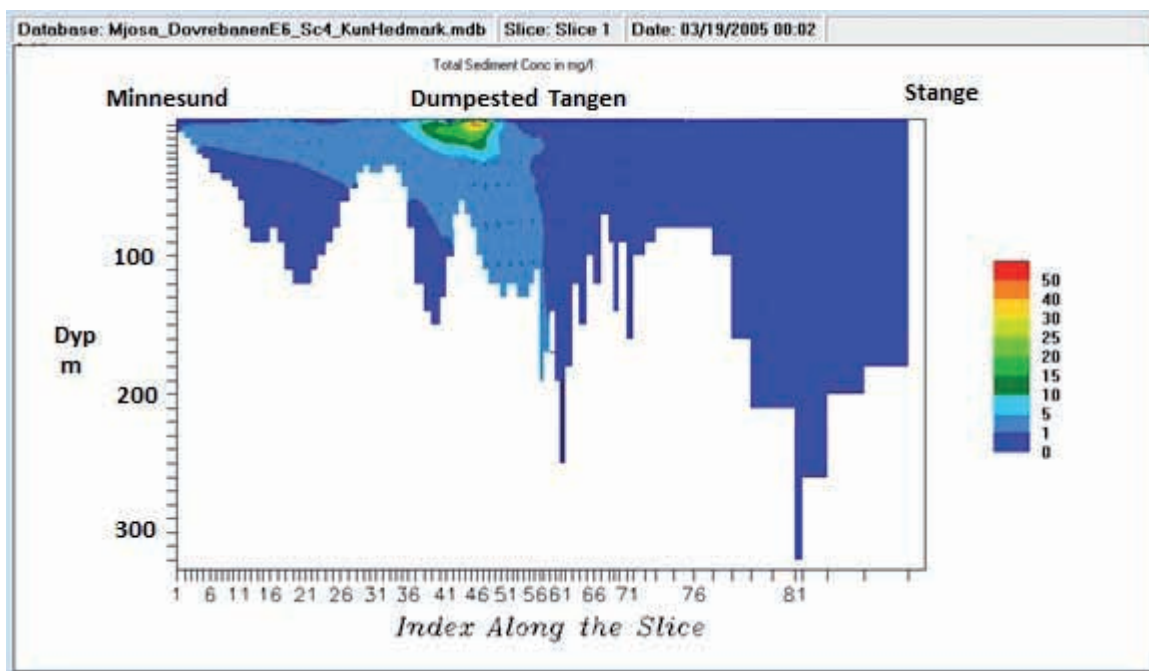


Fellesprosjektet E6-Dovrebanen.
 Dumping av masse i Mjøsa.
 Modellert partikkelspredning og
 vurdering av miljøkonsekvenser.
 Rapport nr. 2



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Fellesprosjektet E6-Dovrebanen. Dumping av masse i Mjøsa. Modellert partikkelspredning og vurdering av miljøkonsekvenser. Rapport nr. 2	Løpenr. (for bestilling) 6389-2012	Dato 13.06.2012
	Prosjektnr. Undernr. O-12154	Sider Pris 43
Forfatter(e) Torulv Tjomsland, Jarl Eivind Løvik, Sigurd Rognerud og Magdalena Kempa	Fagområde Forurensnings- belastning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Akershus og Hedmark	Trykket NIVA

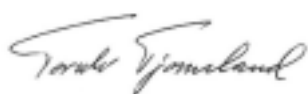
Oppdragsgiver(e) Jernbaneverket Utbygging og Statens vegvesen Region Øst	Oppdragsreferanse Rolf Anders Systad
---	---

Sammendrag

Vi har benyttet en matematisk modell for å beskrive spredningen av partikler i Mjøsas vannmasser som følge av dumping av masser langs østre bredd i sydlige deler av Mjøsa. Modellberegningene viser at det er særlig området mellom Tangen og Minnesund at partikkelkonsentrasjonene blir høye i de øvre vannmassene. Konsentrasjonene vil variere mye over tid. De høyeste konsentrasjonene vil kunne bli over 50 mg/l i dumpingsonen, og avtagende til mindre enn 10 mg/l sørover mot Minnesund og nordover mot Tangen. I dypvannet vil variasjonene være betydelig mindre, og typiske verdier vil være 1 mg/l. Vannverksinntaket til Stange vannverk, Hamar vannverk samt inntakene på vestsiden av Mjøsa forventes å bli påvirket av konsentrasjoner under 0,1 mg/l, hvilket er lavere enn naturlige bakgrunnsverdier.

Det er i området langs østre deler av Mjøsa fra Tangenområdet og syd til Minnesund at økosystemet vil bli skadelidende. Særlig gjelder dette arter med liten egenbevegelse slik som dyreplankton, ishavs-relikter, bunndyr i områder hvor det deponeres sedimenter, samt snegl, muslinger og innsekttarver i strandsonen. Fisk kan unngå de mest turbide vannmassene, men gyteområder kan bli ødelagt for enkelte arter. Generelt sett vil produksjonskapasiteten for akvatiske organismer bli redusert så lenge dumpingene foregår. Når dumpingene av masser er avsluttet vil det skje en gradvis oppklaring, en reetablering av arter, og etter hvert en normalisering, kanskje med unntak av de mest belastede områdene hvor sedimenttilveksten har vært størst. Hvor raskt dette vil skje er avhengig av i hvilken grad habitatene (leveområdene) er endret eller ødelagt.

Fire norske emneord 1. Partikkeltransport 2. Miljøkonsekvenser 3. Matematisk modellering 4. Mjøsa	Fire engelske emneord 1. Sediment transport 2. Environmental consequences 3. Mathematical modeling 4. Lake Mjøsa
---	--



Torulv Tjomsland
Prosjektleder



John Rune Selvik
Forskningsleder



James Berg
Forskningsdirektør

Tittel Fellesprosjektet E6-Dovrebanen. Dumping av masse i Mjøsa. Modellert partikkelspredning og vurdering av miljøkonsekvenser. Rapport nr. 2	Løpenr. (for bestilling) 6389-2012	Dato 13.06.2012
	Prosjektnr. Undernr. O-12154	Sider Pris 43
Forfatter(e) Torulv Tjomsland, Jarl Eivind Løvik, Sigurd Rognerud og Magdalena Kempa	Fagområde Forurensnings- belastning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Akershus og Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Jernbaneverket Utbygging og Statens vegvesen Region Øst	Oppdragsreferanse Rolf Anders Systad
---	---

<p>Sammen drag</p> <p>Vi har benyttet en matematisk modell for å beskrive spredningen av partikler i Mjøsas vannmasser som følge av dumping av masser langs østre bredd i sydlige deler av Mjøsa. Modellberegningene viser at det er særlig området mellom Tangen og Minnesund at partikkelkonsentrasjonene blir høye i de øvre vannmassene. Konsentrasjonene vil variere mye over tid. De høyeste konsentrasjonene vil kunne bli over 50 mg/l i dumpingsonen, og avtagende til mindre enn 10 mg/l sørover mot Minnesund og nordover mot Tangen. I dypvannet vil variasjonene være betydelig mindre, og typiske verdier vil være 1 mg/l. Vannverksinntaket til Stange vannverk, Hamar vannverk samt inntakene på vestsiden av Mjøsa forventes å bli påvirket av konsentrasjoner under 0,1 mg/l, hvilket er lavere enn naturlige bakgrunnsverdier.</p> <p>Det er i området langs østre deler av Mjøsa fra Tangenområdet og syd til Minnesund at økosystemet vil bli skadelidende. Særlig gjelder dette arter med liten egenbevegelse slik som dyreplankton, ishavs-relikter, bunndyr i områder hvor det deponeres sedimenter, samt snegl, muslinger og insektlarver i strandsonen. Fisk kan unngå de mest turbide vannmassene, men gyteområder kan bli ødelagt for enkelte arter. Generelt sett vil produksjonskapasiteten for akvatiske organismer bli redusert så lenge dumping foregår. Når dumping av masser er avsluttet vil det skje en gradvis oppklaring, en reetablering av arter, og etter hvert en normalisering, kanskje med unntak av de mest belastede områdene hvor sedimenttilveksten har vært størst. Hvor raskt dette vil skje er avhengig av i hvilken grad habitatene (leveområdene) er endret eller ødelagt.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Partikkeltransport 2. Miljøkonsekvenser 3. Matematisk modellering 4. Mjøsa 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Sediment transport 2. Environmental consequences 3. Mathematical modeling 4. Lake Mjøsa
---	--

Torulv Tjomsland
Prosjektleder

John Rune Selvik
Forskningsleder

James Berg
Forskningsdirektør

ISBN 978-82-577-6124-0

Norsk institutt for vannforskning

Oslo

Fellesprosjektet E6-Dovrebanen
Dumping av masse i Mjøsa

Modellert partikkelspredning

og

vurdering av miljøkonsekvenser

Rapport nr. 2

Prosjektleder : Torulv Tjomsland
Medarbeidere: Magdalene Kempa
Jarl Eivind Løvik
Sigurd Rognerud

Forord

Oppdraget er utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) som et bidrag til *Fellesprosjektet E6-Dovrebanen*. Oppdragsgiver er Jernbaneverket Utbygging og Statens vegvesen Region Øst.

Arbeidet er blitt justert per E-post, telefon og arbeidsmøte med oppdragsgiver. Rolf Anders Systad har vært kontaktperson.

Torulv Tjomsland har hatt hovedansvaret for modelleringen av spredningen av partikler med assistanse av Magdalena Kempa. Jarl Eivind Løvik og Sigurd Rognerud har utført konsekvensvurderingen med hensyn til vannkvalitet og biologisk respons.

Oslo, 13.06.2012

Torulv Tjomsland

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Mål	8
1.2 Metode-Modell	8
1.3 Data og beskrivelse av området	8
2. Resultater	15
2.1 Diskusjon	29
3. Konsekvenser	31
3.1 Konsekvenser overfor dyrelivet i søndre deler av Mjøsa	31
3.1.1 Kort beskrivelse av dyrelivet i søndre deler av Mjøsa	31
3.1.2 Generelt om mulige effekter av partikkelforurensning	35
3.1.3 Tilslamming i Mjøsa i forbindelse med flompåvirkning	37
3.1.4 Forventede konsekvenser overfor dyrelivet	38
3.2 Konsekvenser for kommunale vannverk	39
3.3 Andre konsekvenser	41
4. Referanser	42

Sammendrag

Oppdraget er utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) som et bidrag til *Fellesprosjektet E6-Dovrebanen*. Oppdragsgiver er Jernbaneverket Utbygging og Statens vegvesen Region Øst. Rapporten er en oppfølging av en tidligere rapport. Denne rapporten omhandler vurderinger av redusert dumpet mengde.

Fellesprosjektet E6-Dovrebanen lager planer for utbygging av vei og jernbane langs Mjøsa. Deler av eksisterende masse under den planlagt traséen anses å være for ustabile til å benyttes. Massen ønskes dumpet i Mjøsa og erstattes med mer stabil masse.

Målet for dette prosjektet er:

1. Beskrive partikkelspredningen i Mjøsa ved dumping av løsmasser i Mjøsa
2. Gjøre en vurdering med hensyn til vannkvalitet og biologisk respons

For å kunne beskrive partikkelspredningen i forbindelse med dumping av masser i vannkanten i sydlig del av Mjøsa, har vi benyttet en tredimensjonal matematisk modell. Den 3-dimensjonale modellen GEMSS beregner strøm, temperatur, konsentrasjon av stoffer med ulike egenskaper, sedimenttransport, bakterier, vannkvalitet, spredning av olje mm. Denne modellen krever sentrale data om været slik som lufttemperatur, duggpunkttemperatur, vindstyrke, vindretning, skydekning og lufttrykk samt vannføring i tilløp og utløp. Som grunnlag for simuleringene har vi benyttet data fra perioden 2004 -2006 som vi mener gir et representativt bilde over strømningsforhold som påvirker spredningen av partikler fra dumpingstedene. Resultatene av modelleringen er presentert i kart som viser utbredelse og konsentrasjoner av ulike partikkelstørrelser med tiden, både i dypet og horisontalt i Mjøsa. For begge scenariene vil de største partiklene sedimentere nær dumpingplassene, mens de finere partiklene med mindre diameter ($< 63 \mu\text{m}$) vil kunne spres over store områder til dels lagt fra dumpingstedene. Modellberegningene viser at det er særlig området mellom Tangen og Minnesund at partikkelkonsentrasjonene blir høye i de øvre vannmassene. Konsentrasjonene vil variere mye over tid. De høyeste konsentrasjonene vil kunne bli over 50 mg/l i dumpingssonen og avtagende til mindre enn 10 mg/l sørover mot Minnesund og nordover mot Tangen, mens i dypvannet vil variasjonene bli mindre og typiske verdier vil være nær 1 mg/l.

Vannverksinntaket til Stange vannverk er på ca. 180 m, mens inntaket til Hamar vannverk er på ca. 140 m. Modelleringen viste at på disse dypene vil det ta 8-9 måneder før inntakene blir påvirket av partikkelspredningen. Påvirkningen var liten, ca. 0,1 mg/l, og dette er lavere enn naturlig bakgrunns verdier. Til sammenlikning blir verdier under 1,5 mg/l klassifisert som «Meget god» i følge Klifs klassifisering av generell vannkvalitetstilstand (SFT 1997). Vi forventer ikke at slike konsentrasjoner skaper problemer for vanninntakene.

Konsekvenser for dyrelivet i søndre del av Mjøsa

Det er særlig området fra Minnesund til Tangen som blir utsatt for økte konsentrasjoner av uorganiske partikler i vannmassene og økt sedimentasjon av partikler. I den østre delen av dette området vil økosystemet bli skadelidende. Særlig gjelder dette arter med liten egenbevegelse slik som dyreplankton, istidskreps, bunndyr i dypere områder, samt snegl, muslinger, istidskreps og insektlarver i strandsonen. Fisk vil kunne unngå de mest turbide vannmassene, men gyteområder kan bli ødelagt for enkelte arter. Generelt sett vil produksjons-kapasiteten for akvatiske organismer bli redusert. Dette gjelder også primærprodusenter som alger (planteplankton og påvekstlger) og høyere vannvegetasjon. Alger utgjør basis i næringskjeden for mange organismer på høyere nivå i økosystemet slik som dyreplankton, bunndyr, istidskreps og fisk.

Når dumpingen av masser er avsluttet, vil det skje en gradvis oppklarning, en reetablering av arter, og etterhvert en normalisering, kanskje med unntak av de mest belastede områdene hvor sedimenttilveksten har vært størst. Hvor raskt dette vil skje er avhengig av i hvilken grad habitatene (leveområdene) er endret eller ødelagt, og det vil avhenge av de enkelte artenes livssyklus og spredningsmuligheter.

For økosystemet i strandnære områder ved anleggsområdet på østsiden av Mjøsa vil de største negative konsekvensene skje der sedimenttilveksten har vært størst. Senere kan disse sedimentene bli utsatt for en utvasking av finfraksjon over tid. Tilbake vil det på sikt antagelig bli et bunnlag bestående av ustabile masser som sand og grus. Dette er et lite produktivt habitat.

Andre konsekvenser

Det planlagte tiltaket vil høyst sannsynlig føre til at badevannskvaliteten på aktuelle badeplasser vil bli klart dårligere mht. siktbarheten i vannet i perioder mens arbeidene pågår. Dette vil først og fremst berøre strandområder fra omkring Tangen og sørover til Minnesund.

Dersom det finnes private vannverk eller inntak for vann til vanning av dyrka mark i det aktuelle området, vil også kvaliteten på råvannet til disse inntakene bli dårligere. Virkningene vil bli størst i området fra omkring Tangen og sørover.

I den delen av Mjøsa som får størst økning i konsentrasjonen av partikler, vil vi forvente at områdets verdi for friluftsliv, rekreasjon og utøvelse av fiske vil bli redusert mens arbeidene pågår og vannet er markert tilgrumset.

Summary

Title:

Dumping of soil in Lake Mjøsa

Modeled dispersion of particles and assessment of environmental consequences

Report no. 2.

Year: 2012

Author: Torulv Tjomsland, Jarl Eivind Løvik, Sigurd Rognerud and Magdalena Kempa

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6124-0

Statens vegvesen and Jernbaneverket (Fellesprosjektet E6-Dovrebanen) are planning construction of a new road and railway along Lake Mjøsa. Planned work encompasses removal of sediments from near shore areas. The impact and effects of dumping of sediments on aquatic life and water quality near municipal water intake have been modeled.

In order to simulate the transport and concentrations of particles we have used a 3-dimensional model GEMSS. The necessary meteorological and hydrological input data required by the model have been taken from local observations in the period 2004 - 2006.

The dumping was located along the shore in the south-eastern part of Lake Mjøsa and the highest concentrations were found in the surface water along the eastern shore from the dumping points. In the dumping area the highest concentrations were over 50 mg/l. Southward toward the outlet of the lake (15 km) and northward towards Tangen (5 km) the highest values decreased to 10 mg/l. In deep waters the differences were small. Typical values were 1 mg/l.

Near the water work intake in the Hamar region concentrations below 0.1 mg/l were typical. Such concentrations are expected to be acceptable in raw water before treatment.

The particle contamination in the southern part of the lake (Tangen to Minnesund) will have a significant effect on biota. Species that don't have the means to migrate from the most turbid water will be most seriously affected, whereas most of the fish population will have the means to migrate and return later after the dumping of masses has been completed.

1. Innledning

Fellesprosjektet E6-Dovrebanen lager planer for utbygging av vei og jernbane langs Mjøsa. Deler av eksisterende masse under den planlagt traséen anses for ustabile til å benyttes. Massen ønskes dumpet i Mjøsa og erstattes med mer stabil masse.

Denne rapporten er en oppfølging av en tidligere utredning om partikkelspredning i Mjøsa som følge av dette arbeidet (Tjomsland mfl. 2012). *Fellesprosjektet E6-Dovrebanen* har utarbeidet et nytt alternativ for å begrense partikkelspredningen. I denne rapporten blir dette alternativet vurdert.

1.1 Mål

Målet for dette prosjektet er:

1. Beskrive partikkelspredningen i Mjøsa av dumpet masse
2. Gjøre en vurdering av mulige konsekvenser for vannkvalitet og organismer

1.2 Metode-Modell

Vi benyttet den 3-dimensjonale modellen GEMSS. Modellen beregner blant annet strøm, temperatur, konsentrasjon av stoffer med ulike egenskaper og sediment transport. Modellen beregner erosjon, transport og sedimentasjon av partikler som følge av strøm og bølger.

Innsjøen deles inn i beregningsceller. Resultatene beregnes suksessivt fremover i tid med f.eks. et par minutters intervall. Som input trengs klimadata samt vannføringer og vanntemperatur i elvetilløpene. Videre er det behov for et detaljert dybdekart på digital form samt tilførsler av masse med kjent kornstørrelse.

