

Gruveavgang i Bøkfjorden - utlekking og giftighetstesting av vannbehandlingskjemikalier



Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

NIVA Region Midt-Norge

Høgskoleringen 9
7034 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Gruveavgang i Bøkfjorden - utlekking og giftighetstesting av vannbehandlingskjemikalier	Løpenr. (for bestilling) 6693-2014	Dato 20. august 2014
	Prosjektnr. Undernr. O-13336	Sider 56
Forfatter(e) John Arthur Berge Carsten Schwermer August Tobiesen Christain Vogelsang	Fagområde Marin forurensning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Finnmark	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Sydvaranger Gruve AS		Oppdragsreferanse Kontrakt av 14/10-2013

Sammendrag

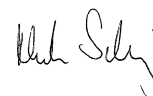
Sydvaranger Gruve AS (SVG) startet i 2009 opp produksjon av jernmalmskonsentrat, etter at virksomheten hadde vært stoppet siden 1997. I utslippstillatelse av 24. mai 2012 ble SVG gitt tillatelse til fortsatt bruk og utslipp av vannbehandlingskjemikalier med virkestoffet polyDADMAC og med krav om å gjennomføre undersøkelser/vurderinger rundt mulige nedbrytningsprodukter og eventuelle langtidseffekter av kjemikaliene. Her rapporteres resultatene fra undersøkelser av kronisk giftighet og utlekkingspotensialet av vannbehandlingskjemikalier (i hovedsak polyDADMAC som er den aktive komponenten i Magnafloc LT38). Giftighetstestene ble gjennomført på krepsdyr (*Tisbe battagliai*) og piggvar (*Scophthalmus maximus*) over henholdsvis 14 og 28 dager. Det ble ikke observert noen indikasjoner på at tilsetning av Magnafloc LT38 ved normal eller 100x høyere konsentrasjon påvirker reproduksjon hos test-krepsdyret eller vekst hos piggvar. En kunne derfor konkludere med at NOEC (no observed effect concentration) for Magnafloc LT38 er ≥ 675 mg/kg gruveavgang. Resultatene fra utlekkings tester antyder en svak utlekking av flokkuleringskjemikalie Magnafloc 10 (hvor den aktive substansen er polyakrylamid) ved normal sjøvanns-pH, men ikke ved lavere pH. Tar man imidlertid hensyn til usikkerheten i analysene var heller ikke utlekkningen av Magnafloc LT38 ved normal sjøvanns-pH signifikant. Usikkerheten i analysemetoden gjør imidlertid at vi likevel ikke helt kan utelukke at det kan finne sted en beskjeden utlekking. I en situasjon hvor disse kjemikaliene er vist å være svært lite giftige både på kort og lang sikt gir bruken av kjemikaliene trolig små miljømessige konsekvenser.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Gruvekjemikalier	1. Mining chemicals
2. Magnafloc LT38	2. Magnafloc LT38
3. Toksisitetstester	3. Toxicity testing
4. Utlekking	4. Leak-off



John Arthur Berge

Prosjektleder



Morten Schaanning

Forskningsleder

Gruveavgang i Bøkfjorden - utlekking og giftighetstesting av vannbehandlingskjemikalier

Forord

NIVA leverte i 2012 et programforslag til Sydvaranger Gruve as (SVG) som omfattet resipientundersøkelser i Bøkfjorden, undersøkelser av neybrytning- og utlekkingspotensialet for gruvekjemikalier samt giftighetstesting av slike kjemikalier. Tilbudet fremkom på oppfordring av og etter samtale med Christian Rostock og Nicole Lambert ved Bergfald Miljørådgivere. På bakgrunn av dette dokumentet valgte SVG ut noen programelementer som de ønsket å få gjennomført. Disse elementene er beskrevet i tilbud fra NIVA av 9. september 2013 og omfattet laboratorietester av kronisk giftighet og utlekkingspotensialet av vannbehandlingskjemikalier. Kontrakt for undersøkelsene ble underskrevet av SVG 14. oktober 2013. Undersøkelsene tar sikte på å tilfredsstille krav som er stilt til SVG i Miljødirektoratets tillatelse av 24. mai 2012.

De kroniske giftighetstestene er gjennomført under ledelse av August Tobiesen. Undersøkelsene av utlekkingspotensialet av vannbehandlingskjemikalier er gjennomført av Christian Vogelsang og Carsten Schwermer. Ved NIVA har John Arthur Berge hatt prosjektlederansvaret. Oppdragsgivers representant har vært Kari H. Hermansen.

Oslo, 20. august 2014

John Arthur Berge

Innhold

	1
Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Kroniske giftighetstester	8
2.1 Kronisk giftighetstest med krepsdyr	8
2.1.1 Resultater for test med krepsdyr	8
2.1.2 Konklusjon	10
2.2 Kronisk giftighetstest med fisk	11
2.2.1 Resultater for test med fisk	11
2.2.2 Konklusjon	13
3. Test av utlekking av Magnafloc LT38 fra gruveavgang	14
3.1 Bestemmelse av Magnafloc-doser som gir tilfredsstillende partikkelfjerning og nedre grense for overdosering	14
3.1.1 Hensikten med forsøket	14
3.1.2 Beskrivelse av forsøksmetodikk	14
3.1.3 Resultater og diskusjon	15
3.1.4 Oppsummering og konklusjon	18
3.2 Bestemmelse av potensialet for utlekking av Magnafloc 10 og LT38 fra deponert gruveavgang	19
3.2.1 Hensikten med forsøket	19
3.2.2 Beskrivelse av forsøksmetodikk	19
3.2.3 Resultater og diskusjon	21
3.2.4 Oppsummering og konklusjon	25
4. Referanser	26
5. Vedlegg	27
5.1 HMS datablad for Magnafloc LT38	27
5.2 Testrapport –reproduksjonstest med krepsdyr	37
5.3 Testrapport - kronisk giftighetstest med fisk	42
5.4 Rådata fra utlekkingstestene	53
5.5 Beregning av teoretisk konsentrasjon av karbon i vannfasen i testene	56

Sammen drag

Sydvaranger Gruve AS (SVG) startet i 2009 opp produksjon av jernmalmkonsentrat, etter at virksomheten hadde vært stoppet siden 1997. Virksomheten er hjemlet etter forurensningsloven i tillatelse av 23 april 2008. Tillatelsen ble endret i 2011 (utslippstillatelse av 6 april 2011) og i 2012 (utslippstillatelse av 24. mai). Den 3. desember 2013 ble det også gitt en midlertidig tillatelse til øket forbruk av polyDADMAC som ikke ble utnyttet.

I utslippstillatelse av 24. mai 2012 ble SVG gitt tillatelse til fortsatt bruk og utslipp av vannbehandlingskjemikalier med virkestoffet polyDADMAC og øket bruk av vannbehandlingskjemikalier, dvs. 50 tonn pr år med polyakrylamid og 10 tonn pr år med polyDADMAC. Miljødirektoratet (den gang Klif) stilte imidlertid krav om at SVG skulle overvåke deponiet og gjennomføre undersøkelser/vurderinger rundt mulige nedbrytningsprodukter og eventuelle langtidseffekter av kjemikaliene i deponiet.

I dette dokumentet rapporteres resultatene fra undersøkelser av kronisk giftighet og utlekkingspotensialet for virkestoffene polyDADMAC og polyakrylamid i henholdsvis vannbehandlingskjemikaliene Magnafloc LT38 og Magnafloc 10. Giftighetstestene ble gjennomført på krepsdyr (*Tisbe battagliai*) og piggvar (*Scophthalmus maximus*). Undersøkelsene tar sikte på å møte de krav som er stilt til SVG i Miljødirektoratets tillatelse av 24. mai 2012 til fortsatt utslipp av polyDADMAC og øket bruk av vannbehandlingskjemikalier.

Det ble ikke observert noen indikasjoner på at tilsetning av Magnafloc LT38 ved normal brukskonsentrasjon i gruveavgang eller 100x høyere konsentrasjon påvirker reproduksjon hos krepsdyret *Tisbe Battagliai* eller vekst hos piggvar. En kunne derfor konkludere med at NOEC (No Observed Effect Concentration) for Magnafloc LT38 er ≥ 675 mg/kg gruveavgang. Dvs. den høyeste konsentrasjonen av Magnafloc LT38 som er testet og som ikke gir effekter på testorganismene er 675 mg/kg gruveavgang.

Resultatene fra innledende utlekkingsforsøk var til dels vanskelig å tolke, men viste at det optimale doseringsområdet for Magnafloc 10 var relativt smalt (ca. 5-7 mg/kg tørr avgang). Den mengde Magnafloc 10 som doseres i tillegg til denne optimale dosen vil i liten grad bindes til avgangen, men kan finnes fritt i vannet. En begrenset del av dette vannet vil følge med avgangen ved deponering, men på grunn av gjenbruken av prosessvann vil polyakrylamid potensielt kunne akkumuleres i prosessvannet. Det er verdt å nevne at dette også gjelder monomeren akrylamid, som i utgangspunktet normalt utgjør en begrenset andel (ca. 0,1 %) av de fleste kjemikalier som inneholder polyakrylamid. Hvis Magnafloc L38 (polyDADMAC) doseres i forkant, vil denne bidra til å binde Magnafloc 10 til avgangen. Resultatene fra utlekkingsstester antyder en svak utlekking av polyakrylamid, og muligens også av polyDADMAC, ved normal sjøvanns-pH, men ikke ved lavere pH. Hvis det tas hensyn til usikkerheten i selve analysene var imidlertid utlekkingen av de to kjemikaliene heller ikke signifikant ved normal sjøvanns-pH. Men usikkerheten i analysemetoden gjør også at man ikke helt kan utelukke at det kan finne sted en beskjeden utlekking.

I en situasjon hvor disse kjemikaliene er vist å være svært lite giftige både på kort og lang sikt gir trolig bruken av kjemikaliene i verste fall små miljømessige konsekvenser.

Summary

Title: Mine tailings discharged to Bøkfjorden - leaching and toxicity testing of water treatment chemicals
Year: 2014

Author: John Arthur Berge, Carsten Schwermer, August Tobiesen and Christain Vogelsang

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6428-9

The mining company Sydvaranger Gruve AS (SVG) started in 2009 the production of iron ore concentrate, after the business had been stopped since 1997. The production is authorized under the Pollution Control Act of 23 April 2008. The discharge permit was amended in 2011 (discharge permit from 6. April 2011), 2012 (discharge permit of 24. May) and 2013 (discharge permit of 3. December).

In the discharge permit of 24th May 2012, SVG is allowed to continue the use and release of water treatment chemicals with the active substance polyDADMAC and increased use of water treatment chemicals, i.e. 50 tons per year of polyacrylamide and 10 tons per year of polyDADMAC. The Environment Directorate (then Klif) did however require that SVG should conduct assessments of possible degradation products and any long-term toxic effects of chemicals in the discharged tailings.

This document reports the results of studies of chronic toxicity and leakage potential of water treatment chemicals (mainly polyDADMAC) used by SVG in the coagulant Magnafloc LT38. The report is meant to fulfill the requirements set for SVG by the Environment Directorate (permission of 24. May 2012) in order to continue the discharge of polyDADMAC and increase the use of water treatment chemicals.

There was no observable indication that the addition of Magnafloc LT38 at normal usage concentration and at 100x higher concentrations affects reproduction of the copepod *Tisbe Battagliai* or growth of turbot (*Scophthalmus maximus*). One could therefore conclude that the NOEC (no observed effect concentration) for Magnafloc LT38 is ≥ 675 mg / kg tailings. This means that the highest concentration of Magnafloc LT38 tested (675 mg / kg tailings) does not give observable effects on test organisms.

The results from initial experiments showed that the optimal dose range for Magnafloc 10 was relatively narrow (approximately 7.5 mg / kg dry tailings). The amount Magnafloc 10 added above the optimal dose will not bind to the tailings, but will be present in the water. A limited portion of this water will follow with the tailings discharge, but because of the reuse of process water polyacrylamide could potentially accumulate in the process water. It is worth mentioning that this also applies to the acrylamid monomer, which normally constitutes a limited proportion (approximately 0.1 %) of most polyacrylamide products. If Magnafloc L38 (polyDADMAC) is dosed in the process before Magnafloc 10, this will help to bind Magnafloc 10 to the tailings. The results of the leaching tests suggest a slight leaching of polyacrylamide, and possibly also of polyDADMAC, in normal seawater pH, but not at lower pH. However, if the uncertainty of the analysis is taken into account, the leaching of the two chemicals in normal sea water are not significant either. But the uncertainty of the analytical method also implies that one cannot completely rule out the possibility that some minute leaching might take place.

In a situation where Magnafloc LT38 has a very low toxicity, both in the short and long term, the use of the chemical will probably at worst represent a minor environmental problem.

1. Innledning

Sydvaranger Gruve AS (SVG) startet i 2009 opp produksjon av jernmalmskonsentrat, etter at virksomheten hadde vært stoppet siden 1997. Virksomheten er hjemlet etter forurensningsloven i tillatelse av 23 april 2008. Tillatelsen ble endret i 2011 (utslippstillatelse av 6 april 2011) og 2012 (utslippstillatelse av 24. mai). Den 3. desember 2013 ble det også gitt en midlertidig tillatelse til øket forbruk av polyDADMAC som ikke ble utnyttet.

Tillatelsen av 6. april 2011 innebar blant annet tillatelse til å benytte flokkuleringskjemikaliene Magnafloc 10 og Magnafloc 155 (som begge inneholder polyakrylamid som virkestoff) og Magnafloc 1707 som inneholder et virkestoff omtalt som polyDADMAC. Magnafloc 1707 brukes imidlertid ikke lenger av bedriften, men er erstattet med et lignende kjemikalie Magnafloc LT38 som også inneholder polyDADMAC (2-Propen-1-aminium, N, N-dimethyl-N-2-propenyl-chloride, CAS: 26062-79-3 i følge HMS-datablad).

Bedriften har hatt tillatelse til et årlig forbruk på 35 tonn med vannbehandlingskjemikalier (målt som mengde virkestoff) hvorav 8,3 tonn kunne være polyDADMAC. Bruken av virkestoffet polyDADMAC var imidlertid begrenset i tid til 1. mai 2012. Tillatelsen av 6. april 2011 la føringer for at bedriften måtte gjennomføre et overvåkingsprogram, samt gjennomføre undersøkelser knyttet til eventuelle giftige effekter av polyDADMAC. Det ble derfor gjennomført slike undersøkelser i 2011 (Berge et al. 2012) der en blant annet gjennomførte undersøkte mulige akutte virkninger av vannbehandlingskjemikalier. Som en forundersøkelse ble det også gjort undersøkelser i Bøkfjorden i 2010 (Berge et al. 2011)

I utslippstillatelse av 24. mai 2012 ble SVG gitt tillatelse til fortsatt bruk og utlipp av vannbehandlingskjemikalier med virkestoffet polyDADMAC og øket bruk av vannbehandlingskjemikalier, dvs. 50 tonn pr år med polyakrylamid og 10 tonn pr år med polyDADMAC som tilsvarer 25 tonn av produktet Magnafloc LT 38. Miljødirektoratet (den gang Klif) stilte imidlertid krav om at SVG skulle overvåke deponiet og gjennomføre undersøkelser/vurderinger rundt mulige nedbrytningsprodukter og eventuelle langtidseffekter av kjemikaliene i deponiet. Hovedfokus i så måte er polyDADMAC. PolyDADMAC er en polymer som er mye brukt for rensing av drikkevann og er i så måte rapportert å utgjøre minimal helserisiko (Wilson John, 2008). Etter det en kjenner til finnes det i dag ikke kommersielle analyselaboratorier som kan analysere eventuell forekomst av denne polymeren i organismer eller andre matrikser i resipienten. Det foreligger imidlertid doktorgradsarbeid der analyse av polyDADMAC er belyst (Wilson John, 2008).

I dette dokumentet rapporteres resultatene fra laboratorietester av kronisk giftighet og utlekkingspotensialet av vannbehandlingskjemikalier (i hovedsak polyDADMAC) som benyttes av SVG. Undersøkelsene som er gjennomført er valgt ut av SVG fra et mer omfattende programforslag utarbeidet av NIVA og oversendt SVG i 2012. Undersøkelsene tar sikte på å møte de krav som er stilt til SVG i Miljødirektoratets tillatelse av 24. mai 2012 til fortsatt utlipp av polyDADMAC og øket bruk av flokkuleringskjemikalier.

2. Kroniske giftighetstester

Miljødirektoratet har i utslippstillatelsen av 24. mai 2012 stilt krav til SVG at de skal utarbeide et program for undersøkelser av langtidsvirkninger av vannbehandlingskjemikalier i deponiet i Bøkfjorden.

2.1 Kronisk giftighetstest med krepsdyr

I 2011 ble det gjennomført akutte (48 timer) giftighetstester med krepsdyret (*Acartia tonsa*) (Berge et al. 2012). I testen ble 17-24 dager gamle kopepoder eksponert for testmaterialet løst i vann (vannuttrekk). Testene viste at eventuelle vannløselige forbindelser i sediment fra utslippsområdet og fra gruveavgang som inneholder realistiske konsentrasjoner med Magnafloc 10 og Magnafloc LT38 ikke ga akutt giftighet for pelagiske krepsdyr som *Acartia tonsa*.

Det var imidlertid usikkert om Magnafloc LT38 kunne gi kroniske effekter. Utslippstillatelsen av 24. mai 2012 ga også føringer om at langtidsvirkninger skulle undersøkes nærmere. En valgte å gjøre dette ved å gjennomføre en 14/21 dagers reproduksjonstest med den harpacticoide kopepoden *Tisbe battagliai*.

Testene ble gjort med 4 ulike test kombinasjoner pluss kontroll (se **Tabell 1**)

Tabell 1. Betingelser for de gjennomførte kroniske giftighetstestene med *Tisbe battagliai*

Test nr.	Testsubstans
1)	Kontroll
2)	Nominell gjennomsnittskonsentrasjon: 6,75 mg LT38/kg t.v. (som produkt) innblandet i SVGs avgang
3)	100x nominell gjennomsnittskonsentrasjon: 675 mg LT38/kg t.v. (som produkt) innblandet i SVGs avgang
4)	SVGs avgang alene
5)	Sediment fra Bøkfjorden (nær utslipp)

Skisse til prosedyre

Fremgangsmåten for tillagning av testmedium konsentrasjoner vil følge samme prinsipp som benyttet for akutt testing. Riktig oppveid mengde Magnafloc LT38 løses i litt vann og blandes deretter inn i oppveid mengde gruveavgang (tilsendt fra SVG) med drillmikser. Denne blandingen blir så tilsatt sjøvann (60 m sjøvann fra Solbergstrand, Ytre Oslofjord) i forholdet 3:1 på vektbasis for sjøvann/gruveavgang. Blandingens settes på gyngbord i 48 timer for utlekkning. Etter henstand i 2 timer dekanteres sjøvannet fra og filtreres gjennom Whatman GF/C filter.

