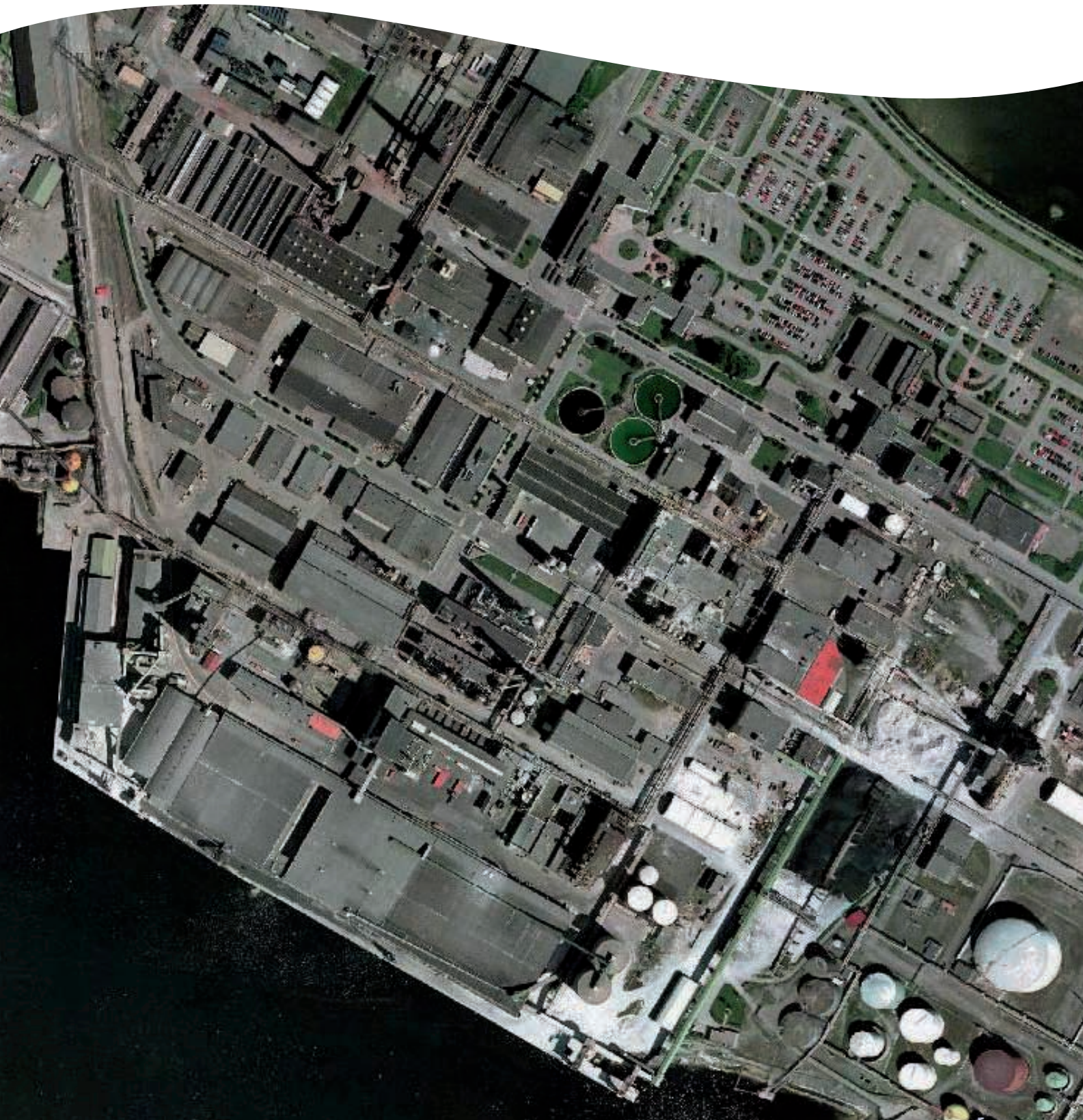


Utslipp til sjø fra RHI Normag, Herøya Konsekvensvurdering av omsøkt endring i utslipp



