn fisk er mindre studert. Det er likevel utført sedimenttester på botnlevande organismar - då ofte overlevingsstudiar eller testar for mutagenisitet (kreftforløpare).

² Ref.: NIVA Rapport 5888-2009 / SFT TA-2583:2009

Implementering av EUs Vassdirektiv i Norge omfatter m.a. at 30 vassområde skal ha 'god økologisk status' innan 2015, og resten innan 2021. Dette omfatter også kjemisk status. EU har kvalitetskriteriar (EQS) for PAH i vassfasen, men ikkje for PAH i sediment eller i biologisk materiale.

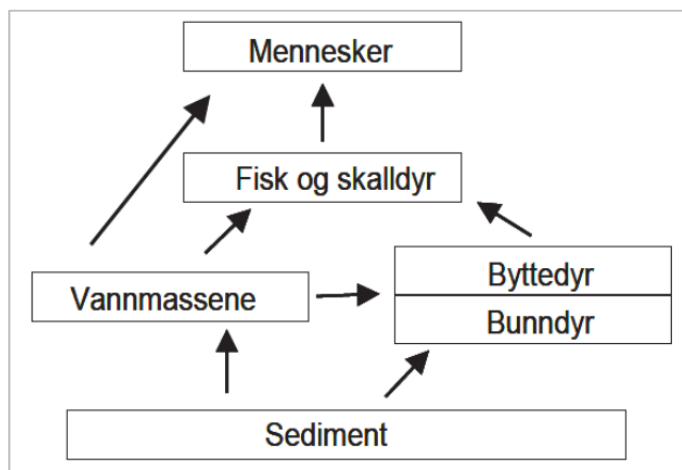
Ytterlegare vurderingar av PAH i utfyllingsområdet ville måtte inkludere ny prøvetaking og gransking av botndyrsamfunn med berekning av indeksar for diversitet m.v., samt omfattande toksisitetstestar. Dette ligg ikkje til T2 i dette prosjektet.

Oppsummering

Kunnskapen er mangelfull om biologisk tilgjengelegheit til og eventuell oppkonsentrering av PAH i næringskjeda, bioakkumulering, PAH-påverknad på botndyrsamfunn og økologiske effektar. I fisk blir PAH raskt nedbrote av fisken sjølv, og det er difor ikkje vanleg å finne betydelege mengder PAH i fisk. Blautdyr, som t.d. blåskjel, bryt ikkje ned PAH like effektivt, og vi kan difor få i oss PAH når vi et PAH-forureina skjel. Sedimentkonsentrasjon av PAH omkring 1 mg/kg eller lågare kan gje effekt i fisk. Også vasskonsentrasjonar på 1 µg/l eller lågare kan gje alvorlege effektar på fiske-larvar og subletale effektar i fisk. Effekt av PAH på andre organismar enn fisk er mindre kjent.

- Human helse

Risiko for human helse blir her vurdert, basert på 'transportvegar' til mennesker etter korleis det aktuelle området blir nytta: hamneverksemd, rekreasjon, fangst av sjømat m.v. Biotilgjengelegheit frå miljøgifta PAH i sediment til botndyr, og vidare oppover i næringskjeda - via fisk og skaldyr - til mennesket er her sentralt, jfr. Figur 13 (sjå også førre punkt: «Økologiske effektar»).



Figur 13. Prinsippkisse for spreiding av miljøgifter frå sediment til øvrige deler av økosystemet (frå TA-2583:2009).

I Norge har Mattilsynet i fleire tiår nytta kostholdsråd som tiltak i norske forureina havner og fjorder. I dag gjeld kostholdsråd for 31 geografisk avgrensa områder i havner og fjorder, og av disse har 18 kostholdsråd i tilknytning til PAH: Farsund, Fedafjorden, Stavanger, Sandnes, Karlsundet, Saudafjorden, Årdalsfjorden, Sunndalsfjorden, Hommelvik, Trondheim, Brønnøysund, Sandnessjøen, Ranfjorden, Narvik, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg (Økland 2005).

Benzo[a]pyren (BaP) er eit av dei best undersøkte og mest potente kreftframkallande PAH-stoffa. IARC (International Agency for Research on Cancer) har klassifisert BaP i gruppe 1 (dvs. kreftframkallande for mennesker). Det er truleg ikkje mogleg å finne nokon nedre terskelverdi for kreftrisiko etter eksponering for kjemiske sambindingar som er både mutagene og kreftframkallande, noko som betyr at ein kvar dose medfører ein viss grad av risiko.

EFSA (European Food Safety Authority) vurderte PAH i matvarer i 2008 (EFSA 2008), og konkluderer m.a. med at BaP aleine gir eit svakt grunnlag for risikovurdering, og at 8 (PAH8) eller 4 (PAH4) PAH-stoff bør vere inkludert. Disse er:

- PAH8: benzo[a]pyren, benzo[a]antracen, benzo[b]fluoranten, benzo[k]fluoranten, benzo[ghi]perylen, krysen, dibenz[a,h]antracen og indeno[1,2,3-cd]pyren.
- PAH4: benzo[a]pyren, krysen, benzo[a]antracen og benzo[b]fluoranten.

Av disse (både PAH8 og PAH4) er det i utfyllingsområdet påvist høgast verdiar i sediment frå stasjon V1 (lengst mot nordvest). Denne stasjonen (V1) har Tilstandsklasse IV og V for alle disse PAH-stoffa, forutan for dibenzo[a,h]antracen der alle stasjonar har Tilst.klasse II (og I: S4).

Gjennomsnittsverdiar av BaP for alle stasjonar (både V1-V3, og V1-V3+S4) syner imidlertid at området er i Tilstandsklasse III. For ytterlegare detaljar: Tabell 4 i T1-rapporten (J.nr.1848-13).

Grunna mutagene eigenskapar i stoffgruppa er det ikkje satt nokon TWI-verdi (tolerabelt ukentleg inntak) for PAH. Mattilsynet i Norge har likevel vedteke tiltaksgrense for B(a)P i blåskjel på 5 µg/kg (våtvekt). Følgjande andre grenseverdier i matvarer er relevante for B(a)P (frå Commission regulation No 1881/2006 (EC 2006)):

- Fiskemuskel (anna enn røykt fisk): 2,0 µg/kg våtvekt
- Krepsdyr og blekksprut (anna enn røkt; ikkje brunt kjøtt frå krabbe, eller hovud- og thorax-kjøtt frå hummer): 5,0 µg/kg våtvekt
- Muslinger: 10,0 µg/kg våtvekt

Viktigast i det marine miljø er såkalla Petrogen og Pyrogen PAH. Pyrogen PAH er danna ved rask ufullstendig forbrenning av organisk materiale, ved høg temperatur (ca 700°C). Kulltjære, kreosot og andre treimpregneringsmidler er viktige kjelder til pyrogen PAH i det marine miljø. Petrogen PAH blir danna særst langsamt (mill. av år) frå fossilt brensel, og kjem ut i det marine miljø ved at olje naturleg siv ut frå havbotnen, ved erosjon av kull og skifer, frå kullkraftverk og ved div. oljesøl.

PAH som er assosiert med sedimentpartiklar kan transporterast ved at partiklane blir virvla opp i vassmassane som følge av omrøring i botnvatnet. Leirpartiklar er særst små og bidreg mest til transport av partikkelbundne miljøgifter, og er også den partikkelfraksjonen som held seg lengst suspendert i vassøyla etter oppvirvling.

Desto lenger tid kontaminanten (her PAH) ligg i kontakt med sedimentet, desto lavere blir biotilgjengeligheta, noko som blir kalt 'ageing' (Leppanen & Kukkonen 2000). Dette inneber at i område med «eldre» PAH-ureiningar vil risiko for biologisk tilgjengelegheit til næringskjeda vere lågare.