Test oppsett.

For hver test kombinasjon testes 10 gravide hunner i hvert sitt kar. De overvåkes daglig mht. status og klekking av nauplier. Fullt vannskift gjennomføres 3 x i uken. Deretter blir eventuelle nauplier telt opp og hunnene blir matet med oppkonsentrert algesuspensjon av *Rhodomonas baltica*. Testen fortsetter inntil hver hunn i kontrollen har klekket 3 eggposer eller inntil 21 dager. Testen gjennomføres ved 20 °C i klimarom med lys:mørke syklus 16:8.

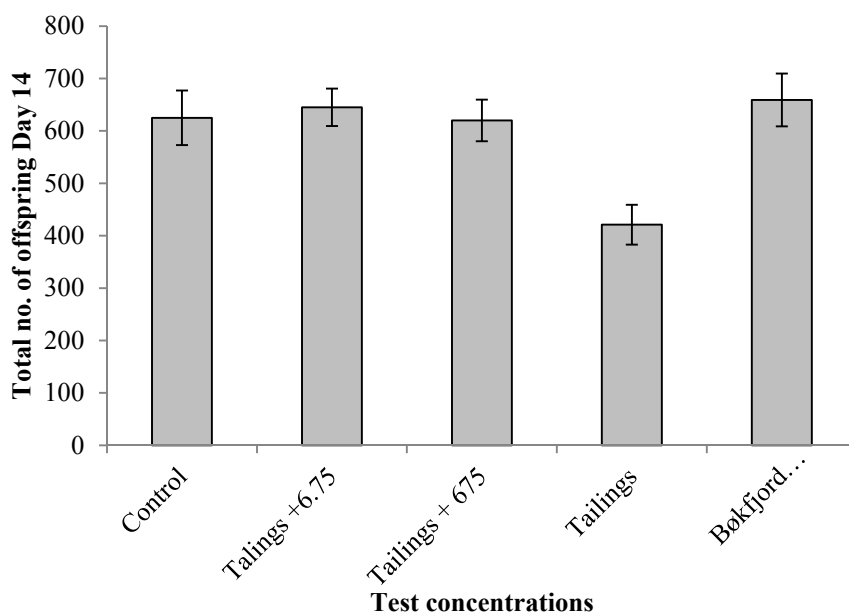
2.1.1 Resultater for test med krepsdyr

Detaljer for resultater er gjengitt i testrapporten for forsøket som er gjengitt i vedlegg 1 til denne rapporten (kapittel 5.2). Testen ble gjennomført i henhold til beskrivelse gjengitt i skisse til prosedyre i kapittel 2.1. **Tabell 2** viser at gruveavgang alene har et betydelig lavere antall avkom. Dette er vist mer visuelt i **Figur 1** hvor man tydelig ser at kolonnen for gruveavgang er mindre enn for de andre testkonsentrasjonene. Men til tross for at gruveavgang alene kun har 67 % av det som ble målt i kontroll så er dette ikke signifikant mindre. Dette er anskueliggjort i **Figur 2**. Der er hver testkonsentrasjon

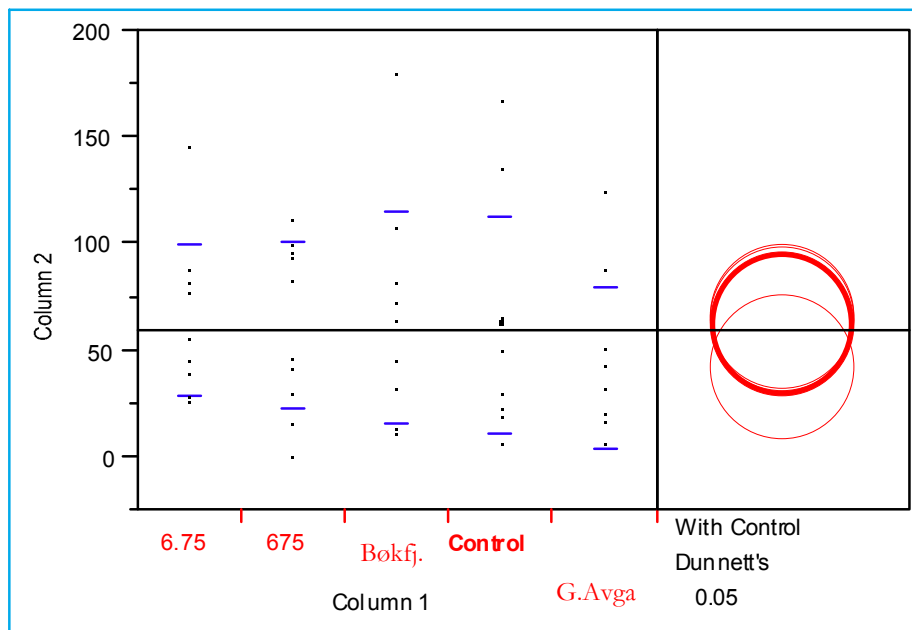
anskueliggjort med en ring. Diameter på ringen angir variasjonen i observert antall avkom innad i testgruppen mens overlapping eller mangel på overlapping av ringene angir hvor like eller ulike gjennomsnittet er. Hvis ringene ikke krysser hverandre så er det fordi antall avkom er signifikant forskjellig. I denne testen overlapper alle ringene hverandre. Det innebærer at ingen av testene er signifikant forskjellig. At man ikke har noen signifikante forskjeller i denne testen skyldes at det er stor variasjon i antall avkom mellom hunnene innad i hver gruppe. Eksempelvis varierte antall avkom per hunn fra 6 til 168 i kontroll, mens det i gruve avgang alene varierte fra 6 til 125. Derved blir det den tilfeldige sammensetningen av «gode» eller «dårlige» hunner som blir avgjørende for totalt antall avkom for hver test konsentrasjon. I behandling med gruveavgang alene og sediment fra Bøkfjorden ble det observert at de fleste hunnene hadde betydelig mengde med «rusk» hengende på dyret. Dette ble også observert i noen tilfeller i de andre behandlingene. Det er usikkert om dette kan ha hatt direkte betydning for at det også ble observert dødelighet for 3 hunner i begge disse behandlingene, noe som ikke ble observert i noen av de andre behandlingene.

Tabell 2. Gjennomsnitt antall avkom per hunn i test med Magnafloc LT38 etter eksponering i 14 dager ved de ulike behandlingene. I første kolonne vises mengden Magnafloc LT 38 (6.75 og 675 mg) som er tilsatt per kg med drenert avgang (tilnærmet tørt).

Test betingelser/konsentrasjon	Midlere antall avkom/mordyr	Totalt antall avkom	Standardavvik
Kontroll	63	625	52,0
Avgang+6.75 mg LT38	65	645	35,8
Avgang+675 mg LT38	62	620	39,7
Avgang alene	42	421	37,9
Bøkfjord sediment	66	659	50,5



Figur 1. Totale antall avkom produsert av 10 gravide hunner etter 14 dager.



Figur 2. Statistisk vurdering av variasjon observert som antall avkom per hunn for de ulike testkonsentrasjoner med Magnafloc LT38. 6.75 og 675 er gruveavgang med henholdsvis 6.75 og 675 mg Magnafloc LT38/kg gruveavgang. Bøkfj.=sediment fra Bøkfjord. G. Avga= Gruve avgang alene, og Control er kontroll behandling med referansesediment fra Oslofjorden og er markert med tykk ring. Blå streker angir +/- standardavvik for gjennomsnittet

2.1.2 Konklusjon

Det er ingen indikasjoner på at tilsetning av Magnafloc LT38 ved normal bruks konsentrasjon i gruveavgang eller 100x høyere påvirker reproduksjon hos *Tisbe Battagliai*. På dette grunnlag kan man fastslå at NOEC for Magnafloc LT38 er ≥ 675 mg/kg gruveavgang. Heller ikke tidligere behandlet gruveavgang fra Bøkfjorden viste redusert reproduksjon sammenlignet med kontroll sediment.

2.2 Kronisk giftighetstest med fisk

Akutt-testen som ble gjennomført i 2011 med piggvar (*Scophthalmus maximus*) viste at verken avgangen alene, sedimentet fra nærområdet til utslippet eller avgang tilsatt realistiske konsentrasjoner (representativt for normale driftsforhold) med Magnafloc 10 og Magnafloc LT38 ga noen akutt giftighet for fisken. Det var imidlertid fremdeles usikkert om kjemikaliene kunne gi kroniske effekter. En ønsket derfor å gjøre en 28 dagers veksttest som følger retningslinjene gitt i OECD 215 «Fish, Juvenile growth test».

Testorganismen som ble benyttet var også nå den bunnlevende fisken piggvar (*Scophthalmus maximus*). Testene ble gjennomført for 4 ulike testmedier (se **Tabell 3**).

Tabell 3. Betingelser for de gjennomførte kroniske giftighetstestene med piggvar (*Scophthalmus maximus*)

Test nr.	Testsubstans
Kontroll A og B	Referanse sediment fra Oslofjorden
1)	SVGs avgang alene
2)	Nominell gjennomsnittskonsentrasjon: 6,75 mg LT38/kg t.v. innblandet i SVGs avgang
3)	100x nominell gjennomsnittskonsentrasjon: 675 mg LT38/kg t.v. innblandet i SVGs avgang
4)	Sediment fra Bøkfjorden (nær utslipp)

Skisse til prosedyre

Som for den akutte testen blir gruveavgang først blandet med korrekt mengde Magnafloc LT38 etter at det ble oppløst i litt vann slik at man fikk en slurry som kan røres med drillmikser. Etter at gruveavgang var ferdigblandet ble den lagt ut som et 2 cm lag i bunnen av akvariet (bunnareal på 30x60 cm) som så ble fylt med 12 cm med sjøvann slik at man fikk et vann/gruveavgang forhold på 3:1 (på vektbasis). Deretter røres grundig. Akvariene ble så satt til lufting (gir omrøring i vannfasen) i 2 dager. Før fisken tilføres akvariene, omrøres sedimentet igjen og partikler gis tid til å bunnfelle før veid og merket fisk slippes opp i akvariene. Vi regner dermed at Magnafloc LT38 er blitt grundig fordelt og i likevekt med vannfasen før tilsetning av fisk. Det ble benyttet 10 fisk i hvert akvarium for hver behandling. Som kontroll blir det benyttet 2 akvarier med referansesediment fra Oslofjorden.

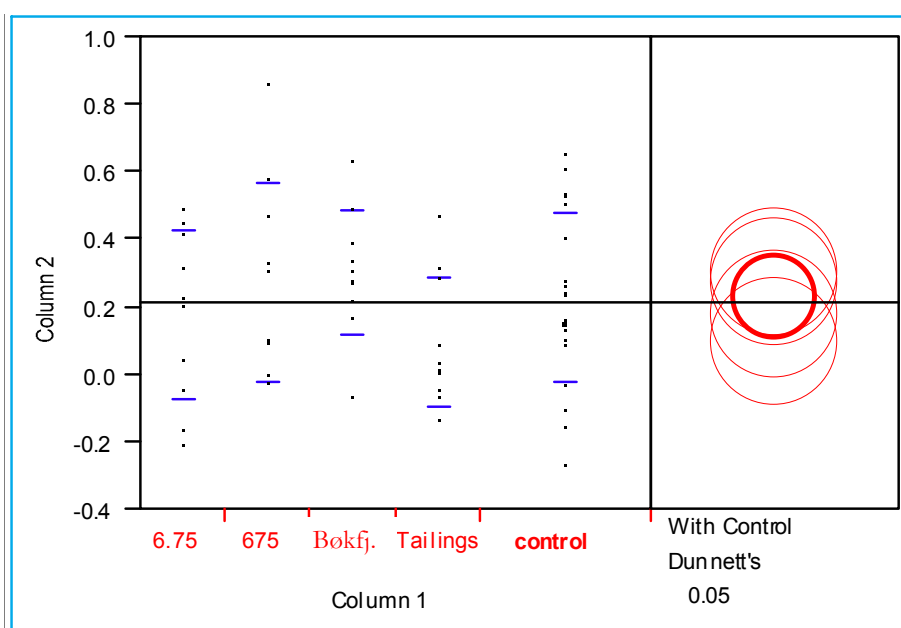
Testen ble utført over 28 dager med mating 2 ganger om dagen. Fisken er veid og merket på forhånd for å kunne se på individuelle vekstrater. Fisken ble holdt i klimarom ved 16 °C med lys:mørke syklus på 16:8 og lufting av vannet med luftesten. Fisken ble flyttet over til nytt kar med nytt sediment hver uke. På den måten vedlikeholdes konsentrasjonen av testsubstansen gjennom testperioden.

2.2.1 Resultater for test med fisk

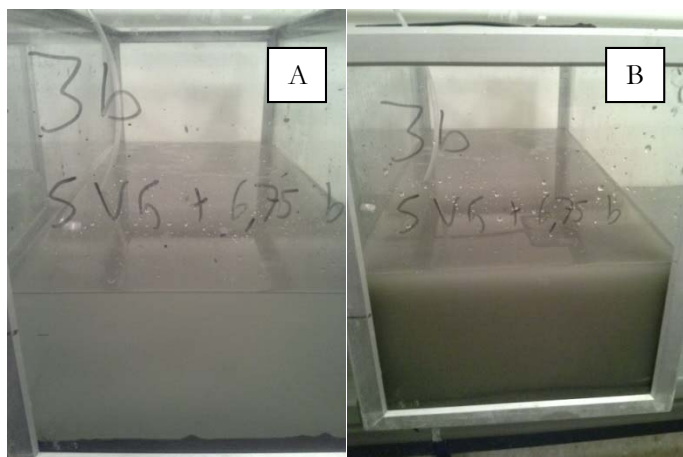
Detaljer rundt tillaging av testkonsentrasjoner og observasjoner er gjengitt i vedlegg (kapittel 5.3). Piggvaren hadde en gjennomsnittlig vekt på 3.3 g. Resultatene for vekstøkning er gjengitt i **Tabell 4**. Gjennomsnittlig vektøkning i % varierer fra 7,4 % til 22,7 %, dvs. en faktor 3x mellom høyeste og laveste vekstøkning. Tilveksten er betydelig lavere enn det vi vanligvis oppnår (80-150 % vektøkning) i slike tester og indikerer at testing av fisk med sediment tilstede i akvariene, gir noen artefakter i resultatene. Krav til vektøkning i henhold til OECD 215 ved testing uten sediment er >50 % etter 28 dager. En statistisk vurdering av resultatene er vist i **Figur 3** (forklaring er som beskrevet for figur 2). I denne testen overlapper alle ringene hverandre. Det innebærer at ingen av testgruppene er signifikant forskjellige. Det var store variasjoner innad i hver testgruppe med fisk noe man kan se av **Figur 3**, hvor prikkene gjenspeiler individuell vekst hos fisk og strek angir standard avvik rundt gjennomsnittet.

Tabell 4. Vekt økning og vekst rate for piggvær etter eksponering i 28 dager med gruveavgang behandlet med Magnafloc LT38.

Treatment	Weight gain %	Growth rate d ⁻¹ %
Control A (sediment fra Oslofjorden)	20,5	0,26
Control B (sediment fra Oslofjorden)	14,0	0,19
Tailings SVG	7,4	0,10
Bøkfjord sediment	22,7	0,31
Tailings + 6,75 mg Magnafloc LT38	13,4	0,18
Tailings + 675 mg Magnafloc LT38	21,3	0,27

**Figur 3.** Statistisk vurdering av variasjon i observert vekst hos piggvær for de ulike testkonsentrasjoner med Magnafloc LT38. 6,75 og 675 er gruveavgang med henholdsvis 6,75 og 675 mg Magnafloc LT38/kg gruveavgang. Bøkfj.=sediment fra Bøkfjorden, Tailing= Gruve avgang alene, og Control = kontroll test med referansesediment fra Oslofjorden og er markert med tykk ring.**Observasjoner som forklarer lav vekst i test med piggvær**

Den observerte tilveksten i kontrollen var betydelig lavere enn det vi vanligvis observerer i tester uten sediment. I noen tilfeller var vektøkning negativ, men til tross for dette hadde alle sammen en økning i lengde, se vedlegg (kapitel 5.3) for detaljer. Lav vektøkning, tror vi skyldes at fisken i liten grad fant maten som ble tilsatt grunnet meget høy turbiditet i testvannet. Fisken bidro selv til dette ved at de gravde seg ned i sedimentet og derved virvlet opp sediment kontinuerlig, slik man ser av bildene i **Figur 4**, hvor høy turbiditet blir forverret etter tilsetning av fisk. Dette får flere konsekvenser; tilsatt mat blir i noen grad nedslammet, fisken ser ikke maten og fisken bruker mye energi på å grave seg ned i den kompakte gruveavgangen. Etter 7 dager kunne man observere at fisken hadde «flyttet» på store mengder sediment i forbindelse med sin graving slik at det var minst sediment langs veggene og mye sediment midt i akvariet. Testen er gjennomført som en OECD 215 test. OECD testene er utarbeidet for testing av vandige løsninger. Når vi likevel valgte å teste med sediment tilstede var det fordi dette ville maksimalisere eksponering av fisken til behandlet gruveavgang på en lignende måte som gruveavgangen som er deponert i Bøkfjorden. Effekten av høy turbiditet gjenspeiler seg i resultatene, hvor gruve avgang alene har høyest turbiditet og lavest tilvekst, mens Magnafloc LT 38 behandlet avgang har tilvekst tilsvarende kontroll akvariene.



Figur 4. Bilde av akvariet med tilsetning av 6,75 mg Magnafloc LT38/kg før tilsetning av fisk (A) og etter 1 døgn med fisk (B).

2.2.2 Konklusjon

Testen er utført med tanke på å maksimalisere eksponering av fisk, derfor ble det benyttet en flatfisk som graver seg ned i sedimentet.

Det var ingen signifikant reduksjon i vektøkning hos piggvar eksponert for sediment behandlet med Magnafloc LT38 selv ved 100x høyere behandling enn anbefalt, når man sammenligner med fisk i kontroll sediment. NOEC i sediment blir derfor ≥ 675 mg Magnafloc LT38/kg gruveavgang og en kan ikke konkludere med at LT38 gir toksiske effekter selv ved 100x større eksponering enn ved normal drift.