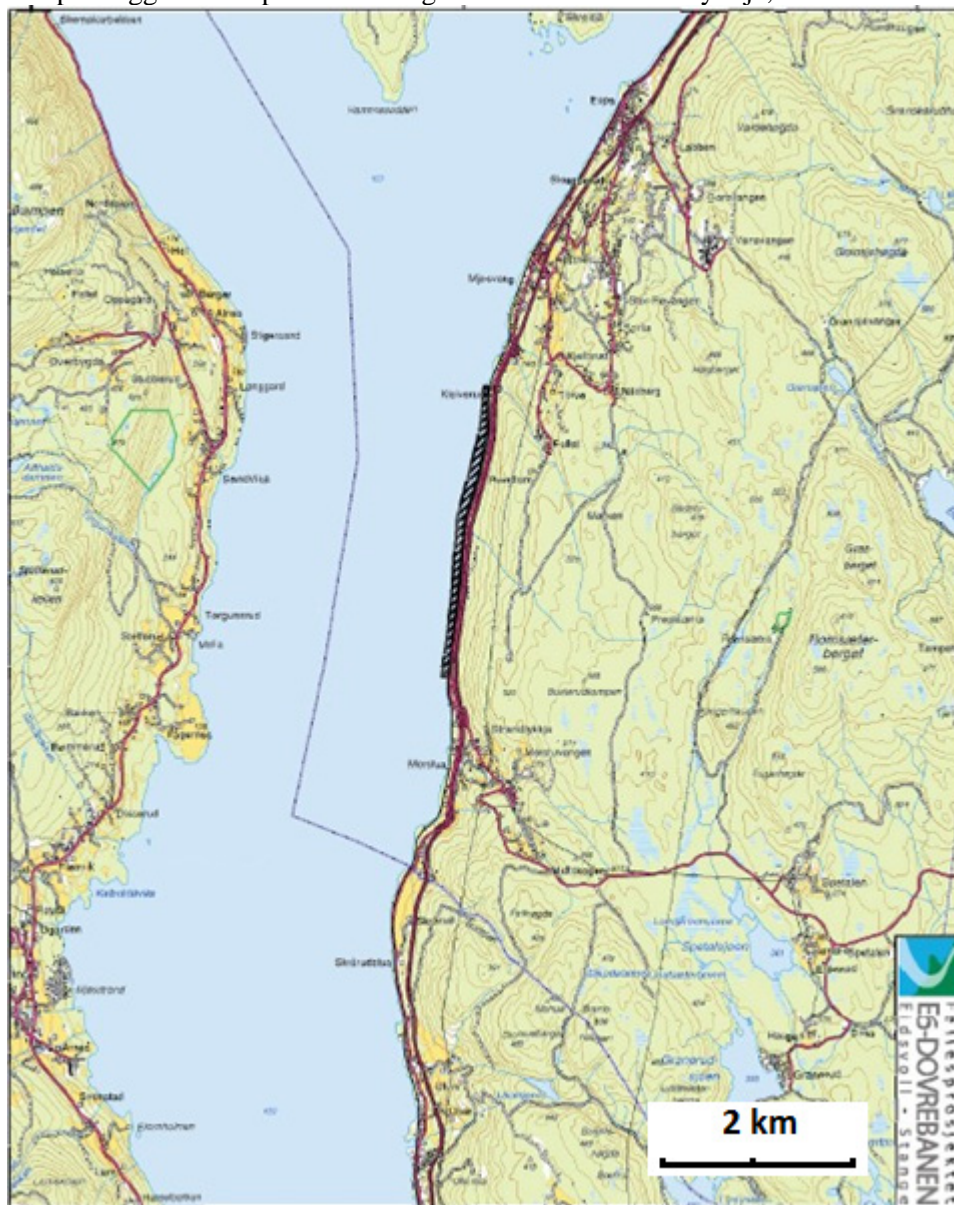
Modellen/modellpakken er utviklet av ERM's Surfacewater Modeling Group i Exton, Pennsylvania, USA. Modellen og eksempler på bruk av modellen kan studeres nærmere på hjemmesiden <http://www.erm-smg.com>.

1.3 Data og beskrivelse av området

Mjøsas overflateareal er 365 km² hvorav 100 km² er dypere enn 200 m, mens største dyp er 453m sentralt i innsjøen, **Figur 1**.

Den planlagte veg- og jernbane traséen, hvor en del av massen skal fjernes, strekker seg langs Mjøsa mellom Minnesund og Tangen, **Figur 2**.

Det planlegges å dumpe masser langs land nord for Strandlykkja,



Figur 3. Det vil bli benyttet en siltgardin. Vi antar i beregningene at dette reduserer spredningen med 50 %. Innenfor siltgardinen er det planlagt fylt opp til maksimum 117 moh. Dette er 2 meter under laveste regulerte vannstand.

Total masse som dumpes er $80\,000\text{ m}^3$. Massen dumpes i løpet av 400 dager. Vi har videre antatt at dette slippes ut i løpet av 16 timer per døgn (07-23). Deretter 8 timers pause.

Til sammenlikning nevner vi at dette er en reduksjon fra $270\,000\text{ m}^3$ i den forrige utredningen. Det daglige utslippet vil bli 100 m^3 per døgn hvilket er $1/20$ av hva som ble vurdert og beskrevet i den forrige rapporten.

Massens tetthet er usikker. Den er avhengig av kornstørrelse, pakking mm. Vi har antatt at denne massen har en tetthet på $1,7\text{ tonn/m}^3$. Dette gjelder tørr masse. Dvs. at et utslipp av $1000\text{ m}^3/\text{døgn}$ utgjør 1700 tonn mineralpartikler.

Staten vegvesen har tatt diverse prøver av de aktuelle massene og laget kumulative kornfordelingskurver for den aktuelle massen. På grunnlag av disse kurvene har vi laget en midlere

Tabell 1. Midlere kumulativ kornfordelingskurve av massen som dumpes

Diameter μm	Masse %
2	9
6	24
10	33
20	51
63	80
125	89
250	93
500	95
1000	96
8000	98
20000	100

Tabell 2. Inndeling i kornstørrelsesklasser som ble modellert

Klasse	Masse %	Diameter μm
1	10	2
2	23	6
3	18	15
4	29	40
5	13	300
6	7	1000

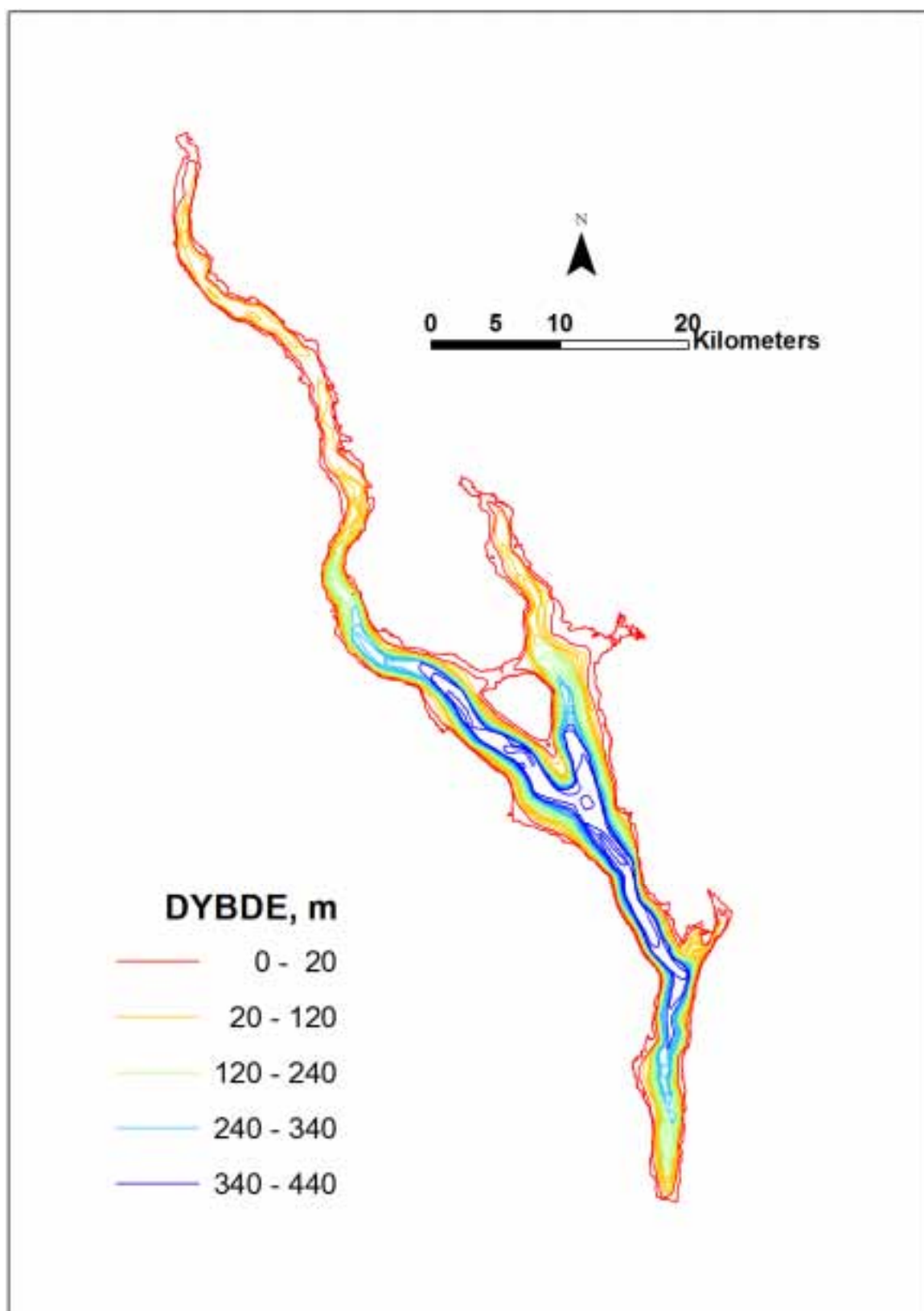
kumulativ kornfordelingskurve for bruk i modellen, **Tabell 1**. Vi ser at 80 % av massen som skal dumpes har partikkeldiameter på mindre enn 63 μm . Dette er små partikler som har et stort spredningspotensiale i vannmassene. Ut fra disse verdiene ble massen delt inn i 6 kornstørrelsesklasser med tilhørende masseandel, **Tabell 2**. I beregningene ble hver av klassene, representert ved de 6 diameterne med tilhørende andel av total masse, simulert separat.

Vi kjenner ikke til at massene inneholder spesielle forurensende stoffer. Det er effekter av selve partikkelkonsentrasjonene som blir vurdert med hensyn til konsekvensvurderingene.

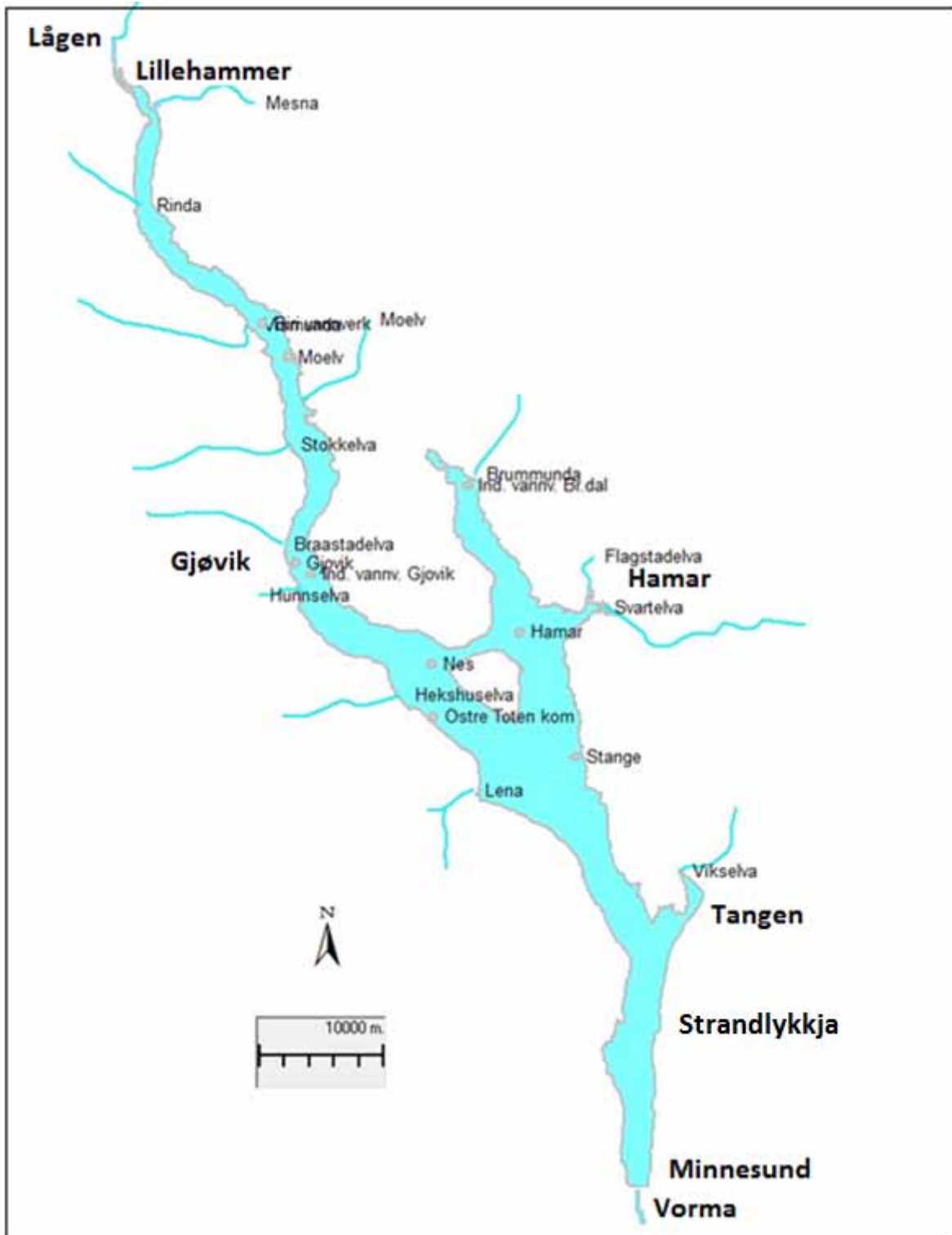
Simuleringene av strøm- og partikkelspredning ble utført som om dette skjedde i årene 2004 - 2005. De nødvendige inngangsdata som trengs for å kjøre modellen i denne perioden ble hentet fra følgende kilder:

Meteorologisk institutt sin stasjon Kise, som ligger på Neshalvøya mellom Hamar og Gjøvik. Aktuelle variable var: Lufttemperatur, duggpunkt temperatur, vindstyrke, vindretning, skydekning og lufttrykk. Dette ble observert 4 ganger i døgnet i perioden 2004 - 2006.

Daglige vannføringer fra de største elvene ble hentet fra databasen til NVE. Vanntemperaturen i tilløpselvene ble beregnet av modellen som likevekts temperatur med klimaet til en hver tid. Det ble også tatt hensyn til vannføringer i de viktigste vannverksinntakene, dette for å kunne studere en mulig partikkelpåvirkning av disse inntakene.



Figur 1. Dybdekart over Mjøsa

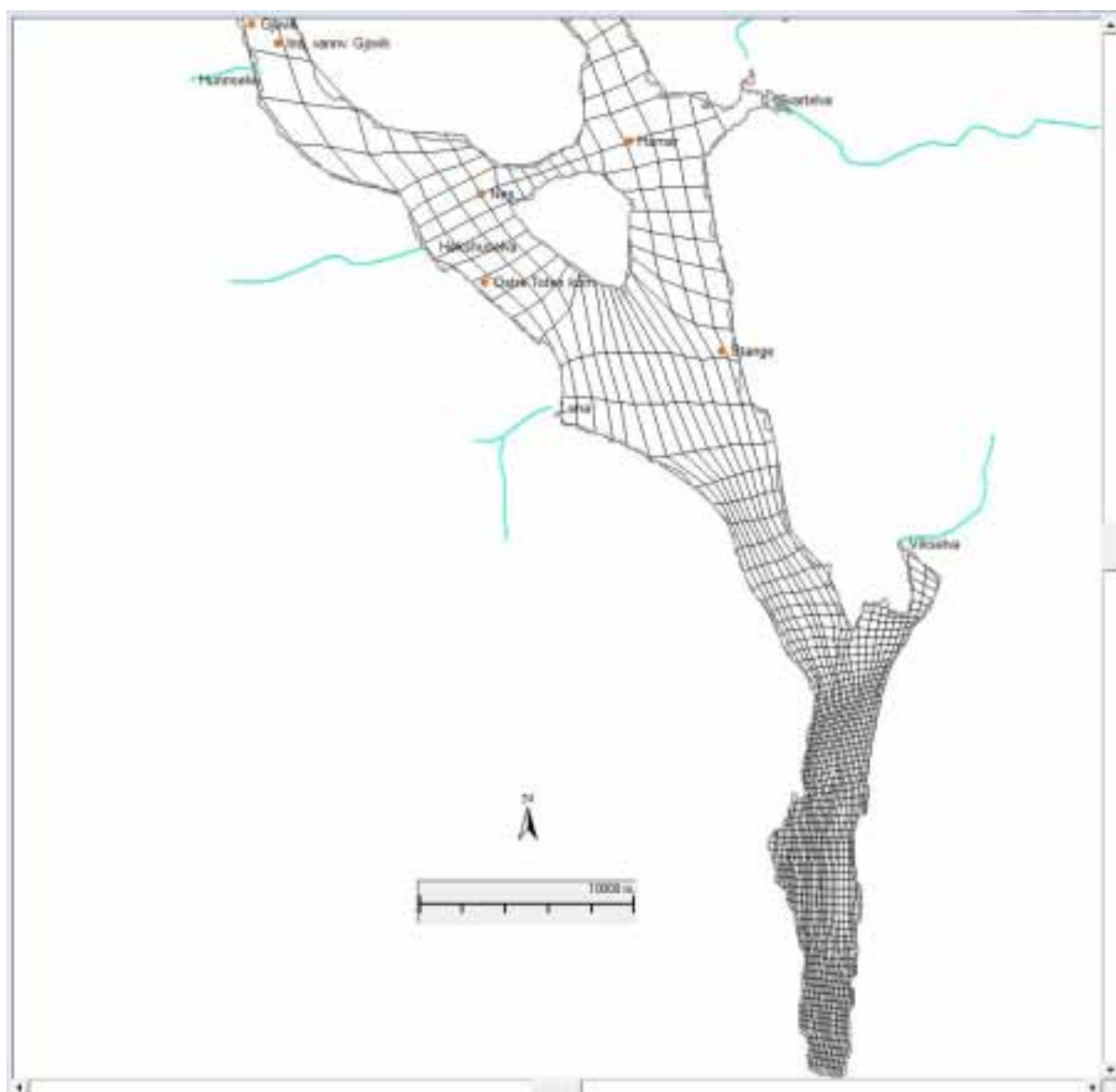


Figur 2. Mjøsa. Oversiktskart. Kommunale og industrielle vannverksinntak er merket med lyse punkter.

Mjøsa ble delt inn i beregningsceller. I horisontalplanet var disse av variabel størrelse, **Figur 4**. I dumpingsområdet i den sørlige delen av Mjøsa var den horisontale inndelingen ca. 100 m x 300 m. Vertikalt var cellene adskilt av horisontale lag for hver femte meter ned til 50 meters dyp, deretter med 10 meters avstand ned til bunnen.



Figur 3. Massen vil bli dumpet i en stripe langs land på østsiden av Mjøsa nord for Strandlykkja.



Figur 4. Mjøsa ble delt inn i beregningsceller som grunnlag for modelleringen. Vertikalt var cellene adskilt av horisontale lag.

2. Resultater

Som en bakgrunn med hensyn til vurdering av konsentrasjonsverdier for partikler, henviser vi til KLIFs klassifisering av tilstand (SFT 1997). Tilstandsklasse 1 Meget god, 2 God, 3 Mindre god, 4 Dårlig og 5 Meget dårlig er henholdsvis <1,5 mg/l, 1,5-3 mg/l, 3-5 mg/l, 5-10 mg/l og >10 mg/l.

Størstedelen av massen som dumpes sedimenterer i løpet av noen kilometers transport. Den beregnede tykkelsen avtok fra noen desimeter i utslippsonen til under 1 millimeter innen noen kilometer unna, **Figur 5**. I tillegg kommer den andre halvdel av massen som vi i beregningene antok ble liggende innenfor siltgardinet. Denne massen vil antagelig i hovedsak bli liggende i den stripen som den blir dumpet i, eventuelt flytte seg etter hvert med strømmer langs bunnen.