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

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

Tittel Utslipp til sjø fra RHI Normag, Herøya Konsekvensvurdering av omsøkt endring i utslipp	Løpenr. (for bestilling) 6292-2012	Dato 2012.06.04
	Prosjektnr. Undernr. O-12070	Sider Pris 29
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Molvær, Jarle	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Telemark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norsk Energi	Oppdragsreferanse
----------------------------------	-------------------

Sammendrag

RHI Normag søker Klif om tillatelse til utslipp til Frierfjorden fra bedriftens industrianlegg på Herøya. NIVA har gjennomført en miljøkonsekvensvurdering av utslippet, som er prosessvann bestående av en blanding av ferskvann og saltvann (kjølevann). Total utslippsmengde er 4300 m³/time. Egenskaper som kan ha miljømessig betydning er overtemperatur, pH, magnesiumhydroksid (Mg(OH)₂) og magnesiumklorid (MgCl₂). Resipient er Frierfjordens brakkevannslag. Det er beregnet et maksimalt fortynningsbehov på 9 ganger for at risikoen for effekter på lokal flora og fauna skal unngås. Størst fortynningsbehov er for pH og suspenderte partikler av Mg(OH)₂. Nødvendig fortykning vil oppnås innen en avstand på 100 m langs land fra utslippspunktet og innen 0,5 – 1 time. Fisk og plankton i kontakt med utslippet forventes å bli eksponert i for kort tid til at det skal kunne gi effekter. Lokale, fastsittende organismer kan bli vedvarende eksponert, men målbare effekter er lite sannsynlig siden hardbunnsamfunnet langs Herøya er meget fattig og tilpasset store endringer i miljøforhold.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Prosessavløp	1. Process effluent
2. Magnesium	2. Magnesium waste
3. Kjølevann	3. Cooling water
4. Miljøkonsekvenser	4. Environmental impact



Prosjektleder
Torgeir Bakke



Forskningsdirektør
Kristoffer Næs

ISBN 978-82-577-6027-4

Utslipp til sjø fra RHI Normag, Herøya

Konsekvensvurdering av omsøkt endring i utslipp

Forord

Denne rapporten presenterer en miljøkonsekvensvurdering av utslipp til sjø fra RHI Normag sitt prosessanlegg på Herøya, Porsgrunn. Arbeidet er gjort på oppdrag fra firma Norsk Energi. Prosjektleder og ansvarlig for rapporten ved NIVA har vært forskningsleder Torgeir Bakke. Seniorforsker Jarle Molvær har stått for numerisk modellering av utslippsstrømmen til Frierfjorden. Kontaktperson hos Norsk Energi har vært Sjefskonsulent Einar Kjerschow.

Oslo, 04.06.2012

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	7
Summary	9
1. Bakgrunn	11
2. Beskrivelse av den marine resipienten	13
2.1 Resipientavgrensning	13
2.2 Hydrofysiske forhold	14
2.2.1 Frierfjorden	14
2.2.2 Vannføring i Skienselva	15
2.2.3 Strømforhold i resipienten	15
2.3 Biologiske forhold	16
3. Utslippsbeskrivelse - utslipp til sjø	19
4. Miljøkvalitetsstandarder, grenseverdier for effekter	21
4.1 Overtemperatur	21
4.2 Saltholdighet	22
4.3 Surhetsgrad pH	22
4.4 Magnesiumhydroksid og magnesiumklorid	23
4.5 Suspendert faststoff	23
5. Spredningsmodellering av utslippet	25
6. Influensområde for utslippet og forventet påvirkning	27
7. Litteratur	29

Sammendrag

Utslippet til sjø fra RHI Normag er prosessvann bestående av en blanding av ferskvann og sjøvann. Ferskvannet hentes inn som brukt kjølevann fra annen bedrift på Herøya. Total omsøkt utslippsmengde er 4300 m³/time. Utslippet vil være kontinuerlig og går ut i overflaten i utslippspunkt F16 mot Frierfjorden. Egenskaper ved utslippet som i utgangspunktet kan ha miljømessig betydning er overtemperatur (fra bruk som kjølevann), surhetsgrad (pH), og innhold av magnesiumhydroksid (Mg(OH)₂) og magnesiumklorid (MgCl₂). Endringer i forhold til gjeldende utslippstillatelse omfatter først og fremst total utslippsmengde vann og magnesiumforbindelsene.