Det kan ikke utelukke at det over tid finner sted en viss nedbrytning av polyDADMAC og/eller polyakrylamid i de deponerte avgangsmasser til mer kortkjedete forbindelser som kan ha andre egenskaper enn morsubstansen. Begge giftighetstestene som er gjennomført vil imidlertid fange opp eventuell giftighet av den nedbrytningen som eventuelt finner sted i sedimentene i forsøksperioden.

Det at vi ikke ser toksiske effekter i de to testene tyder dermed også på at:

- Nedbrytning finner ikke sted eller er så sakte at det ikke dannes nok av eventuelle giftige nedbrytningsprodukter
- Nedbrytningsprodukter dannes, men de er ikke giftige.

3. Test av utlekking av Magnafloc LT38 fra gruveavgang

SVG bruker vannbehandlingskjemikalier for å kunne redusere forbruket av ferskvann i prosessen. For å sikre gjenvinningen av vann tilbake i prosessen og muligens som en bieffekt g få bedre utsynking av avgangen i fjorden ved deponering, tilsettes slurryen med gruveavgang flokkuleringskjemikaliet Magnafloc 10 (MF10), og ved behov tilsettes også koaguleringskjemikaliet Magnafloc LT38 (LT38). Sistnevnte tilsettes da før MF10. Normaldoseringen av disse kjemikaliene er 6,75 mg MF10 og 3 mg LT38 per kg tørrvekt avgang, men doseringen kan til tider økes til ca. 10-15 mg LT38/kg TS og som en kortvarig topp opp til ca. 35 mg LT38/kg¹. Den deponerte gruveavgangen vil derfor inneholde både MF10 og LT38, og dette var det nødvendig å ta hensyn til i utlekkingstesten.

Det er kjent at overdosering av denne typen kjemikalier kan gi et overskudd av kjemikalium i vannet etter flokkulering/koagulering. Det ble derfor gjennomført en innledende test for å vurdere hvilket doseringsområde som ga tilfredsstillende partikkelfjerning og for å bestemme grensen for overdosering av de to kjemikaliene.

3.1 Bestemmelse av Magnafloc-doser som gir tilfredsstillende partikkelfjerning og nedre grense for overdosering

3.1.1 Hensikten med forsøket

Dette forsøket ble gjennomført for å:

- Bestemme doseringsområde som gir tilfredsstillende renseresultat/partikkelfjerning og når punkt for eventuell overdosering av kjemikalier inntreffer. SVG anser det som tilfredsstillende å klare en turbiditet i klarfasen på <300 NTU.
- Bestemme hvor mye av MF10 og LT38 som ikke vil være bundet til avgangen selv om renseresultatet er tilfredsstillende. Dvs. hvor mye av disse kjemikaliene som vil finnes fritt i vannfasen når det doseres sub-optimalt, mens renseresultatet fremdeles er akseptabelt.
- Avklare hva som vil være fornuftige doseringer av MF10 og LT38 i den etterfølgende utlekkingstesten.

3.1.2 Beskrivelse av forsøksmetodikk

Koagulerings- og flokkuleringstestene ble utført etter en mal tilsendt av Torbjørn Nilsen ved SVG. Prosedyren benyttes regelmessig ved SVG for å vurdere effekten av ulike fellings- og koaguleringskjemikalier på sedimenteringen av avgangen. Siden det ikke finnes noen tilfredsstillende kommersielle analysemetodikker for spesifikk bestemmelse av polyakrylamid og polyDADMAC med lav nok deteksjonsgrense, ble utlekket mengde MF10 og/eller LT38 bestemt ut fra økningen av DOC i vannfasen etter at den flokkulerte avgangen var filtrert fra.

- Forsøkene ble gjort i 500 ml målesylindere med 500 ml springvann tilsatt 10 % avgang (100 g tørrvekt/L vann). Avgangen sendt fra SVG i starten av desember 2013 ble benyttet i forsøkene.
- Temperaturen i vannet med tilsatt avgang ble målt ved hvert forsøk og lå i området 27,3-29,6 °C. Både avgangens pH og vannets pH etter tilsats av avgang var 8,6.

¹ Det har vært uklarhet rundt hva som har vært høyeste forventede bruksdose av Magnafloc LT38, men 35 mg/kg TS er det som sist ble formidlet fra SVG i epost fra Kari Hermansen 14.2.2014. I disse forsøkene ble det derimot antatt at den høyeste forventede doseringen av LT38 var 51 mg/kg tørrvekt avgang.

- Kjemikaliene LT38 og MF10 ble tilsatt som en 0,1 g/l eller 1 g/l løsning etter at målesylinderen med vann og avgang var vendt om flere ganger for å ha alle avgangspartiklene i suspensjon og rimelig homogent fordelt.
- Umiddelbart etter dosering, ble målesylinderen vendt om 5 ganger (4 ganger i SVGs prosedyre) for å få god innblanding, og etter dette ble sylindere satt i ro. I forsøkene der både LT38 og MF10 ble dosert, ble LT38 dosert først og målesylinderen vendt om 5 ganger før MF10 ble dosert.
- Etter 1 min, 3 min og 5 min ble volumet av sedimentert avgang og turbiditeten (HACH 2100AN Turbidimeter) målt i klarfasen. Prøven for måling av turbiditet ble tatt ut fra ca. 350 ml-streken i målesylinderen (litt over midt i vannsøylen over sedimentet).
- Etter 5 min ble drøyt 100 ml av vannet filtrert gjennom et GF/C-filter (1,2 µm porestørrelse) og levert inn for bestemmelse av DOC. DOC-verdiene ble korrigert for DOC-verdiene i en referanseprøve bestående av springvann tilsatt samme mengde avgang som benyttet i testene.
- For å verifisere at MF10 og LT38 ikke ble fanget opp av filteret under filtreringen, ble det analysert for TOC på filtrerte og ufiltrerte prøver med de høyeste anvendte konsentrasjonene av MF10 og LT38 i destillert vann.
- Det ble hele tiden kun tatt ut enkle prøver (ingen duplikate eller triplikate prøver eller analyser).

3.1.3 Resultater og diskusjon

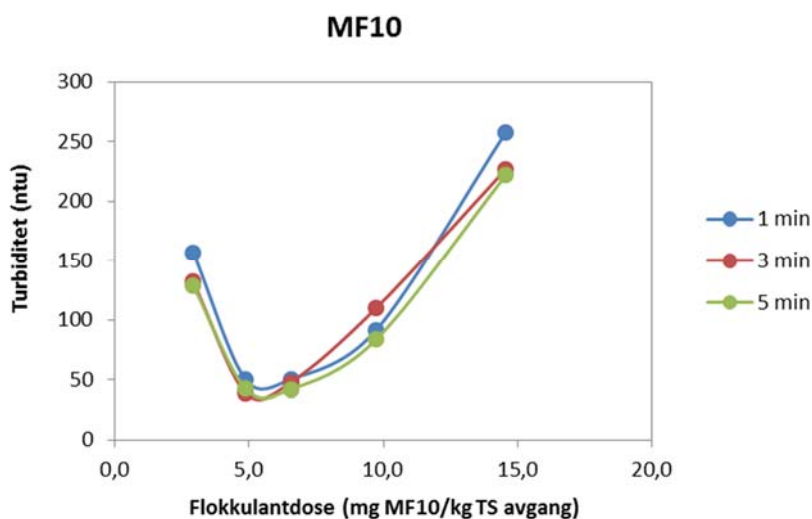
Dosering kun med MF10

Det ble gjort tester med MF10-doseringer i området 2,9-14,6 mg MF10/kg.

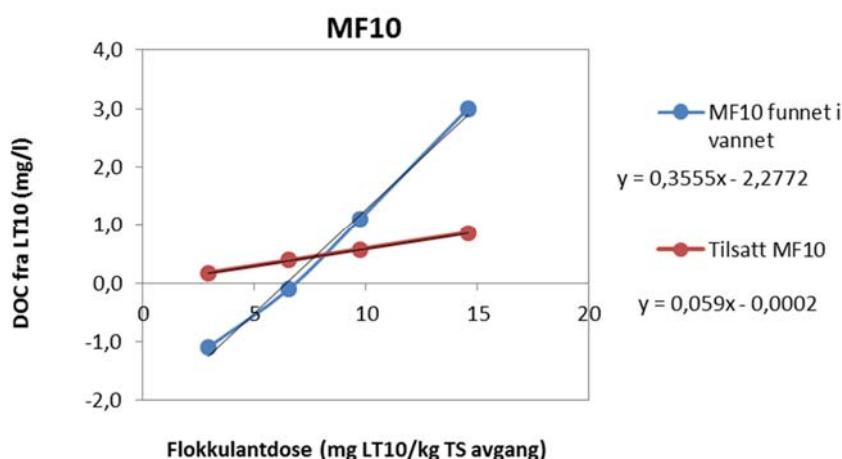
Figur 5 viser rest-turbiditeten i vannet etter 1 min, 3 min og 5 min sedimentering. Alle de testede doseringene ga umiddelbar og god flokkulering og rask sedimentering av den flokkulerte avgangen (jfr. liten ytterligere sedimentering mellom 1 min og 5 min sedimentering). Alle doseringene ga også akseptabel turbiditet i vannfasen (<300 NTU), men det var et relativt tydelig og snevert doseringsoptimum rundt ca. 5-7 mg MF10/kg.

Det tilsynelatende bidraget fra MF10 til DOC-nivået i vannet er vist i **Figur 6**. Den blå kurven, som viser DOC-konsentrasjonen etter at bidraget fra springvannet og avgangen i seg selv er trukket fra, antyder at når doseringen passerer ca. 7 mg MF10/kg gjenfinnes en økende mengde MF10 i vannet. Denne mengden økte tilnærmet lineært med den videre doseringen av MF10. Men denne økningen samsvarte ikke med den faktiske mengden MF10 som ble dosert, vist med en rød kurve i Figur 6. Denne kurven antyder at doseringen ikke kunne gi den økningen i DOC som faktisk ble målt: Den høyeste doseringen av MF10 på 15 mg MF10/kg tørt avgang tilsvarte en karbonkonsentrasjon på 0,86 mg C/l (se kapittel 5.5 i vedlegg), mens det ble funnet hele 3,0 mg C/l i vannet. Stigningstallet til den lineære tilpasningen til de to kurvene (se Figur 6) antyder at den målte økningen i DOC var 6x raskere enn doseringen av MF10 tilsa. Det er uvisst hvor denne økende mengden organisk stoff kan stamme fra. Den nær lineære økningen med dosert mengde MF10 antyder sterkt at karbonet stammer fra den doserte MF10-løsningen og ikke fra avgangen eller springvannet, som var lik i alle forsøkene. Samtidig antyder flokkuleringsresultatet at det ikke ble benyttet høyere MF10-dose enn normalt, og bestemmelsen av karboninnholdet til MF10 ble bestemt i den samme MF10-stokkløsningen som det ble dosert fra i testene. I tillegg var det tydelig at MF10 fungerte som flokkulant og dermed i hovedsak vil foreligge bundet til avgangen, i hvert fall ved lave doser. Det er mest nærliggende å anta at den observerte DOC-økningen med økende dosering skyldtes en eller annen form for organisk kontaminering av stokkløsningen som ble brukt.

Legg merke til at den laveste doseringen av MF10 ikke gir noe bidrag til DOC, selv om turbiditetsfjerningen var sub-optimal (jfr. **Figur 6**).



Figur 5. Rest-turbiditet etter 1 min, 3 min og 5 min sedimentering ved flokkulering med MF10. Merk at en ved starten av forsøket ($t=0$) hadde 140000 mg/L i løsningen som tilsvarer ca. 10^5 ntu.



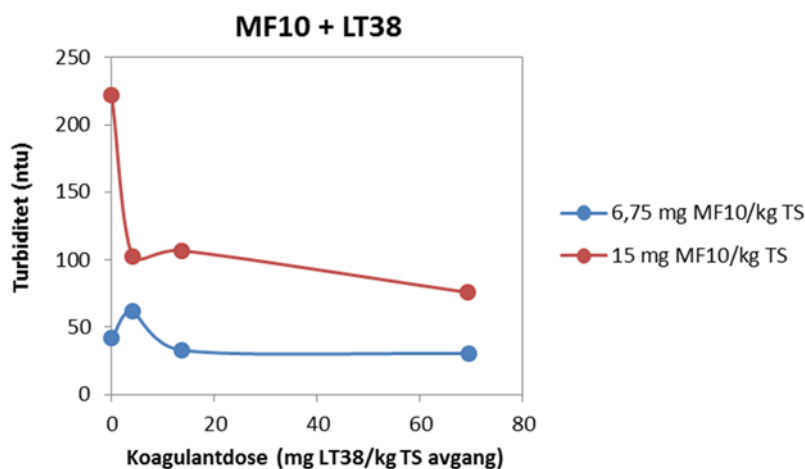
Figur 6. Den røde kurven viser den estimerte konsentrasjonen av MF10 i den enkelte testen (målt som DOC). Den blå kurven viser bidraget fra MF10 til DOC i vannet etter 5 min sedimentering.

Kombinert dosering med LT38 og MF10

Det ble gjort forsøk med kombinert dosering av koagulanten LT38 og flokkulanten MF10. Det ble da benyttet to ulike MF10-doseringer; normaldoseringen fra SVG på 6,75 mg MF10/kg TS avgang og den høyeste dosen testet alene på 15 mg MF10/kg TS avgang. I tillegg til kun MF10 ble det tilsatt økende doser fra 3 mg LT38/kg TS avgang (normaldoseringen) og opp til 51 mg LT38/kg TS avgang (den antatt høyeste realistiske dosen).

Figur 7 viser resultatene fra forsøkene etter 5 min sedimentering. Selv om den laveste dosen av LT38 (2,9 mg/kg TS) ved normaldoseringen av MF10 (6,75 mg/kg TS) ga noe høyere rest-turbiditet enn uten noen LT38-dosering, antyder resultatene at flokkuleringen ble hjulpet av koagulantdoseringen i doseringsområdet for de to kjemikaliene. Den største forbedringen i rest-turbiditet ble oppnådd når LT38 ble tilsatt sammen med den høye doseringen av MF10, som altså i utgangspunktet ga overdosering (jfr.

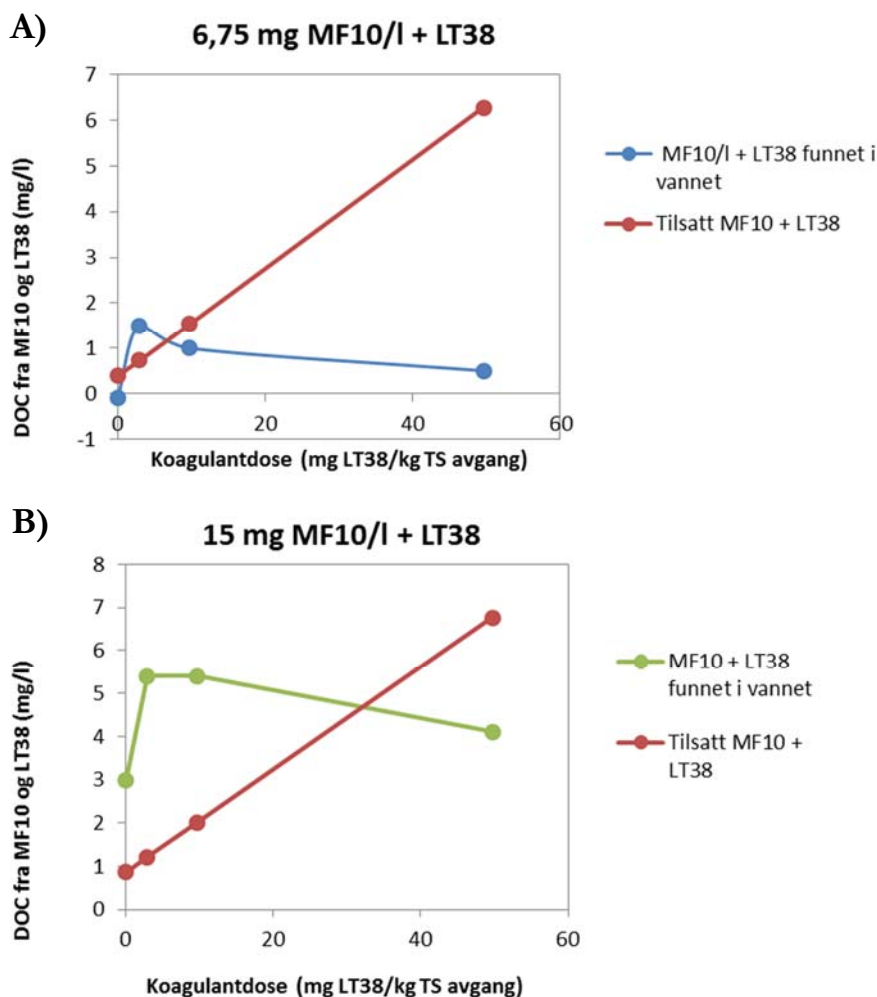
Figur 5). Selv om økende koagulantdosering med LT 38 ga en gradvis bedring i rest-turbiditeten med den høye doseringen av MF10, kom rest-turbiditeten ikke ned på nivå med den som ble oppnådd med normaldoseringen av MF10.



Figur 7. Rest-turbiditet etter koagulering med økende doser LT38 etterfulgt av flokkulering med 6,75 mg MF10/kg TS avgang eller 15 mg MF10/kg TS avgang og 5 min sedimentering.

Bidraget til DOC fra MF10 og LT38 ved kombinert dosering av LT38 og MF10 er vist i **Figur 8**. Resultatene viser at bidraget øker noe ved den laveste doseringen med LT38, men når LT38-doseringen øker utover dette reduseres konsentrasjonen av DOC i vannet. Innenfor det doseringsområdet som ble testet kom ikke det tilsynelatende DOC-bidraget fra kjemikalietilsetningene helt ned på nivå med som ble oppnådd med MF10 alene (dvs. -0,1 mg C/l ved 6,75 mg MF10/l og 3,0 mg C/l ved 15 mg MF10/l). Tilsynelatende bidro også LT38 til DOC-nivået i vannet, men dette bidraget ble redusert med økende dosering av LT38. Men igjen var det ikke noe samsvar mellom dosert mengde flokkulant/koagulant og det estimerte bidraget fra disse i vannfasen. Hvis stokkløsningen med MF10 var kontaminert, er det ikke usannsynlig at også stokkløsningen med LT38 var kontaminert. En slik organisk kontaminering kan ha blitt felt ut/koagulert ved økende dose LT38.