I denne modelleringen ble dumpingene fordelt over perioden 1. august 2004 - 1. nov 2005 (ca. 400 dager). Det ble beregnet maksimum og midlere konsentrasjon i løpet av denne perioden. De modellerte partiklene ble fortrinnsvis spredt i overflaten langs land i begge retninger, dvs. mot Minnesund og Tangen, **Figur 6**. Innen 5 km fra dumpestedet forventes det at konsentrasjoner tidvis vil overstige 50 mg/l (se maksimum), men vanligvis vil de være lavere enn 5-10 mg/l (se middel).

Konsentrasjonene av partikler forventes å bli mindre enn 5 mg/l langs bunnen nær dumpeområdet, med unntak av de strandnære områder nær dumpingsområdet **Figur 7**. Vær oppmerksom på at bunnen kan være på 10 meters dyp langs land og 300 meter lengre ut.

I følge modellen ble det ikke konsentrasjoner over 1 mg/l lenger enn ca. kilometere nord for Tangen. Sydover mot Minnesund ble de høyeste konsentrasjonene nær 3 mg/l, men vanlige verdier var mindre enn 1 mg/l. Konsentrasjonene ved Minnesund er representative for konsentrasjonene i Vormas øvre del.

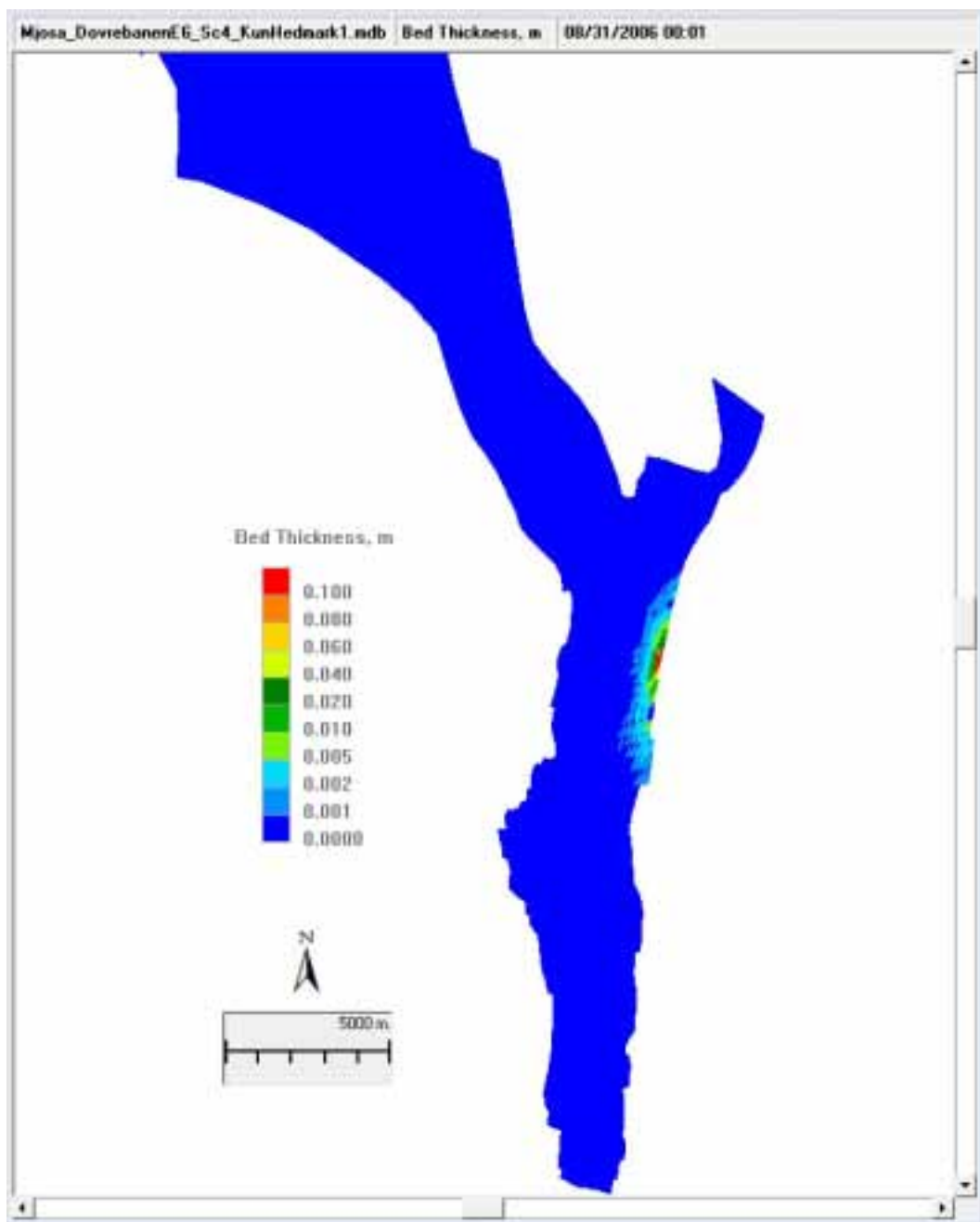
Figur 8 - Figur 17 viser eksempler på konsentrasjoner i et lengde-dyp tverrsnitt. Eksemplene viser hvordan massen hovedsakelig sedimenterer nær dumpeområdet og at de i større grad spres sørover mot Minnesund enn nordover mot Hamar. Etter at dumpingene opphører, reduseres konsentrasjonene betraktelig i overflaten i løpet av noen uker. De minste partiklene holdt seg imidlertid svevende i lave konsentrasjoner på dypt vann.

Figur 18 - Figur 27 viser modellerte konsentrasjoner i ulike profiler mens dumpingene finner sted og 9 måneder etter at dumpingene har opphørt. Tidsseriene gjelder for overflaten, nær bunnen og eventuelt på 50 eller 100 meters dyp. Profilene var lokalisert langs østre halvdel av innsjøen, der konsentrasjonene var høye, **Figur 8**. Felles for tidsseriene er at konsentrasjonene i overflaten varierer mye mer enn i dypere vannlag. Konsentrasjonene i overflaten økte mot dumpestedet. 10 km sør for dumpestedet (P2) varierte konsentrasjonene i overflaten mellom 0 og 8 mg/l. 5 km lenger nord (P3) varierte konsentrasjonene i overflaten mellom 0 og 20 mg/l. På begge stedene var konsentrasjonene på dypt vann jevnlig omkring 1 mg/l.

Like utenfor dumpestedet (P5) varierte konsentrasjonene mellom 0 og 8 mg/l. Det var følgelig liten transport på tvers av Mjøsa. På dypt vann var verdiene nær 1 mg/l. Også ved Tangen (P6) var konsentrasjoner mellom 0 og 8 mg/l vanlig i overflaten, samt 1 mg/l på dypt vann.

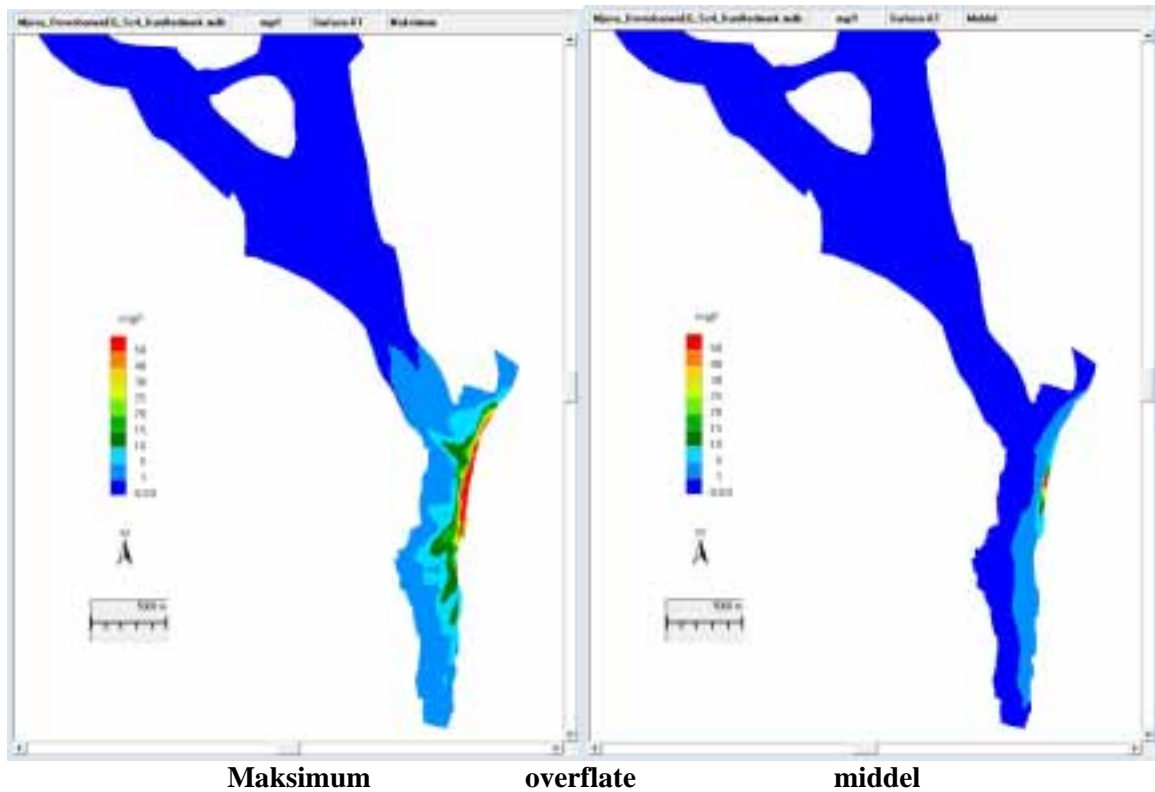
Ved Stange og Hamar vannverk ble konsentrasjonene i vannverksinntaket nær bunnen mindre enn 0,1 mg/l. Dette er en påvirkning lavere enn naturlige bakgrunnsverdier. Median partikkelkonsentrasjon i inntaksvannet til Stange og Hamar vannverk er i dag ca. 0,7 mg/l. Dumpingen forventes følgelig kun å representere en liten økning.

Partikler med diameter større enn 40 μm sedimenterte i dumpeområdet, **Figur 28**. Kun kornstørrelsesklassene med partikler diameter 6 μm eller lavere ble transportert lenger enn 10 km med konsentrasjoner over 1 mg/l.

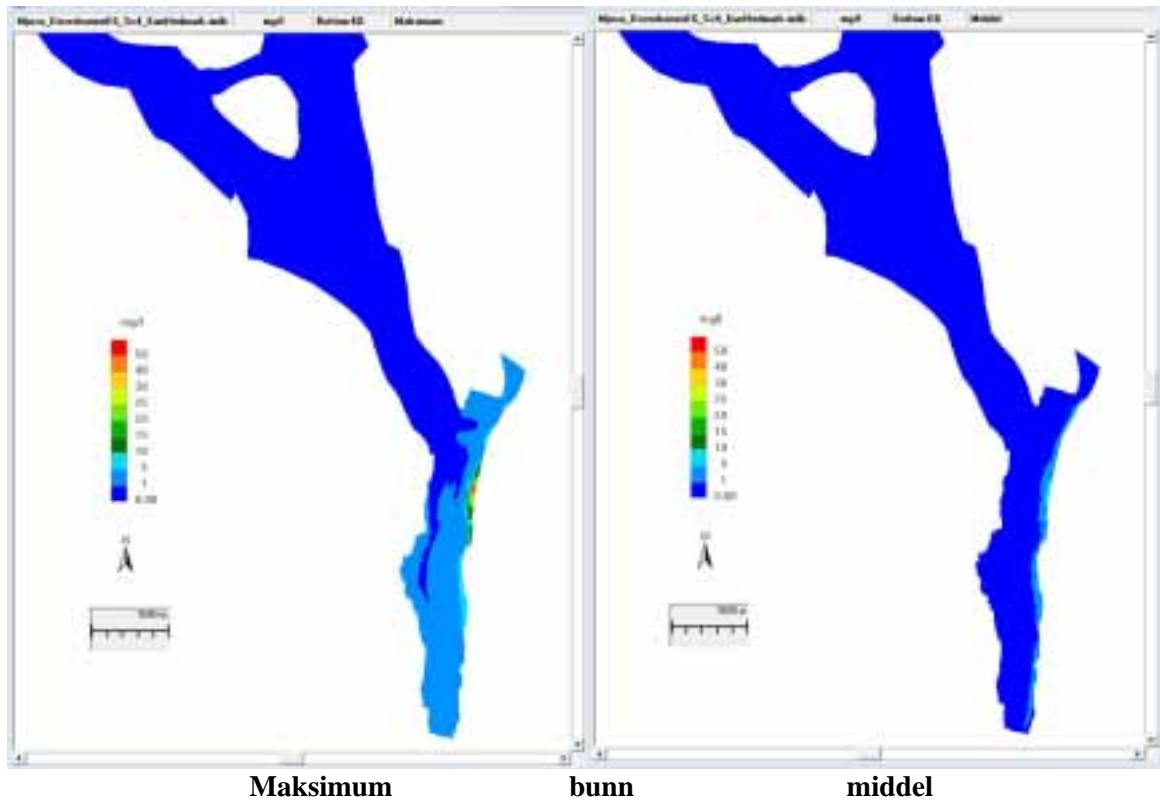


Figur 5. Størstedelen av massen som dumpes sedimenterer i løpet av noen kilometers transport. Beregnet tykkelsen avtok fra noen desimeter i utslippssonen til under 1 millimeter innen noen kilometer unna.

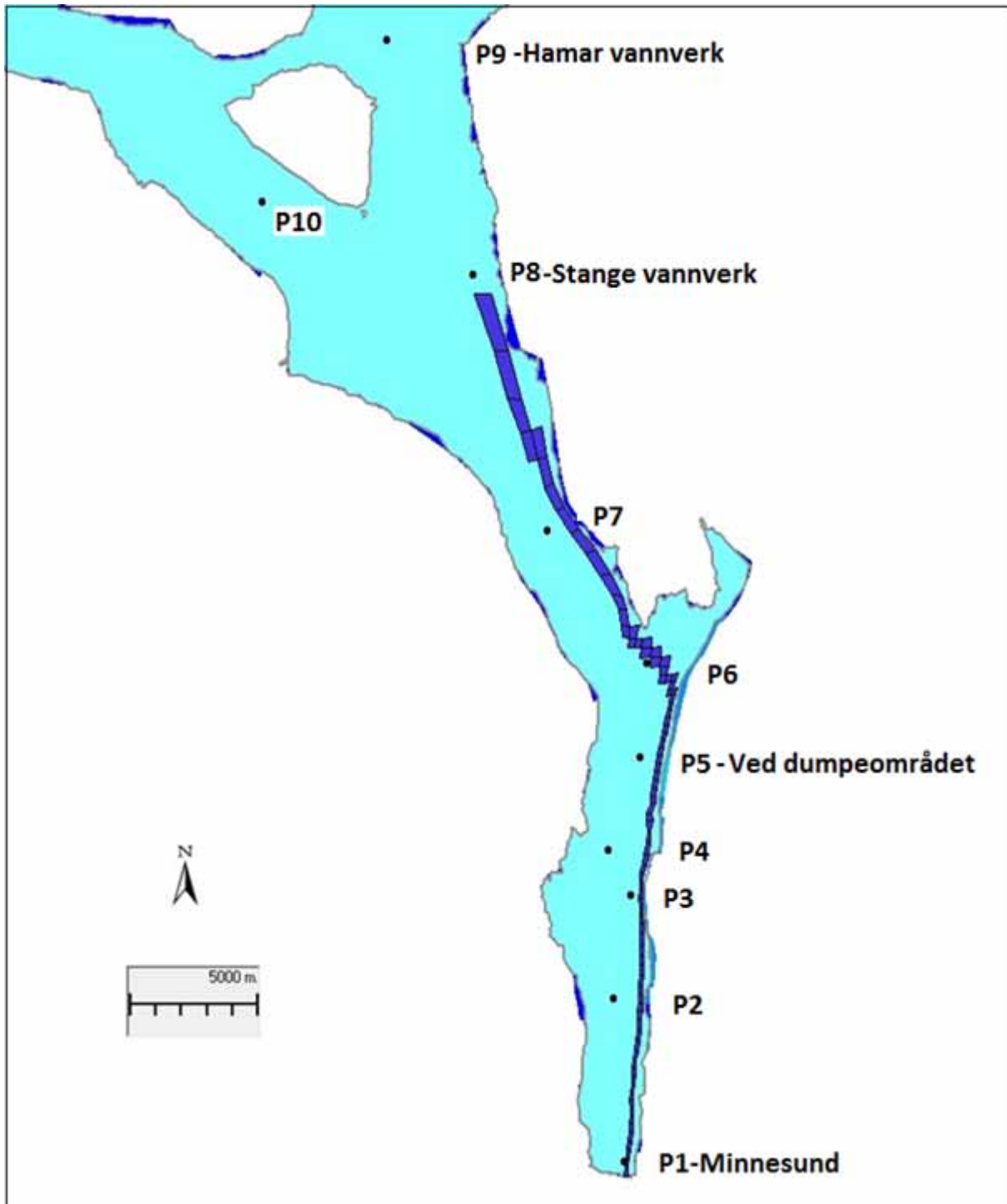
(I tillegg kommer den andre halvdel av massen som dumpes innenfor siltgardinet.)



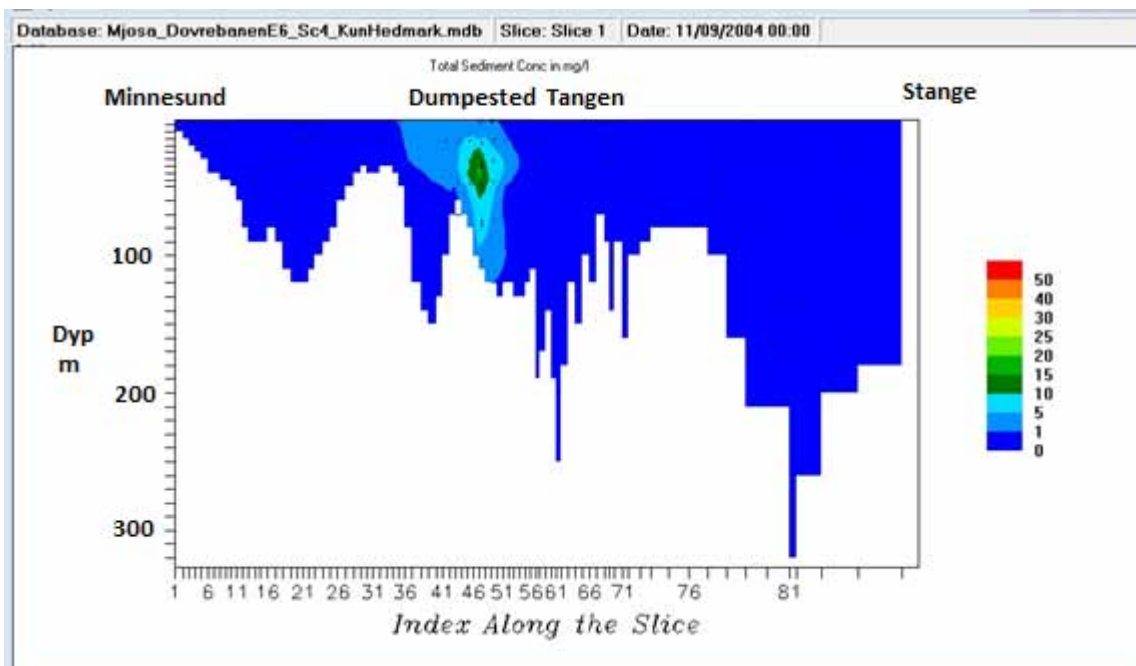
Figur 6. Maksimum og midlere konsentrasjoner av partikler i overflaten i perioden dumpeperioden 1. august 2004 - 1. nov 2005 (400 dager). Modellen viste at partiklene fortrinnsvis ble spredt i overflaten langs land i begge retninger, dvs. mot Minnesund og Tangen. I et område på opp til 5 km fra dumpestedet kan man i blant forvente konsentrasjoner over 50 mg/l (se maksimum), men vanligvis vil verdiene være lavere enn 5-10 mg/l (se middel).