Vannmassene i utslippsområdet kan deles inn i et øvre brakkvannssjikt på ca. 4 m tykkelse, et mellomlag som strekker seg ned til ca. 25 m dyp og et underliggende bassengvann. Typiske strømhastigheter forbi utslippspunktet er ca. 10 cm/sek med retning nordvestover mot munningen av Skienselva.

Beskrivelse av spredning og fortykning av utslippet gjennom innblanding med omgivende brakkvann er basert på tidligere numerisk modellering av et liknende utslipp nærmere Skienselva (F20). På bakgrunn av konservative grenseverdier for kronisk eksponering til de aktuelle utslippskomponentene og nivå av de samme komponentene i utslipp og resipientvann er det beregnet et maksimalt fortykningsbehov på 9 ganger for at risikoen for effekter på lokal flora og fauna skal unngås. Størst fortykningsbehov er for pH. For suspenderte partikler i form av Mg(OH)₂ er det behov for 7 gangers fortykning. Øvrige komponenter trenger mindre fortykning. Ut fra spredningsmodelleringen vil fortykningen på 9x oppnås innen en avstand på 100 m langs land fra F16, dvs før vannet passerer Hovedkaia (evt. Oljekaia ved strøm andre vegen). Utslippsvannet vil da ha en utstrekning på ca. 10 x 100 m vesentlig i retning mot Skienselva og en største dybde på ca. 4 m (volum ca. 2000 m³).

Fisk og plankton som er i kontakt med utslippet forventes å bli eksponert i for kort tid til at det skal kunne gi effekter. Lokale fastsittende organismer kan bli vedvarende utsatt for forhøyet pH og suspendert faststoff, kanskje også forhøyet temperatur. Det er lite sannsynlig at dette vil kunne gi målbare effekter siden marin flora og fauna i brakkvann langs Herøya er meget fattig og tilpasset store endringer i miljøforhold.

Summary

Title: Discharge to the sea from RHI Normag, Herøya. Environmental impact assessment of a proposed change in effluent properties

Year: 2012

Author: Bakke, Torgeir and Molvær, Jarle

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6027-4

RHI Normag, is preparing an application to the Norwegian Climate and Pollution Agency (Klif) for change in permit for emissions to air and water from their industrial plant at Herøya, Telemark County. The discharge to sea from RHI Normag consists of process water which is a mixture of freshwater (used cooling water imported from another plant at Herøya) and seawater. The total amount applied for is 4300 m³/hr. The discharge is continuous and the outlet is at the surface from discharge point F16 towards Frierfjorden. The effluent properties that may have potential environmental implications is excess temperature (from the cooling water), acidity (pH), and content of magnesium hydroxide (Mg(OH)₂) and magnesium chloride (MgCl₂). The changes relative to the present discharge permit are primarily an increase in total water discharge rate and the total content of magnesium compounds.

The recipient waters may be divided into an upper, 4 m thick, layer of brackish water, an intermediate layer down to 25 m depth and basin water underneath this all the way to the bottom. Typical current velocity at the discharge point is 10 cm/sec with the main direction NW towards the Skien river.

Description of discharge plume dispersion and dilution in the recipient is based on earlier numerical modeling of a nearby discharge (from F20). On basis of conservative water quality standards for chronic exposure for the actual discharge components, and the recipient levels of the same components, the maximum plume dilution factor avoid risk of ecological effects is 9. The largest dilution is required for pH. Dilution requirement for Mg(OH)₂, the effects of which is only as suspended solids, is 7 times. The other discharge components require less dilution if any to comply with the standards. According to the model results the necessary dilution will be achieved within 100 m from F16 in the NW current direction, i.e. before the water has passed the Hovedkaia port (or the Oljekaia port in case the current is towards SE). At that point the diluted plume will have a maximum width of about 10 m and extend down to about 4 m depth (volume around 2000 m³).