Berekning av fluks av miljøgifter frå sedimentet til øvrige delar av økosystemet på basis av allmenngyldige konstantar og koeffisientar ligg til Trinn 2, men grunna forenkla opplegg er dette ikkje utført. Transportvegane er forenkla illustrert i Figur 12 og 13. Slike spreingsmekanismer er diffusjon forsterka av bioturbasjon (biodiffusjon), oppvirvling/erosjon med fokus på effekt av skipspropeller (evt. utfylling), samt akkumulering i botndyr med transport gjennom næringskjeda. Berekna flukser og resulterande konsentrasjonar i ulike medier kan nyttast til å bedømme grad av spreing og konsekvensar for miljø og human helse. Kobling mellom sedimentnivå og helserisiko blir nytta så til å berekne dei miljøgiftnivåa i sedimentet som sikrer at fastsatte grenseverdier for humant inntak av miljøgiftane ikke blir overskride.

Ved tilbakerekning frå grensa for humant inntak fører benzo(a)pyren si kreftfremkallande verknad til ei særst låg grense for stoffet i sediment (7 µg/kg sediment). Samtidig er den økologiske effektgrensa relativt høg (øvre grense for Klasse II: 420 µg/kg sediment). Dette inneber at sedimenta i mange tilfeller vil ha akseptabel risiko for benzo(a)pyren i Trinn 1, mens risiko for human helse i Trinn 2 vil være uakseptabel for same stoff. Dette strid mot prinsipp om at Trinn 1 skal være meir konservativ enn Trinn 2, men samstundes påpeiker rettleiaren at Trinn 1 bare omhandler økologisk risiko, og at ei vurdering av risiko for human helse normalt ligg til Trinn 2.

Ofta kan slike vurderingar i Trinn 2 gje urealistisk høg risiko, eller at vurderinga på anna vis ikkje gjenspeglar verkeleg risiko. Miljøgifter i sediment kan vere mindre biotilgjengelige enn fordelingskoeffisientane tilseier ('aging' m.v.), reell fluks til andre delar av økosystemet kan vere lågare enn berekna, eller konsum av lokal sjømat er annleis enn føresett. Slike lokale granskingar ligg til Trinn 3 i risikosystemet å handsame.

Oppsummering

PAH-stoffet benzo[a]pyren (BaP) er grundig undersøkt, er truleg det mest potent kreftfremkallande, og er klassifisert i gruppe 1, dvs. kreftframkallande for mennesker. Det er vanskeleg å finne nedre terskelverdi for kreftrisiko etter eksponering, dvs. at kvar dose medfører ein viss grad av risiko. For gjennomsnittsverdiar av BaP for alle stasjonar (både V1-V3, og V1-V3+S4) tilseier at utfyllingsområdet er i Tilstandsklasse III.

Tilbakerekning frå grense for humant inntak fører til at benzo(a)pyren si kreftfremkallande verknad gjer ei særst låg grense for stoffet i sediment (7 µg/kg sediment), samtidig som den økologiske effektgrensa er relativt høg (øvre grense for Klasse II: 420 µg/kg sediment). Trinn 2 vurdering av risiko for human helse er her utført forenkla, og er i basert på vurdering av området si bruk i høve til direkte og indirekte human eksponering, samt vurdering av om utfylling av området – med påfølgande oppvirvling, suspensjon og resedimentering av dei finaste partiklar med miljøgifter (herunder primært PAH) lokalt ikkje fører til uakseptabel og forauka ureiningsspreiing (jfr. risikoanalysa i neste punkt).

I Norge har Mattilsynet gitt spesifikke kostholdsråd for 18 havner og fjorder i tilknytning til PAH-ureining, grunna risiko for human helse ved lokal fiske og fangst. PAH-verdiane i området ved Stranda tilseier ikkje behov for slike kostholdsråd. Basert på ei førebyggande, «føre-var» og konservativ vurdering bør likevel ikkje fisk eller krepsdyr (sjøkreps, krabbe, hummer) fangast til humant konsum i eller i umiddelbar nærleik til slike hamneområder. Generelt vil dette også gjelde for Stranda-området.

Ein syner for øvrig til risikovurderinga som er omhandla i eit særskilt punkt.

- Risikoanalyse / rangering av miljørisiko

Miljørisiko er ein funksjon av sannsynlegheit for at ei hending (t.d. spreining av miljøgifter) vil skje og miljøkonsekvensen gitt ei slik hending.

Miljørisiko = sannsynlegheit for hending x miljøkonsekvens

Metode for berekning / rangering av miljørisiko er basert på fylgjande trinn (NTNU 2010)³:

- 0) analyseforbeuing, avgrensing og metode
- 1) avdekking av uønska hendingar
- 2) analyse av sannsynlegheit og konsekvensar
- 3) vurdering av risiko
- 4) forslag til risikoreduserande tiltak

Miljørisikoanalyse skal sikre at miljøomsyn blir teke ved gjennomføring av planar og tiltak, og er eit verktøy for å forbygge mot forureining. Analysa kan vere eit hjelpemiddel for å samanlikne ulike risikoer ved vurdering av om risikoreduserande tiltak er naudsynt, og identifisere deler av prosessar der risikoreduksjon kan være mest effektivt. Tilhøvet mellom risikoanalyse og føre-var-prinsipp kan også vere vanskeleg: kor "føre-var" ein skal vere.

Grenseoverskriding av miljøgifter tilseier at sediment i området pr. definisjon utgjer ein «miljørisiko», og er dermed ikkje ein «ubetydeleg risiko». Overskriddinga er kvalitativt / kvantitativt likevel «moderat» og gjeld berre PAH-stoff. Utfyllingsprosjektet er imidlertid eit moderat «mellomstort tiltak» (inntil 14 000 m² areal), som ligg i eit urbant miljø (hamnområde), utan rekreasjonsaktivitetar i form av bading og fangst / fiske. Risikoanalysa før utfylling i dette «miljørisiko-området» kan difor utførast noko forenkla, men vil bli rangert etter miljørisiko basert på funn under T1, samt berekningar og vurderingar under T2.

0. Metode og analyseavgrensing

Risikovurderinga vil arealmessig vere avgrensa til utfyllingsområdet og det næraste influensområdet til dette. Influensområdet vil vere definert på utført spreingsanalyse. Miljøgifter i sediment i utfyllingsområdet, hydrografi- og straumtilhøve, vurdering av tilsvarande miljøtilstand i omkringliggende område vil vere inkludert. Akseptkriteriar er grenseverdier for PAH i sediment og akutt PAH-forureining i vatn (der slike finnast). Der informasjon er mangelfull skal «føre-var» prinsipp leggest til grunn. Eventuelle tiltak må likevel vere hensiktsmessige og rimeleg kostnadseffektive.

1. Avdekking av uønska hendingar

Dumping av fyllmassar vil medføre oppvirvling av dei finaste kornfraksjonar frå botnsedimentet i utfyllingsområdet. Omfang av spreinga vil avhenge av mengde finstoff (med miljøgifter) som går i suspensjon, og rekkevidda av dei suspenderte partiklane før dei sedimenterer. Uansett vil fortyninga auke med avstand frå fyllstaden, og vil raskt komme under grenseverdier for akutt ureining. Spreining av miljøgifter frå utfyllingsområdet ved dumping av fyllmassar her er ei hending som ein ynskjer å unngå. Særleg dersom influensområdet på noko vis er sårbart og utan slike miljøgifter.

³ «Miljørisikoanalyse – Regelverk, teori og metoder», NTNU juni 2010, som m.a. inneheld referanse til: «Risikoanalyse – teori og metoder», Rausand, M. og Utne, I. B. 2009.

2. Sannsynlegheit og konsekvensar

Spreiingsanalysa (ref. eige punkt) er viktigaste reiskap for vurdering av sannsynlegheit for at den nemnde uønska hendinga skal inntreffe. Konklusjonen i spreiiingsanalysa er at store partiklar uansett vil sedimentere nær området dei kjem frå, mens dei aller minste partiklane kan sedimentere mange hundre meter unna utfyllingsstaden – avhengig av m.a. straumtilhøve og botndjup. Konkret syner analysa at «suspensjonsskya» sannsynlegvis vil stige til om lag 4,5 m over botn, med ei rekkevidde på om lag 10 m, og at fortynninga utanfor denne radius er så stor at det vil oppfylle aktuelle kriteria for akseptabel vasskvalitet for PAH (akseptkriteriar).

Tidlegare granskingar i Stranda-området (mot aust) har synt om lag tilsvarande for PAH- nivå i sediment som innafor utfyllingsområdet. Verdiane av PAH-nivå i sedimentprøvene i området (totalt frå 8 stasjonar) er rimeleg jamne, og indikerer at det er sannsynleg at PAH-nivåa er om lag tilsvarande også vest for utfyllingsområdet.