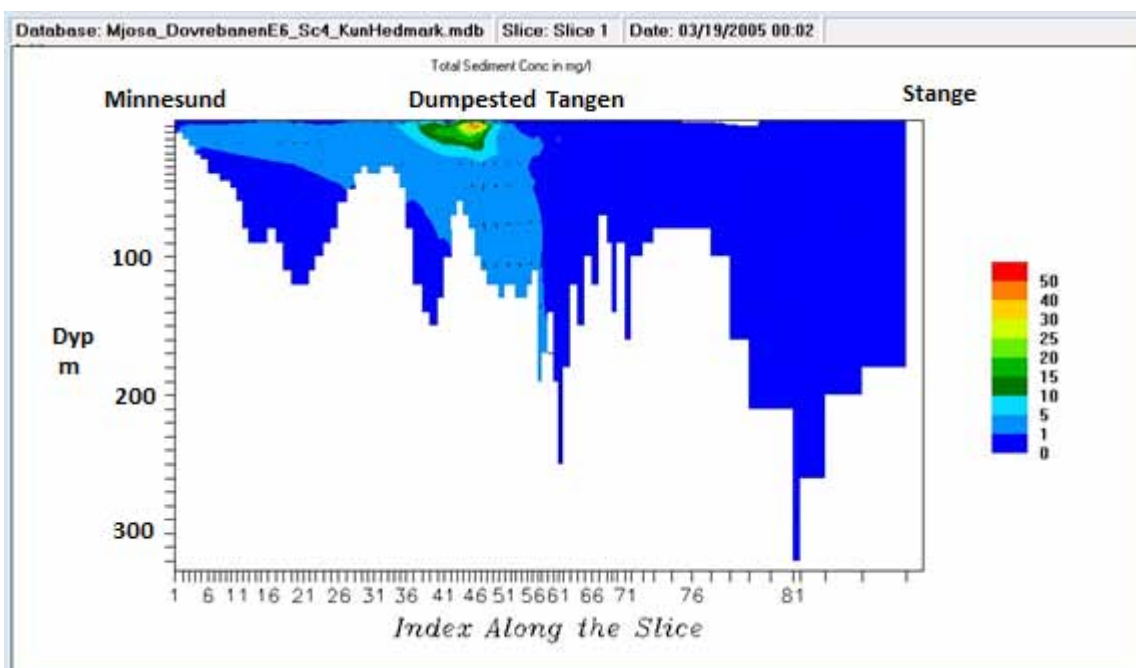
Figur 7. Maksimum og midlere konsentrasjoner av partikler nær bunnen i perioden 1. august 2004 - 1. nov 2005 (400 dager). Med unntak av området langs land nær dumpstedet forventes konsentrasjonene å bli lavere enn 5 mg/l.



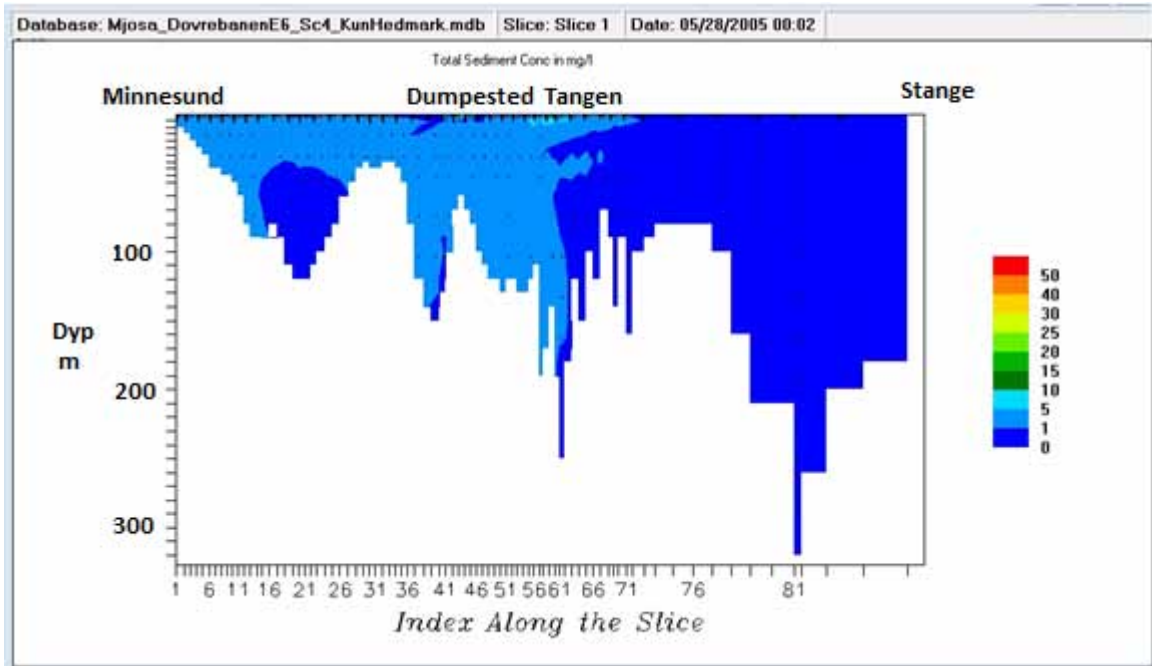
Figur 8. Lokalisering av lengdeprofilen og dybde profilene (P1-P10) som benyttes i de følgende figurene (9-28).



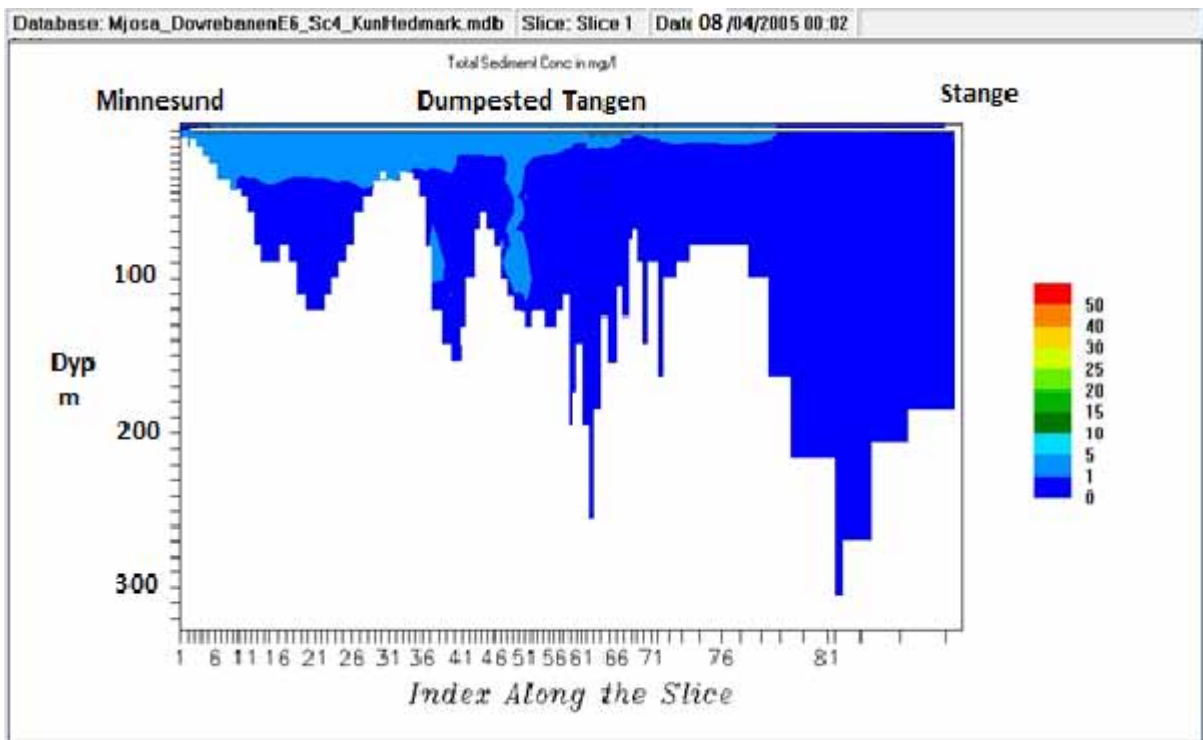
Figur 9. Eksempel på partikkelkonsentrasjon ved sirkulerende vannmasser i november. (Den horisontal skalaen er ikke lineær Index = gridavstand øker i avstand fra 100 m i sør til 1 km i nord.)



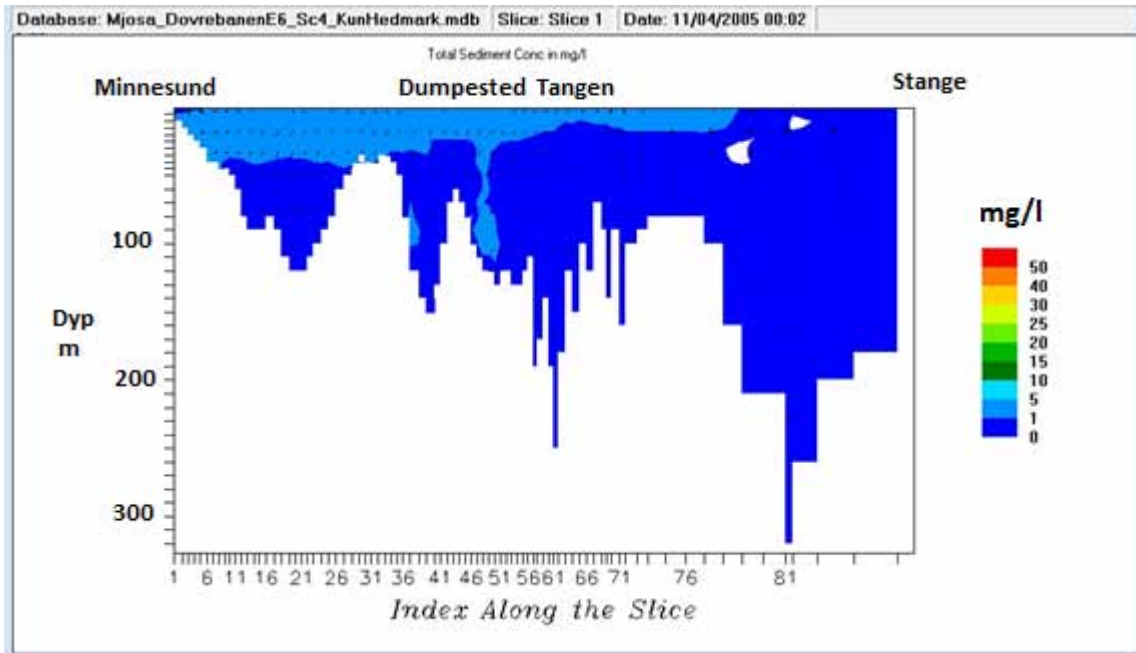
Figur 10. Eksempel på partikkelkonsentrasjon ved svakt sjiktede vannmasser i mars.



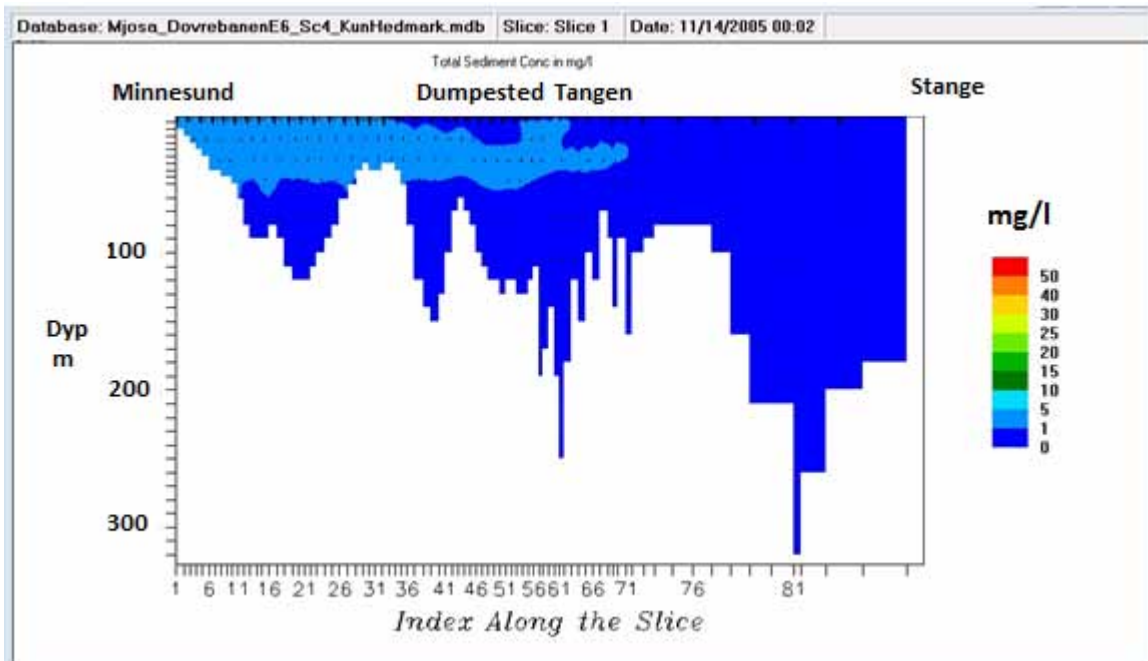
Figur 11. Eksempel på partikkelkonsentrasjon ved sirkulerende vannmasser i mai.



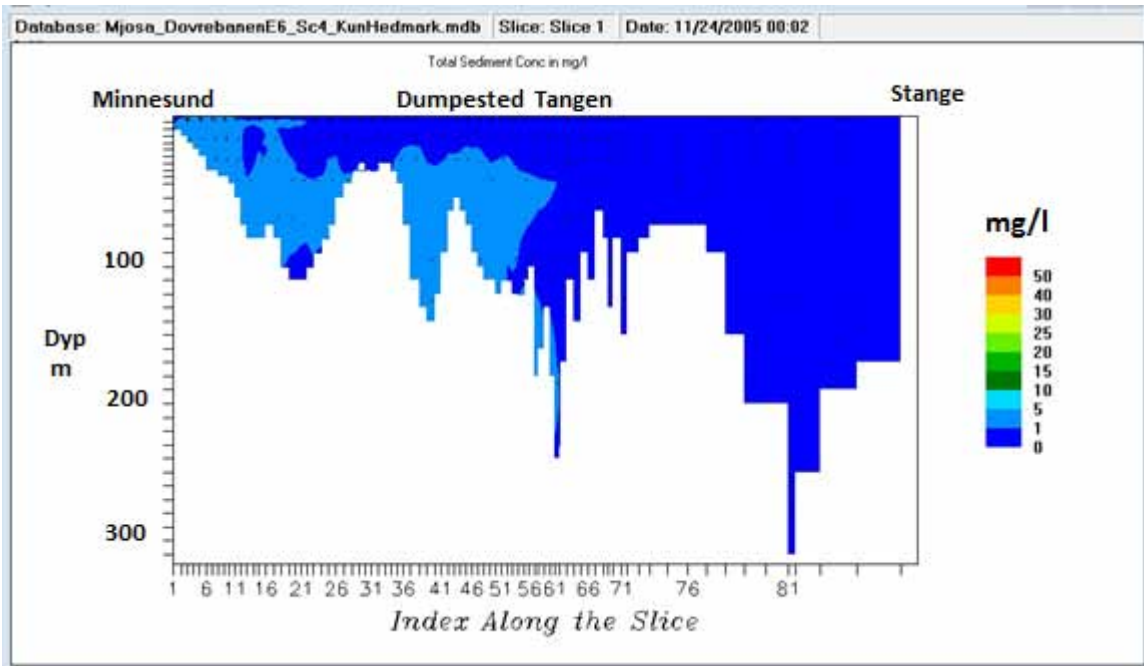
Figur 12. Eksempel på partikkelkonsentrasjon ved et godt utviklet sprangsjikt i august. De største partiklene med diameter over 30 μm sedimenterer nær dumpstedet. De mindre partiklene spres i overflatelagene både nord og sørover pga. gjennomstrømning og vind i disse retningene.



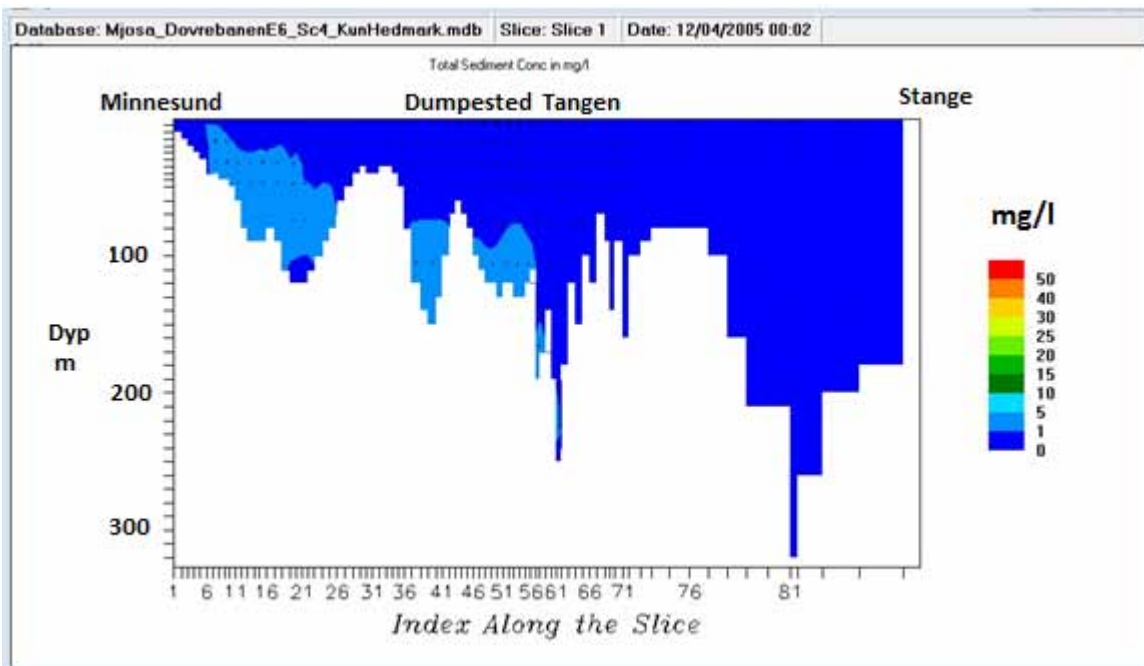
Figur 13. Eksempel på partikkelkonsentrasjon ved svakt sjiktede vannmasser i april



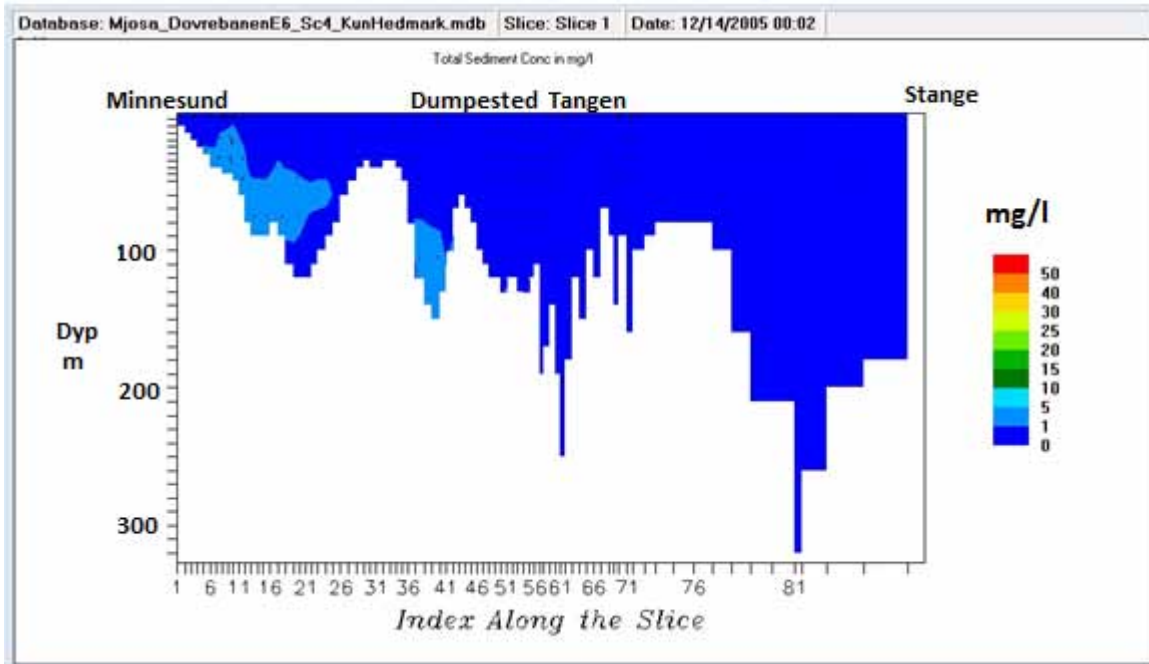
Figur 14. Eksempel på partikkelkonsentrasjon november 2005, 2 uker etter endt dumping.