Fish and plankton in contact with the plume may be exposed for too short time that effects are likely. Local sessile algae and animals may be chronically exposed to elevated pH and suspended matter, to some extent also excess temperature. It is not likely that this will result in measurable effects since the brackish water flora and fauna along Herøya is very poor and strongly adapted to rapid changes in environmental conditions.

1. Bakgrunn

RHI Normag AS er et selskap eiet av RHI i Østerrike, og ligger i Porsgrunn på Herøya industripark. RHI produserer produkter for ildfast murverk. RHI Normag ønsker nå å produsere ca 120 000 tonn MgO med basis i dolomitt-mineral i anlegget på Herøya og søker i den sammenheng Klif om tillatelse til utslipp til luft og vann. Norsk Energi AS er bedt av RHI om å utforme underlag for søknaden. I denne sammenhengen er NIVA bedt av Norsk Energi om å utarbeide en miljøkonsekvensutredning av de omsøkte utslippene til sjø. Denne rapporten presenterer konsekvensvurderingen. Målsetningen er å se om utslippet kan ha negative effekter på det marine miljøet i resipienten, Frierfjorden, og i så fall omfanget av effektene mht geografisk utstrekning og alvorlighet.

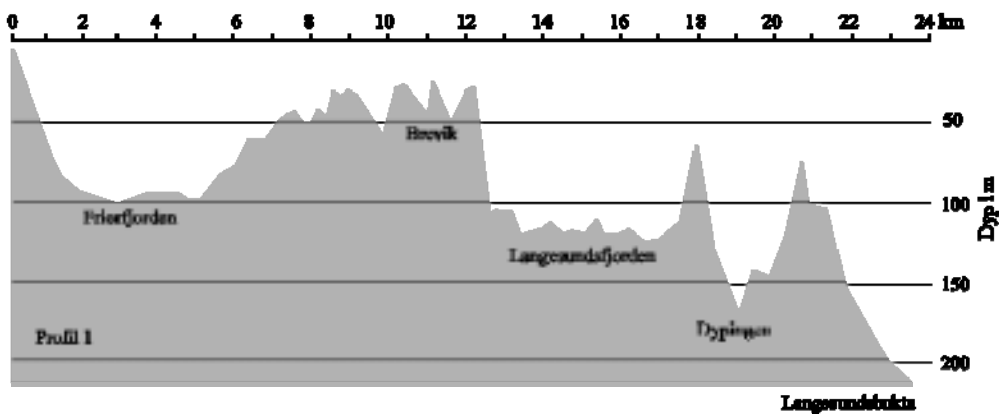
2. Beskrivelse av den marine resipienten

2.1 Resipientavgrensning

Frierfjorden (Figur 1) er en terskelfjord og mens fjordbassenget er nær 100 m dypt, ligger det en terskel på 23 m dyp innenfor Brevik (Figur 2). Omkring halvparten av fjordens vannvolum ligger over terskeldypet.



Figur 1. Oversiktskart for Frierfjorden. Fast hydrografisk målestasjon er avmerket midt i fjorden. Fra Bakke et al (2006).



Figur 2. Langsgående bunnprofil fra Frierfjorden og til Langesundbukta. Fra Bakke et al (2006).