Konsekvensen av utfylling utan særlege tiltak blir dermed at PAH kan tilførast nærområdet kring utfyllingsområdet, men at dette allereie er ureina av PAH i same storleiksorden. Vidare vil konsekvensen vere liten av at dei finaste partiklane (med PAH) kan spreiaast utover nærområdet, då fortynningseffekten vil medføre at denne resedimenteringa vil bestå av små mengder, med lite PAH-innehald. Sjølv med ein 5-dobling av det berekna influensområdet (dvs. 50 m) – basert på ein «føre-var» tankegang – vil den miljømessige risiko vere akseptabel.

Ein positiv konsekvens av utfyllinga er at etter utfylling vil sedimenttilstanden under den nye steinfyllinga bli stabilisert, slik at omfang av diffusjon og bioturbasjon vil bli redusert til eit minimum.

3. Vurdering av risiko

Spreiingsanalysa syner at resedimenteringa ikkje vil bidra til auka konsentrasjon av PAH i sediment i hamneområdet. Dersom små PAH-holdige partiklar sedimenterer på botn i ytterkant av hamneområdet, kan dei utgjere eit lite bidrag – forutsett at PAH-konsentrasjonen i sediment her er lågare enn lenger inne. Ingen delar av hamneområdet er nytta til rekreasjon i form av bading, fangst og fiske, og risiko for spreiiing av PAH frå utfyllingsområdet (i slike minimale / fortynna konsentrasjonar) er dermed vurdert å vere miljø- og helsemessig ubetydeleg. Ein finn dermed at risikoen til angitte uønska hendingar ikkje vil overstige angitte akseptkriteriar.

4. Forslag til risikoreduserande tiltak

Eventuelle risikoreduserande tiltak skal vere hensiktsmessige, samstundes som omfang og kostnad av tiltaka bør stå i rimeleg forhold til dei konsekvensar og den miljø- og helsemessige risiko som den uønska hendinga eventuelt kan forårsake. Tiltak kunne vere å hindre dei finaste sedimentfraksjonane å gå i suspensjon ved å tildekke botn t.d. med ein geotekstilduk før utfylling. Legging av slik duk vil medføre noko bevegelse av sedimentet, med tilhøyrande oppvirvling av dei finaste sedimentfraksjonane. Eit alternativ kunne vere å halde dei suspenderte vassmassane innanfor utfyllingsområdet ved å nytte t.d. siltskjørt, som teoretisk sett kan fungere som ein vertikal vegg omkring utfyllingsområdet og dermed halde «suspensjonsskya» på innsida. Her vil dette ikkje vere praktisk gjennomførbart, idet ein ikkje kan stenge av området med ein slik vegg: lekteren med dumpingsmassar må uhindra komme inn og ut av utfyllingsområdet. Florø hamn er dessutan rimeleg eksponert frå nordvest, og ved uvêir frå den retninga vil det bli satt opp rimeleg store bølger i området. Kostnaden med legging av geotekstilduk på botn kan truleg ikkje forsvare den minimale miljøgevinst ein i dette tilfelle vil kunne få – jfr. det avgrensa potensialet for spreiiing som spreiiingsanalysa har berekna og sannsynleggjort.

I samband med utfyllinga vil ein tilrå at det vert utført ei viss overvaking, t.d. ved at det på faste stasjonar i nærsona omkring utfyllingsområdet blir utført prøvetaking og analyse av partikkelkonsentrasjon i vassmassane. Slik måling kan utførast med CTD-sonde påmontert turbiditetsmålar, og bør inkludere prøvetaking like i forkant av utfylling for å finne normale turbiditetsverdiar (som vil variere betydeleg med årstid). Måleseriar over minimum 2 feltdagar bør utførast i løpet av utfyllingsperioda. Slik oppfølging bør avtalast og planleggast i god tid før oppstart.

- Tiltak

Risikoanalysa (pkt. 4) konkluderer med at det ikkje vil vere hensiktsmessig å iverksette spesielle tiltak i samband med utfyllinga. Kostnaden med t.d. legging av geotekstilduk på botn kan truleg ikkje forsvare den minimale miljøgevinst ein i dette tilfelle vil kunne få – jfr. det avgrensa spreingspotensialet og den minimale miljøkonsekvensen av dette som spreingsanalysa har berekna og sannsynleggjort.

- Overvaking

Under sjølve dumpinga kan det på faste førehandsdefinerte stasjonar innafor og like utanfor influensområdet takast måling av partikkelkonsentrasjon (turbiditet) med profilerande CTD-sonde. I samband med overvaking av turbiditet under utfyllinga bør nokre måleseriar takast like før oppstart av utfylling for å avdekke normaltilstand på dette tidspunkt (jfr. årstidsvariasjonar m.v.).

Ein føreset at steinmassane ved utfylling ikkje inneheld betydelege mengder små partiklar, slik at partiklar i vassmassane ved utfylling i all hovudsak kjem frå sedimentoppvirvling.

I samband med sonde-målingane kan eventuelt også prøver av sjøvatn takast med vasshentar. Dette for verifisering av felt-analysane med sonde, og ved behov/ynskje kan evt. også PAH-innhald i vatn analyserast.

Resultata nyttast primært til overvaking og evt. også som input til utførte berekningar.

Dersom det i hensiktsmessig posisjon praktisk let seg gjere å montere ein eller to straummålare, kan disse vere utplassert medan utfyllinga pågår. Måledata frå kan m.a. bidra til å tolke resultat frå overvakingsmålinga i vassøyla. Slik straummåling kan imidlertid vere problematisk i dette relativt trafikerte hamneområdet, og kan innebere ein vesentleg risiko for skade på instrument.

VEDLEGG: SPREIINGSANALYSE

Forord

Miljøgransking i området Stranda vest i Florø er utført for Panorama Florø av Fishguard Måløy (tidl. Fjord-Lab) i samband med at området er omsøkt utfyllt med massar frå utsprenging av innseglinga til Florø (Kystverket). I Trinn 1 er det påvist miljøgifter i botnsediment i området som overskrider grenseverdier for «økologisk risiko» (PAH), og området utgjør dermed pr. definisjon ein «miljørisiko». Trinn 2 vurdering skal difor utførast. Gjennomføring av slik T2-gransking er lagt opp i samarbeid med Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, miljøvernavdelinga. Spreiingsanalyse er del av T2, og er utført av Molvær Resipientanalyse, i samarbeid med Fishguard Måløy. Utdrag av denne rapport er inkludert i hovedrapport for T2 (Fishguard Måløy, J.nr. 0143-14).

Vi retter stor takk til Jarle Molvær ved Molvær Resipientanalyse for godt fagleg, smidig og effektivt samarbeid, samt grundig og dyktig gjennomført spreingsanalyse.

Måløy den 07.02.2014
Jan Arne Holm

Innhold

Sammendrag	3
1. Bakgrunn og formål	4
2. Topografi og bunnforhold	4
3. Metodikk og data	4
3.1 Problembeskrivelse	4
3.2 Metodikk og data for beregning av partikkelspredning og konsentrasjon ved dumping av steinmasser	6
4. Resultater og vurderinger	11
4.1 Høyden på skyen med oppvirvlede partikler	11
4.2 Beregninger av fortykning og konsentrasjon	11
4.2.1 Fortykning	11
4.2.2 Konsentrasjon av PAH i vannmassen omkring utfyllingen	12
5. Oppsummering og konklusjon	12
6. Litteratur	13
Vedlegg A. PAH-kriterier for akutt toksisitet.	14
Vedlegg B. Analyse av PAH i sediment	14

Sammendrag

Kystverket planlegger utdyping av skipsleia inn til Florø hamn. Utdypinga vil bli utført ved sprenging av fjell på sjøbunnen, oppgrabbing og vekkfrakting til utfyllingsstedet. Frakting av masse vil foregå på lekter med bunnluker. Utfyllingen skal skje i området Stranda Vest med dumping av masse fra lekteren.

Formålet med undersøkinga i fyllingsområdet er å studere oppvirvling, transport og eventuelle effekter av partikler og forurenset stoff fra bunnsedimentene under en slik utfylling.