Det ble generert noe større volum av sedimentert avgang ved økende dosering av LT38 (75-87 ml), mens doseringen av MF10 så ut til å ha mindre betydning for dette volumet (men noe mindre volum ved den laveste MF10-doseringen). Hovedgrunnen til dette er nok at LT38 er en koagulant som feller ut kolloidalt materiale fra vannet og slik øker partikkelmassen, mens MF10 fungerer kun som en flokkulant som aggregerer større partikler som allerede er i vannet. Andre betydninger for egenskapene til den sedimenterte avgangen ble ikke vurdert.



Figur 8. Bidraget fra MF10 og LT38 til TOC i vannet med økende dosering med LT38 til 6,75 mg MF10/kg TS avgang (A) eller 15 mg MF10/kg TS avgang (B) målt etter 5 min sedimentering. De røde kurvene viser den estimerte tilsatte konsentrasjonen av MF10 og LT38 i den enkelte testen (målt som DOC).

3.1.4 Oppsummering og konklusjon

Det ble funnet at det optimale doseringsområdet for MF10 var relativt snevert (ca. 5-7 mg LT/kg TS avgang) (se **Figur 5**). Når MF10-doseringen økte utover dette ga dette en klar økning i rest-turbiditet i vannet, samtidig som det antatte bidraget fra MF10 til konsentrasjonen av DOC i vannet (etter korrigering for bakgrunns-DOC fra springvannet og avgangen selv) ble målbart (**Figur 6**). Men sett i forhold til hvor mye MF10 som faktisk var dosert, indikerte den målte DOC-økningen en 6x høyere økning enn det som teoretisk sett (hvis all MF10 gikk ut i løsning) kunne skyldes MF10. Den observerte DOC-økningen skyldtes derfor mest sannsynlig en organisk kontaminering av stokkløsningen med MF10, selv om det ikke kan utelukkes at noe MF10 kan finnes løst i vannet etter flokkuleringen. Det er selvfølgelig en begrenset del av dette vannet som vil følge med avgangen ved deponering, men på grunn av gjenbruken av prosessvann vil polyakrylamid potensielt kunne akkumuleres i prosessvannet. Det er verdt å nevne at dette også gjelder monomeren akrylamid, som i utgangspunktet normalt utgjør en begrenset andel (ca. 0,1 %) av de fleste kjemikalier som inneholder polyakrylamid.

Doseringen av LT38 (polyDADMAC) sammen med MF10 bedret turbiditetsfjerningen, spesielt når MF10-doseringen var sub-optimal (dvs. 15 mg MF10/kg TS avgang, se **Figur 7**). Ved lav dosering av LT38 sammen med MF10 økte konsentrasjonen av DOC i vannet utover det som ble funnet for den samme MF10 alene, noe som antydte at også LT38 kan foreligge i vannfasen.

Men heller ikke her var det samsvar mellom mengden LT38 og MF10 dosert og målt DOC-konsentrasjon, noe som også her kan være forårsaket av en organisk kontaminering av stokkløsningen med LT38 (i tillegg til stokkløsningen med MF10). Det kan derfor verken verifiseres eller falsifiseres om MF10 og/eller LT38 ble funnet i vannet. En slik verifisering/falsifisering bør gjennomføres, spesielt med tanke på doseringer av MF10 utover det som tilsynelatende er optimalt for turbiditetsfjerning.

På bakgrunn av disse resultatene ble doseringen av MF10 i den etterfølgende utlekkings testen satt til 6,75 mg MF10/kg TS avgang i alle testene. Doseringene av LT38 ble satt til 3 mg LT38/kg TS avgang og 35 mg LT38/kg avgang. Siden LT38 aldri benyttes alene, ble denne heller ikke testet alene. Det gjøres spesielt oppmerksom på at den mulige kontamineringen av stokkløsningene med MF10 og LT38 vil ha minimal betydning for de videre utlekkings testene, siden kun en mindre andel (ca. 6 %) av ferskvannet etter flokkuleringen overføres sammen med den flokkulerte avgangen til sjøvannet. For normaldosene av MF10 (6,75 mg/kg TS) som ble brukt i utlekkings testene var det estimerte bidraget fra MF10 dessuten neglisjerbart.

3.2 Bestemmelse av potensialet for utlekking av Magnafloc 10 og LT38 fra deponert gruveavgang

3.2.1 Hensikten med forsøket

Det ble gjennomført en enkel risteflasketest i sjøvann med gruveavgang flokkulert med Magnafloc LT10, med og uten forutgående koagulering med Magnafloc LT38, for å undersøke potensialet for utlekking av Magnafloc fra gruveavgangen etter deponering i sjøen. Over tid vil kjemiske og biologiske prosesser i de deponerte massene kunne gi oksygenfattige forhold og endret pH i porevannet i massene. Dette kan teoretisk sett endre bindingene mellom polyDADMAC i Magnafloc LT38, polyakrylamid i Magnafloc LT10 og gruveavgangen, og dermed føre til utlekking uten forutgående nedbrytning. Dette selv om polyDADMAC er sagt å fungere godt som koagulant innenfor et svært bredt pH-område. Utlekkingsforsøkene ble derfor utført ved ulike pH i området ca. 3-8,3 og under forhold rikt på oksygen og uten oksygen til stede.

3.2.2 Beskrivelse av forsøksmetodikk

Utlekkings testen ble gjennomført i to runder:

Testrunde 1 – aerobe forhold:

- Avgangen ble først flokkulert i ferskvann (10 % avgang) ved tilsats av LT38 deretter MF10 etter samme prosedyre som beskrevet i kapittel 3.1.2. Det ble gjennomført 3 separate flokkuleringer:
 - 1) kun MF10 ble dosert (6,75 mg/kg TS).
 - 2) lav konsentrasjon LT38 (3 mg/kg TS) i tillegg til 6,75 mg MF10/kg TS og
 - 3) høy konsentrasjon LT38 (35 mg/kg TS) i tillegg til 6,75 mg MF10/kg TS, se **Tabell 6**.
- Etter dosering ble avgangen satt til sedimentering, og etter ca. 1 time ble ferskvannet dekantert av. Tørrvekten ble målt på hver av de flokkulerte avgangene og en referanse som var kun avgang. Tørrvektsverdiene er gitt i Vedlegg (kapittel 5.4). Referanse-avgangen og de flokkulerte avgangene ble så overført til et sett med testflasker á 100 ml og tilsatt oksygenrikt sjøvann med forhåndsjustert pH som angitt i Tabell 5. Det ble også laget blank-flasker med kun sjøvann uten videre pH-justering. Flaskene ble så korket igjen.
- Etter god omblending av avgang/sjøvannsslurryen, ble 3 flasker av hver gruppe (blank, referanse-avgang og tre ulike flokkulerte avganger) tatt ut som nullprøver. Her ble vannet filtrert gjennom et GF/C-filter, overført til en ny 100 ml glassflaske og tilsatt 1 ml 4 M H₂SO₄ og levert for TOC (NPOC/DC)-analyse.
- Resten av flaskene ble satt på ristebord ved romtemperatur i ca. 24 timer. Løst oksygen og pH ble målt og registrert i hver enkelt flaske. Etter ca. 10 timer ble flaskene satt til sedimentering i ca. 1 time før pH ble målt i hver flaske. Løst oksygen ble målt i utvalgte flasker. Deretter ble klarfasen

filtrert gjennom et GF/C-filter og overført til ny glassflaske, preservert med H₂SO₄ og levert for TOC (NPOC/DC)-analyse. NPOC/DC-analysen har en deteksjonsgrense på 0,2 mg C/l.

Tabell 6. Oversikt over forsøksoppsettet for utlekkings testen. Blank er kun sjøvann. Hvert kryss representerer en testflaske i triplikat.

pH	Oksygen	Blank	Avgang	Avgang + 6,75* mg MF10/kg + LT38		
				0 mg LT38/kg	3* mg LT38/kg	35* mg LT38/kg
Første testrunde – aerobe forhold						
Nullprøve	Mettet	X	X	X	X	X
Ca. 8,3	Mettet	X	X	X	X	X
7	Mettet		X	X	X	X
6	Mettet		X	X	X	X
5	Mettet		X	X	X	X
4**	Mettet		X	X	X	X
3**	Mettet		X	X	X	X
Andre testrunde – verifisering og anaerobe forhold						
Ca. 8,3	Mettet	X	X	X	X	X
Ca. 8,3	Anaerobt		X	X	X	X
6	Anaerobt		X	X	X	X

*) På grunn av en uheldig regnefeil ble det dessverre dosert 2,5x for mye MF10 (17,1 mg/kg TS i stedet for 6,75 mg MF10/kg TS) og 2,5x for mye LT38 (7,6 mg LT38/kg TS og 88 mg/kg TS i stedet for hhv, 3 mg LT38/kg TS og 35 mg LT38/kg TS) i den første testrunden.

***) Det viste seg at i løpet av de ca. 10 timene det første utlekkingsforsøket varte sank pH i testvannet som var forhåndsjustert til pH 4 og pH 3 til hhv, 2,8±0,9 og 2,0±0,4.

Testrunde 2 – verifisering og anaerobe forhold

Det ble kjørt et sett med nye aerobe tester for å verifisere de indikative resultatene fra den første testen. Se **Tabell 6**. Flokkuleringen ble gjort som beskrevet i **Kapittel 3.1.2.** men det ble brukt noe høyere avgangskonsentrasjon (20 %). Det ble kun testet i sjøvann uten justering av pH. En mer detaljert beskrivelse av forsøkene følger:

Utlekkings test aerob (verifisering)

- Den flokkulerte avgangen fra hver testflaske (3 flasker) fra flokkuleringen ble splittet i 3 like deler (ca. 175 g) i 3 stk. 290 ml BOD-flasker. Det ble målt tørrvekt på restmengden flokkulert avgang.
- I tillegg ble det overført 143 g våt avgang direkte til 2x3 stk. 290 ml BOD-flasker som referanse.
- Til hver av 12 av BOD-flaskene ble det tilsatt 176 g ubehandlet sjøvann
- DO og pH ble målt i flaskene og flaskene ble korket igjen og lagt flate på ristebordet (140 rpm).
- Etter ca. 24 timer ble flaskene tatt av og satt til sedimentering i 1 time. DO og pH ble mål. Deretter ble ca. 100 ml av klarfasen filtrert (vekt av flaske før og etter avtapping ble mål) gjennom et GF/C-filter, overført til en brun 100-ml flaske, tilsatt 1 ml 4 M H₂SO₄ og levert for NPOC/DC-bestemmelse.

I tillegg ble det testet under anaerobe forhold. Her ble det testet i sjøvann uten justering av pH og ved ca. pH 6 (pH ble i utgangspunktet forsøkt senket ned til pH 5, som er den omtrent forventete nedre pH-grense i anaerobt sediment, men dette viste seg å være vanskelig i praksis). For å sikre anaerobe forhold ble det tilsatt små mengder natriumsulfitt til flaskene. I anaerobforsøkene ble de samme flaskene brukt både i sjøvann uten pH-justering og ved pH 6: Etter ca. 1 døgn ble pH og løst oksygen (DO) målt i flaskene og det ble tatt ut prøver til DOC-måling; deretter ble den uttatte prøvemengden erstattet med nytt rent sjøvann og pH justert ned til ca. pH 5 før flaskene ble satt tilbake på risting i nye 3 døgn. Måleverdiene etter 4 døgn ble justert for den mengden C som ble tatt ut med prøven etter 1 døgn. Det ble benyttet noe større flasker (ca. 290 ml) i testene og mengden avgang i forhold til sjøvannet ble økt fra ca. 10 vekt % til ca. 50 vekt % for å øke konsentrasjonen av Magnafloc i vannfasen, hvis det viste seg at noe Magnafloc skulle løse seg ut fra avgangen. En mer detaljert beskrivelse av forsøkene følger:

Utlekkingstest anaerob

- Ca. 4 L sjøvann ble boblet med N₂-gass.
- Den flokkulerte avgangen fra hver testflaske (3 flasker) fra flokkuleringen ble splittet i 3 like deler (ca. 175 g) i 3 stk. 290 ml BOD-flasker. Det ble målt tørrvekt på restmengden flokkulert avgang.
- I tillegg ble det overført 143 g våt avgang direkte til 2x3 stk. 290 ml BOD-flasker som referanse.
- Til hver av 12 av BOD-flaskene ble det tilsatt 176 g N₂-boblet sjøvann og det tilsettes 0,2 g natriumsulfitt.
- DO og pH ble målt i flaskene og flaskene ble korket igjen og lagt flate på ristebordet (140 rpm).
- Etter ca. 24 timer ble flaskene tatt av og satt til sedimentering i 1 time. DO og pH ble målt.
- Deretter ble ca. 100 ml av klarfasen filtrert (vekt av flaske før og etter avtapping ble målt) gjennom et GF/C-filter, overført til en brun 100-ml flaske, tilsatt 1 ml 4 M H₂SO₄ og levert for NPOC/DC-bestemmelse.
- Avtappet volum ble erstattet med nytt N₂-boblet sjøvann, og det ble tilsatt nye 0,2 g natriumsulfitt.
- pH ble justert til ca. pH 6, og DO og pH ble målt i flaskene før de ble korket igjen og lagt flatt på ristebordet (140 rpm).
- Etter ca. 3 døgn ble flaskene tatt av og satt til sedimentering i 1 time. DO og pH ble målt.
- Deretter ble ca. 100 ml av klarfasen filtrert (vekt av flaske før og etter avtapping ble målt) gjennom et GF/C-filter, overført til en brun 100-ml flaske, tilsatt 1 ml 4 M H₂SO₄ og levert for NPOC/DC-bestemmelse.

3.2.3 Resultater og diskusjon**Testrunde 1 – aerobe forhold:**

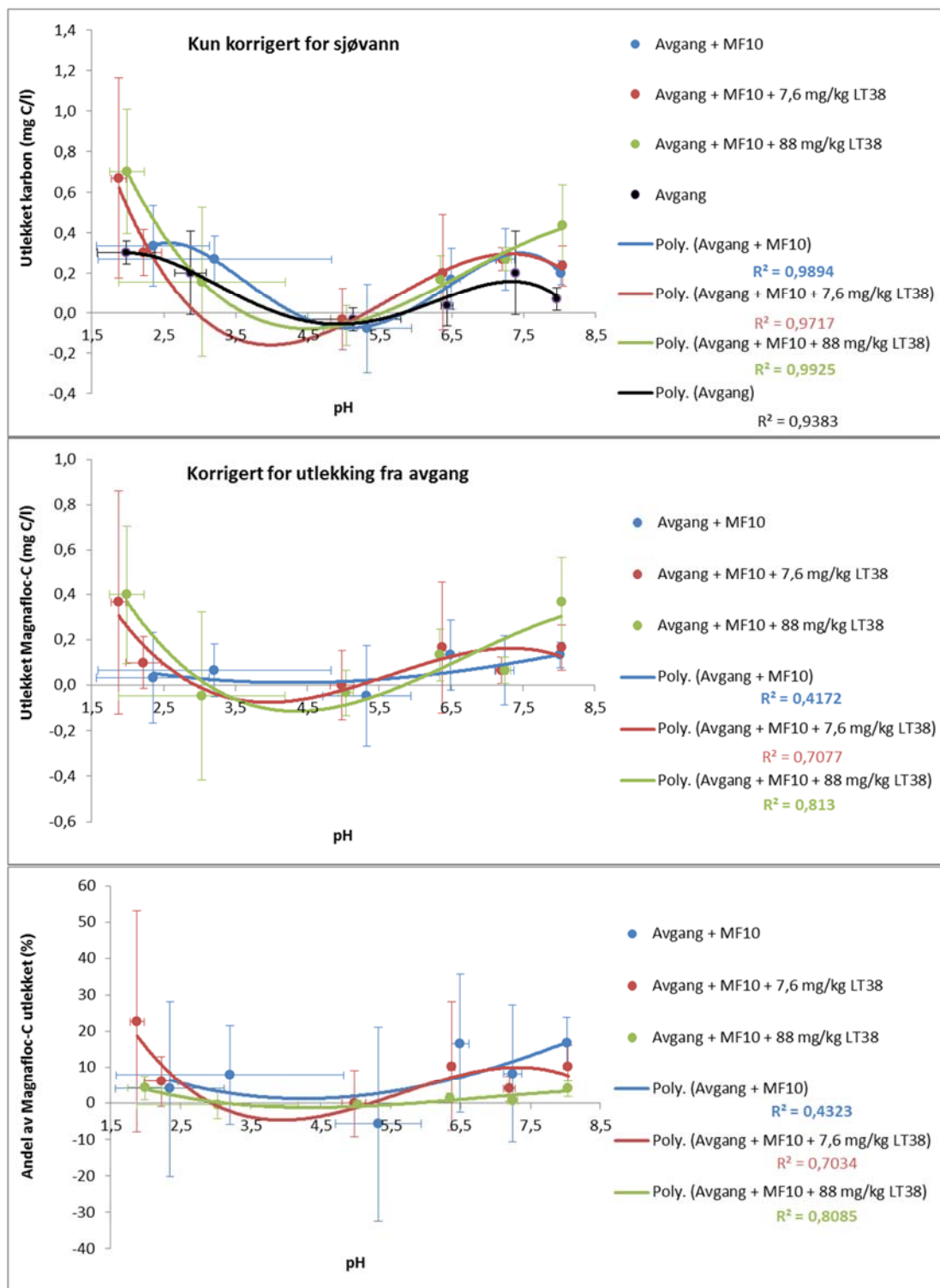
Det ble gjennomført en test for å estimere utlekkingen av Magnafloc fra Magnafloc-flokkulert avgang til sjøvann under oksygenrike forhold ved ulike pH. Siden vi mangler analysemetodikk for å bestemme polyDADMAC og polyakrylamid i konsentrasjoner som kan forventes i denne typen tester, ble utlekkingen bestemt indirekte ved måling av økningen i løst organisk karbon (DOC) i sjøvannet. DOC i sjøvannet i utgangspunktet, og DOC som lakk ut fra referanse-avgangen ble trukket fra.

Resultatene fra den første utlekkingstesten er vist i **Figur 9**. Statistisk sett (one-tailed student-T) var det ingen signifikant ($p > 0,05$) utlekking av Magnafloc ved $pH < 7,5$, men i forsøkene i sjøvann uten pH-justering ble det en tilsynelatende svak, men signifikant ($p = 0,024-0,041$) utlekking av Magnafloc (MF10 og/eller LT38).