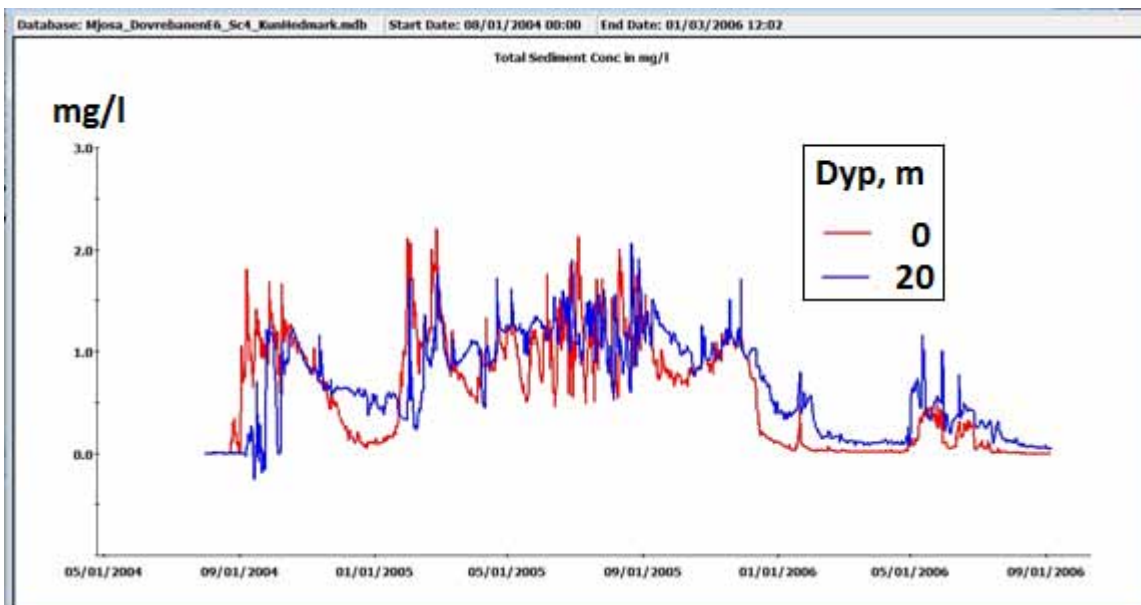
Figur 15. Eksempel på partikkelkonsentrasjon november 2005, 3 uker etter endt dumping.



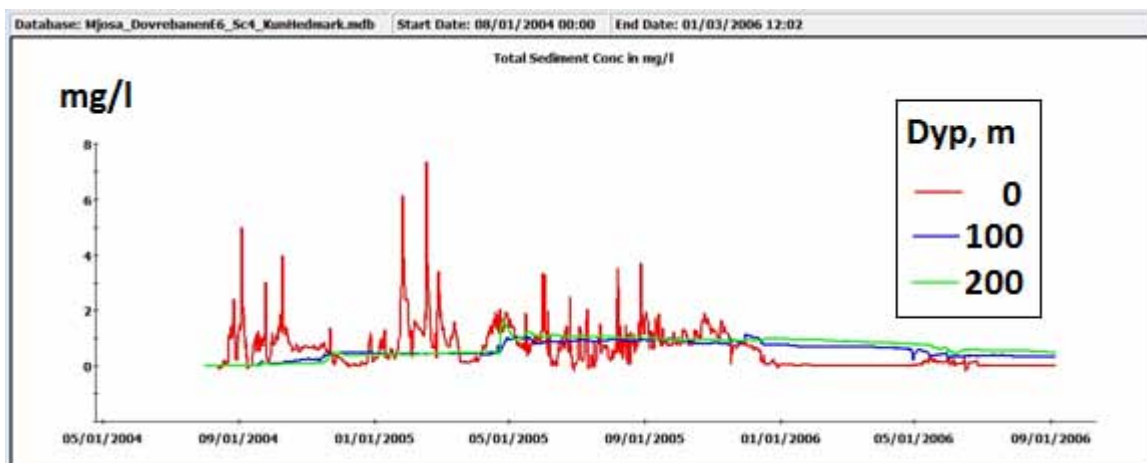
Figur 16. Eksempel på partikkelkonsentrasjon desember 2005, 5 uker etter endt dumping.



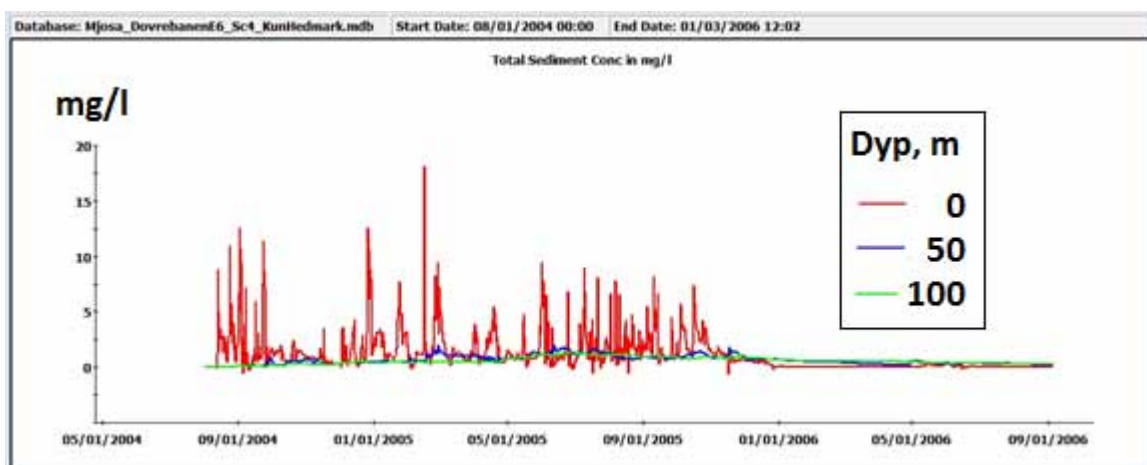
Figur 17. Eksempel på partikkelkonsentrasjon desember 2005, 6 uker etter endt dumping. Konsentrasjonene var betydelig redusert i overflatelagene, De minste partiklene holdt seg svevende på dypt vann, men i lave konsentrasjoner.



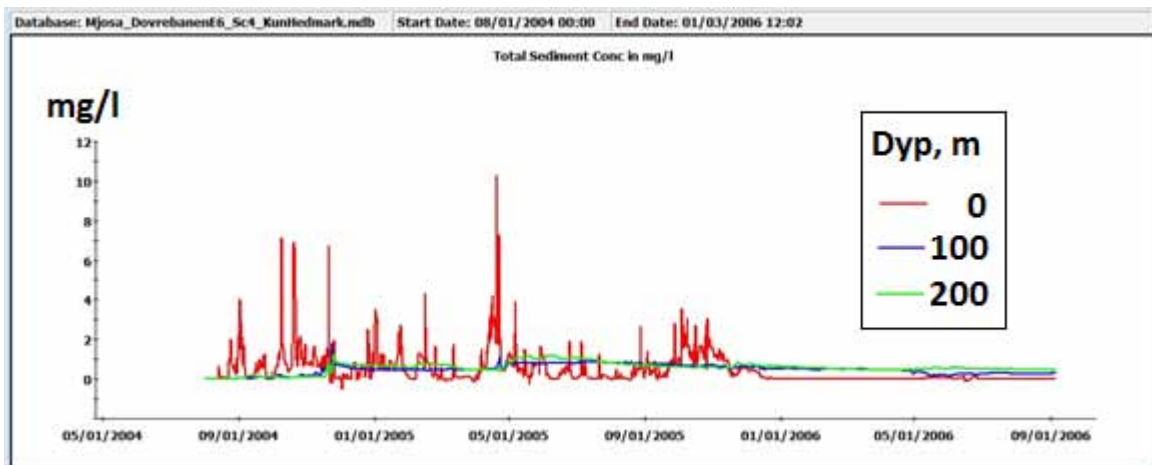
Figur 18. Profil P1-Minnesund. Profilet representerer også konsentrasjoner i Vorma ved utløpet av Mjøsa. Modellen viser at konsentrasjonene sjelden vil bli høyere enn 2 mg/l.



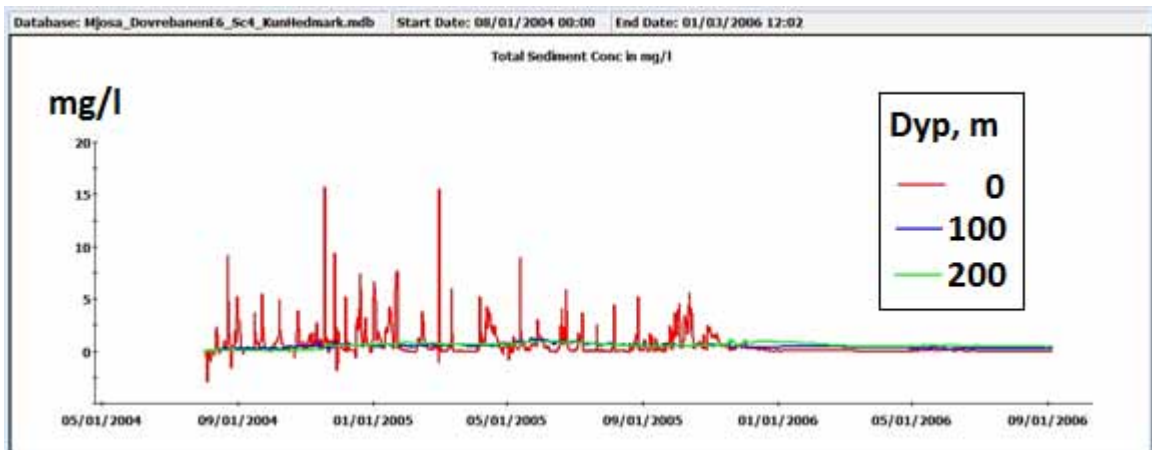
Figur 19. Profil P2. Konsentrasjonene i overflaten varierte mellom 0 og 8 mg/l. På dypere vann var verdier omkring 1 mg/l vanlig.



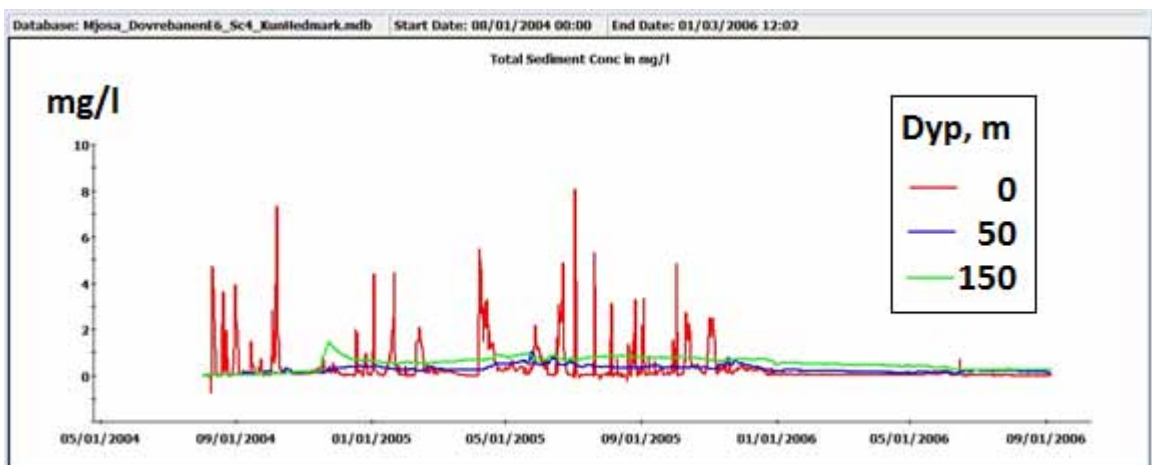
Figur 20. Profil P3- Sør for dumpstedet. Konsentrasjonene i overflaten varierte mellom 0 og 20 mg/l. På dypere vann var verdier omkring 1 mg/l vanlig.



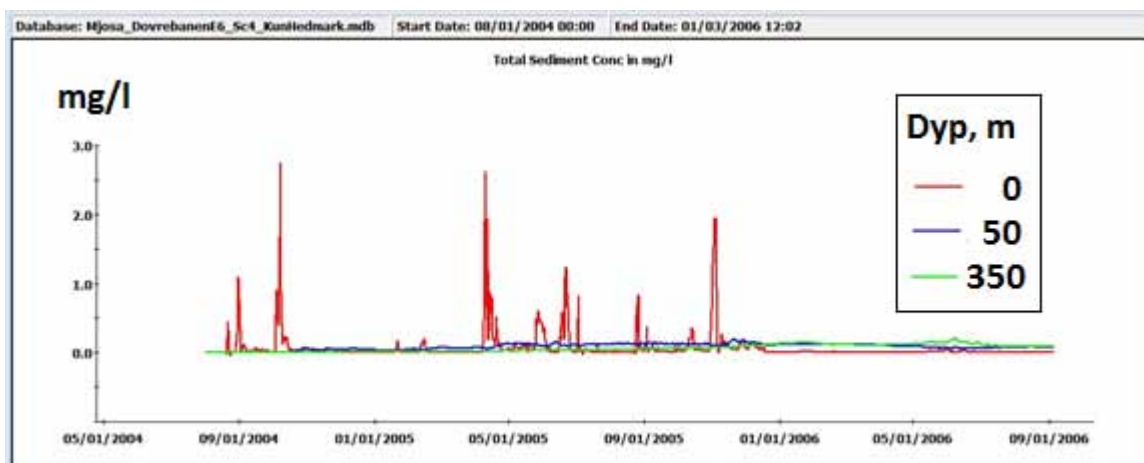
Figur 21. Profil P4 – Sørvest for dumpestedet. Konsentrasjonene i overflaten varierte mellom 0 og 10 mg/l. På dypere vann var verdier omkring 1 mg/l vanlig.



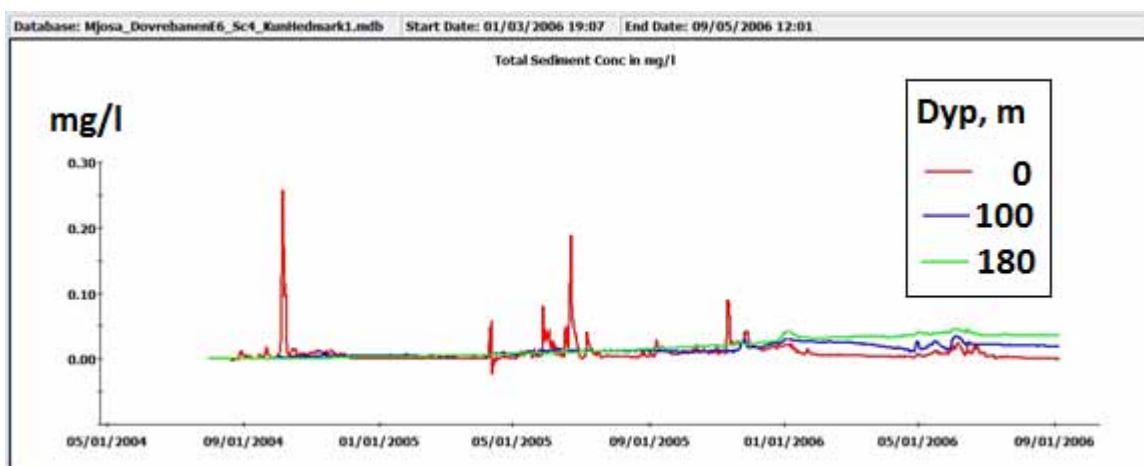
Figur 22. Profil 5 – Ved dumpeområdet. Konsentrasjonene i overflaten varierte mellom 0 og 8 mg/l. På dypere vann var verdier omkring 1 mg/l vanlig.



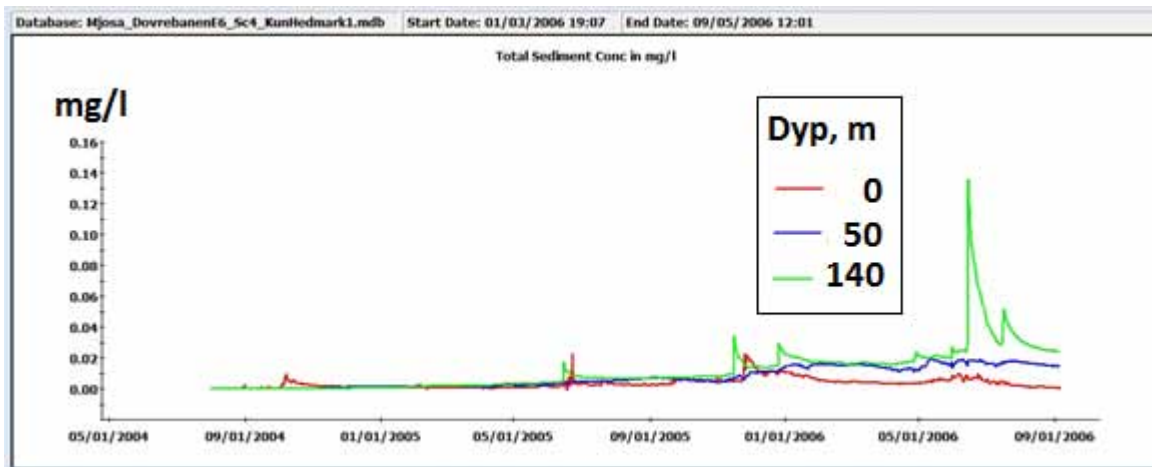
Figur 23. Profil 6 – Tangen. Konsentrasjonene i overflaten varierte mellom 0 og 8 mg/l. På dypere vann var verdier omkring 1 mg/l vanlig.



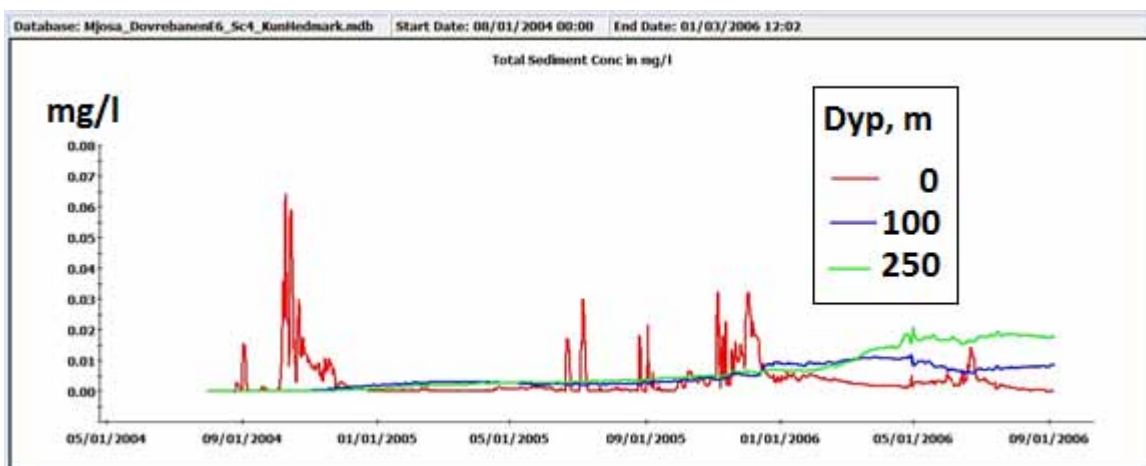
Figur 24. Profil 7. Konsentrasjonene i overflaten varierte mellom 0 og 3 mg/l. På dypere vann var verdiene under 1 mg/l.