Det er ingen standard metode for beregning av hvilke mengder partikler som blir virvlet opp ved massedumping fra lekter eller utfylling fra land. Viktige faktorer er bl.a. størrelsen av steinen som brukes, bunn-dypet og - i dette tilfellet særlig type bunnsediment i utfyllingsområdet (stein, grus, sand, silt eller leire). Ved utfylling på stein, grus og sand er oppvirvling og spredning av partikler langt mindre enn ved dumping på en bunn med leire og silt. I praksis blir ofte størrelsen av influensområdet bestemt ved en kombinasjon av beregning, skjønn og overvåking.

Undersøkelser av sedimenter og observasjoner av dykker gir grunnlag for å anta at bare omkring 5 - 10 % av bunnarealet inneholder fine partikler (fin sand, silt, leire) i slike mengder at de kan virvles opp og påvirke vannkvaliteten relativt lenge etter dumping av masse. Bunnsedimentene er analysert for innhold av miljøgifter med fokus på PAH-forbindelser og tributyltinn (TBT), men også for metaller og PCB. På de fire prøvepunktene ble det funnet relativt høye konsentrasjoner av PAH, mens konsentrasjonene for de andre stoffene var lave.

For beregning av spredning av partikler og tilhørende konsentrasjon av PAH når masse deponeres fra splittlekter over en strekning på 30 m er det brukt modellen Visual Plumes. Konsentrasjonen sammenlignes med akseptkriterier for PAH i vann.

Akseptkriteriene ble innfridd innen en avstand på 10 m fra utfyllingsområdet.

Datagrunnlaget er av varierende kvalitet og gjør at beregningen måtte gjøres med flere antakelser/forutsetninger. Samlet sett er det liten sannsynlighet for at utfyllingen skal medføre forurensingsproblemer pga. spredning av PAH utenfor noen få titalls meter fra utfyllingsområdet. Vurderingene er foretatt i forhold til konsentrasjonen for akutt toksisitet. Eksponeringen mot høye PAH-konsentrasjoner vil være så kortvarig og forekomme med så lange intervall (timer) at vurdering mot denne konsentrasjonen betyr også god margin i forhold til en reell eksponering.

1. Bakgrunn og formål

Kystverket planlegg utdyping av skipsleia inn til Florø hamn («mudring»). Utdypinga vil bli utført ved sprenging av fjell på sjøbotnen, oppgrabbing og vekkfrakting til utfyllingsstad på leker med botnluker. Det private selskapet Panorama Florø i ynskjer å nytte mudringsmassa til utfylling i sjøområdet Stranda vest (B16/B17 - ref. gjeldande kommuneplan). iVest Consult AS bistår med prosjektering m.v.

Fjord-Lab (no Fishguard Måløy) har på oppdrag frå Panorama Florø av 02.10.2013 utført miljøgransking i sjøområdet der steinmassane er planlagt utfylt (sjå **Figur 1** og **Figur 2**). Miljøoppdraget var avgrensa til «Trinn 1» (T1), og er beskrive i brev frå Fjord-Lab av 26.09.2013.

Rapport frå miljøgranskinga under T1 ble sendt Panorama Florø den 23.1.2014. T1-granskinga syner miljøgifter i sediment med overskriding av grenseverdier. Området utgjer dermed pr. definisjon ein miljørisiko, og T2 skal utførast. Overskridingane er små/moderate og gjeld berre for PAH-stoff. Om lag tilsvarende overskriding er nyleg påvist i aust, like utanfor utfyllingsområdet.

Føremålet med T2 er ei vurdering av den risiko som utfyllinga kan medføre for spreiding av ureining (PAH) til området omkring deponiområdet.

2. Topografi og bunnforhold

Området som skal fyllast ut er totalt ca 14000 m² (botnareal, målt ved fyllingsfot), **Figur 1**. I utfyllingsområdet er det frå 7 m til 11 m djupt, med størst djupne i midtre / nordre del av utfyllingsområdet.

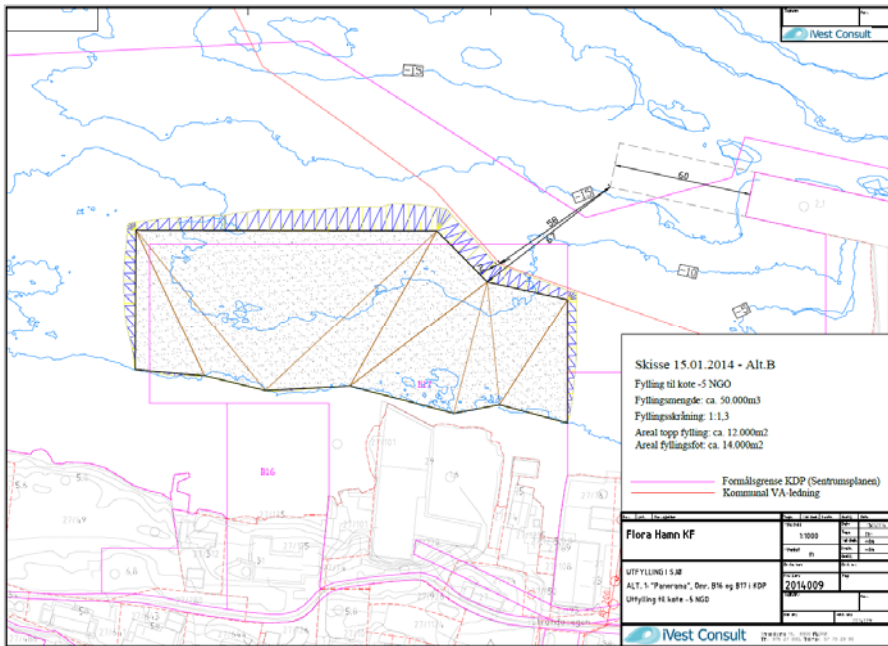
Sedimentet er generelt lyst, luktfritt og grovt, med skjelsand, grus og noko stein. Dette indikerer lite organisk belastning, gode straum- og oksygentilhøve ved botn. For øvrig er store deler av botn dekkja av makroalgar: i hovudsak store bladforma / trådforma brunalgar, nokre bladforma / trådforma grønalgar, samt ulike mindre raudalgar. For nærmeres beskrivelse av bunnforhold og sedimentar henvises til Holm (2013b) og Holm (2014).

3. Metodikk og data

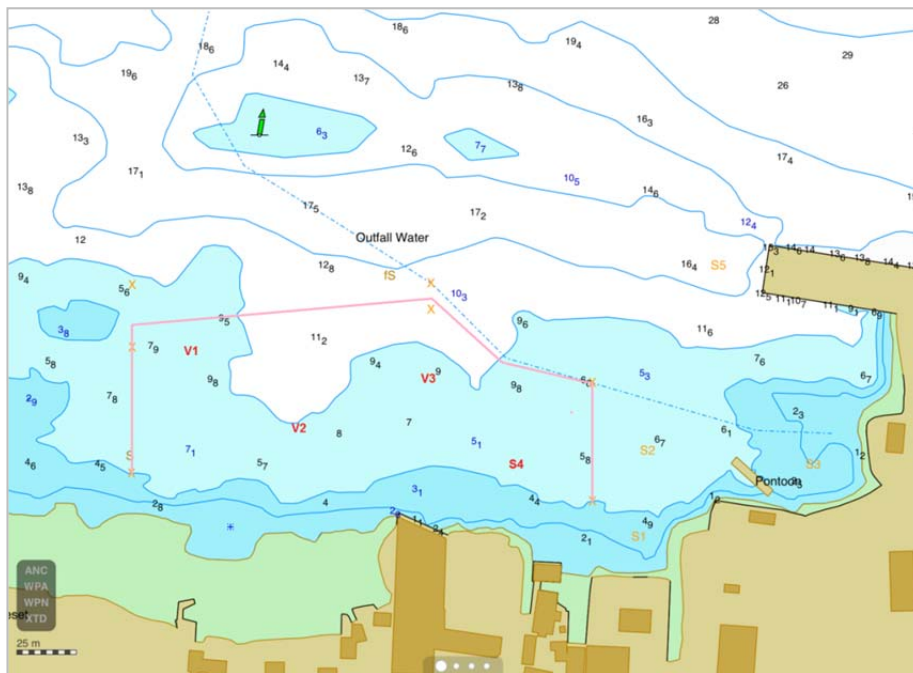
3.1 Problembeskrivelse

Ifølge opplysningar fra iVest Consult er det sannsynlig at det meste av utfyllingen vil foregå ved at stein dumpes fra splittleker som kan være omkring 30 m lang og bredde 6 m. Dybde 2 m med last, og den kan fylle opp til 4 m under vannflata. Det kan bli aktuelt å grave tilbake noe av disse massene og opp på land.