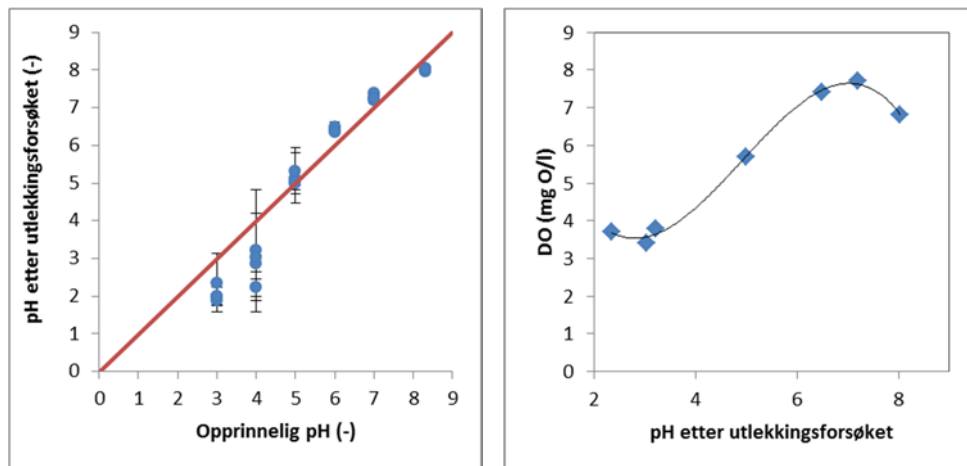
Det så ut til å skje noe med avgangen når pH ble senket til under ca. 6. Oksygeninnholdet i vannet sank, og når pH ble senket til under ca. 5, falt pH av seg selv drastisk (Se **Figur 10**). Dette kan være knyttet til oksidering av Fe²⁺ (i ulike former) til bl.a. Fe³⁺ i avgangen. Dette så også ut til å kunne ha hatt en viss betydning for utlekking av C fra avgangen, men en tilnærmet tilsvarende økning i utlekking skjedde også fra ikke-flokkulert avgang (tilsvarer ca. 3 mg C/kg avgang). Kilden til denne lekkasjen av karbon er ikke kjent.

Ved en feiltakelse ble det dosert 2,5x mer flokkuleringskemikalier enn opprinnelig planlagt. På bakgrunn av resultatene fra doseringsforsøkene beskrevet i **Kapittel 3.1.3**, kan dette ha gitt en betydelig overdosering og følgelig en høy konsentrasjon av DOC i vannfasen. Med utgangspunkt i **Figur 6** kan en MF10-dosering på 17,1 mg/kg TS anslagsvis gi en DOC-konsentrasjon i klarfasen etter flokkuleringen på ca. 3,8 mg/l. Det ble overført ca. 8 ml av denne klarfasen sammen med avgangen til hver av flaskene for utlekkingsforsøket, og med en samlet vannmengde i hver flaske på 115 ml, tilsvarende den estimerte mulige overføringen av DOC til flaskene 0,26 mg/l. Dette kan være en mulig forklaring på den tilsynelatende utlekkingen av Magnafloc på $0,13 \pm 0,06$ mg/l funnet i forsøkene med dosering av kun MF10.

I testrunde 2 ble det gjort forsøk for å verifisere/falsifisere disse funnene.



Figur 9, Resultater fra det første utlekkingsforsøket. Den øverste figuren viser mengde utlekket karbon fra avgang med og uten flokkuleringskjemikalier ved ulike pH. Karbon i sjøvannet (bakgrunns-C) er trukket fra. I den midtre figuren er karbon lekket ut fra referanse-avgangen trukket fra. Den nederste figuren viser hvor stor andel av opprinnelig mengde Magnafloc som var lekket ut. Kurvene er tilpasset med et 3. ordens polynom, og R^2 angir hvor god tilpasning denne kurven er til datasettet ($R^2 = 1,0$ tilsier ideell tilpasning). Hvert punkt viser snittet av 3 målinger og de vertikale stolpene angir standardavviket for utlekket karbon for disse 3 målingene, mens de horisontale linjene angir standardavviket i målt pH ved avslutning av forsøket for de samme målingene. Rådata er gitt i vedlegg i vedlegg (kapitel 5.4).



Figur 10. Venstre figur sammenligner den opprinnelige pH i testflaskene med den pH som ble målt ved slutten av utlekkingsforsøket. Stolpene angir standardavviket i for de tre målingene som hvert punkt representerer. Høyre figur viser konsentrasjonen av løst oksygen i testflaskene ved slutten av utlekkingsforsøket som en funksjon av slutt-pH i de samme testflaskene.

Testrunde 2 – verifisering og anaerobe forhold

Resultatene fra den andre testrunden av utlekkings testen er vist i **Figur 11**.

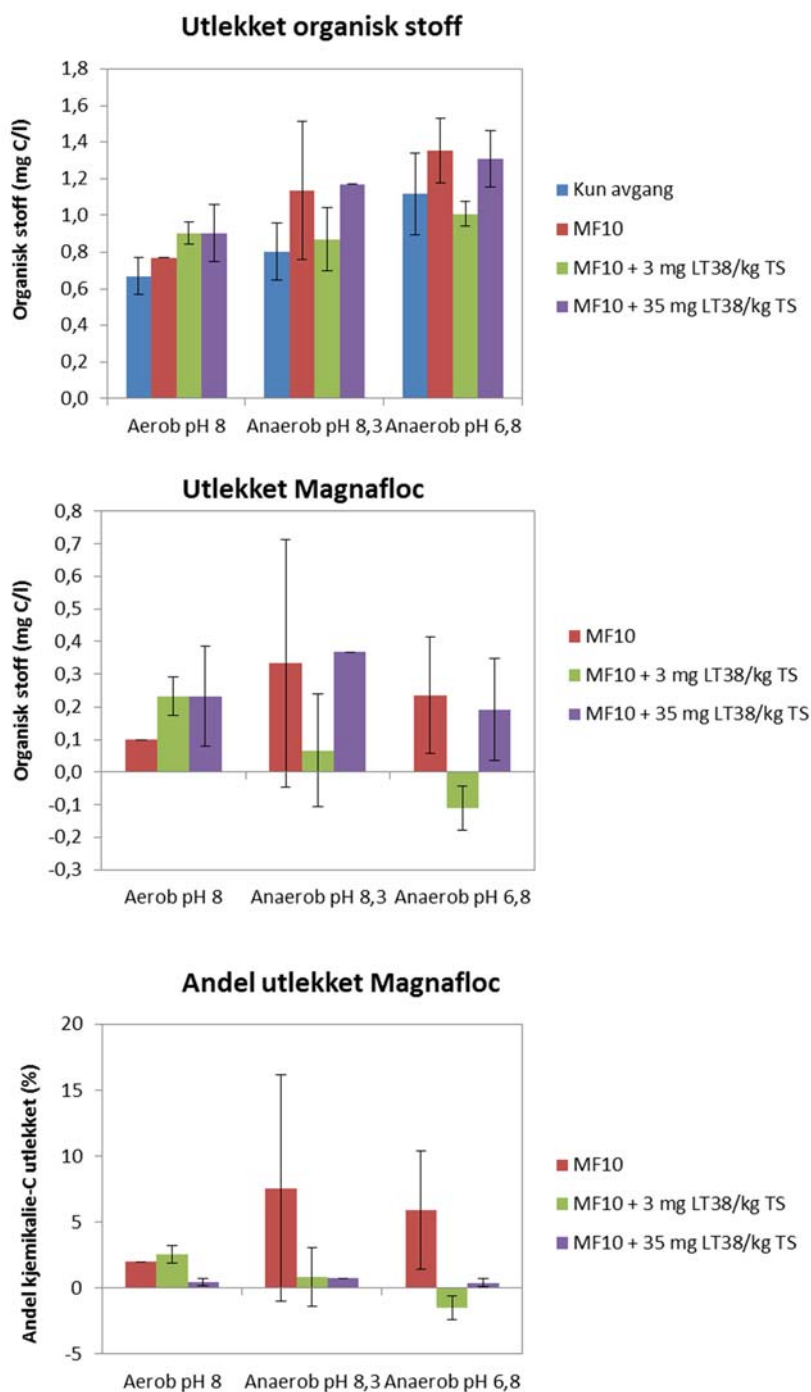
Aerobe forhold

Forsøkene under aerobe forhold ble gjort for å verifisere antydningene til utlekking som ble observert fra flokkulert avgang i sjøvann uten pH-justering. Statistisk sett (one-tailed student-T) ble det også i denne verifiseringstesten observert en signifikant utlekking fra avgangen med 3 mg LT38/kg TS i tillegg til 6,75 mg MF10/kg TS ($p=0,018$), og det ble observert en nær signifikant økning i utlekket C også fra avgangen med 35 mg LT38/kg TS (i tillegg til MF10) ($p=0,051$). Det er her ikke tatt hensyn til usikkerheten som ligger i selve analysen, og som kan forventes å ligge i størrelsesområdet 20 % for verdier rundt 1 mg C/l eller $\pm 0,2$ mg C/l². Hvis denne usikkerheten også legges inn, er det ikke lenger noen signifikant utlekking av Magnafloc fra avgangen under aerobe forhold da den estimerte gjennomsnittlige utlekkingen her ligger i størrelsesområdet 0,1-0,25 mg C/l, jfr. den midterste figuren i **Figur 11**. Det var heller ingen sammenheng mellom mengden LT38 i avgangen og hvor mye som hadde lekket ut; jfr. den nederste figuren i **Figur 11**, som viser andelen Magnafloc som hadde lekket ut.

Anaerobe forhold

Under anaerobe forhold var det kun avgangen med 35 mg LT38/kg TS (i tillegg til MF10) hvor det så ut til å ha skjedd en signifikant ($p=0,027$) utlekking av Magnafloc (se den midterste figuren i Figur 11). Hovedårsaken til dette statistiske signifikans-resultatet er det svært lave standardavviket (0,0 mg C/l) for de 3 målingene. Gjennomsnittsverdien for målingene skiller seg ikke vesentlig fra gjennomsnittsverdien for målingene i vannet fra avgangen med kun MF10, og hvis det legges inn en standard 20 % usikkerhet i selve analysen, var ikke utlekkingen av Magnafloc signifikant her heller. Konsentrasjonen lå i samme størrelsesområde som observert under aerobe forhold, både i testrunde 1 (Figur 11) og testrunde 2 (Figur 9). Ved start av utlekkings testen etter nedjustering av pH ble pH målt til $6,2 \pm 0,1$ i flaskene, 3 dager senere var pH økt til $6,8 \pm 0,1$, og altså enda lenger unna den opprinnelig planlagte pH på 5. På bakgrunn av resultatene fra forsøkene gjort under aerobe forhold, ser ikke dette ut til å ha hatt noen vesentlig betydning for utlekkingen.

² Denne vurderingen er basert på dokumentet «Usikkerhetsvurdering ved bestemmelse av totalt organisk karbon i sjøvann med katalytisk forbrenning, NIVA-metode G 5-3» i Kvalitetshåndbok for NIVAs akkrediterte virksomhet, Dok. Id. G 5-3, versjon 3, datert 16.9.2013.



Figur 11. Resultater fra den andre testrunden med utlekkingsforsøk. Den øverste figuren viser mengde utlekket karbon fra avgang med og uten flokkuleringskjemikalier under aerobe forhold (pH 8,0) og under anaerobe forhold (pH 8,3 og pH 6,8). Karbon i sjøvannet (bakgrunns-C) er trukket fra. I den midtre figuren er karbon lekket ut fra avgang uten flokkuleringskjemikalier trukket fra. Den nederste figuren viser hvor stor andel av opprinnelig mengde Magnafloc som var lekket ut. Hver stolpe viser snittet av 3 målinger og de vertikale tynne stolpene angir standardavviket for utlekket karbon for disse 3 målingene.

3.2.4 Oppsummering og konklusjon

Så lenge det ikke finnes noen spesifikk analyse med tilstrekkelig lav deteksjonsgrense for kvantifisering av polyDADMAC og polyakrylamid i sjøvann i denne typen utlekkings tester, er DOC-analysen sannsynligvis det beste alternativet for kvantifisering av konsentrasjonen av kjemikaliene.

Resultatene fra de to rundene med utlekkings tester antyder en svak utlekking av MF10 ved normal sjøvanns-pH (ca. pH 8), men ikke ved lavere pH. Det er mer usikkert om det også gjelder LT38, siden denne ikke ble testet alene, men det kan ikke utelukkes. Redoks-forholdene (aerobt eller anerobt) så ikke ut til å ha noen vesentlig påvirkning på utlekkingen. Tar man imidlertid hensyn til usikkerheten i DOC-analysen var heller ikke utlekkingen ved normal sjøvanns-pH signifikant. Usikkerheten i analysemetoden gjør imidlertid at vi likevel ikke helt kan utelukke at det kan finne sted en beskjeden utlekking.

Utlekkingstesten ble utført ved romtemperatur hvor denne typen prosesser normalt vil gå fortere enn under de temperaturer man har i selve deponiet på sjøbunnen. Økt temperatur vil normalt kun akselerere prosessene og ikke forandre disse i karakter.

I en situasjon hvor de anvendte kjemikaliene er svært lite giftige både på kort (Berge et al. 2012) og lang sikt (se kapittel 2) gir bruken av disse trolig små miljømessige konsekvenser.

4. Referanser

Berge, J.A., B. Beylich, S. Brooks, P.F. Jaccard, A. Tobiesen, S. Øxnevad, 2012. Overvåking av Bøkfjorden 2011 og giftighetstesting av gruvekjemikaliene MagnaflocLT 38 og Magnafloc 10. Niva rapport 6310, 121s.

Berge, J.A., B. Beylich, S. Brooks, P.F. Jaccard, A. Tobiesen, S. Øxnevad, 2012. Overvåking av Bøkfjorden 2011 og giftighetstesting av gruvekjemikaliene MagnaflocLT 38 og Magnafloc 10. Niva rapport 6310, 121s.

Wilson John, 2008. Synthesis, properties and analysis of polyDADMAC for water purification. Dissertation presented for the degree of Doctor of Philosophy at the University of Stellenbosch, 2007s.

5. Vedlegg

5.1 HMS datablad for Magnafloc LT38

Sikkerhetsdatablad

side: 1/9

BASF Sikkerhetsdatablad i henhold til forordning (EG) Nr. 1907/2006

Dato / oppdatert: 26.01.2012

Utgave: 2.0

Produkt: **MAGNAFLOC® LT38**

(ID nr. 30478997/SDS_GEN_NO/NO)

Trykkdato 27.01.2012

1. Identifikasjon av stoffet/stoffblandingen og selskapet/foretaket

Produktidentifikator

MAGNAFLOC® LT38

Relevante identifiserte anvendelser for stoffet eller blandingen samt anvendelser som frarådes

Relevante identifiserte anvendelser: Koagulant

Nærmere opplysninger om leverandøren av sikkerhetsdatabladet

Firma:
BASF SE
67056 Ludwigshafen
GERMANY

Kontaktadresse:
BASF AS
Postboks 233
1372 Asker
NORWAY

Telefon: +47 66 792-100
E-mail adresse: product-safety-north@basf.com

Nødnummer

Giftinformasjonen +47 22 59 13 00, 24-hour service 7 days a week
International emergency number:
Telefon: +49 180 2273-112

2. Fareidentifikasjon

Merkningselementer

Globally Harmonized System, EU (GHS)

Faresetninger:
H412

Skadelig, med langtidsvirkning, for liv i vann.

BASF Sikkerhetsdatablad i henhold til forordning (EG) Nr. 1907/2006

Dato / oppdatert: 26.01.2012

Utgave: 2.0

Produkt: **MAGNAFLOC® LT38**

(ID nr. 30478997/SDS_GEN_NO/NO)

Trykdato 27.01.2012

Sikkerhetssetninger (forebygging):

P273 Unngå utslipp til miljøet.

Sikkerhetssetninger (disponering):

P501 Innhold/beholder leveres til et sted for skadelig eller spesielt avfall.

I henhold til direktiv 67/548/EØF eller 1999/45/EF

R-setning(er)

R52/53 Skadelig for vannlevende organismer: kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

S-setning(er)

S61 Unngå utslipp til miljøet. Se produktdatablad for ytterligere informasjon.

Klassifisering påkrevd i henhold til EU.

Produktet har lik klassifisering i Norge som i EU.

Klassifisering av stoffet eller blandingen

I henhold til Forordning (EF) Nr. 1272/2008 [CLP]

Aquatic Chronic 3

I henhold til direktiv 67/548/EØF eller 1999/45/EF

Mulige farer:

Skadelig for vannlevende organismer: kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

Kan forårsake en viss øyeirritasjon som bør opphøre etter at produktet er fjernet.

Ved lengere påvirkning av produktet er hudirritasjoner mulig.

Svært glatt når det er vått.

For klassifiseringer ikke skrevet ut i sin helhet i denne seksjon finnes den fullstendige teksten i seksjon 16.

Andre farer

I henhold til Forordning (EF) Nr. 1272/2008 [CLP]

Hvis relevant er det gitt informasjon i denne seksjonen om andre farer, som ikke resulterer i klassifisering, men som kan bidra til de overordnede farene av stoffet eller blandingen.

3. Sammensetning/opplysninger om bestanddeler

Blandinger

Kjemisk karakterisering

BASF Sikkerhetsdatablad i henhold til forordning (EG) Nr. 1907/2006

Dato / oppdatert: 26.01.2012

Utgave: 2.0

Produkt: **MAGNAFLOC® LT38**

(ID nr. 30478997/SDS_GEN_NO/NO)

Trykkdato 27.01.2012

Vandig løsning på basis: homopolymer, kationisk

Vandig løsning på basis: homopolymer, kationisk

Fareutløsere (GHS)

I henhold til Forordning (EF) Nr. 1272/2008

2-Propen-1-aminium, N,N-dimethyl-N-2-propenyl-, chloride, homopolymer

Innhold (W/W): $\geq 10\%$ - $\leq 50\%$ Aquatic Chronic 3

CAS-nummer: 26062-79-3 H412

Fareutløsere

i henhold til Direktiv 1999/45/EF

2-Propen-1-aminium, N,N-dimethyl-N-2-propenyl-, chloride, homopolymer

Innhold (W/W): $\geq 10\%$ - $\leq 50\%$

CAS-nummer: 26062-79-3

R-setning(er): 52/53

For klassifiseringer ikke skrevet ut i sin helhet i denne seksjon, herunder angivelse av fare, faresymboler, R-setninger, og faresetninger, er hele teksten oppført i seksjon 16.

4. Førstehjelpstiltak

Beskrivelse av førstehjelpstiltak

Tilsølte klær fjernes.

Ved innånding:

Ved ubehag etter innånding av damp/sprøytetåke: Friskluft, legehjelp.

Ved hudkontakt:

Vask grundig med såpe og vann.

Ved kontakt med øynene:

Skyll grundig med åpne øyelokk i minst 15 minutter under rennende vann.

Ved svelging:

Skyll munnen og drikk deretter rikelig med vann.