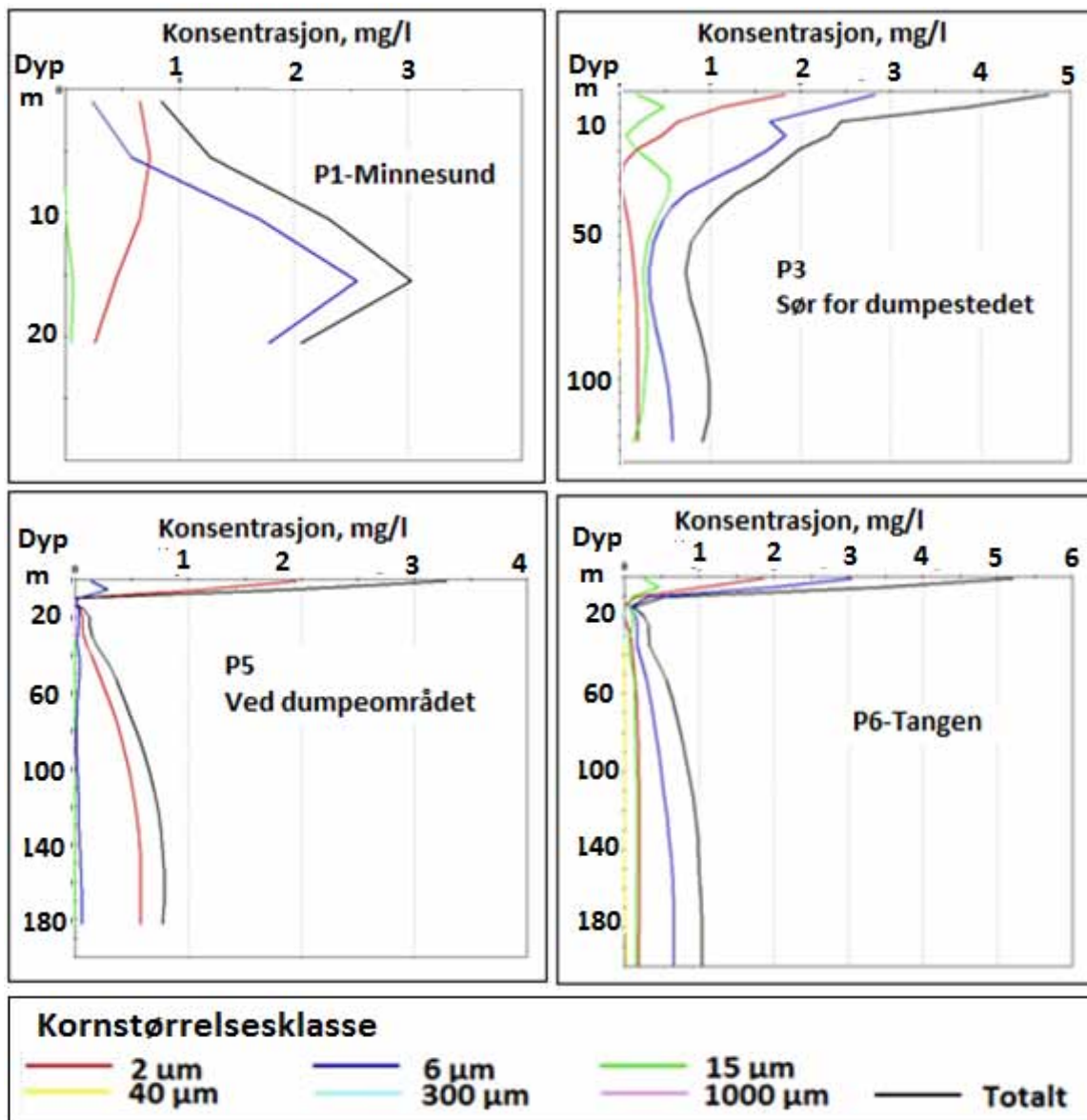
Figur 25. Profil 8 - Ved Stange vannverk. Konsentrasjonene i vannverksinntaket nær bunnen var under 0,1 mg/l.



Figur 26. Profil 9 - Ved Hamar vannverk. Konsentrasjonene i vannverksinntaket nær bunnen var under 0,14 mg/l.



Figur 27. Profil 10. Konsentrasjonene både i overflaten og ved bunnen var under 0,1 mg/l. Profilet representerer også vanninntakene på vestsiden av Mjøsa.



Figur 28. Partikler med diameter større enn 40 µm sedimenterte i dumpeområdet. Kun kornstørrelsesklassene med partikkel diameter på 6 µm eller mindre ble transportert lenger enn 10 km med konsentrasjoner over 1 mg/l.

2.1 Diskusjon

Konsentrasjonene av partikler i vannmassene er et resultat av mengden som dumpes, hvor det dumpes samt strøm og bølger som sprer partiklene over tid til andre deler av Mjøsa. Det er særlig små partikler som kan spres over lange avstander fra dumpingstedene også på store dyp. I overflaten nær dumpingstedene kan vi i stor grad forvente at spredningen er i likevekt med strømmene det siste døgnet. Det betyr at, bortsett fra nær selve dumpingstedene, er det ikke så viktig om massene dumpes kontinuerlig gjennom hele døgnet eller om det tas pauser.

Det er vanskelig å kvantifisere usikkerheten i beregningene. Våre beregninger gjelder det storstilte strøm- og spredningsforløpet. Beregning av strøm og temperatur forventes å være tilstrekkelig

pålitelig. Ved transport, sedimentasjon og særlig erosjon av partikler øker usikkerheten. Den største usikkerheten kan være kornfordelingen og usikkerheter knyttet til strømhastigheter i vannmassene. Det er store masser som skal fjernes og vanskelig å ta prøver som er representative. Dersom fordelingen er grovere, vil en større andel sedimentere nærmere dumpingstedene enn det vi har beregnet. Dersom partiklene er finere vil de påvirke et større område.

Vi har antatt at et siltgardin reduserer massetransporten til halvdelen. Dette er et usikkert anslag. I verste fall har en slikt gardin ingen effekt. Dermed blir alle konsentrasjoner dobbelt så store som de verdiene vi har presentert. I beste fall blir konsentrasjonene betydelig lavere.

Når vi dumper masse, antar vi i modellen at alle partiklene opptrer som adskilte enheter og passivt påvirkes av strøm, bølger og sedimentasjon som funksjon av kornstørrelse og tetthet. Dersom det dumpes en stor mengde samtidig kan det tenkes at partiklene danner klumper, påvirkes ved kollisjon av nærliggende partikler med større sedimentasjonshastighet mm. Det kan være nødvendig med en viss transportavstand før partiklene kan betraktes som passive enheter. Da det dumpes på grunt vann, kan en større del sedimentere enn det modellen beregner så sant de ikke resuspenderes av bølgeinduserte strømmer. Dette er ingen umulighet, da den strekningen av Mjøsa der dette skal skje er svært vindeksponert. Vi vil presisere at det er svært usikkert hvor mye av de massene som dumpes langs land vil forbli der når siltgarden fjernes.

Vi modellerte tidsserier for to år fra diverse profiler langs Mjøsa fra Minnesund til Hamar. De største konsentrasjonene av partikler fant sted i overflaten fra dumpingstedene og sørover mot utløpet ved Minnesund. Verdiene nær bunnen ble lavere. Konsentrasjonene nær overflaten varierte mye i tid fordi dette sjiktet er sterkt påvirket av vind. På dypt vann varierte konsentrasjonene i liten grad. Nordover mot Tangen og Hamar ble konsentrasjonene på dypt vann jevnt over høyere enn i overflaten. Dette skyldes transporttid på flere uker og måneder av de fineste partiklene med langsom sedimentasjonshastighet. Generelt sett viste modellen at disse ble ført sørover, sank ned og ført nordover med returstrømmer.

Vannverksinntaket til Stange vannverk er på ca. 180 m, mens inntaket til Hamar vannverk er på ca. 140 m. Modellen viste at det tok 8-9 måneder før inntakene ble påvirket. Påvirkningen, ca. 0,1 mg/l, er lavere enn naturlig bakgrunns verdier. Median partikkelkonsentrasjon i inntaksvannet til Stange og Hamar vannverk er i dag ca. 0,7 mg/l. Dumpingen forventes følgelig kun å representere en liten økning. Til sammenlikning blir verdier under 1,5 mg/l klassifisert som «Meget god» i følge Klifs generelle klassifisering av vannkvalitetstilstand (SFT 1997).

Det er de mest finkornete partiklene (mindre enn 6 µm) som kan spres over store områder og skape uønsket høye partikkelkonsentrasjoner. Det skal meget lave strømhastigheter til for å flytte disse, og følgelig er det vanskelig å hindre transport fra dumpingsområdet. På den annen side skaper de små problemer etter at de har sedimentert med tykkelse på noen få millimeter i sedimentet.

Dersom massene sedimenterer i bølgehøyde, vil det kunne oppstå erosjon og resuspensjon i disse massene. Laveste regulerte vannstand i Mjøsa er 119 moh. Dersom man ønsker at deponert i stor grad skal forbli der, bør overflaten ligge minst et par meter under denne grensen, gjerne ytterligere noen meter av hensyn til erosjon pga. høye strømhastigheter nær overflaten. Vi må regne med en gradvis resuspensjon og bunntransport mot større dyp. Pga. lave modellerte konsentrasjoner finner vi det ikke hensiktsmessig å gjøre spesielle modelleringer av erosjon og resuspensjon i disse massene.

3. Konsekvenser

Ved vurderingene av konsekvenser mener vi det særlig er to viktige forhold som peker seg ut og som vil bli viet størst oppmerksomhet her:

- Mulige effekter av partikkelforurensning på dyrelivet i søndre del av Mjøsa
- Mulige effekter mht. råvannskvaliteten til kommunale vannverk

Andre mulige konsekvenser som i mindre grad vil bli berørt her kan være: effekter mht. badevannskvalitet, effekter for utøvelse av fiske, eventuell påvirkning videre nedover i vassdraget (Vorma), effekter på vannkvaliteten til eventuelle mindre private vanninntak (hvis slike finnes) samt eventuelle effekter mht. naturopplevelse og friluftsliv.

I de følgende vurderingene tar vi utgangspunkt i at simuleringene av spredning og sedimentasjon av partikler, som følge av mudring og dumping av løsmasser i strandnære områder på østsiden av Mjøsa, gir et realistisk bilde av det som faktisk vil skjer når denne virksomheten iverksettes for fullt.

3.1 Konsekvenser overfor dyrelivet i søndre deler av Mjøsa

3.1.1 Kort beskrivelse av dyrelivet i søndre deler av Mjøsa

Beskrivelsen bygger i all hovedsak på data og opplysninger fra tidligere undersøkelser da det i denne sammenheng ikke er gjennomført noen omfattende kartlegging eller forundersøkelse av dyrelivet i dette området spesielt. I forbindelse med anleggsarbeidet for E6/Dovrebanen ble det imidlertid foretatt innsamling av flere bunndyrprøver utenfor Brøhaug sør for Morskogen i Eidsvoll i august og oktober 2011. Noen av de viktigste resultatene fra disse prøvene omtales her.

Mjøsa kan betraktes som ett sammenhengende økosystem. Selv om det vil være betydelige regionale forskjeller i faunasammensetningen bl.a. avhengig av dyp, tilgang på næring, grad av predasjon fra andre dyr, bunnsubstrat, vannvegetasjon osv., så vil mulighetene for spredning av arter innenfor Mjøsa som økosystem være store. Derfor er det rimelig å anta at kunnskap om dyrelivet i andre deler av Mjøsa i stor grad også er relevant for dyrelivet i de søndre delene av innsjøen som særlig vil bli berørt av anleggsarbeidet. Dyretetthet og biomasse dvs. produksjonsforholdene for forskjellige arter og grupper vil imidlertid kunne variere betydelig regionalt i innsjøen i likhet med i andre store innsjøer.

Det er rimelig å dele faunaen i Mjøsa i fire eller fem funksjonelle hovedgrupper:

1. Dyreplankton (zooplankton)
2. Bunnfauna (zoobenthos)
3. Istidskreps (glacialrelikte krepsdyr)
4. Fisk
5. Ferskvannskreps (edelkreps, *Astacus astacus*)

Disse gruppene er i større eller mindre grad knyttet sammen gjennom et komplekst næringsnett.

Dyreplankton

Dyreplanktonet omfatter encellede dyr, hjuldyr (Rotifera) og krepsdyrgruppene hoppekreps (Copepoda) og vannløpper (Cladocera). Encellede dyr og hjuldyr er i liten grad undersøkt i Mjøsa, mens krepsdyrplanktonets artssammensetning, individtetthet og biomasse har vært fulgt ved årlige undersøkelser siden 1970-tallet, gjennom overvåkingsprosjektet som i dag finansieres og administreres av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver. Prøver samles inn hver 14. dag i perioden fra

slutten av mai til slutten av oktober ved hovedstasjonen, over det dypeste punktet utenfor Skreia. Dyreplanktonet utgjør et sentralt ledd i stoffomsetningen i Mjøsa bl.a. ved at flere arter beiter på planktoniske alger, bakterier og/eller dødt organisk materiale. Den alt overveiende delen av totalbiomassen av krepsdyrplankton utgjøres av seks hoppekrepsarter og fem arter av vannlopper (Løvik mfl. 2012), hvorav flere av disse er sentral føde for planktonspisende fiskeslag som krøkle, lågåsild og sik (Kjellberg og Sandlund 1983).

Ved hovedstasjonen har middelbiomassen av krepsdyrplankton blitt redusert med ca. 40 % fra 1970-tallet til den senere tid (fra ca. 1,7 g tørrvekt pr m² til ca. 1,0 g tørrvekt pr. m²) (Løvik mfl. 2012). Hovedårsaken til reduksjonen er sannsynligvis at biomassen av planteplankton har blitt sterkt redusert som følge av de gjennomførte tiltakene for å redusere tilførslene av næringsstoffer til Mjøsa. Det vil si at det er en såkalt «bottom up»-regulering av totalbiomassen av dyreplankton. I **Tabell 3** er det gitt sesongmiddelverdier (juni-oktober) over konsentrasjonen av total-fosfor, algemengde målt som klorofyll-*a* og siktedyp for de tre siste åren der det bl.a. finnes observasjoner fra en prøvestasjon sør i Mjøsa (Morskogen). Disse verdiene indikerer at produktiviteten mht. algebiomasse i de frie vannmasser har ligget på omtrent samme nivå eller litt lavere sør i Mjøsa sammenlignet med f.eks. ved hovedstasjonen (Skreia). Verdiene for siktedyp viser at søndre deler av Mjøsa har vært preget av klart vann, med middelverdier for siktedyp i området 8,7-10,8 m.

Tabell 3. Middelverdier for total-fosfor, algemengde (klorofyll-*a*) og siktedyp i vekstsesongen for alger (juni-oktober) ved fire prøvestasjoner i Mjøsa etter Mjøsaksjonen.

			Kise	Furnesfjorden	Skreia	Morskogen
Total-fosfor	µg/l	1993	5,4	4,6	5,4	4,4
	µg/l	2001	7,0	5,9	5,3	5,3
	µg/l	2006	4,0	4,8	3,0	3,3
	µg/l	Middel	5,5	5,1	4,6	4,3
Klorofyll- <i>a</i>	µg/l	1993	1,9	2,4	2,3	1,9
	µg/l	2001	3,1	3,1	2,2	2,4
	µg/l	2006	2,7	2,7	2,1	1,6
	µg/l	Middel	2,6	2,7	2,2	2,0
Siktedyp	m	1993	8,2	8,1	9,0	10,3
	m	2001	7,8	7,3	9,0	8,7
	m	2006	8,5	8,5	9,8	10,8
	m	Middel	8,2	8,0	9,3	9,9

Det er sannsynlig at krepsdyrplanktonet sør i Mjøsa i hovedsak består av de samme artene som ved hovedstasjonen, selv om dominansforholdet mellom artene kan være noe forskjellig. Undersøkelser på 1970-tallet viste at andelen hoppekreps i forhold til vannlopper var relativt sett noe større i sør (stasjon Morskogen) enn f.eks. ved stasjon Skreia, og at individtettheten av krepsdyrplankton var noe lavere ved Morskogen enn ved hovedstasjonen Skreia (Holtan mfl. 1979).

Istidskreps

Dette er en gruppe relativt store krepsdyr med naturlig utbredelse begrenset til vannforekomster nedenfor marin grense (høyeste havnivå). Innvandringen til disse innsjøene har trolig skjedd i forbindelse med den siste istidens avsmeltingsforløp, fra områder i øst via en serie isdemte ferskvannssjøer langs innlandsisens kant i Baltikum og Russland (Kinsten 2010 m. ref.). I Mjøsa omfatter dette trollistidskreps (*Gammaracanthus lacustris*, synonym *Relictacanthus lacustris*), firetornet istidskreps (*Pallasea quadrispinosa*), mysis (*Mysis relicta*) og flammekreps (*Limnocalanus lacustris*). Disse dyrene har stor økologisk betydning ikke minst som fødeorganismer for flere av Mjøsas fiskearter (Kjellberg og Sandlund 1983).

Gammaracanthus lacustris tilhører gruppen amfipoder, den er den største av istiskrepsene i Mjøsa og kan trolig nå en lengde på opp til 35 mm. Arten gjennomfører trolig vertikale døgnvandring, den står nær bunnen på dagtid og opptre i pelagialen på nattetid. Den påtreffes også sporadisk i små antall i vertikale håvtrekkprøver fra sjiktet 0-120 m innhentet på dagtid. *Gammaracanthus* ernærer seg særlig av mysis, *Pallasea*, vannlopper og hoppekreps (Kinsten 2010, Kjellberg og Sandlund 1983).

Pallasea quadrispinosa tilhører også gruppen amfipoder. Av utseende kan den minne om marflo, og den kan bli opptil ca. 27 mm. Det latinske artsnavnet har den fått av at den på bakkroppen har fire tydelige torner. *Pallasea* kan ikke rent sjelden påtreffes i Mjøsa på grunt vann helt inn til strandkanten. Arten er omnivor og spiser bl.a. kiselalger og andre alger, hjuldyr, fjærmygglarver, vannlopper, hoppekreps og detritus (Kinsten 2010 m. ref.). Vertikalvandring kan forekomme. *Pallasea* er viktig næringsdyr for krøkla.