Det forutsettes at utfyllingsmassen er praktisk talt uten finstoff. I utfyllingsområdet består bunnen i hovudsak av fjell, sand, grus og stein, men også noe leire og silt. Når utfyllingsmasser lander på bunnen vil silt-leire-sand virvles opp og partiklene spres med strømmen før de igjen synker til bunns. I dette ligger et potensiale for spredning av forurensede stoffer. Sedimentundersøkelsene påviste relativt høye konsentrasjoner av PAH og det er dermed spredning av disse stoffene som kan utgjøre ein miljørisiko.



Figur 1. Kart med inntegnet utfyllingsareal til kote -5 m: topp fylling: ~12 000 m², fyllingsfot: ~14 000 m² [iVestConsult, 15.01.2014].



Figur 2. Planlagt utfyllingsområde for «Stranda vest (B16 / B17)». Rosa linje viser fyllingsfot mot vest, nord og øst, og er i hovedsak på 7 – 11 m dyp. Prøvestasjoner i området er merka: V1, V2, V3, S4. [iSailor ver.1.5.7 Transas Marine Ltd. / JAH].

3.2 Metodikk og data for beregning av partikkelspredning og konsentrasjon ved dumping av steinmasser

Partikkelstørrelsen

Det er mest stein, grus og sand i utfyllingsområdet, men også noe silt og leire. Kornfordelingsprofiler viser fordelingen av kornstørrelser i sedimentet (**Tabell 1**) og er viktige for vurdering av potensialet for suspensjon og spredning ved utfylling. Partikler med diameter ≥ 2 cm (grus, stein) er tatt ut og veid før analyse (gjelder for V1).

Det er leire, silt og svært fin sand som har størst potensiale for spredning i vannmassen, og på stasjonene V1, V2 og V3 utgjorde disse partikkelstørrelsene ca. 21%. I tillegg nevnes at i et tidligere prosjekt (Holm, 2013b) ble tatt en sedimentprøve i samme område (stasjon S4) der leire og siltfraksjonen bare utgjorde 3,3%.

Tabell 1. Sediment med fordeling av partikkelstørrelser (stasjonene er vist i **Figur 2**).

Stasjon	Leire og silt: < 63 μ m:	Svært fin sand: 63-125 μ m	Fin sand: 125-250 μ m	Medium sand: 0,25-0,5mm	0,5 - 1 mm	1 - 2 mm	2 - 4 mm	> 4 mm
V1	10,5 %	10,5 %	17,0 %	30,5 %	15,9 %	7,8 %	4,3 %	3,5 %
V2	11,4 %	10,5 %	19,7 %	23,7 %	15,5 %	10,0 %	6,1 %	3,2 %
V3	11,4 %	10,0 %	19,2 %	25,5 %	12,7 %	7,3 %	5,1 %	8,8 %
Snitt	11,1 %	10,3 %	18,6 %	26,6 %	14,7 %	8,4 %	5,2 %	5,2 %

Beregning av mengden partikler som virvles opp

Det er ingen standard metode for beregning av hvilke mengder partikler som blir virvlet opp ved massedumping fra lekter eller utfylling fra land. Viktige faktorer er bl.a. størrelsen av steinen som brukes, bunndypet og - i dette tilfellet særlig type bunnsediment (stein, grus, sand, silt eller leire). Ved utfylling på stein, grus og sand er oppvirvling og spredning av partikler langt mindre enn ved dumping på en bunn med leire og silt. I praksis blir ofte størrelsen av influensområdet bestemt ved en kombinasjon av beregning, skjønn og overvåking.

Av et utfyllingsareal på 14000 m² viste dykkerundersøkelsen og analysene av sedimentene (Holm, 2014) at det her er mest grus og stein, og trolig bare mindre områder/lommer med sand og finere sediment. I tillegg – og dette har trolig også vesentlig betydning for oppvirvling av partikler – er en stor andel av bunnsarealet i området dekket av makroalger. Vi antar at dette er positivt da dette laget av alger vil dempe/forhindre oppvirvling av fint sediment når utfyllingsmasser dumpes over bunnen.

Dermed er det mange faktorer som varierer og vi vil anslå at innen utfyllingsarealet er omkring 5-10% av bunnen dekket av finstoff (silt, leire, finsand) som kan virvles opp ved utfylling. Tar man i betraktning at mange av disse små gropene med finstoff er overdekket av makroalger er sannsynligvis det reelle arealet der oppvirvling av finpartikler vil skje er i størrelsesorden 5% av totalen, eller 700-800 m².

Antar vi videre at laget med finstoff i disse gropene har en tykkelse på 5-10 cm, gir dette et volum i størrelsesorden 35-70 m³. Tørrestoffinnholdet i prøvene er bestemt til 54-58 %, som betyr at gropene inneholder ca. 20-40 m³ regnet som tørrestoff. En stor andel av dette er relativt store partikler. Som nevnt ovenfor fokuserer vi på små partikler og vil anslå andelen til ca. 20% (jfr. Tabell 1), som da tilsvarer 4-8 m³ som ligger spredt i utfyllingsområdet.

Konsentrasjon av PAH i partiklene

Som beskrevet i T1 (Holm 2014) er det PAH-forbindelser som overskrider grenseverdiene for sediment. For PAH er det i liten grad utarbeidet endelige kriterier for vannkvalitet, men vi vil bruke resultatene fra to nylige norske studier (Bakke et al. 2011, og Weideborg et al. 2012). Sistnevnte rapport har vært på høring og endelig utgave foreligger ikke. I disse rapportene er oppgitt konsentrasjoner både for kronisk påvirkning og akutt toksisitet. Ved dumping av masser og påfølgende kortvarige oppvirvling - med timers mellomrom - er det riktigst å bruke kriteriet for akutt toksisitet. I Vedlegg A er kriteriene for akutt toksisitet vist for de aktuelle PAH-forbindelsene og Vedlegg B viser hva som ble påvist i sedimentene. Med utgangspunkt i hvilke stoffer som overskrider akseptkriterier for sedimenter og som har lave vannkonsentrasjoner for akutt toksisitet, valgte vi Chrysen, Benzo(a)pyren, Indenol(1,2,3-cd)pyren og Benzo(ghi)perylene for videre beregninger.

PAH assosiert med sedimentpartikler kan transporteres ved at partiklene virvles opp i vannmassene som følge av omrøring av bunnvannet. Leirpartikler (små partikler) bidrar mest til transport av partikkelbundne miljøgifter og er den partikkelfraksjonen som holder seg lengst suspendert i vannsøylen etter oppvirvling.

For å illustrere hvilke mengder av forurensende stoffer som ligger i den fine fraksjonen av sedimentene ($4-8 \text{ m}^3$) kan vi beregne mengden for en typisk størrelsesorden av konsentrasjon. Vi antar at dette er mineralpartikler med egenvekten ca. 2800 kg/m^3 : En konsentrasjon på 1 mgPAH/kg tørrstoff tilsvarer ca. 10-20 gPAH i finstoffet. Dette er en relativt liten mengde og fordi utfyllingen skjer gradvis og over flere uker vil bare en liten andel av dette bli oppvirvlet ved en enkelt dumping av masse. Og bare inntil bunnen er tildekket av masse. Deretter vil ikke massedumping medføre oppvirvling av forurenset bunnsediment.