Ikke fremkall brekninger uten at det er gitt beskjed om dette fra Giftinformasjonssentralen eller av lege.

Viktigste symptomer og virkninger, både akutte og forsinkede

Symptomer: De viktigste kjente symptomer og effekter er beskrevet i merkingen (se seksjon 2) og/eller i seksjon 11., Andre kjente symptomer og effekter er så langt ikke kjent.

Angivelse av om øyeblikkelig legehjelp og spesialbehandling er nødvendig

Behandling: Symptomatisk behandling (dekontaminering, vitalefunksjoner), ingen spesifikk motgift kjent.

5. Brannslukkingstiltak

Slokkingsmidler

Egnede brannslukningsmidler:
vanntåke, pulver, skum

Tilleggsinformasjon:

Hvis det brukes vann, holdes fotgjengere og kjøretøy vekk fra områder hvor det er fare for glatt overflate/sklifare.

Spesielle farer i forbindelse med stoffet eller blandingen

giftige gasser/damper, karbonoksider, nitrogenoksider

Utvikling/fremkalling av røyk/tåke. Nevnte stoffer/stoffgrupper kan frigjøres ved brann. Unngå utslipp av forurenset vann til jord, avløp og overflatevann. Ta nødvendige forholdsregler for å holde tilbake slukningsvann. Kontaminert slukningsvann og mark behandles i henhold til lokale forskrifter.

Anvisninger for brannmannskap

Særsilt verneutstyr:

Bruk selvforsynt åndedrettsvern og beskyttelsesklær.

Andre opplysninger:

Forurenset slukningsvann må destrueres i overensstemmelse med lokale forskrifter.

6. Tiltak ved utilsiktede utslipp

Stor fare for glatt gulv/sklifare ved tilsøling/lekkage av produktet.

Personlige sikkerhetstiltak, personlig verneutstyr og nødprosedyrer

Bruk personlige verneklær.

Miljøverntiltak

Hold tilbake forurenset vann/brannslukningsvann. Må ikke slippes ut til kloakksystem/overflatevann/grunnvann.

Metoder og utstyr for inndemming og opprensning

Ved store mengder: Pumpes bort.

For rester: Tas opp med egnede væskebindende materialer. Materiale som er tatt opp går til forskriftsmessig avfallsbehandling.

Henvvisning til andre punkter

Informasjon om eksponeringskontroll/personlig verneutstyr og forhold vedrørende avfallsbehandling finnes i seksjon 8 og 13.

7. Håndtering og lagring

Forholdsregler for sikker håndtering

Ved sakkyndig bruk er ingen spesielle forholdsregler påkrevet.

Brann- og eksplosjonsbeskyttelse:

Ingen spesielle forholdsregler er påkrevet.

Betingelser for sikker oppbevaring, herunder eventuell uforenelighet

Ytterligere informasjon til lagerbetingelsene: Emballasjen oppbevares godt lukket på et kjølig sted. Unngå ekstreme temperaturer, spesielt frost og kulde

Lagerstabilitet:

Lagringstemperatur: > 0 °C

Unngå frysning.

Særlig(e) bruksområde(r)

For de aktuelle identifiserte bruksområdene oppført i seksjon 1 må man ta hensyn til de rådene som er nevnt i seksjon 7.

8. Eksponeringskontroll/personlig beskyttelse**Kontrollparametre**

Komponenter med arbeidsplassrelaterte grenseverdier

Ingen yrkesrelaterte grenseverdier kjent.

Eksponeringskontroll

Personlig verneutstyr

Åndedrettsvern:

Åndedrettsvern ved utilstrekkelig ventilasjon.

Håndbeskyttelse:

Kjemikaliebestandige vernehansker (EN 374)

Egnede materialer også ved langvarig, direkte kontakt (Anbefalt: Beskyttelsesindeks 6, svarende til > 480 minutters gjennomregningstid etter EN 374):

f.eks. nitrilgummi (0,4 mm), kloroprenogummi (0,5 mm), polyvinylklorid (0,7 mm) og andre

Tilleggsnotis: Spesifikasjonene er basert på tester, litteratordata og informasjon fra hanskeprodusenter eller er utledet fra lignende substanser ved analogiske slutninger. På grunn av mange påvirkningsfaktorer (f.eks. temperatur), må man ta hensyn til at den daglige anvendelsestid for en kjemikaliebeskyttende hansker kan være betydelig kortere enn de permeasjonstider funnet i tester. På grunn av stort typemangfold skal produsentenes bruksanvisninger følges.

Øyevern:

Vernebriller med sidebeskyttelse (vernebriller) (EN 166)

Verneklær:

lette beskyttelsesklær

Generelle beskyttelses- og hygienetiltak

Må behandles i henhold til alle forskrifter vedrørende industriell hygiene og sikkerhetstiltak. Det anbefales å bruke tett arbeidstøy.

9. Fysisk og kjemiske egenskaper**Opplysninger om grunnleggende fysiske og kjemiske egenskaper**

BASF Sikkerhetsdatablad i henhold til forordning (EG) Nr. 1907/2006

Dato / oppdatert: 26.01.2012

Utgave: 2.0

Produkt: **MAGNAFLOC® LT38**

(ID nr. 30478997/SDS_GEN_NO/NO)

Trykkdato 27.01.2012

Form:	flytende
Farge:	strågul
Lukt:	aminaktig, lett lukt
pH-verdi:	ca. 5,5
Smeltepunkt:	< 0 °C
Kokepunkt:	> 100 °C
Flammepunkt:	På grunn av det høye vanninnholdet er måling av flammepunktet ikke nødvendig.
Damptrykk:	ca. 32 mbar (25 °C)
Tetthet:	ca. 1,1 g/cm ³ (20 °C)
Løselighet i vann:	blandbar
Viskositet, dynamisk:	8.000 - 13.000 mPa*s (25 °C)
eksplosjonsfare:	ikke eksplosiv

Andre opplysninger

Blandbarhet med vann: blandbar

Andre opplysninger:

Om nødvendig er andre fysiske og kjemiske egenskaper angitt i denne seksjonen.

10. Stabilitet og reaktivitet

Reaktivitet

Ingen farlige reaksjoner om forskrifter/henvisninger for lagring og håndtering overholdes.

Kjemisk stabilitet

Produktet er stabilt dersom forskriftene/henvisningene for lagring og håndtering følges.

Peroksyder: 0 %
Produktet inneholder ingen peroksyder.

Risiko for farlige reaksjoner

Ingen farlige nedbrytningsprodukter ved forskriftsmessig oppbevaring og håndtering.

Forhold som skal unngås

Unngå temperaturoverskridelser. Unngå frysning.

Materialer som skal unngås

Stoffer som må unngås:
sterke syre, sterke baser, sterke oksidasjonsmidler

Farlige nedbrytningsprodukter

Ingen farlige nedbrytningsprodukter ved forskriftsmessig oppbevaring og håndtering.

11. Toksikologiske opplysninger

Opplysninger om toksikologiske virkninger

Akutt toksisitet

Eksperimentelle/beregnete data:
LD50 rotte (oral): > 5.000 mg/kg

Irritasjon

Eksperimentelle/beregnete data:
Hudetsing/hudirritasjon kanin: ikke irriterende (OECD Guideline 404)

Alvorlig øyeskade/øyeirritasjon kanin: ikke irriterende (OECD Guideline 405)

Øvrige informasjoner til toksisitet

Produktet er ikke blitt testet. Opplysningene angående toksikologi er avledet fra produkter med liknende struktur eller sammensetning.

12. Økologiske opplysninger

Toksisitet

Vurdering av akvatisk toksisitet:
Akutt skadelig for vannorganismer. Kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.
Produktet er ikke testet. Opplysningene er avledet fra produkter med lignende struktur eller sammensetning.

Fisketoksisitet:
LC50 (96 h) 10 - 100 mg/l

Akvatiske virvelløse dyr:
EC50 (48 h) 10 - 100 mg/l, Daphnia magna

Persistens og nedbrytbarhet

Opplysninger om eliminerbarhet:
biologisk ikke lett nedbrytbar (i henhold til OECD-kriterier)

Bioakkumuleringspotensial

Bioakkumuleringspotensiale:
På basis av strukturelle egenskaper er polymeren ikke biotilgjengelig. Akkumulering i organismer forventes ikke.

Mobilitet i jord (og andre delområder hvis tilgjengelige)

Informasjon om: 2-Propen-1-aminium, N,N-dimethyl-N-2-propenyl-, chloride, homopolymer
Vurdering av transport mellom miljøområder:
Adsorpsjon til faste jordpartikler kan forventes.

Resultater av PBT- og vPvB-vurdering

I henhold til vedlegg XIII av Forordning (EF) Nr. 1907/2006 om registrering, vurdering, godkjenning og begrensning av kjemikalier (REACH): Produktet inneholder ingen stoffer, som oppfyller PBT-kriteriene (persistent/bioakkumulerende/toksisk) eller vPvB-kriteriene (veldig persistente/veldig bioakkumulerende).

13. Instruksjoner ved disponering

Metoder til avfallsbehandling

Må avfallshåndteres i hht. de lokale bestemmelser, f.eks. i egnet deponi eller egnet forbrenningsanlegg.

Forurenset emballasje:

Ikke kontaminert emballasje kan gå til gjenbruk.

Emballasje som ikke kan rengjøres, må avfallshåndteres som stoffet.

14. Transportopplysninger

Landtransport

ADR

Ikke farlig gods i henhold til transportforskriftene

RID

Ikke farlig gods i henhold til transportforskriftene

Innenriks sjøtransport

ADN

Ikke farlig gods i henhold til transportforskriftene

Sjøtransport

IMDG

Ikke farlig gods i henhold til transportforskriftene

Sea transport

IMDG

Not classified as a dangerous good under transport regulations

Flytransport

IATA/ICAO

Ikke farlig gods i henhold til transportforskriftene

Air transport

IATA/ICAO

Not classified as a dangerous good under transport regulations

15. Regelverksmessige opplysninger

Spesielle bestemmelser/spesiell lovgivning for stoffet eller blandingen med hensyn til sikkerhet, helse og miljø

Hvis ytterligere lovgivning er gjeldende, som ikke allerede er oppført andre steder i dette sikkerhetsdatabladet, vil det være beskrevet i dette underpunktet.

FOR 2002-07-16 nr 1139: Forskrift om klassifisering, merking mv. av farlige kjemikalier. (Norge)

Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære. (Norge)

FOR 2004-06-01 nr 930: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). (Norge)

FOR 2001-04-30 nr 443: Forskrift om vern mot eksponering for kjemikalier på arbeidsplassen (kjemikalieforskriften). (Norge)

Kjemikaliesikkerhetsvurdering

Kjemisk sikkerhetsvurdering ennå ikke utført på grunn av registreringsfrister

16. Andre opplysninger

Grunnet sammenslåingen av CIBA og BASF gruppen er alle sikkerhetsdatablader blitt revurdert på basis av konsolidert informasjon. Dette kan ha resultert i endringer i databladene. I tilfelle av spørsmål til slike endringer så kontakt oss vennligst via den adresse som er nevnt i seksjon 1.

Full tekst av klassifiseringene, inkludert angivelse av fare, faresymboler, R-setninger, og faresetninger dersom nevnt i seksjon 2 eller 3:

52/53	Skadelig for vannlevende organismer: kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.
Aquatic Chronic	Farlig for vannmiljøet - kronisk
H412	Skadelig, med langtidsvirkning, for liv i vann.

Hvis De har spørsmål angående dette sikkerhetsdatablad, dets innhold eller andre produktsikkerhetsrelevante spørsmål, bes de om å skrive til følgende e-mail adresse: product-safety-north@basf.com

Informasjonen i dette sikkerhetsdatabladet er basert på vår nåværende kunnskap og erfaring, og beskriver produktet kun med hensyn til kravene til sikkerhet. Informasjonen skal ikke anses som en beskrivelse av produktets egenskaper (produktspesifikasjon). En avtalt egenskap eller produktets kvalifikasjon for et konkret applikasjonsformål kan ikke utledes fra våre oppgaver i sikkerhetsdatabladet. Det er ansvaret til mottaker av produktet å observere mulige eiendomsrettigheter samt gjeldende lover og forskrifter.

Loddrette streker i venstre marg henviser til endringer i forhold til foregående versjon.

5.2 Testrapport –reproduksjonstest med krepsdyr

Test substance: Magnafloc LT38

Lab. code:

B841

Samples received:

18.10.13



TEST-REPORT

Reproductive toxicity
Tisbe battagliai



Test method	Based on: Draft New Test Guideline: Harpacticoid Copepod Development and Reproduction Test with <i>Amphiascus Tenuiremis</i> , but does not cover 2 generations but only egg production and hatching success.
Test organism	Female <i>Tisbe battagliai</i> with eggsacks obtained from continuous culture at NIVA. Age at start of test approximately 30 days old
Test period	21.03.14 – 4.04.2014 (14 days)
Pretreatment of sample	Maine tailings were mixed with test compound 48 h prior to testing. Then filtered with GF / F, 0.2µm membrane filter. Batches were frozen to provide fresh test medium 3x per week.
Dilution medium	Natural seawater, obtained from 60 m depth from outer Oslo Fjord and filtered to 0.2 µm used for the dilution water control
Test concentrations	1. Control 2. Tailings +6.75 mg LT38/kg 3. Tailings +675 mg LT38/kg 4. Tailings alone 5. Tailings from Bøkfjorden
Replicates	10 gravid females per concentration in separate wells.
Test containers	12 well cell plate with approximately 4.5 ml volume/well
Feeding	An alga concentrate of <i>Rhodomonas baltica</i> was added after each medium renewal to give a minimum density of 5x10 ⁵ cells/ml.
Observations	Daily except weekends using a binocular microscope
Temperature	20±2°C (20.2-21.1 °C) Salinity: 34-35 PSU
pH	7.79-7.81
Oxygen	7.22-7.58
Photoperiod	16h light:8hour dark

Results:

The quality acceptance criteria in the draft guideline were met with respect to oxygen saturation, temperature, pH, salinity and mortality in controls.

A summary of the results are presented in Table 1 and in Figure 1. Individual results for each female are given in Appendix 1. It is clear that the mine tailings alone had significantly less offspring than did any of the other test concentration which was not significantly different from the control. However looking at the data for production per female we observe that the range in offspring per female which was 6-125/female does not deviate much from that in the control which was 6-168/female. It is therefore possible that the observed reduction in offspring observed in test with mine tailing was a result of proportional high incidence of females with low productivity.

Test Observations

During the daily inspection it was observed that during the latter half of the study females were accumulating an increasing amount of debris around their body. The debris consisted of organic detritus and alga cells. This was especially pronounced in test concentration 4 and 5. While it did not seem to hamper movement on the bottom of the well, these females were not able to swim. Test concentrations 4 and 5 were also the only test concentration where mortality was observed on day 11 and 12, with 3 dead in test concentration 3 and 4 dead in test concentration 4. It is not certain that there is a causal connection between mortality and debris collection. As the observed mortality was late in the study, the impact on total offspring is low.

Table 1. *Offspring production in test with Mangafloc LT38 after 14 days exposure.*

Test concentrations	Mean offspring/parent	Total Offspring	Standard Deviation
Control	63	625	52,0
Talings+6.75 mg	65	645	35,8
Tailings +675 mg	62	620	39,7
Tailing	42	421	37,9
Bøkfjord sediment	66	659	50,5

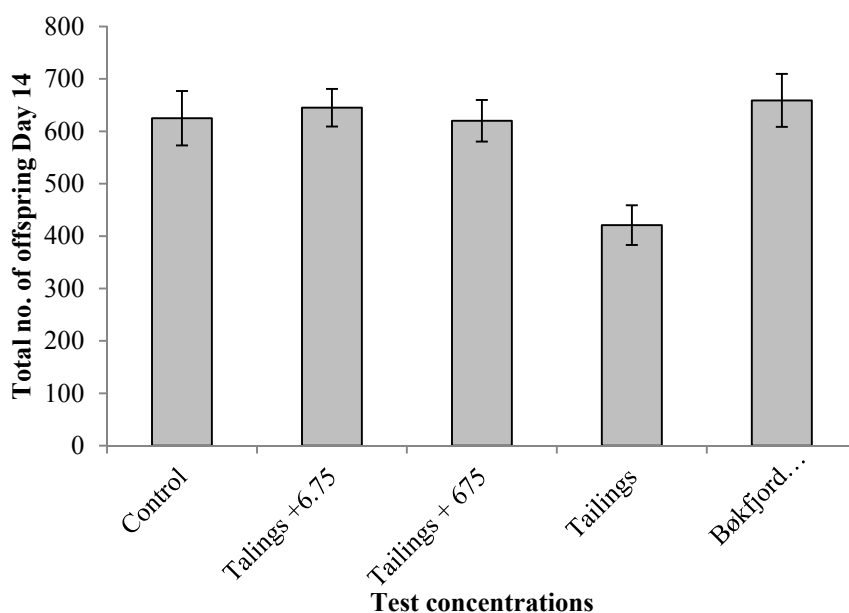


Figure 1. *Total number of offspring produced by 10 gravid females after 14 days.*

Statistical assessment

According to OECD guideline further evaluation of significant difference between treatments may be evaluated using ANOVA statistics like the Dunnett's test. The individual growth rates estimated for each fish was used in the statistical evaluation using the JMP statistical software (SAS institute Inc. 1989-1997). Firstly the data is checked in order to ensure that the variances are equal, which is a prerequisite of performing the Dunnett's test. Equal variance is accepted if the Barlett test of Prob>F is >0.05. The results shown in Figure 2 give a value of 0.68 and one may therefore conclude that the requirement of equal variance is fulfilled. Figure 3 show the results of the statistical evaluation of the mean offspring production for the different treatments when compared to control treatment. None of the treatments are significantly different from the control.

Tests that the Variances are Equal					
Level	Count	Std Dev	MeanAbsDif to Mean		MeanAbsDif to Median
6.75	10	35.78407	27.00000		25.30000
675	10	39.68487	35.00000		35.00000
B»kfj.	10	50.45669	36.08000		35.90000
Control	10	51.97916	36.70000		36.70000
G.Avgang	10	37.92522	27.72000		25.70000
Test	F Ratio	DF Num	DF Den	Prob>F	
O'Brien[.5]	0.4174	4	45	0.7952	
Brown-Forsythe	0.3911	4	45	0.8139	
Levene	0.3141	4	45	0.8670	
Bartlett	0.5121	4	?	0.7269	
Welch Anova testing Means Equal, allowing Std's Not Equal					
F Ratio	DF Num	DF Den	Prob>F		
0.5745	4	22.385	0.6840		

Figure 2. JMP statistical evaluation of variance for offspring production.