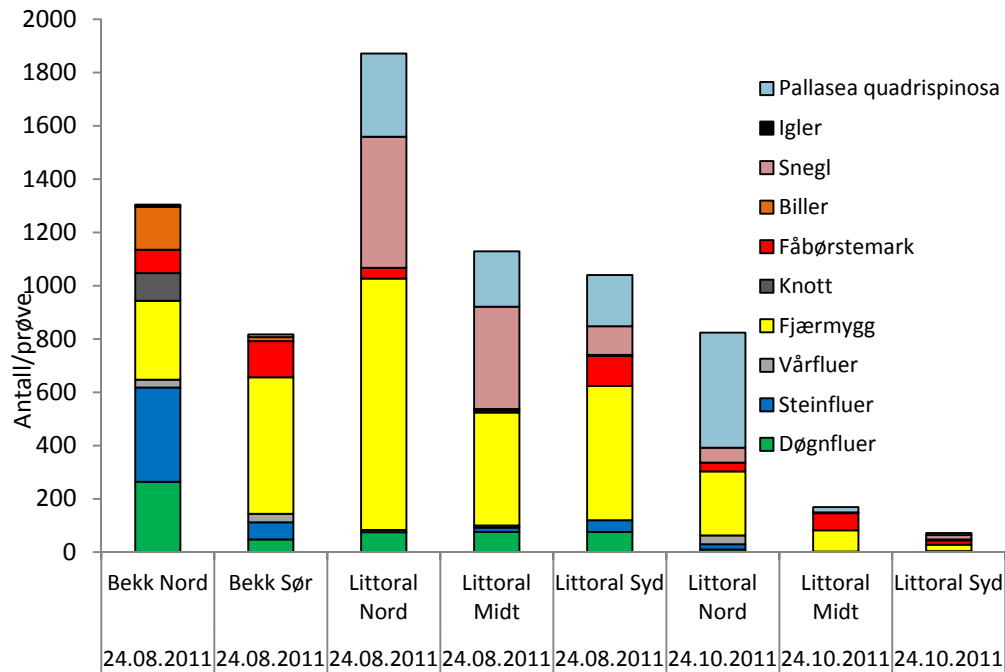
Pungreken *Mysis relicta* kan nå en lengde på opp til 20-25 mm. Den har utpregede vertikale vandring. På natten befinner den seg relativt høyt i vannmassene der den ernærer seg på planteplankton, dyreplankton eller pollen, for så å bevege seg ned på større dyp når dagen gryr (Kjellberg og Sandlund 1983, Kjellberg mfl. 1991). Arten gjennomfører trolig også horisontale vandring inn mot grunne, litorale områder om vinteren/våren. Tidsutviklingen mht. individtetthet og biomasse av mysis har vært overvåket ved hovedstasjonen siden 1970-tallet. Biomassen har gjennomgått betydelige svingninger i perioden. Middelbiomassen i årene 1976-1980 er beregnet til 289 mg tørrvekt pr. m², mens den for femårsperioden 2007-2011 er beregnet til 186 mg tørrvekt pr. m², dvs. en reduksjon på 36 % (Løvik mfl. 2012). Mysis representerer viktig næring for bl.a. krøkle.

Limnocalanus macrurus er en relativt stor calanoid hoppekreps (opp til 2,5-2,8 mm), men den er betydelig mindre enn de andre istidskrepsdyrene i Mjøsa. *Limnocalanus* regnes som en del av dyreplanktonet, og tidsutviklingen i biomasse og individtetthet har blitt fulgt ved hovedstasjonen siden 1970-tallet. Biomassen ser ut til å ha blitt noe mindre i den senere tid enn den var da Mjøsa var mer overgjødset på 1970-tallet. *Limnocalanus* utgjør viktig føde særlig for lågåsild og krøkle.

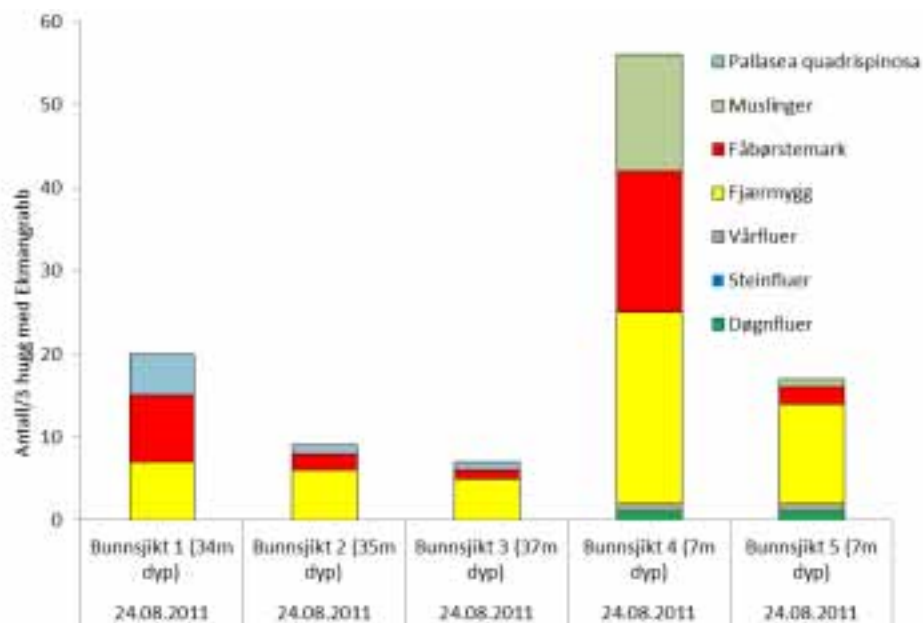
Bunnfauna

Bunnfaunaen i Mjøsa i dypområdene ble kartlagt ved prøver fra et betydelig antall lokaliteter i 1975 (Holtan mfl. 1979). Prøvene ble tatt fra dypområdene ca. 20 m, ca. 50 m og dypere (maks 445 m). Faunaen var dominert av gruppene fåbørstemark (Oligochaeta) og fjærmygglarver (Chironomida) som ble funnet så langt ut som på 445 m dyp. I den sørlige delen (sør for Tangen) dominerte som regel gruppen fjærmygglarver i de grunnere områdene (20 m og 50 m), mens fåbørstemark var den dominerende på dyp over 50 m. Ved siden av de nevnte gruppene ble gruppene rundorm (Nematoda), istidskreps (*Pallasea* og *Mysis*) og ertemuslingen *Pisidium* funnet. Mjøsas bunnområder ble beskrevet som generelt lite produktive med hensyn til individantall og biomasse, og de sørlige områdene var generelt blant de med lavere individantall og biomasse. Faunaen var dominert av arter som indikerte oligotrofe (næringsfattige) forhold, dvs. arter med et høyt oksygenkrav og som foretrekker bunnområder med lavt innhold av organisk materiale.

Figur 29 viser faunasammensetningen på tre lokaliteter i strandsonen (litoralsonen) av Mjøsa ved Brøhaug mellom Espå og Minnesund i august og oktober 2011 samt på to bekkelokaliteter der disse renner ut i Mjøsa ved Brøhaug i august 2011. Prøvene er samlet inn ved hjelp av standard sparkehåv. **Figur 30** viser faunasammensetningen på fem lokaliteter i dypsonene ca. 7 m og ca. 34-37 m. Disse prøvene ble samlet inn ved hjelp av Ekman-grabb. Både håv- og grabbprøvene ble samlet inn i tilknytning til de pågående anleggsarbeidene på E6/Dovrebanen.



Figur 29. Sammensetning av hovedgrupper i bunndyrsamfunnet i littoralsonen og i tilløpsbekker til littoralsonen i Mjøsa ved Brøhaug. Data er fra sparkeprøver tatt 24.8 og 24.10 i 2011 (<http://me.ngi.no>).



Figur 30. Sammensetning av grupper i bunndyrsamfunnet i Mjøsa utenfor Brøhaug. Data er fra grabbprøver tatt 24.8 i 2011 (<http://me.ngi.no>).

Robert Karlson (2009) har foretatt en kartlegging av insektfaunaen mht. døgnfluer, steinfluer, vårfluer og øyestikkere langs strandkanten av Mjøsa, herunder på 11 lokaliteter sør for Tangen.

Det ville være av stor verdi om det kunne gjennomføres en kartlegging av sedimenttyper (f.eks. organisk innhold) og bunnfauna (sammensetning og individtetthet) på et antall lokaliteter i forkant av mudring og deponering av masser, samt etter at arbeidet er avsluttet og evt. seinere for å vurdere rekolonisering/gjenetablering av bunnfauna. Bunndyrprøvene fra august og oktober 2011 er fra et meget begrenset område og kun ut til ca. 37 m dyp, mens mudringen og massedeponeringen vil berøre betraktelig større områder og både grunne og områder og større dyp.

Fisk og kreps

Den pelagiske fiskebestanden i Mjøsas frie vannmasser domineres av krøkle og lågåsild og med mindre innslag av sik (Kjellberg og Sandlund 1983, Qvenild 2010). Ekkoloddderegistreringer utført fra Skibladner i de senere årene viser at fisketettheten i pelagialsonen synker noe sørover i Mjøsa, at det er et tynnere belte med fisk, og at dette står noe dypere i sør enn i de sentrale og mer nordlige områdene (Atle Rustadbakken, pers. oppl.). Disse observasjonene er i tråd med observasjonene av planteplankton, dyreplankton og bunndyr som indikerer at de sørlige områdene av innsjøen trolig er litt mindre produktive enn områder lenger nord.

Krøkle og lågåsild er hovedføden til den storvokste og berømte mjøsørreten i dens oppvekstområde i Mjøsa. Mjøsørret og lågåsild gyter på elv, mens krøkla gyter på grunner i Mjøsa. Harren er en tidlig vårgyter i bekker og elver. Blant andre av Mjøsas 20 fiskearter hvor gytingen foregår helt eller delvis i selve innsjøen kan nevnes abbor, hork, gjedde, lake, hornulke og karpefiskene. For flertallet av disse er gytingen trolig begrenset til grunnere områder. Vi har ikke oversikt over omfanget av gruntområder som eventuelt fungerer som gyteområder i søndre deler av Mjøsa, men bortsett fra Tangenvika er store deler av dette området av Mjøsa preget av relativt bratte kanter ut mot dyp på 100 m og mer.

I Tangenvika finnes en bestand av ferskvannskreps etter utsettinger i Vikselva på slutten av 1800-tallet (Nashoug 2003, Qvenild 2010) og muligens også dammusling

3.1.2 Generelt om mulige effekter av partikkelforurensning

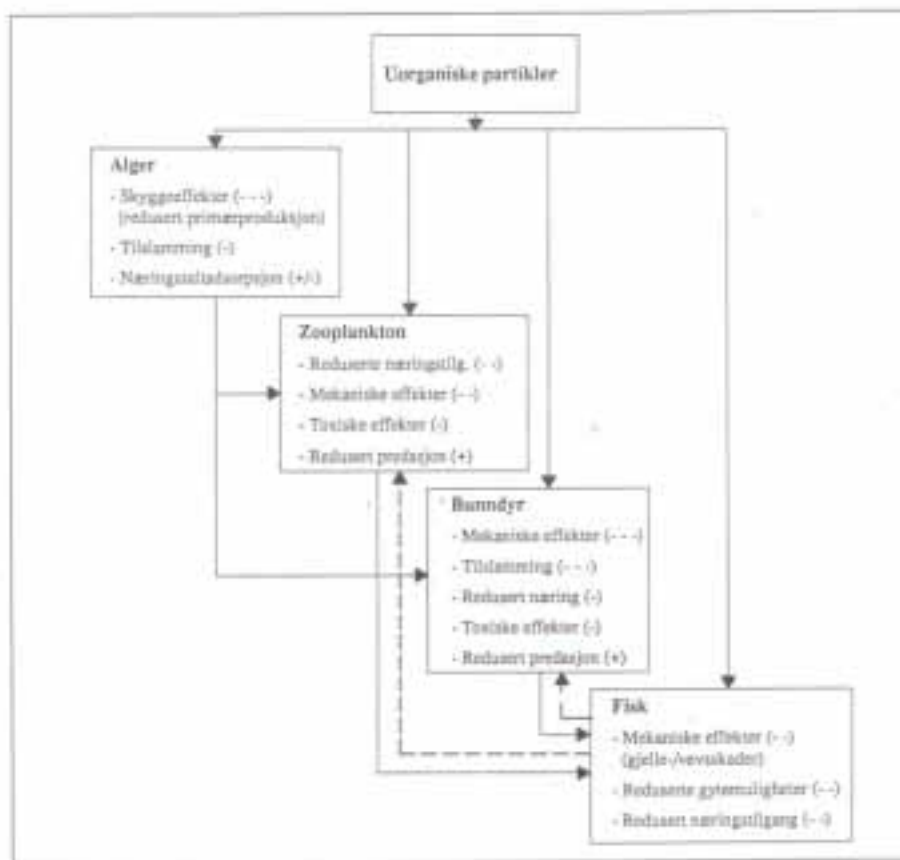
Det som omhandles her, er biologiske effekter av uorganiske partikler i vann. Beskrivelsen bygger i hovedsak på oversiktsartikler om partiklers virkning på organismer i vann av Hessen (1988), Grande (1987) og «guidelines» fra CCME (Canadian Council of Ministry of the Environment 1999/2002), samt referert litteratur i disse. Vi har også tatt i betraktning effekter fra flommer med stor partikkeltransport til Mjøsa i de senere årene (spesielt «Vesleofsen» i 1995 og «pinseflommen» i 2011).

Det er i første rekke to hovedtyper av partikler som er aktuelle i tilknytning til anleggsvirksomhet som veg- og jernbaneutbygging (jf. Hessen 1988):

- Leirpartikler, f.eks. breslam eller erosjonsmateriale fra marine løsavsetninger
- Nydannede partikler, særlig fra sprengningsarbeid

Leirpartiklene er avrundede, mens nydannede partikler ofte kan være kantete og flisete, noe som har stor betydning for de rent fysiske effektene på biota. Generelt kan en si at leire- og siltpartikler i utgangspunktet er mindre direkte skadelige overfor plante- og dyrelivet enn nydannede partikler. Naturlig dannede partikler kan likevel forårsake betydelig skade f.eks. ved at de fører til økt dødelighet og redusert rekruttering av byttedyr (zooplankton/bunndyr), dårligere sikt og dermed vanskeligere forhold for fisk som jager ved hjelp av synet, nedslamming av gyteplasser osv. **Figur 31** gir en skjematisk framstilling av effekter av uorganiske partikler på ulike ledd eller nivå i et innsjøkosystem (Hessen 1988). Gruppen istidskreps er ikke nevnt spesielt her, men disse må en anta i store trekk vil bli utsatt for effekter tilsvarende de effektene som er nevnt overfor zooplankton og bunndyr, avhengig av de enkelte artenes levevis. Når en skal vurdere effektene av partikler i en innsjø, er forhold som konsentrasjon, størrelse og form av partiklene viktige elementer.

Effektene av uorganiske partikler overfor biota er i det alt vesentlige negative, i større eller mindre grad. Redusert predasjon fra høyere ledd i næringskjeden pga. høy turbiditet (vanskeligere å fange bytte ved hjelp av syn) oppveier ikke de negative effektene. Generelt ser bunndyr ut til å bli påvirket i sterkere grad enn zooplankton. De fleste undersøkelsene av bunndyr konkluderer med fra moderat nedgang i bunndyrtettheten til total utryddelse av bunndyrsamfunnet pga. direkte mekaniske effekter, tilslamming av leveområder, redusert tilgang på næring og/eller eventuelle toksiske effekter. Zooplanktonarter med et ikke selektivt fødeinntak (f.eks. de fleste arter av vannlopper) vil kunne få problemer med redusert næringsopptak og økt egenvekt ved høye partikkelkonsentrasjoner. Arruda mfl. (1983) påviste ikke store effekter på næringsopptaket hos to *Daphnia*-arter ved partikkelkonsentrasjoner opp til 10 mg/l, men markerte negative effekter ved konsentrasjoner på 100 mg/l og høyere.



Figur 31. Generalisert skjema som viser effekter av partikler på ulike biologiske nivå. Piler mellom bokser viser effekter via næringskjedene. Graden av negativ (-) eller positiv (+) effekt er indikert ved ett, to eller tre tegn. Stiplede linjer fra fisk til zooplankton og bunndyr indikerer redusert predasjonstrykk som følge av nedsatt siktbarhet. Gjengitt fra Hessen (1988).

Det finnes flere eksempler på store negative effekter av økt partikkelkonsentrasjon på fiskebestander og deres næringsdyr bl.a. fra reguleringsmagasiner i Norge. Men det er også kjent at ulike fiskearter kan klare seg relativt bra i innsjøer med periodevis høyt innhold av leirpartikler i vannmassene (f.eks. Gjende, Vågåvatnet og Losna), selv om dette bidrar til en nedsatt produksjon av næringsorganismer internt i innsjøen (pers. oppl. O. Hegge, Fylkesmannen i Oppland). I en stor innsjø som Mjøsa kan en forvente at i alle fall deler av fiskebestandene kan unngå de verste konsekvensene ved å forflytte seg fra områder med høye konsentrasjoner til områder med lavere konsentrasjoner av partikler. Dette vil i sin tur kunne føre til økt fisketetthet og økt konkurranse om næringen i de områdene fisken forflytter

seg til. Egg, yngel og mer stasjonær voksen fisk i de mest påvirkede områdene vil kunne bli mer direkte og til dels sterkt negativt påvirket av høyt partikkelinnhold og tilslamming av bunnområder, samt av redusert tilgang på næring i form av zooplankton, istidskreps, bunndyr og annen fisk. Effekter mht. produktiviteten blant primærprodusenter (alger og høyrere planter), sekundær- og tertiærprodusenter (dyreplankton, bunndyr og istidskreps) vil indirekte påvirke produktiviteten og strukturen i fiskesamfunnet. Mer direkte effekter omfatter klogging og skader på gjeller, adferdseffekter, effekter på motstand mot sykdommer, skader på gyteplasser og andre habitatforandringer, fysiske endringer som vanskeliggjør utvikling av egg og yngel etc. (CCME 1999/2002). Laksefisk er de artene som er minst tolerante overfor økt partikkelkonsentrasjon, mens gjørs (finnes ikke i Mjøsa) og de fleste artene av karpefisk er tilpasset omgivelser med høy partikkelkonsentrasjon (Hessen 1988).

3.1.3 Tilslamming i Mjøsa i forbindelse med flompåvirkning

Partikkelspredningen som kan forventes ved den planlagte mudringen, kan til en viss grad sammenlignes med den partikkelspredningen som skjer i Mjøsa i forbindelse med store flommer i tilløpselvene. Det er spesielt flommer i den største tilløpselva, Gudbrandsdalslågen, og dernest i den nest største tilløpselva, Gausa, som er kjent for å påvirke Mjøsas vannmasser med høye partikkelkonsentrasjoner. I slike situasjoner er det særlig de nordlige områdene av innsjøen som blir sterkt berørt, men de fineste partiklene kan spres gjennom store deler av Mjøsa og videre ned i Vorma. I **Tabell 4** er sammenlignende verdier gitt for turbiditet og suspendert stoff i Mjøsa under en «normalsituasjon» og under storflommen i 1995.

Tabell 4. Variasjonsområder for turbiditet i ulike deler av Mjøsas vannmasser under «normale» forhold og under storflommen i 1995 («Vesleofsen»). Kilder: Stårvik mfl. (1996), Løvik mfl. (2012). Verdier for suspendert stoff avledet fra turbiditet i forholdet 3:1, i henhold til CCME (1999/2002).

Område av Mjøsa	Vanlig variasjonsområde		Flommen i 1995	
	Turbiditet, FNU	Suspendert stoff, mg/l	Turbiditet, FNU	Suspendert stoff, mg/l
Nordre del	ca. 1,0	ca. 3,0	3-14	9-42
Vestsiden mot Gjøvik/Totenvika	0,3-0,7	0,9-2,1	6-8*	18-24*
Sentrale og søndre deler	0,3-0,7	0,9-2,1	1-2	3-6

*Vesentlig øvre vannlag som ble berørt

I forbindelse med de planlagte mudrings- og deponeringsoperasjonene kan det trolig forventes konsentrasjoner av partikler i vannmassene i nivåer som er sammenlignbare med det som ble observert under flommen i 1995 nord i Mjøsa (ca. 10-40 mg/l), i et område fra Minnesund til noen km nord for Tangen. Sør for Tangen vil betydelig høyere konsentrasjoner av partikler (opp mot ca. 100 mg/l eller høyere) kunne opptre over relativt store områder, avhengig av hvilket dumpingsalternativ som velges.