Beregning av partiklenes synkehastighet

For beregning av spredningen av oppvirvlede partikler må vi kjenne hvor raskt de synker ned gjennom vannmassen. Vi bruker Stokes' lov for partiklers synkehastighet i en væske:

$$V = \frac{d^2(\rho_s - \rho_w)g}{18\mu}$$

V	=	hastighet av partikkelen i vann
d	=	partikkeldiameter
ρ_s	=	partikkelens tetthet
ρ_w	=	væskens tetthet
μ	=	væskens dynamiske viskositet = $\nu \cdot \rho_w$ hvor

$$\text{m}^2 \text{m s}^{-2} \text{ kg/m}^3$$

Kilde ITTC: Kinematisk viskositet for sjøvann (saltholdighet 35) ved temperatur 10°C er ca. $1.35 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, og med tetthet $\rho_w = 1025 \text{ kg m}^{-3}$ blir dynamisk viskositet ca. $1.38 \cdot 10^{-3} \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Dette gjelder ved laminær strøm rundt partikkelen. Kriteriet for det er at Reynolds tall

$$\text{Re} = \frac{\rho_w V d}{\mu}$$

er under en viss grense. Hastigheten stemmer svært godt når $\text{Re} < 0.1$, og med ca. 10 % nøyaktighet for $\text{Re} = 1$. Dynamisk viskositet for vann ved 20°C er ca. 1 centipoise = $0.001 \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$. For sjøvann med saltholdighet ca. 35 og temperatur 10°C er viskositeten i følge en kilde $1.38 \cdot 10^{-3} \text{ kg/(ms)}$. Med $\rho_s = 2800 \text{ kg m}^{-3}$ og $\rho_w = 1026 \text{ kg m}^{-3}$ blir hastigheten som funksjon av partikkeldiameteren som i

Tabell 2. Merk at partikler med størrelse < 0,063 mm utgjorde bare 10-11 % av prøvematerialet, dvs. en liten andel.

Tabell 2. Partiklers synkehastighet i stillestående sjøvann beregnet med Stokes formel, med data som beskrevet ovenfor. Hastigheten er beregnet for høyeste størrelse i hvert intervall.

Beskrivelse	Diameter, mm	Synkehastighet	
		m/time	m/minutt
Fin sand	0,125-0,250	155	2,6
Svært fin sand	0,063-0,125	39	0,6
Silt	0,02-0,063	10	0,16
Leire	<0,020	1	0,02

Hydrografiske data

Den vertikale spredningen av partikler påvirkes av sjiktningen i vannmassen. Hydrografiske data fra området er ikke kjent. Her er ingen ferskvannstilførsler av betydning og det er nærliggende å anta at sjiktningen er svært svak. Mellom overflata og 8 m dyp bruker vi en vertikalprofil med temperatur 10°C i hele vannsøylen. Den vertikale sjiktningen er svak, med saltholdighet 32,5 i overflata, 32,8 i 2 m dyp og 33 i 8 m dyp.

Strømforhold

Våren 2013 ble gjort strømmålinger nær bunnen i to posisjoner utenfor Stranda, litt øst for utfyllingsområdet. **Tabell 3** sammenfatter resultatene for strømhastighet, og beregningene av partikkelspredning gjøres med hastighetene 1 cm/s, 2 cm/s og 4,4 cm/s. For en detaljert beskrivelse av resultatene henvises til Fjord-Labs rapport om disse (Holm, 2013a).

Tabell 3. Statistikk for strømmålingene i april-mai 2013.

Posisjon	Gjennomsnitt, cm/s	10-persentil, cm/s	90-persentil, cm/s
Stranda vest	1,7	1	3
Stranda nord	2	1	4,4

Beregning av partikkelspredningen

Spredning av partikler og konsentrasjon av miljøgifter blir beregnet ved bruk av 'Visual Plumes' (Frick et al. 2001), en matematisk modell som ofte er nytta ved utslippsberegninger. Modellen beregner partikkelkonsentrasjonen som funksjon av fortykning og partikkelutsynking (sedimentasjon).

Vi kjenner ikke hvor store mengder partikler som virvles opp når et lekerlass stein dumpes, hvilke partikkelstørrelser dette gjelder og hvor høyt opp fra bunnen som 'skyen' med oppvirvlede partikler vil nå. Alle disse tre faktorene vil variere med tiden og fra sted til sted. I beregningene vil vi derfor legge til grunn:

- dumping av stein på 8 m dyp, fra en 30 m lang splittleker. Oppvirvlingen av partikler fra bunnen simuleres ved å la partikkelholdig vann (2 m³)strømme på skrått oppover i vannmassen fra en diffusor(serie hull) med 40 hull på 0,15 m diameter og innbyrdes avstand 0,5 m.
- at dette fører til en 3-4 m høy og ca. 30 m lang sky av oppvirvlede partikler over denne strekningen

- i denne skyen antas en typisk partikkelkonsentrasjon på 50 mg/l, med partikler av alle størrelser fra leire til sand.
- Store partikler sedimenterer raskt og forflytter seg dermed ikke utenfor selve utfyllingsområdet. Det er dessuten generelt bundet mindre miljøgifter til grovere partikkelstørrelser. I spredningsberegningene brukes derfor partikkelstørrelsene <0,063 mm, 0,063-0,125 mm og 0,125-0,250 mm som utgjør 40% av partiklene (jfr. Tabell 1) og PAH-konsentrasjonen justeres med utgangspunkt i Eurofins analyse (se Vedlegg B). Vi ser altså bort fra grus og grov sand som bare i liten grad virvles opp – og som umiddelbart igjen synker til bunns.

Med grunnlag i Tabell 1 velger vi at partikler med størrelse mindre enn 0,063 mm utgjør 11% av oppvirvlet mengde (av totalt 50 mg/l) dvs. 5 mg/l, 0,063-125 mm utgjør 10% (5 mg/l), og partikler med størrelse 0,125-0,250 mm utgjør 19% (10 mg/l). Som PAH-konsentrasjon i sedimentet er valgt den høyeste konsentrasjonen på de fire stasjonene. Konsentrasjonen antas å være den samme i de tre størrelsesfraksjonene, men fordi mengden partikler varierer blir også vannkonsentrasjonen varierende. For de valgte fire PAH-stoffene og de tre partikkelfraksjonene blir konsentrasjonene som vist i **Feil! Fant ikke referanseilden.** I tabellen er også vist overslagsberegninger for summen av de 16 PAH-forbindelsene som analysen av sedimentene omfattet (Sum PAH) – for en lav verdi (4 mg/kg), gjennomsnittverdi (8,5 mg/kg) og for høyeste verdi (15 mg/kg). Merk at ‘Nødvendig fortytning’ viser forholdstallet mellom ‘Konsentrasjon i vann’ og ‘Grenseverdi i vann’, som en god indikasjon på den fortytningen som kreves for å oppnå ‘Grenseverdien’.

Den beregnede fortytningen vil variere med størrelsen av koeffisienten for turbulent blanding som varierer fra sted til sted og med tiden. For kontinuerlige utslipp er EPAs anbefaling for innelukkede farvann en koeffisient $0,0003 \text{ m}^{2/3}/\text{s}$. Her dreier det seg imidlertid om kortvarige oppvirvlinger (‘utslipp’) med relative lange mellomrom, og til et grunt område med tidevann, vindpåvirkning og noe skipstrafikk. Videre kan antas at ‘skyen’ med partikler etter hvert som den utvider seg også brytes opp i flere deler. Dette øker fortytningen og simuleres ved å bruke en større koeffisient - $0,00045 \text{ m}^{2/3}/\text{s}$ - og la den øke med tiden.

På grunnlag av partikkelspredningen/-konsentrasjon vil vi vurdere spredning av PAH ved bruk av modellen Visual Plumes. Merk at i forhold til ‘Nødvendig fortytning’ i **Feil! Fant ikke referanseilden.** vil konsentrasjonen avta mye raskere når sedimentasjon inkluderes (jfr. **Tabell 2**).