Means Comparisons					
Dif=Mean[i]-Mean[j]	B»kfj.	6.75	Control	675	G.Avgang
B»kfj.	0.0000	1.4000	3.4000	3.9000	23.8000
6.75	-1.4000	0.0000	2.0000	2.5000	22.4000
Control	-3.4000	-2.0000	0.0000	0.5000	20.4000
675	-3.9000	-2.5000	-0.5000	0.0000	19.9000
G.Avgang	-23.8000	-22.4000	-20.4000	-19.9000	0.0000
Alpha= 0.05					
Comparisons with a control using Dunnett's Method					
d					
2.53129					
Abs (Dif)-LSD	Control				
B»kfj.	-46.0515				
6.75	-47.4515				
Control	-49.4515				
675	-48.9515				
G.Avgang	-29.0515				
Positive values show pairs of means that are significantly different.					

Figure 3. Dunnett's test of significant deviation in offspring production for different treatments when compared with Control.

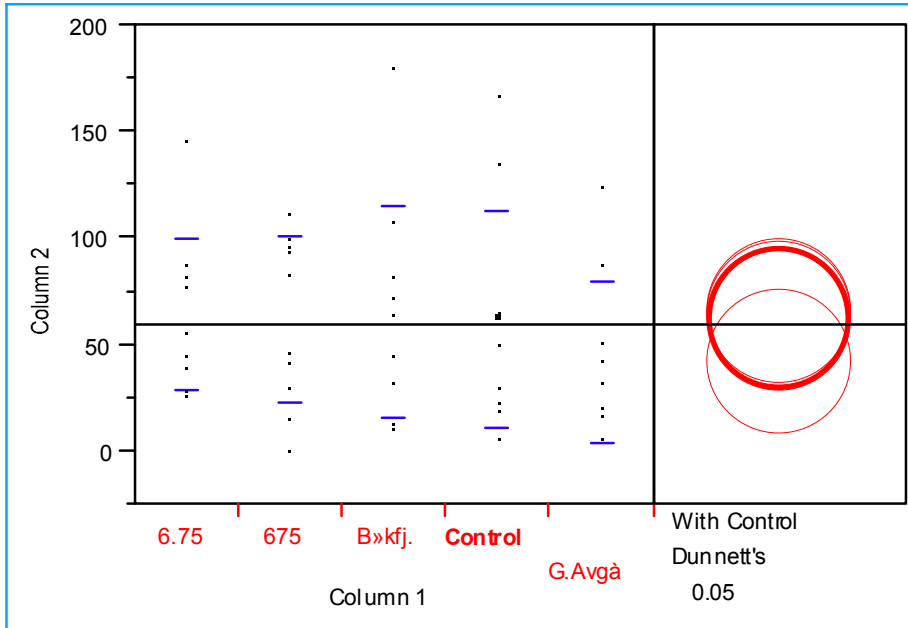


Figure 4. Dunnnett's test of significant deviation in offspring production for *T. batinglia* for different treatment when compared with Control. The bars illustrate the variance.

Conclusion

Significantly reduced offspring production was not observed at any test treatment when compared with control. While it is it seems that mine tailing alone (G. Avgà), differ from the other test, this is explained as a random result, due to random occurrence of more females with low productivity here than in the other test concentrations. Mine tailings treated with Magnafloc LT38 had less collected debris on females than none treated mine tailings or sediment from Bøkfjord, however it unlikely that this has relevance for the reproductive capacity of *T. battaglia*.

Treatment of mine tailings with Magnafloc LT38 did not affect the reproductive capacity of *T. battaglia*, even at 100x normal treatment level.

Oslo, 11.04.2014

August Tobiesen

 Research Scientist

Appendix 1

Test concentration preparation

1. Control: 60 m seawater filtered through Whatman GF/F
2. Tailing + 6.75 mg: 2.79 mg Mangafloc was mixed with 333 g of mine tailings and added 1000 ml of filtered seawater. The mixture was placed in glass bottles and set on a rotary table (80 rpm) for 48h. The seawater was decanted and filtered through Whatman GF/F filter.
3. Tailing + 6.75 mg: 2.25 mg Mangafloc was mixed with 333 g of mine tailings and added 1000 ml of filtered seawater. The mixture was placed in glass bottles and set on a rotary table (80 rpm) for 48h. The seawater was decanted and filtered through Whatman GF/F filter.
4. Tailings: 333 g of mine tailings was mixed with 1000 ml of seawater. The mixture was placed in glass bottles and set on a rotary table (80 rpm) for 48h. The seawater was decanted and filtered through Whatman GF/F filter.
5. Bøkfjord sediment: 333 g of mine tailings Bøkfjord sediment was mixed with 1000 ml of seawater. The mixture was placed in glass bottles and set on a rotary table (80 rpm) for 48h. The seawater was decanted and filtered through Whatman GF/F filter.

Table A. Individual observations of the cumulative number of offspring per female during the 14 day exposure period.

	Female no.	Test concentration				
		Control	Talings +6.75	Tailings + 675	Tailings	Bøkfjord sediment
Total number of offspring per parent	1	20	26	16	17	73
	2	168	56	30	6	46 †
	3	30	40	100	6 †	14 †
	4	23	77	47	51 †	108
	5	50	29	96	43 †	46
	6	63	88	42	125	65
	7	63	146	112	21	82 †
	8	6	56	83	32	11
	9	66	82	94	88	33
	10	136	45	0	32	181
Mean per parent		63	65	62	42.1	65.9
Standard deviation		52.0	35.8	39.7	39.7	50.5
Total offspring		625	645	620	421	659

† mortality for females during latter part of exposure period, after day 11.

5.3 Testrapport - kronisk giftighetstest med fisk

TEST REPORT

Test of Magnafloc LT38

Chronic toxicity towards juvenile turbot

(Scophthalmus maximus)

Semi-static, Growth rate test

NIVA Study number: B841

April 2013

GSP COMPLIANCE STATEMENT

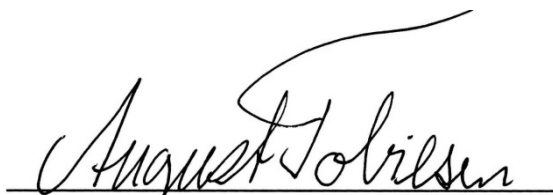
Test compound: Magnafloc LT38

Title of Report: Magnafloc LT38 Chronic toxicity towards turbot (*Scophthalmus maximus*), semi-static growth rate test.

I, the undersigned hereby declare that this test was carried out accurately and reflects the procedures used. Data generated in the study, and that the work was performed in compliance with the EN 45000 and Good Scientific Practice.

NIVA is a GLP accredited testing facility; however this study was not inspected by QAU and is therefore not conducted in full compliance with OECD Principles of Good Laboratory Practice as defined in OECD Environmental Health and Safety Publications, Series on Principles of Good Laboratory Practice and Compliance Monitoring, No. 1. Paris 1998.

NIVA, Oslo


August Tøbbesen, Scientist, Ecotoxicology
Norwegian Institute of Water Research

15 April 2013

SUMMARY

The chronic toxicity of Magnafloc LT38 towards turbot was tested in accordance with the "OECD Guidelines for testing of chemicals" (No. 215; Fish, juvenile growth test), adapted for marine fish (ref 1).

The fish was exposed continuously for 28 days with water and sediment exchange once per week.

The juvenile turbot was approximately 24 weeks old at the start of the test and had a weight in the range of 2.0 to 5.0 g. 10 fish were used in each aquarium with 23 l of seawater and 7.5 kg sediment. There were 2 control tanks one test tank for each treatment. The temperature in the water was maintained in the range of 15,3– 16,6 °C.

The average weight gain after 28 days in the controls was 17.2 %, this is less than the 50 % weight increase given as validity criteria in the OECD 215 guidelines, however that test do not include sediment , which in this case reduced the ability of the fish to feed. The observed difference in the growth rate was not significantly lower for any of the treatments when compared to observed growth in controls. Statistics were performed using the JMP statistical package and Dunnet's method.

The results of the test can be summarised as follows:

Treatment	Control	
	Weight gain %	Growth rate d ⁻¹ %
Control	17.2	0.23
Tailings untreated SVG	7.4	0.10
Bøkfjord sediment	22.7	0.31
Tailings + 6.75 mg Magnafloc LT38	8.9	0.08
Tailings + 675 mg Magnafloc LT38	21.3	0.27

PREFACE

SPONSOR

Sydvaranger Gruver

TESTING FACILITY

Norwegian Institute for Water Research
Gautstadallen 21
N-0349 Oslo
Norway

PERSONELL INVOLVED IN THE STUDY

Name and Company	Title	Function
August Tobiesen, NIVA	Research Manager	Study Director
Joachim Johansen	Research assistant	Test personnel

INTRODUCTION

The chronic toxicity of Mangafloc LT38 treated tailings on turbot (*Scophthalmus maximus*) has been investigated. The test was performed in accordance with "OECD Guidelines for testing of chemicals" (No. 215; Fish, juvenile growth test), adapted for marine fish (ref 2).

The experimental phase of the definitive study was conducted from 12 February to 13 March 2014

Archives

All original data and a copy of the final report are contained securely for a period of 5 years at NIVA. After this period, the sponsor's instructions will be sought.

MATERIALS AND METHODS

Test material

Identification	Magnafloc LT38 (+mine tailing from SVG)
Sample labelling	Magnafloc LT38
Purity	unknown
Appearance	Pale yellow viscous fluid
Date received	28.10.2013

Verification of test compound

The testcompound matched the HMS sheet with respect to color, and fluid state.

Test species

Name	Turbot, <i>Scophthalmus maximus</i>
------	-------------------------------------

Source	Fishlab Terp Skovvej 107 b DK-8270 Højbjerg Denmark
Holding conditions	At NIVA Solbergstrand. Flow through conditions with water from 60 m depth. Temperature ≈ 7-8 °C, salinity 32 ‰,
Acclimatisation period:	At NIVA Solbergstrand. 2 days static conditions with water from 60 m depth. Gradual temperature increase from 7-8 °C to 15-16°C
Mortality during acclimatisation:	0 %.

Test medium

As control and dilution water, 60 m water from Oslofjord was used.

Experimental design

The test was conducted with mine tailing with 2 levels of Magnafloc LT38. Control tanks had reference sediment from Oslofjord. In addition none treated mine tailing and sediment from Bøkfjord was tested. All tanks had 7.5 kg of sediment and 23 l seawater (a 1:3 sediment/water ratio) and 10 fish each. This gave approximately depth of 2-3 cm of sediment and 14 cm depth of water in the tanks. The test was performed as a semi-static procedure, with 100 % renewal once per week. Seawater was taken from 60m depth in Oslofjord and has a salinity of approximately 35 PSU.

The aquaria were made of glass with silicon fittings. They were placed in a climate room set at 16 °C. A light regime of 12:12 light:dark was used. Fish were fed once daily with Dana feed 1562. A fish food especially composed to satisfy the nutritional requirements of turbot.

Fish were tattooed with Alcian blue in order to identify individual fish weight.

Observations

pH was measured at the start and before water change and at the end of the test.

Oxygen saturation was measured before water exchange and at the end.

Temperature during incubation was recorded at each water exchange in all aquaria.

Observation of fish for signs of toxic effects and mortality were performed daily.

Data treatment: In a chronic test without mortality only EC50 (concentration giving a 50% reduction, i.e. reduction in weight gain) can be estimated. By regression analysis one may determine a dose response. If there is no dose related effect in weight gain, one may determine the NOEC. The NOEC (No Effect Concentration) is established as the highest concentration without significant effect on weight gain.

Fish weight and length of all fish were recorded for each test concentration prior to testing and at the end. Individual weight increase was achieved by marking uniquely each fish and weighing them prior to testing and then again at the end of test. Growth rate for each individual fish was estimated according to the equation:

$$r = \frac{\log(W_2) - \log(W_1) * 100}{t_2 - t_1}$$

Where: r = individual growth rate
W = weight of fish
t = days

RESULTS

Validity criteria (OCED 215)

	Criterion	Observed
Mortality in control	<10 %	0 %
Oxygen saturation	>60 %	>77 %
Water temperature between tanks °C	<±1	Max 0.4
Significant growth control	>50 %	Mean 17.2 %

Test performance

Observations made during the test are given in Appendix 1. The validity criteria were fulfilled (see table above) except with respect to growth. This was due to that fish hiding in the sediment made the water very turbid which made it difficult for the fish to find the food.

Mortality and growth

There was no mortality observed, and the exposed fish did not behave or look different from control fish. Averaged % weight gain of fish and the corresponding growth rate is given in Table 1. The mean growth rate in all control fish is 0.23 % d⁻¹, while it is 0.27 % d⁻¹ for mine tailings treated with 675 mg/kg of Magnafloc LT38.

Table 1. *Weight gain and growth rate of fish at the end of 28 day exposure.*

Treatment	Control	
	Weight gain %	Growth rate d ⁻¹ %
Control A	20.5	0.26
Control B	14.0	0.19
Tailings SVG	7.4	0.10
Bøkfjord sediment	22.7	0.31
Tailings + 6.75 mg Magnafloc LT38	13.4	0.18
Tailings + 675 mg Magnafloc LT38	21.3	0.27

Statistical treatment

According to OECD guideline further evaluation of significant difference between treatments may be evaluated using ANOVA statistics like the Dunnett's test. The individual growth rates estimated for each fish was used in the statistical evaluation using the JMP statistical software (SAS institute Inc 1989-1997). Firstly the data is checked in order to ensure that the variances are equal, which is a prerequisite of performing the Dunnett's test. Equal variance is accepted if the Barlett test of Prob>F is >0.05. The results shown in Figure 1 give a value of 0.23 and one may therefore conclude that the requirement of equal variance is fulfilled.

Tests that the Variances are Equal					
Level	Count	Std Dev	MeanAbsDif to Mean	MeanAbsDif to Median	
6.75	10	0.2553695	0.2136764	0.2077018	
675	10	0.2977106	0.2402275	0.2402275	
B»kfj.	10	0.1882165	0.1293603	0.1293603	
Tailings	10	0.1945520	0.1555834	0.1414846	
control	20	0.2563496	0.2013997	0.2013997	
Test		F Ratio	DF Num	DF Den	Prob>F
O'Brien[.5]		0.8399	4	55	0.5059
Brown-Forsythe		1.0159	4	55	0.4072
Levene		1.0864	4	55	0.3723
Bartlett		0.6675	4	?	0.6145
Welch Anova testing Means Equal, allowing Std's Not Equal					
	F Ratio	DF Num	DF Den	Prob>F	
	1.5053	4	24.452	0.2315	

Figure 1. JMP statistical evaluation of variance of growth rate data for juvenile turbot exposed for 28 days.

Means Comparisons					
Dif=Mean[i]-Mean[j]	B»kfj.	675	control	6.75	Tailings
B»kfj.	0.000000	0.033320	0.079813	0.130807	0.206436
675	-0.03332	0.000000	0.046493	0.097488	0.173117
control	-0.07981	-0.04649	0.000000	0.050994	0.126624
6.75	-0.13081	-0.09749	-0.05099	0.000000	0.075629
Tailings	-0.20644	-0.17312	-0.12662	-0.07563	0.000000
Alpha= 0.05					
Comparisons with a control using Dunnett's Method					
	d				
	2.54779				
Abs(Dif)-LSD	control				
B»kfj.	-0.16162				
675	-0.19494				
control	-0.19713				
6.75	-0.19044				
Tailings	-0.11481				
Positive values show pairs of means that are significantly different.					

Figure 2. Dunnett's test of comparison of growth rates of exposed juvenile turbot with Control.

The means of the growth rates are compared using the Dunnett's test as shown in Figure 2 and Figure 3. In Figure 2 there is a negative value for 100 % water indicating no significant difference with control. In Figure 3 one may observe that the two circles overlap, indicating that there is no significant difference.

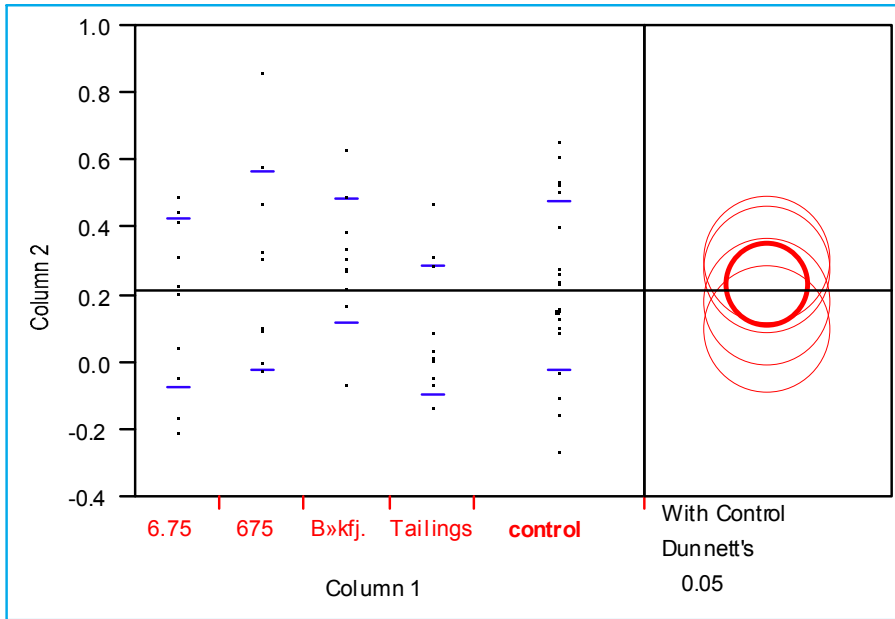


Figure 3. *Dunnnett's test of comparison of growth rates of exposed juvenile turbot with Control. The bars illustrate the variance.*

CONCLUSION

Addition of Magnafloc LT38 did not impair growth of juvenile turbot significantly when compared to the growth observed in the control. Mortality was not observed at any test treatment. Statistical analysis using Dunnett's test show that there is no significant negative effect on growth rates at in any of the treatments tested compared to that of the control. On may therefore conclude that Magnafloc LT38 does not affect growth of juvenile turbot at the treatment dosed tested.

REFERENCES

1. OECD 215 "Fish. juvenile growth test"
2. McWilliams. P (1994). Acute test with Juvenile turbot *Scophthalmus maximus*. A draft procedure. Guideline amendments OCED 203 guideline.