2.2 Hydrofysiske forhold

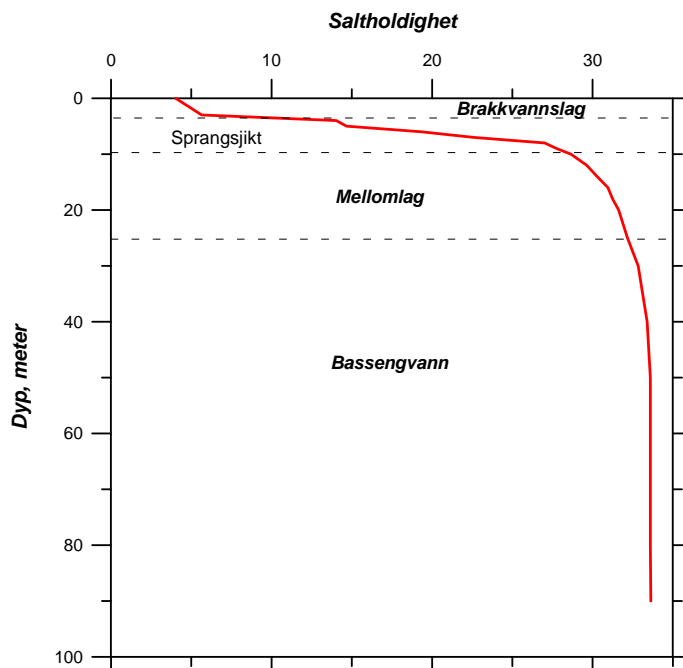
2.2.1 Frierfjorden

Vannmassene i Frierfjorden er preget av to forhold. Terskelen ved Brevik fører til av bassengvannet under 23 m dyp er avskåret fra vannmassene i Breviksfjorden og Langesundsfjorden. Skienselva tilfører fjorden store mengder ferskvann med 230-250 m³/s som typisk årsgjennomsnitt, med opptil 1000 m³/s i vårflommen og minimum 50-100 m³/s i juli-august. Den store ferskvannstilførselen og fjordterskelen gjør det naturlig å skjelne mellom tre hovedvannmasser i Frierfjorden (Figur 3):

- brakkvannslaget, som preges av ferskvannstilførselen
- mellomlaget som strekker seg ned til omkring terskeldypet eller litt dypere, og
- bassengvannet

Tykkelsen av brakkvannslaget varierer mellom 2 m og 8 m, avhengig av ferskvannstilførsel og vindforhold. Dette laget strømmer raskt ut gjennom fjordområdet. Under brakkvannslaget er det en sterk økning i saltholdighet, ofte omtalt som et sprangsjikt, ned til et mellomlag over bassengvannet. Skillet mellom bassengvannet og mellom laget tilsvarer terskeldypet på 25 m dyp.

De tre vannmassene er preget av forskjellige utskiftningsmekanismer. Brakkvannet strømmer raskt ut gjennom fjordområdet, med bakevjer mot Herrebukta-Vollsfjorden og på Frierfjordens østside. Den øvre delen av mellomlaget er preget av en inngående sjøvannsstrøm som erstatter sjøvannet som transporteres ut av fjorden med brakkvannsstrømmen. Mellomlaget er også sterkt påvirket av tidevann og av inn- og utstrømninger pga. variasjoner i vannmassenes egenvekt utenfor Brevik. Bassengvannet har en mer sporadisk vannfornyelse og større fornyelser foregår med flere års mellomrom (opptil 5 års intervall er registrert). Utenom de kortvarige og store dypvannsfornyelsene er dypvannet i Frierfjorden preget av langsomme variasjoner. Typiske oppholdstider for de tre vannmassene er sammenfattet i Tabell 1. De tre vannmassene er også preget ulikt temperaturmønster og temperatur og saltholdighet fører til økning i vannets egenvekt med dyp som vist i Figur 8.



Figur 3. Generell vertikal inndeling av Frierfjordens vannmasser.

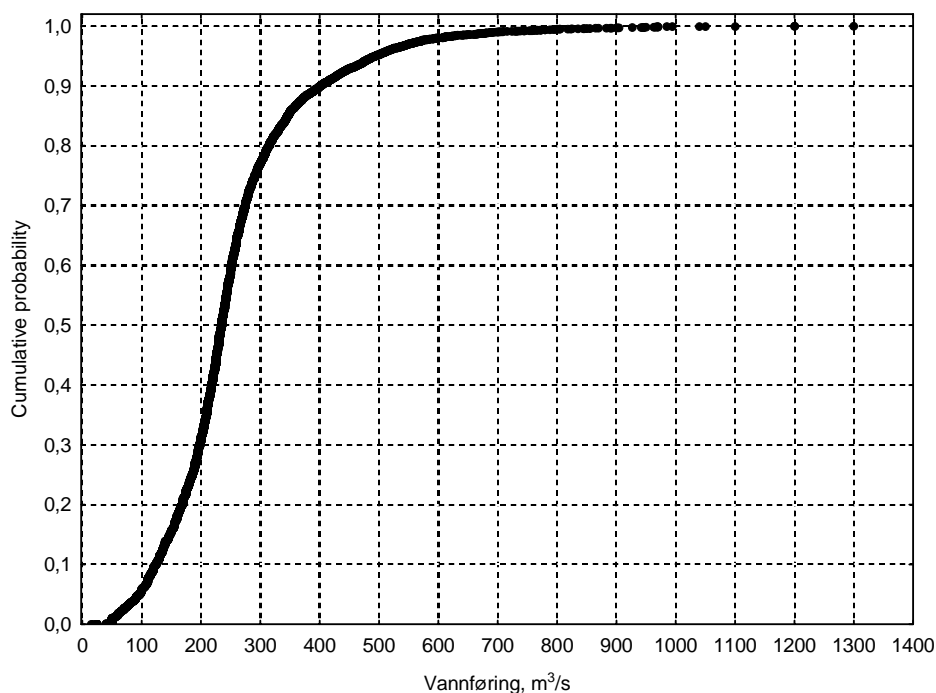
Tabell 1. Typiske oppholdstider for vannmassene i Frierfjorden (etter Molvær og Stigebrandt, 1991).