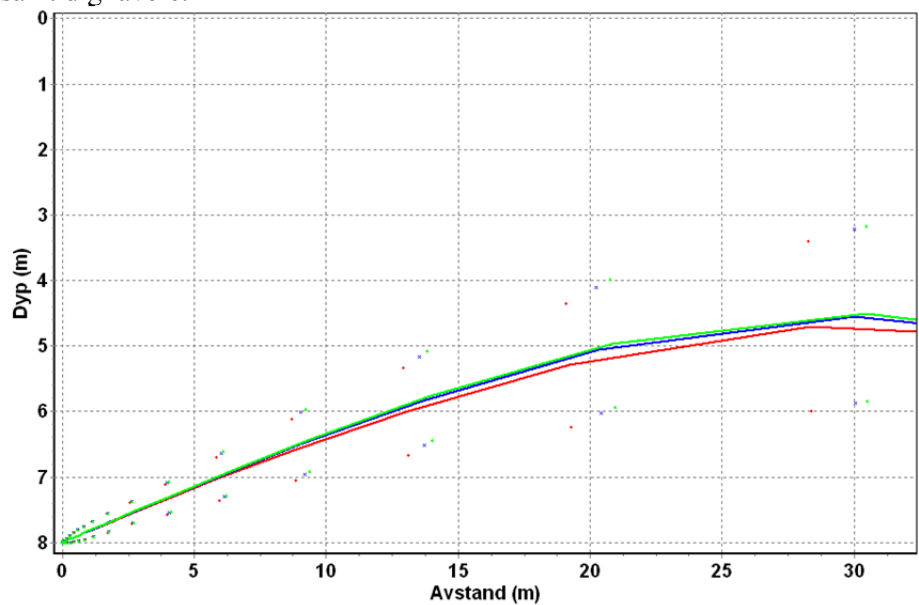
***Tabell 4.** Beregnede konsentrasjoner i vann når oppvirvlingen skjer. Kolonnen ‘Nødvendig fortytning’ viser forholdet mellom konsentrasjon i vann og grenseverdien (for akutt toksisitet), som første indikasjon på nødvendig fortytning for å komme under grenseverdien. Virkning av sedimentasjon er ikke inkludert i tabellen, men tas med i modellens beregninger.*

1 Stoff	2 Konsentrasjon i sediment, mg/ kg TSS	3 Partikkel- størrelse, mm	4 Partikler i vann, mg/l TSS	5 Konsentrasjon i vann, µg/l	6 Grenseverdi vann, µg/l	7 Hodvendig fortynning
Krysen	1,20	0,063	5,0	0,006	0,07	0,1
"	1,20	0,063-0,125	5,0	0,006	0,07	0,1
"	1,20	0,125-0,250	10,0	0,012	0,07	0,2
Benzo(a)pyren	1,30	0,063	5,0	0,006	0,27	0,0
"	1,30	0,063-0,125	5,0	0,006	0,27	0,0
"	1,30	0,125-0,250	10,0	0,013	0,27	0,0
Indeno(123-cd)pyren	0,65	0,063	5,0	0,003	0,003	1,1
"	0,65	0,063-0,125	5,0	0,003	0,003	1,1
"	0,65	0,125-0,250	10,0	0,007	0,003	2,2
Benzo(ghi)perylene	0,45	0,063	5,0	0,002	0,003	0,7
"	0,45	0,063-0,125	5,0	0,002	0,003	0,7
"	0,45	0,125-0,250	10,0	0,004	0,003	1,5
Sum PAH	4,00	0,063	5,0	0,020	0,03	0,7
"	8,50	0,063-0,125	5,0	0,043	0,03	1,4
"	15,00	0,125-0,250	10,0	0,150	0,03	5,0

4. Resultater og vurderinger

4.1 Høyden på skyen med oppvirvlede partikler

Når et lekterlass med stein dumpes på bunnen hvor der er bunnslam vil det virvles partikler opp i vannsøylen. Dette har vi simulert som beskrevet i foregående kapittel og resultatet er vist i **Feil! Fant ikke referanse-kilden.** Vi finner at høyden på partikkelskyen (gitt våre antakelser) ligger ca. 4-5 m over bunnen og i liten grad varierer med strømhastigheten. Sjøvannet som på denne måten blandes oppover i vannmassen har i utgangspunktet noe høyere egenvekt enn det omkringliggende sjøvannet og vil derfor synke litt tilbake. Stiger «suspensjonsskyen» høyere enn dette, blir konsentrasjonene samtidig lavere.



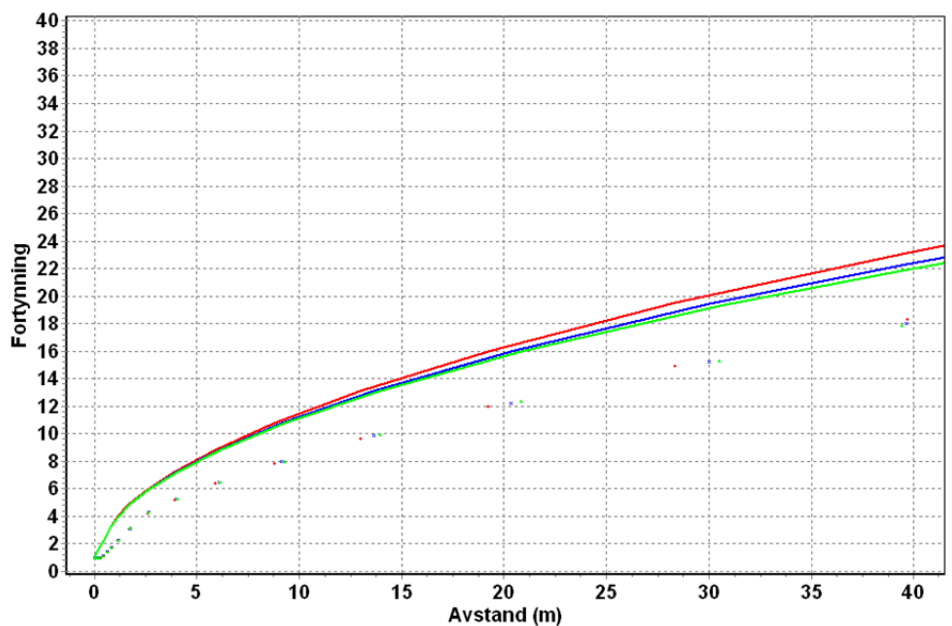
Figur 3. Viser oppvirvlingen til innlagringsdyper ved strømhastighet 1 cm/s (grønn), 2 cm/s (blå) og 4,4 cm/s (rød). Modellen beregner partikkelskyen som en 'stråle' som stiger opp fra bunnen der yttergrensene er markert med stipling. I virkeligheten fordeler partiklene seg fra bunnen og oppover til stiplingen som markerer toppen av skyen, dvs. i et 4-5 m tykt vannlag.

4.2 Beregninger av fortytning og konsentrasjon

4.2.1 Fortytning

Fortytningen som funksjon av avstand fra utfyllingen er vist i **Feil! Fant ikke referanse-kilden.** Ved en avstand på 15 m er fortytningen i sentrum av partikkelskyen 10x, og som gjennomsnitt for et tverrsnitt av skyen ca. 14x.

Sammenlignes denne fortytningen med resultatene i **Feil! Fant ikke referanse-kilden.** tyder de på at utenfor 10-20 m fra stedet der massedumping skjer vil PAH-konsentrasjonen være godt under kriteriet for akutt toksisitet. Også for Sum PAH.



Figur 4. Beregnet fortykning inntil 40 m avstand fra massedeponering i 8 m dyp, ved strømshastighet 1 cm/s (grønn), 2 cm/s (blå) og 4,4 cm/s (rød). Heltrukne linjer viser gjennomsnittlig fortykning i skyen med oppvirvlet sediment mens stipling viser fortykningen i sentrum av partikkelskyen.

4.2.2 Konsentrasjon av PAH i vannmassen omkring utfyllingen

Vi viser til **Feil! Fant ikke referansekilden.** og **Figur 3-Figur 4.** Beregningene av fortykning viser at noen få titalls meter fra utfyllingen (20-30 m) konsentrasjonen langt under den som anvendes for å vurdere sannsynligheten for akutt toksisitet – også for de strenge kriteriene som vi har brukt for Sum PAH.

Inkluderes virkningen av sedimentasjon avtar konsentrasjonen enda raskere. For Sum PAH er det partikler med størrelse 0,125-0,250 mm som inneholder mest PAH, og disse partiklene synker til bunns i løpet av 2-3 minutter (jfr. **Tabell 2**). Med en typisk strømshastighet under 5 cm/s (3 m/minutt) blir den beregnede horisontale spredningen langt mindre enn 20 m før vannkonsentrasjonen er mindre enn konsentrasjonen for akutt toksisitet. Det er derfor ikke behov for å beregne PAH-konsentrasjon utover dette.