Appendix 1

Table 1. *Raw data of fish weight and length*

3 September 2012 Start of test			1 October 2012 End of test			Diff. Start-end	
Control A							
Fish	Weight (g)	Length (cm)	Weight (g)	Length (cm)	Weight %	Growth rate d ⁻¹ %	
1	2.04	5.0	2.83	5.8	38.7	0.51	
2	3.42	5.9	3.78	6.6	10.5	0.16	
3	3.48	6.0	2.94	6.2	-15.5	-0.26	
4	4.90	6.3	4.60	7.2	-6.1	-0.10	
5	3.93	6.1	4.20	6.9	6.9	0.10	
6	3.31	5.6	3.51	6.5	6.0	0.09	
7	2.68	5.9	3.77	6.6	40.7	0.53	
8	2.88	5.5	4.40	6.8	52.8	0.66	
9	3.09	5.6	4.37	6.9	41.4	0.54	
10	3.23	5.9	4.19	7.0	29.7	0.40	
Control B			Average			20.5	0.3
Fish	Weight (g)	Length (cm)	Weight (g)	Length (cm)	Weight %	Growth rate d ⁻¹	
1	4.48	6.1	4.40	6.8	-1.8	-0.03	
2	2.00	4.9	1.81	5.0	-9.5	-0.15	
3	2.62	5.4	2.91	6.0	11.1	0.16	
4	3.16	5.7	3.69	6.2	16.8	0.24	
5	3.99	6.0	4.67	6.7	17.0	0.24	
6	4.12	6.6	4.89	7.0	18.7	0.27	
7	2.78	5.4	3.34	6.0	20.1	0.28	
8	2.81	5.4	3.07	6.0	9.3	0.14	
9	3.50	5.9	5.19	7.5	48.3	0.61	
10	3.33	5.7	3.66	6.5	9.9	0.15	
Bøkfjord			Average			14.0	0.2
Fish	Weight (g)	Length (cm)	Weight (g)	Length (cm)	Weight %	Growth rate d ⁻¹	
1	3.96	6.1	3.80	6.8	-4.0	-0.06	
2	3.52	5.7	4.38	6.6	24.4	0.34	
3	2.69	5.5	3.70	6.5	37.5	0.49	
4	2.73	5.3	4.12	6.2	50.9	0.64	
5	2.99	5.6	3.66	6.5	22.4	0.31	
6	2.40	5.0	2.68	5.8	11.7	0.17	
7	3.11	5.5	4.01	6.5	28.9	0.39	
8	3.28	5.5	3.92	6.5	19.5	0.28	
9	3.55	5.8	4.09	6.6	15.2	0.22	
10	4.80	6.5	5.76	7.5	20.0	0.28	
Pure tailings			Average			22.7	0.3
Fish	Weight (g)	Length (cm)	Weight (g)	Length (cm)	Weight %	Growth rate d ⁻¹	
1	3.87	6.2	3.92	6.6	1.3	0.02	
2	2.74	5.1	2.52	5.5	-8.0	-0.13	
3	5.02	6.4	5.15	7.0	2.6	0.04	
4	3.41	6.0	4.18	6.8	22.6	0.32	
5	2.87	5.4	3.90	6.5	35.9	0.48	
6	3.15	5.8	3.79	6.6	20.3	0.29	
7	5.03	6.6	4.89	7.2	-2.8	-0.04	

8	2.34	5.2		2.48	5.6		6.0	0.09
9	3.85	6.1		3.87	7.0		0.5	0.01
10	2.59	5.0		2.49	6.0		-3.9	-0.06
6.75 mg Magnafloc				Average			7.4	0.1
Fish	Weight (g)	Length (cm)		Weight (g)	Length (cm)		Weight %	Growth rate d⁻¹
1	3.76	5.9		3.29	6.8		-12.5	-0.21
2	4.33	6.3		4.45	6.9		2.8	0.04
3	2.19	5.0		2.88	6.0		31.5	0.42
4	2.82	5.6		3.46	6.5		22.7	0.32
5	3.05	5.6		2.75	6.1		-9.8	-0.16
6	4.81	6.5		5.58	7.5		16.0	0.23
7	3.59	5.9		3.50	6.6		-2.5	-0.04
8	2.72	5.3		3.64	6.2		33.8	0.45
9	1.63	4.7		2.24	5.6		37.4	0.49
10	3.95	5.8		4.51	6.8		14.2	0.21
675 mg Magnafloc				Average			8.9	0.1
Fish	Weight (g)	Length (cm)		Weight (g)	Length (cm)		Weight %	Growth rate d⁻¹
1	4.43	6.4		4.71	7.3		6.3	0.10
2	3.06	5.7		3.74	6.5		22.2	0.31
3	2.98	5.5		2.99	6.1		0.3	0.01
4	4.22	6.1		4.16	6.6		-1.4	-0.02
5	3.50	6.0		5.10	7.1		45.7	0.58
6	3.74	5.9		5.07	7.0		35.6	0.47
7	4.37	6.2		4.68	6.9		7.1	0.11
8	1.87	5.0		3.27	6.4		74.9	0.87
9	3.25	5.7		3.21	6.3		-1.2	-0.02
10	3.46	5.5		4.29	6.5		24.0	0.33
				Average				

Temperature

Temperature was logged during the entire test period. Total temperature range observed was minimum 14.0 °C and maximum 16.5 °C. Maximum variation between aquarium on any day was 0.4 °C.

pH

pH was logged during the entire test period. Total pH range observed in Control was a minimum pH = 6.71 and maximum pH = 8.04. For the aquariums with mine tailing the minimum was pH = 7.72 and maximum 8.12. It was clear that the reference sediment used gave an acidic reaction, probably due to sulphate oxides. The reference sediment had been stored for some time exposed to air, which then may result in that the sulphides present are oxidized to sulphates which reacts as acids when in water.

Oxygen

Oxygen was measured before each water exchange. To ensure a stable oxygen environment airstones were placed in all aquaria. Oxygen was measured as mg O₂/l and varied in the range of 6.5-8.4. 8.4 is close to saturation when salinity is 34 PSU and the minimum oxygen saturation was therefore 77 % during the test, well above the 60 % validity criteria.

Salinity

60 m seawater from Oslofjord at Drøbak was used as dilution medium and has a salinity of 34.4 -34.6 PSU. Due to that the sediments had been stored for some time prior to testing they had an increased level of salt. Therefore total salinity variability ranged from 34.4 to 37.0 PSU.

5.4 Rådata fra utlekkingsstestene

Tabell 7.1 Torrvektsmålinger fra den første runden med utlekkingsstester (aerobe forhold).

Torrvektsmålinger	Vekt skål	Vekt kun våt avgang	Vekt etter tørking (skål + tørr avgang)	Vekt tørr avgang	Tørrvekt
	g				g TS/ g våt avgang
Avgang	1,342	15,406	14,876	13,534	0,8785
Flokkulert avgang + MF10	1,322	47,481	31,105	29,783	0,6273
Flokkulert avgang + MF10 + 3 mg LT38	1,346	43,206	30,752	29,406	0,6806
Flokkulert avgang + MF10 + 35 mg LT38	1,344	44,192	29,875	28,531	0,6456

Tabell 7.2 Rådata fra første runde med utlekkingsstester under aerobe forhold.

Flaskenr	Tid	O2	pH	MF10	LT38	avgangskons	Kons flokkulant-C i flaske	TOC i sjøvannet
				mg/kg TS	mg/kg TS	g/l	mg C/l	mg C/l
1	0	Mettet	8,3	0	0	0,00	0,00	1,4
2	0	Mettet	8,3	0	0	0,00	0,00	1,4
3	0	Mettet	8,3	0	0	0,00	0,00	1,2
4	0	Mettet	8,3	0	0	107,0	0,00	1,4
5	0	Mettet	8,3	0	0	109,2	0,00	1,5
6	0	Mettet	8,3	0	0	107,3	0,00	1,3
7	0	Mettet	8,3	6,75	0	109,8	0,81	1,4
8	0	Mettet	8,3	6,75	0	110,9	0,82	1,5
9	0	Mettet	8,3	6,75	0	110,0	0,82	1,7
10	0	Mettet	8,3	6,75	3	121,4	1,68	1,5
11	0	Mettet	8,3	6,75	3	121,1	1,67	1,5
12	0	Mettet	8,3	6,75	3	117,3	1,62	1,2
13	0	Mettet	8,3	6,75	35	117,3	9,61	1,6
14	0	Mettet	8,3	6,75	35	115,1	9,43	2,3
15	0	Mettet	8,3	6,75	35	117,9	9,66	1,3
16	24	Mettet	8,3	0	0	0,00	0,00	1,2
17	24	Mettet	8,3	0	0	0,00	0,00	1,2
18	24	Mettet	8,3	0	0	0,00	0,00	1,1
19	24	Mettet	8,3	0	0	108,3	0,00	1,2
20	24	Mettet	8,3	0	0	106,4	0,00	1,3
21	24	Mettet	8,3	0	0	107,9	0,00	1,2
22	24	Mettet	8,3	6,75	0	107,2	0,79	1,4
23	24	Mettet	8,3	6,75	0	108,8	0,81	1,3
24	24	Mettet	8,3	6,75	0	107,1	0,79	1,4
25	24	Mettet	8,3	6,75	3	117,1	1,62	1,5
26	24	Mettet	8,3	6,75	3	118,0	1,63	1,4
27	24	Mettet	8,3	6,75	3	122,5	1,69	1,3
28	24	Mettet	8,3	6,75	35	117,7	9,64	1,8
29	24	Mettet	8,3	6,75	35	112,7	9,23	1,6
30	24	Mettet	8,3	6,75	35	110,1	9,02	1,4
31	24	Mettet	7	0	0	106,5	0,00	1,6
32	24	Mettet	7	0	0	113,2	0,00	1,3
33	24	Mettet	7	0	0	107,8	0,00	1,2
34	24	Mettet	7	6,75	0	111,0	0,82	1,6
35	24	Mettet	7	6,75	0	108,2	0,80	1,3

Flaskenr				MF10	LT38	avgangskons	Kons flokkulant-C i flaske	TOC i sjøvannet
	Tid	O2	pH	mg/kg TS	mg/kg TS	g/l	mg C/l	mg C/l
36	24	Mettet	7	6,75	0	107,4	0,80	1,4
37	24	Mettet	7	6,75	3	120,2	1,66	1,4
38	24	Mettet	7	6,75	3	122,1	1,69	1,4
39	24	Mettet	7	6,75	3	119,7	1,65	1,5
40	24	Mettet	7	6,75	35	114,5	9,38	1,4
41	24	Mettet	7	6,75	35	118,0	9,66	1,5
42	24	Mettet	7	6,75	35	117,6	9,64	1,4
43	24	Mettet	6	0	0	111,7	0,00	1,3
44	24	Mettet	6	0	0	106,7	0,00	1,1
45	24	Mettet	6	0	0	108,4	0,00	1,2
46	24	Mettet	6	6,75	0	106,7	0,79	1,5
47	24	Mettet	6	6,75	0	110,4	0,82	1,3
48	24	Mettet	6	6,75	0	108,5	0,80	1,2
49	24	Mettet	6	6,75	3	115,6	1,60	1,2
50	24	Mettet	6	6,75	3	117,3	1,62	1,2
51	24	Mettet	6	6,75	3	120,0	1,66	1,7
52	24	Mettet	6	6,75	35	111,2	9,11	1,2
53	24	Mettet	6	6,75	35	112,7	9,24	1,4
54	24	Mettet	6	6,75	35	114,8	9,40	1,4
55	24	Mettet	5	0	0	109,3	0,00	1,2
56	24	Mettet	5	0	0	108,1	0,00	1,1
57	24	Mettet	5	0	0	106,6	0,00	1,1
58	24	Mettet	5	6,75	0	108,6	0,80	1,3
59	24	Mettet	5	6,75	0	114,3	0,85	1,1
60	24	Mettet	5	6,75	0	109,7	0,81	0,86
61	24	Mettet	5	6,75	3	121,7	1,68	1,3
62	24	Mettet	5	6,75	3	118,3	1,63	1,1
63	24	Mettet	5	6,75	3	121,7	1,68	1
64	24	Mettet	5	6,75	35	112,4	9,21	1,2
65	24	Mettet	5	6,75	35	115,6	9,47	1
66	24	Mettet	5	6,75	35	112,9	9,25	1,1
67	24	Mettet	4	0	0	106,6	0,00	1,6
68	24	Mettet	4	0	0	108,9	0,00	1,2
69	24	Mettet	4	0	0	107,6	0,00	1,3
70	24	Mettet	4	6,75	0	113,7	0,84	1,3
71	24	Mettet	4	6,75	0	115,2	0,85	1,5
72	24	Mettet	4	6,75	0	113,4	0,84	1,5
73	24	Mettet	4	6,75	3	121,9	1,68	1,6
74	24	Mettet	4	6,75	3	121,1	1,67	1,4
75	24	Mettet	4	6,75	3	116,9	1,61	1,4
76	24	Mettet	4	6,75	35	118,4	9,70	1,7
77	24	Mettet	4	6,75	35	116,0	9,51	0,96
78	24	Mettet	4	6,75	35	116,3	9,52	1,3
79	24	Mettet	3	0	0	108,6	0,00	1,5
80	24	Mettet	3	0	0	107,7	0,00	1,4
81	24	Mettet	3	0	0	109,7	0,00	1,5
82	24	Mettet	3	6,75	0	109,9	0,81	1,3
83	24	Mettet	3	6,75	0	114,5	0,85	1,5
84	24	Mettet	3	6,75	0	110,8	0,82	1,7
85	24	Mettet	3	6,75	3	119,3	1,65	1,5
86	24	Mettet	3	6,75	3	114,9	1,58	1,6
87	24	Mettet	3	6,75	3	118,4	1,63	2,4
88	24	Mettet	3	6,75	35	115,4	9,45	2,2
89	24	Mettet	3	6,75	35	116,5	9,55	1,8
90	24	Mettet	3	6,75	35	112,3	9,20	1,6

Tabell 7.3 Rådata fra andre runde med utlekkings tester under aerobe og anaerobe forhold.

Flaskenr	Tid	O2	pH		MF10	LT38	avgangskons	Kons flokkulant-C i flaske	TOC i sjøvannet
			start	slutt	mg/kg TS	mg/kg TS	g/l	mg C/l	mg C/l
0	24	Mettet			0	0	0	0,00	0,83
1	24	Mettet	7,94	7,92	0	0	567	0,00	1,5
2	24	Mettet	7,91	7,82	0	0	567	0,00	1,6
3	24	Mettet	7,87	7,81	0	0	567	0,00	1,4
4	24	Mettet	7,96	7,9	6,75	0	483	5,03	1,6
5	24	Mettet	7,94	7,87	6,75	0	483	5,03	1,6
6	24	Mettet	7,97	7,92	6,75	0	483	5,03	1,6
7	24	Mettet	7,95	7,88	6,75	3	512	9,14	1,8
8	24	Mettet	7,94	7,85	6,75	3	512	9,14	1,7
9	24	Mettet	7,91	7,87	6,75	3	512	9,14	1,7
10	24	Mettet	7,94	7,89	6,75	35	480	53,14	1,9
11	24	Mettet	7,92	7,92	6,75	35	480	53,14	1,6
12	24	Mettet	7,92	7,94	6,75	35	480	53,14	1,7
13	24	anaerob	-	8,37	0	0	442	0,00	1,5
14	24	anaerob	-	8,31	0	0	444	0,00	1,8
15	24	anaerob	-	8,36	0	0	447	0,00	1,6
16	24	anaerob	-	8,3	6,75	0	426	4,41	1,8
17	24	anaerob	-	8,32	6,75	0	446	4,41	2,4
18	24	anaerob	-	8,36	6,75	0	443	4,37	1,7
19	24	anaerob	-	8,32	6,75	3	456	7,89	1,8
20	24	anaerob	-	8,38	6,75	3	456	8,27	1,5
21	24	anaerob	-	8,34	6,75	3	441	8,22	1,8
22	24	anaerob	-	8,34	6,75	35	117,7	49,26	2,0
23	24	anaerob	-	8,31	6,75	35	112,7	49,25	2,0
24	24	anaerob	-	8,31	6,75	35	110,1	47,58	2,0
25	96	anaerob	6,08	6,78	0	0	106,5	0,00	1,5
26	96	anaerob	6,11	6,82	0	0	113,2	0,00	1,7
27	96	anaerob	6,21	6,87	0	0	107,8	0,00	1,4
28	96	anaerob	6,21	6,77	6,75	0	111,0	3,97	1,6
29	96	anaerob	6,23	6,85	6,75	0	108,2	3,73	1,7
30	96	anaerob	6,25	6,8				3,94	1,7
31	96	anaerob	6,21	6,68	6,75	3	456	7,38	1,4
32	96	anaerob	6,39	6,87	6,75	3	456	7,98	1,5
33	96	anaerob	6,31	6,79	6,75	3	441	7,71	1,3
34	96	anaerob	6,3	6,78	6,75	35	117,7	48,69	1,6
35	96	anaerob	6,18	6,78	6,75	35	112,7	48,68	1,4
36	96	anaerob	6,37	6,78	6,75	35	110,1	47,00	1,7

5.5 Beregning av teoretisk konsentrasjon av karbon i vannfasen i testene

MF10 og LT38 ble dosert fra en konsentrert stokk-løsning på 0,1 mg/ml eller 1,0 mg/ml i testene. Stokkløsningen på 1,0 mg/ml ble laget ved å tilsette 100 mg MF10/LT38 til 100 ml deionisert vann under sterk omrøring til MF10/LT38 var godt fordelt, og så ble omrøringen satt noe ned (ca. 300 rpm) i ca. 1 time og deretter satt på rolig omrøring (ca. 100 rpm) til dagen etter. Løsningene ble satt kjølig (ca. 4 °C) under lagring.

Konsentrasjon av karbon i stokkløsningen ble bestemt ved å måle TOC-verdien på en fortynt stokkløsning (pga. arbeidsområdet til analysemetoden). Dette ble gjort både på filtrert og ufiltrert stokkløsning. Det spesifikke innholdet av karbon var 0,43 mg C/mg MF10 og 0,84 mg C/mg LT38.

I de innledende flokkuleringsforsøkene med MF10 ble det dosert 0,32-0,96 ml av 1,0 mg MF10/ml-stokkløsningen (6,5-19,7 mg MF10/kg TS), og vannvolumet i disse testene var 483 ml (samlet volum 500 ml, men 17 ml tørr avgang). Det ble altså tilsatt 0,32-0,96 mg MF10 eller 0,14-0,42 mg C til 0,483 liter vann. Hvis all MF10 hadde gått ut i vannfasen ville det blitt gjenfunnet **0,29-0,86 mg C/l**. Tilsvarende beregninger ble gjort for flokkuleringstestene der det ble dosert med koagulanten LT38 i tillegg til MF10. De beregnede C-verdiene kan leses ut av Figur 6 (MF10) og Figur 8 (LT38+MF10).

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