Brakkvannslag	Mellomlag	Bassengvann
2-3 døgn*	2-4 uker	1-3 år

*) Oppholdstiden i den utgående brakkvannsstrømmen er mye mindre - typisk 6-10 timer.

2.2.2 Vannføring i Skienselva

Sirkulasjonen i brakkvannslaget mellom Herøya og elvemunningen er i stor grad styrt av vannføringen i Skienselva. Målt ved NVEs vannmerke hadde den i tidsrommet 1980-1998 et gjennomsnitt på 253 m³/s, med maksimum 1300 m³/s (se også Figur 4). Spredningsmodellering er kjørt for vannføring 200 m³/s som tilsvarende 30-persentilen. Ved større vannføringer forventes økende fortynning.



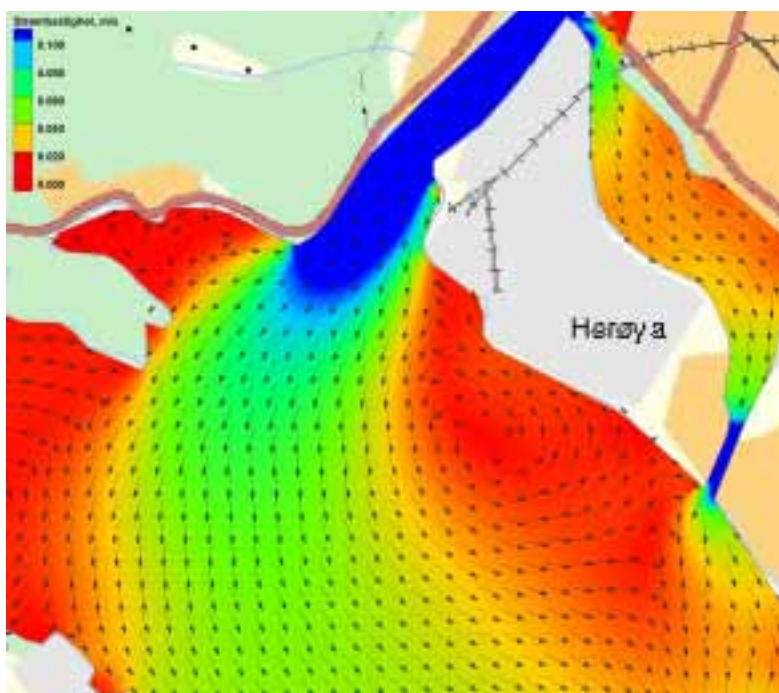
Figur 4. Oppsummerende statistikk for vannføringen ved NVEs vannmerke Ranneberg i Skiensvassdraget, for tidsrommet 1980-1998.

2.2.3 Strømforhold i resipienten

Strømforholdene i brakkvannslaget er tidligere simulert ved bruk av modellen Surface Modeling System (SMS). Figur 5 viser sirkulasjonen ved vannføring 200 m³/s i Skienselva og 4 m tykt

brakkvannslag. I denne ”prinsippfiguren” er ikke tidsvariable faktorer som tidevann eller vind inkludert, men den illustrerer tydelig hvordan utstrømmende elvevann setter opp en bakevje på østsiden av elvemunningen.