5. Oppsummering og konklusjon

Datagrunnlaget for å beregne mengden av partikler som virvles opp ved dumping av masser er til dels sparsomt, og flere forutsetninger/antakelser må derfor legges til grunn for beregninger og vurderingene. Dette gjelder bl.a. metodikk for utfyllingen (dumping av masser fra splittlekter), antall lass pr. tidsenhet, størrelsen av oppvirvling fra bunnsedimentene (en bunn med mest stein-grus-grov sand der oppvirvlingen blir minimal, men spredte gropes med finere materiale med større oppvirvling av partikler), naturlig partikkelkonsentrasjon i vannmassen og vertikal sjiktning i vannmassen. Resultatene er derfor ikke produkt av eksakte beregninger, men mer en 'skalering' av spredning og konsentrasjon av PAH-holdige partikler.

Oppvirvling av partikler som spres i vannmassen vil først og fremst skje under dumping av masser over gropene/områder med fint materiale. Sedimentprøver og dykkerobservasjoner kan tyde på at

dette utgjør omkring 5-10% av bunnarealet. Imidlertid vil mange av gropene med finstoff være dekket av et lag med løselevne makroalger og det er sannsynlig at det reelle arealet der oppvirvling av finpartikler vil skje er i størrelsesorden 5-10% av totalen, dvs. omkring 700-800 m².

Selv når en tar i betraktning usikkerheten som ligger i forutsetningene synes tre hovedtrekk å være klare:

1. *Spredning av partikler med PAH: det er gjort beregninger for fire forbindelser med strenge krav til vannkvalitet, og for Sum PAH med de samme krav. Kravene ble innfridd innen 10 m fra utfyllingsområdet. Uansett usikkerhet i datagrunnlaget viser dette at risikoen ved oppvirvling og spredning av PAH-forbindelser utenfor en avstand på 10-20 m vil være liten.*
2. *Datamaterialet tyder på at oppvirvling av finpartikulært sediment vil skje relativt sjelden fordi bunnområder med finmateriale dekker en liten del av bunnen (5-10%). I tillegg er mange av gropene der finmateriale akkumuleres sannsynligvis dekket av et lag makroalger som demper/forhindrer at det underliggende sedimentet virvles opp i vannsøylen.*
3. *Vurderingene er foretatt i forhold til konsentrasjonen for akutt toksisitet. Eksponeringen mot høye PAH-konsentrasjoner vil være så kortvarig og forekomme med så lange intervall (timer) at en vurdering mot denne konsentrasjonen gir god margin i forhold til en reell eksponering.*

Partikler som virvles opp i vannmassen vil etter hvert sedimentere og legge seg på bunnen igjen. De største partiklene sedimenterer nær området som de opprinnelig kom fra, mens de minste partiklene kan sedimentere mange hundre meter unna utfyllingsstedet – avhengig av bl.a. strømforhold og bunnndyp. I forhold til PAH vil ikke denne resedimenteringen bidra til økt konsentrasjon i sedimentene i havneområdet, men kan muligens utgjøre et lite bidrag hvis små PAH-holdige partikler sedimenterer på bunn utenfor havneområdet – hvor PAH-konsentrasjonen i sedimentet kan antas å være lavere.

6. Litteratur

Bakke, T., Breedveld, G., Kallqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A. og Hylland, K., 2011. Bakgrunnsdokumenter til veiledere for risikovurdering av forurenset sediment og for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revisjon av Klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Klif TA 2803/2011. 178 sider.

EPA, 1986. Quality Criteria for Water. The Gold Book. EPA 440/5-86-001. Washington. USA. 476 pp.
Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J, Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes). Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.

Holm, J. A., 2013a. Rapport for strømmåling ved Stranda i Flora kommune 26.4 – 2.5.2013/06.06.2013. – førebels resultat og vurderinger pr. 19.6.2013. Notat Fjord-Lab, ref. 0683-13. 22 sider.

Holm, J.A., 2013b. Sedimentkvalitet ved Stranda 26.04.2013 – Førebels resultat og vurdering pr. 19.06.2013. Notat Fjord-Lab, ref. 1008-13. 23 sider.

Holm, J. A., 2014. Rapport – Sedimentkvalitet. Stranda vest (B16/B17) I Flora kommune – før planlagt utfylling. Sedimentkvalitet T1. Notat Fishguard, journalnr. 1848-13.34 sider.

Weideborg, M., Blytt, L.D., Stang, P., Henninge, L.B og Vik, E.A., 2012. Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering miljøgifter i vann og sedimenter. Klif TA 3001/2012. 105 sider.

Vedlegg A. PAH-kriterier for akutt toksisitet.

Kriterier fra TA-3001/12 og TA-2803/2011. De fire stoffene som det gjøres beregninger for er merket rødbrun.

Stoff	Akutt toksisitet (øvre grense for klasse III) Fra TA-3001/2012, µg/l.	Akutt toksisitet (øvre grense for klasse III) Fra TA-2803/2011, µg/l.
Naftalen	130	130
Acenaftylen	3,3	3,3
Acenaften	5,8	5,8
Fluoren	5	5
Fenantren	5,1	5,1
Antracen	0,1	0,36
Fluoranthen	0,12	0,9
Pyren	0,023	0,023
Benzo(a)antracen	0,018	0,018
Chrysen	0,07	0,07
Benzo(b)fluoranthen	0,06	0,06
Benzo(k)fluoranthen	0,017	0,06
Benzo(a)pyren	0,27	0,1
Indenol(1,2,3-cd)pyren	0,003	0,003
Dibenzo(ah)antracen	0,18	0,06
Benzo(ghi)perylene	0,02	0,003

Vedlegg B. Analyse av PAH i sediment

Kopi fra Holm (2014): Fishguard Måløy, J.nr. 1848-13.

Prøvestasjon:	Snitt: V1-V3			Tilst.	Snitt: V1-V3, S4			Tilst.	Grense T1 µg/kg	2 X Grense T1 µg/kg	Tilstandsklasse - øvre grense (µg/kg)				
	mg/kg	µg/kg	klasse		mg/kg	µg/kg	klasse				I	II	III	IV	
16 PAH:															
Naftalen	0,041	41	II	0,040	40	II	290	580	2,0	290	1 000	2 000			
Acenaftylen	0,010	10	II	0,010	10	II	33	66	1,6	33	85	850			
Acenaften	0,120	120	II	0,118	118	II	160	320	4,8	160	360	3 600			
Fluoren	0,141	141	II	0,131	131	II	260	520	6,8	260	510	5 100			
Fenantren	1,097	1 097	III	1,058	1 058	IV	500	1 000	6,8	500	1 200	2 300			
Antracen	0,277	277	IV	0,278	278	IV	31	62	1,2	31	100	1 000			
Fluoranten	1,593	1 593	IV	1,520	1 520	IV	170	340	8,0	170	1 300	2 600			
Pyren	1,277	1 277	III	1,233	1 233	III	280	560	5,2	280	2 800	5 600			
Benzo[a]antracen	0,823	823	IV	0,760	760	IV	60	120	3,6	60	90	900			
Krysen/Trifenylene	0,720	720	V	0,650	650	V	280	560	4,4	280	280	560			
Benzo[b]fluoranten	0,687	687	IV	0,660	660	IV	240	480	46,0	240	490	4 900			
Benzo[k]fluoranten	0,513	513	IV	0,485	485	IV	210	420		210	480	4 800			
Benzo[a]pyren	0,707	707	III	0,655	655	III	420	840	6,0	420	830	4 200			
Indeno[1,2,3-cd]pyren	0,337	337	IV	0,320	320	IV	47	94	20,0	47	70	700			
Dibenzo[a,h]antracen	0,060	60	II	0,052	52	II	590	1 180	12,0	590	1 200	12 000			
Benzo[ghi]perylene	0,250	250	IV	0,240	240	IV	21	42	18,0	21	31	310			
Sum PAH(16)	8,500	8 500	IV	8,100	8 100	IV	2 000	4 000	300,0	2 000	6 000	20 000			