Observasjoner i forbindelse med flommen i 1995 tyder på at f.eks. krøkle og ørret svømte vekk fra områdene med de største partikkelkonsentrasjonene i nordre deler av Mjøsa, dvs. at de forflyttet seg sørover til områder med klarere vann (pers. oppl. O. Hegge, Fylkesmannen i Oppland). Tore Qvenild hos Fylkesmannen i Hedmark beskriver situasjonen under og etter flommen slik (Qvenild 2010):

«Når dreggefisket kom i gang igjen, viste det seg å være vel så godt som årene før. Med garnfisket var det likedan. Men i tiden etter flommen var mjøsørreten påtagelig slankere. Og gytefisk som gikk opp i Hunderfossen den høsten hadde heller ikke samme gode kondisjon som den normalt har. Tilveksten var også dårligere både dette året og året etterpå. Ørreten jakter ved hjelp av synet, og det grumsete vannet gjorde nok ørretens jakt på byttefisk og krepsdyr vanskeligere».

Ved hovedstasjonen utenfor Skreia lå middelbiomassen av krepsdyrplankton og mysis i flomåret 1995 innenfor den nederste delen av det «normale» variasjonsområdet (Løvik mfl. 2012). De relativt høye konsentrasjonene av partikler dette året så ikke ut til å føre til endringer i artssammensetningen innen

krepsdyrplanktonet. Vi har ikke observasjoner over mengder eller biomasser av krepsdyrplankton eller mysis fra de nordlige områdene av Mjøsa, som ble mest påvirket av høye partikkelkonsentrasjoner under flommen.

3.1.4 Forventede konsekvenser overfor dyrelivet

De kanadiske retningslinjene for beskyttelse av akvatisk liv (CCME 1999/2002) angir følgende grenseverdier mht. konsentrasjoner av partikler i vannmassene og andel av finkornede sedimenter på bunnen, **Tabell 5**.

Tabell 5. Kanadiske «water quality guidelines» for beskyttelse av akvatisk liv mht. totalt partikulært materiale. Et utvalg av kriteriene er gjengitt her. For fullstendig liste, se CCME (1999/2002).

Akvatisk liv – ferskvann, estuarier og marint	Grenseverdier (retningslinjer)
<i>Suspendert sediment</i> «clear flow»	Maksimum økning på 25 mg/l fra bakgrunnsnivå for enhver korttids eksponering (dvs. 24-timers periode). Maksimum gjennomsnittsokning på 5 mg/l fra bakgrunnsnivå for langtids eksponering (dvs. ved varighet mellom 24 timer og 30 døgn)
«high flow»	Maksimum økning på 25 mg/l fra bakgrunnsnivå til enhver tid når bakgrunnsnivå er mellom 25 og 250 mg/l. Bør ikke øke mer enn 10 % av bakgrunnsnivå når bakgrunnsnivå er >250 mg/l
<i>Elvebunnens substrat*</i> Finkornede sedimenter	Andelen i substratet bør ikke overstige 10 % <2 mm, 19 % <3 mm, og 25 % <6,35 mm

*Grenseverdiene er rettet mot aktuelle og potensielle gyteplasser

På bakgrunn av de forespeilede økningene av partikkelkonsentrasjoner og sedimentering av partikler som følge av den planlagte dumpingene sett i forhold til ovenstående grenseverdier, er det rimelig å anta følgende konsekvenser:

Dyrelivet i de frie vannmasser (pelagialen), vil bli påvirket som følge av tiltaket i deler av området fra Minnesund og nordover til noen km nord for Tangen. Dette gjelder særlig dyreplankton og pelagisk fisk, men også istidskreps som mysis, *Gammaracanthus* og i mindre grad *Pallasea*. I områdene videre nordover mot Østre Toten og Hamar forventes ingen negative effekter.

I deler av området sør for Tangen vil dyrelivet i de frie vannmasser sannsynligvis i perioder bli negativt berørt mens dumpingene pågår. Det vil si at bestandene kan bli redusert både i individantall og biomasse. Dyreliv knyttet til bunnområder forventes å bli negativt påvirket i sør for Tangen (jf. sedimentasjon på f.eks. 5 mm eller mer). Det er særlig grunne områder langs østre bredd (litoral-områder) som vil bli sterkt berørt, mens de dype områdene «midtfjords» (profundal-områder) vil bli lite berørt. I de områdene hvor sedimentasjonen blir størst (flere cm) er det rimelig å anta at dyreliv knyttet til bunnen vil bli fullstendig skadet for en periode. Dette gjelder ulike grupper av bunndyr som døgnfluer, steinfluer, vårfluer, fjærmygg, fåbørstemark, snegler, muslinger og istidskreps (*Pallasea*) samt eventuelle egg av fisk. Ungfisk og voksen fisk med et stasjonært levesett vil trolig også bli sterkt negativt påvirket.

Det er vanskelig å si noe sikkert om hvor langvarige de negative effektene vil bli. Dette vil sannsynligvis variere betydelig fra dyregruppe til dyregruppe og fra art til art. Etter at dumpingene er avsluttet, vil det foregå en gradvis oppklaring av vannet, og bestander av dyreplankton vil reetableres ved tilførsel av dyr og alger fra mindre berørte områder. Reetableringen kan imidlertid bli hemmet for arter med hvilestadier i sedimentet som følge av nedslamming av bunnområder. For krepsdyrplankton vil vi anta at bestandene i hovedsak kan reetableres i løpet av 1-2 år, forutsatt at de deponerte sedimentene forblir relativt stabile og ikke fortsetter å «mate» vannmassene med høye konsentrasjoner av uorganiske partikler. Reetablering av bestander av andre dyregrupper vil avhenge av forhold som:

- Hvorvidt habitatene er blitt permanent endret eller ikke

- De ulike artenes livssyklus
- Reetablering av næringsgrunnlaget (alger, dødt organisk materiale etc.)
- Hvor raskt de ulike livsstadiene til ulike arter forflytter seg langs bunnen, i vannmassene eller gjennom lufta (insekter og eventuelt med fugl)
- Avstand til «restpopulasjoner» innen de ulike artene
- Eventuelle strukturelle endringer som kan påvirke reetablering (endret predasjonspress etc.)

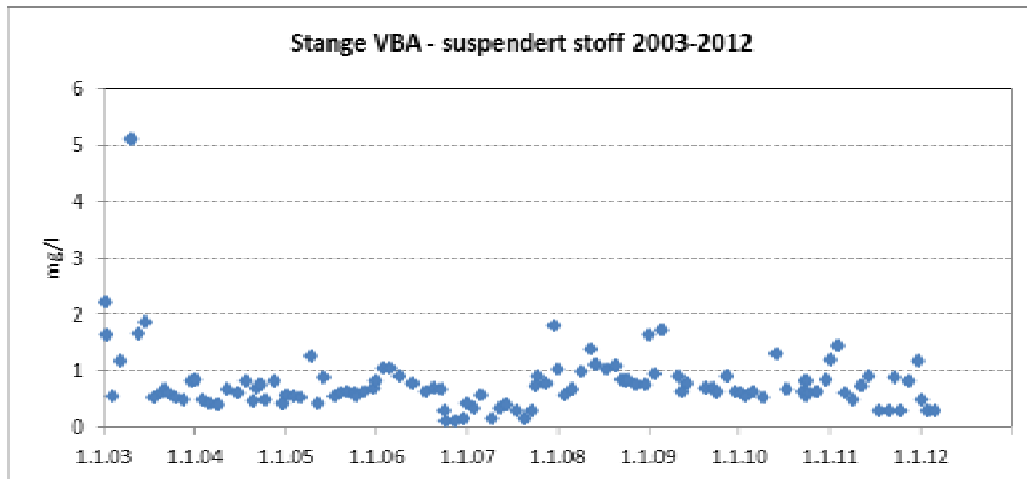
3.2 Konsekvenser for kommunale vannverk

Av de kommunale vannverkene er det særlig Stange vannverk som ser ut til å kunne bli berørt av de planlagte tiltakene mht. råvannskvaliteten, basert på de gjennomførte simuleringene av partikkelspredning. Dernest vil råvannskvaliteten ved vannverkene for Hamar og Østre Toten også kunne bli berørt, men trolig med noe lavere partikkelkonsentrasjoner enn ved Stange.

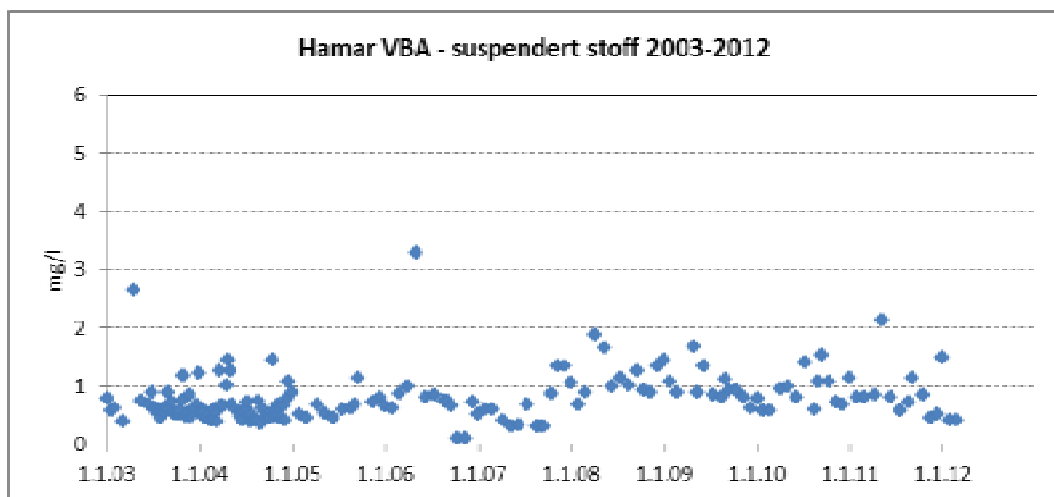
Vi har innhentet opplysninger om vannbehandlingsanleggene fra Hias (Stange og Hamar) ved Målfrid Storfjell og fra Østre Toten ved Geir Glommen. Alle de tre nevnte anleggene er bygd for å ta inn råvann med lave konsentrasjoner av partikler fra stort dyp i Mjøsa, dvs. at anleggene er basert på enkel vannbehandling. Stange vannbehandlingsanlegg har en plansil med maskevidde 0,4 mm, dosering av klor, UV-bestråling og dosering av vannglass. Hamar vannbehandlingsanlegg har marmorfilter for partikkelfjerning og alkalisering, dosering av klor og desinfisering vha. UV-bestråling. Kilestranda vannverk på Østre Toten har grovsil for å fjerne større partikler og krepsdyr etc., desinfeksjon vha. UV (hoveddesinfisering) samt dosering av klor.

Konsentrasjonen av partikler (suspendert stoff) i råvannet til vannverkene på Stange og Hamar for perioden 2003-2012 er vist henholdsvis i **Figur 32** og **Figur 33**. Verdiene for suspendert stoff er her avledet fra turbiditet som er den «partikkel-variabelen» det analyseres på ved vannverkene (data fra Hias). Vi har benyttet forholdet suspendert stoff til turbiditet = 3:1 i henhold til CCME (1999/2002). Denne omregningen er gjort for å kunne sammenligne med de konsentrasjonene som framkommer i simuleringene av partikkelspredning.

Konsentrasjonen av partikler varierte i all hovedsak i området ca. 0,3-1,8 mg/l (turbiditet ca. 0,1-0,6 FNU) ved begge vannverkene. Mediankonsentrasjonene er beregnet til 0,66 mg/l og 0,69 mg/l henholdsvis ved Stange og Hamar vannbehandlingsanlegg. Ved noen få tilfeller ble det registrert konsentrasjoner i området ca. 2-5 mg/l (turbiditet 0,6-1,8 FNU). I råvannet til vannverket på Østre Toten varierer turbiditeten vanligvis omkring 0,3 FNU, dvs. en konsentrasjon av suspendert stoff på ca. 0,9 mg/l, som er innenfor det vanlige variasjonsområdet for vannverkene til Stange og Hamar.



Figur 32. Konsentrasjoner av suspendert stoff i råvannet til Stange vannbehandlingsanlegg i perioden 2003-2012. Verdiene er omregnet fra turbiditet i forholdet suspendert stoff til turbiditet = 3:1 (jf. CCME 1999/2002). Data over turbiditet fra Hias. I figuren er turbiditetsverdier på <0,1 FNU er satt lik 0,05 FNU som gir suspendert stoff på 0,15 mg/l.



Figur 33. Konsentrasjoner av suspendert stoff i råvannet til Hamar vannbehandlingsanlegg i perioden 2003-2012. Verdiene er omregnet fra turbiditet i forholdet suspendert stoff til turbiditet = 3:1 (jf. CCME 1999/2002). Data over turbiditet fra Hias. I figuren er turbiditetsverdier på <0,0 FNU gitt en verdi for suspendert stoff på 0,1 mg/l.

En økning i konsentrasjonen av partikler i råvannet vil, i følge informasjon gitt fra vannverkene, kunne skape betydelige driftsproblemer spesielt med hensyn til desinfeksjon (UV) og økt begroing på nettet. UV-behandlingen er avhengig av lite partikler for å kunne fungere optimalt. Fra både Stange, Hamar og Østre Toten ble det uttrykt stor betenkelighet med tanke på en mulig forringelse av råvannskvaliteten.

Ved Moelv vannbehandlingsanlegg i Ringsaker påvirkes råvannskvaliteten av partikler i forbindelse med flommer i Gudbrandsdalslågen og eventuelt i Gausa (jf. situasjonen i 1995 og 2011). Ved turbiditetsverdier i området ca. 1-2 FNU eller høyere må det benyttes kjemisk felling i tillegg til sandfilter av hensyn til UV-behandlingen, som krever klart vann (pers. oppl. Brede Haugseth og Marit Østvold, Ringsaker kommune). Dette nivået tilsvarer trolig ca. 3-6 mg/l suspendert stoff. Høye

konsentrasjoner av partikler i flomperioder fører til betydelige utfordringer i driften og redusert kapasitet ved anlegget.

I Drikkevannsforskriftens § 4 heter det at (Lovdata 2001/2012):

«Det er forbudt å forurense vannforsyningsystem og internt fordelingsnett dersom dette kan medføre forurensning av drikkevannet». Med «vannforsyningsystem» menes (Drikkevannsforskriften §3): «Et vannforsyningsystem består av et eller flere av følgende elementer: Vanntilsigsområde, vannkilde, vannbehandling, vannbehandlingsanlegg, transportsystem og driftsrutiner.»

Drikkevannsforskriftens § 14 sier videre om vannkilde og vannbehandling:

«Eier av vannforsyningsystem skal påse at det planlegges og gjennomføres nødvendig beskyttelse av vannkilden(e) for å forhindre fare for forurensning av drikkevannet, og om nødvendig erverve rettigheter for å opprettholde beskyttelse.

Vannbehandlingsprosessene skal være tilpasset den aktuelle råvannskvalitet, forholdene i tilsigsområdet, materialene i og utformingen av transportsystemet».

Ut fra resultatene av modelleringen mener vi at det nye alternativet for dumping av masser, langs land på østsiden av Mjøsas sydlige deler, vil ha beskjeden innvirkning på råvannet ved vanninntakene til Stange, Hamar og Østre Toten vannverk. Årsaken er i hovedsak at dumpet mengde er betydelig mindre enn i de tidligere utredede alternativene, og at det ikke dumpes på dyp vann slik det var i det tidligere.

3.3 Andre konsekvenser

Det planlagte tiltaket vil sannsynligvis føre til at badevannskvaliteten ved aktuelle badeplasser vil bli markant dårligere i perioder mens arbeidene pågår. Dette vil først og fremst gjelde strandområder sør for Tangen. Vann med turbiditet på 2-5 FNU regnes som mindre egnet, og vann med turbiditet høyere enn 5 FNU regnes som ikke egnet for friluftsbad og rekreasjon i henhold til SFTs (nå Klif) system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997). Dette tilsvarer trolig konsentrasjoner av suspendert stoff i området ca. 6-15 («mindre egnet») og området >15 mg/l («ikke egnet»). Verdien av området til rekreasjon, friluftsliv og fiske må forventes å bli redusert sammenlignet med dagens situasjon, i perioden mens arbeidene pågår og vannet er tilgrumset.

Vi har ikke oversikt over om det finnes mindre, private vannverk eller inntak for vann til vanning av dyrka mark i det aktuelle området. Dersom slike finnes, må en forvente at råvannskvaliteten vil kunne forringes i betydelig grad i området sør for Tangen.

4. Referanser

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) 1999/2002. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Total particulate matter. <http://www.ccme.ca/>. 11 pp.

ERM Referanse til hjemmesiden til modell utvikler: <http://www.erm-smg.com>

Grande, M. 1987. Virkning av partikler på fisk. Foredrag fra seminar 22. og 23. mai 1986, Dombås, Norge. Norsk Limnologforening. ISBN 82-990973-9-8. s. 71-92. Norsk institutt for vannforskning, Oslo

Hessen, D.O. 1988. Biologiske effekter av partikler i vann. *Limnos* 3/88. ISSN 0333-3574. s. 1-7.

Holtan, H., Kjellberg, G., Brettum, P., Tjomsland, T. og Krogh, T. 1979. Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976. NIVA-rapport 1117. 174 s. Norsk institutt for vannforskning, Oslo

Karlson, R. 2009. Døgnfluer *Ephemeroptera*, Steinfluer *Plecoptera*, Vårfluer *Tricoptera* og Øyestikkere *Odonata* i Mjøsa. Rapport til Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver. <http://www.vassdragsforbundet.no/>. 119 s.

Kinsten, B. 2010. De glacialrelicta kräftdjurens utbredning i Södra Sverige (Götaland och Svealand). Rapport 2010:7 publisert på nettet av Länsstyrelsen Blekinge län. www.lanstyrelsen.se/blekinge/publikationer.

Kjellberg, G. og Sandlund, O.T. 1983. Næringsrelasjoner i Mjøsas pelagiske økosystem. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Mjøsundersøkelsen. Rapport nr. 6 – 1983. 61 s.

Kjellberg, G., Hessen, D.O. og Nilssen, J.P. 1991. Life history, growth and production of *Mysis relicta* in the large, fjord-type Lake Mjøsa, Norway. *Freshwater Biology* 26: 165-173.

Lovdata 2001/2012. FOR 2001-12-04 nr 1372: Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften). <http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20011204-1372.html>

Løvik, J.E., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2012. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2011. NIVA-rapport 6313-2012. 79 s., Norsk institutt for vannforskning, Oslo

Nashoug, O. 2003. Prøvefisking i Tangenvika høsten 2002 og vurdering av fjerning av sedimenter fra Viksdammen. Brev/notat til Grunneierlaget Astacus Astacus v/Ola Hougsrud, 2337 Tangen, datert 22/3-2003. 19 s.

Qvenild, T. 2010. Fiske i Hedmark. Tun forlag. ISBN 978-82-529-3309-3. 400 s.

SFT 1997. Klassifisering av miljøtilstand i ferskvann. 97:04, Statens forurensningstilsyn, Oslo

Stårvik, B., Nordhagen, T.A., Vatle, A.B. og Kjellberg, G. 1996. Hygienisk overvåkning av Mjøsa i forbindelse med storflommen 1995. Sluttrapport. Fylkeslegen i Hedmark, Fylkesmannen i Hedmark, Næringsmiddeltilsynet Hedmarken og NIVA. 63 s. + vedlegg. Norsk institutt for vannforskning, Oslo

Torulv Tjomsland T., Løvik J.E., Rognerud, S. og Kempa, M. 2012. Fellesprosjektet E6-Dovrebanen. Dumping av masse i Mjøsa. Modellert partikkelspredning og vurdering av miljøkonsekvenser. 6342-2012. 69 s. Norsk institutt for vannforskning, Oslo

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no