Der er gjort strømmålinger ved to anledninger og disse stemmer bra med modellbeskrivelsen. Man fant hastigheter i intervallet 0-18,5 cm/s. I våre beregninger av spredning og fortykning er hastighetene 3 cm/s og 8 cm/s brukt som typisk spredningshastighet for avløpsvannet etter det er sluppet i resipienten.



Figur 5. Simulering av sirkulasjonen i brakkvannslaget utenfor Herøya. Vannføring i Skienselva: 200 m³/s

2.3 Biologiske forhold

Frierfjorden har generelt en fattig marin flora og fauna. Dette skyldes både naturlige forhold, først og fremst den store ferskvannstilførselen som skaper store fluktusjoner i saltholdighet i de øvre vannlag, og menneskeskapt påvirkning, først og fremst lavt oksygenivå i dypere vannlag som følge av overgjødsling.

Plante- og dyrelivet på hardbunn i Frierfjorden overvåkes jevnlig på fire stasjoner i Frierfjorden: Balsøy, Steinholmen, Ringsholmen og Saltbua (se for eksempel Walday et al. 2001). Typisk fauna litt nedenfor tidevannssonen er påfuglmark, sekkedyr og sjøroser (Figur 6). Det er ingen overvåkingsstasjoner på Herøya, men utbredelsesmønsteret i Frierfjorden for øvrig tilsier at grunnområdene her har meget fattig flora og fauna.



Figur 6. Begroing av sekkedyr, kalkrørsmark og sjøroser på steinfyllingen ved Herøya på 10 m dyp (fra Bakke et al. 2006).

Sedimentfaunaen er undersøkt flere ganger langs en linje tvers over Frierfjorden på dyp fra 20 til 93 meter, senest i 2008. Artsrikheten er høyest på de grunneste stasjonene, men lav sammenlignet med en normal fjordfauna. I 2008 ble det ikke funnet bløtbunnsfauna dypere enn 70 m.

3. Utslippsbeskrivelse - utslipp til sjø

Utslippet består av tre prosessvannstrømmer (#17, 18 og 19) som ledes inn i felleanlegg (dorrkar). Inngående vann er en blanding av ferskvann og sjøvann. Strøm #17 er 1200 m³/h ferskvann, strøm #18 og 19 er hver på 1600 m³/h sjøvann. Ferskvannet er brukt kjølevann fra en annen bedrift på Herøya. Sjøvannet hentes fra 25 m dyp i Frierfjorden. Samlet avløp fra felleanlegget går direkte til Frierfjorden gjennom avløp F16 som ligger rett øst for hovedkaia. Utslipp F16 går ut i overflaten. Omsøkt total utslippsmengde er 4300 m³/h, en økning fra dagens tillatelse på 2500 m³/h.

Sjøvannet som tas inn forventes å ha en typisk saltholdighet på rundt 32¹ (Figur 3). Etter innblanding med ferskvann tilsier dette en saltholdighet på utslippsvannet på ca. 23. Dette er noe høyere enn den typiske saltholdigheten på 5 – 15 i brakkvannssjiktet.

Temperaturen i utslippet er resultat av temperatur i de tre prosessvannstrømmene. Ferskvannet er oppgitt å ha en temperatur på maksimalt 22°C og erfaringsmessig typisk 20°C når det kommer inn i RHI Normags prosess 18°C. Temperaturen i sjøvannsstrømmene vil være avhengig av temperatur ved inntaket som vil svinge over året (typisk 6 – 11°C på 25 m dyp). Temperaturøkningen som følge av kjølevannsbruk i sekundærfortykkeren er pluss 6°C. Dette tilsier at utslippet til sjø vil ha en typisk temperatur på i utslippet fra F16 på 16°C på vinteren og 19,5°C på sommeren.

Eneste stoff i utslippet som omfattes av utslippssøknaden er magnesiumhydroksid (Mg(OH)₂) regnet som faststoff. Det søkes om tillatelse til utslipp av Mg(OH)₂ på gjennomsnittlig 5 t/døgn, maksimalt 9 t/døgn, og en konsentrasjon i utslippspunktet på gjennomsnittlig 0,04 g/l (maksimalt 0,08 g/l). Utslippet er kontinuerlig (ikke støtutslipp). RHI Normag regner med at en del av magnesiumet vil gå ut som magnesiumklorid (MgCl₂) etter reaksjon med sjøvannets klorid, men det er ikke oppgitt hvor mye dette utgjør.

Utslippet har en pH på 11 som ikke er noen endring fra gjeldende tillatelse.

Utslippskarakteristikken som dekkes av konsekvensvurderingen, er samlet i Tabell 4. Temperatur og saltholdighet er tatt med siden utslippssøknaden innebærer en endring i forholdet mellom kjølevann (sjøvann) og ferskvann. Selv om surhetsgraden i utslippet ikke endres, er den tatt med fordi utslippsmengden er endret og kan gi et potensielt større område påvirket av pH.

¹ I følge gjeldende norm har ikke saltholdighet noen benevninng. Tallet tilsvarer i praksis den tidligere benevninng som promille (o/oo).

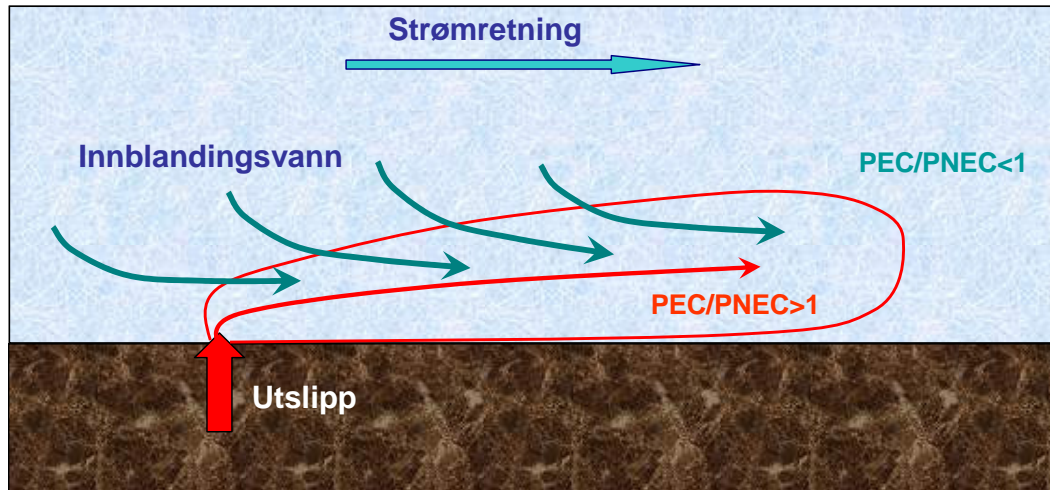
4. Miljøkvalitetsstandarder, grenseverdier for effekter

Etter utslipp til sjø vil utslippsvannet blandes med omgivende sjøvann og fortynnes slik at kvaliteten etter hvert blir lik sjøvannets (Figur 7). Konsekvensvurderingen av utslipp til sjø fra RHI Normag er basert på estimat av utstrekning på det området hvor utslippet fortsatt har så høye nivåer av utslippskomponenter at det er fare for effekter, dvs der beregnet nivå av et stoff PEC (Predicted Environmental Concentration) overskrider grense for effekter på organismer PNEC (Predicted No Effects Concentration). Utenfor dette området er forholdet $PEC/PNEC < 1$ som ikke gir risiko for effekter. Utredningen baserer seg også på hvor lang tid det vil ta før man oppnår $PEC/PNEC < 1$ ved naturlig fortynning med resipientvann.

PNEC-verdier blir også kalt miljøkvalitetsstandarder. De er i stor grad definert på basis av toksisitetstester og andre relevante undersøkelser og er allmenngyldige for de enkelte stoffene. Vi har utledet PNEC-verdier for de aktuelle utslippskomponentene. Man skiller ofte mellom PNEC for akutt, kortvarig eksponering til stoffer og PNEC for kronisk eksponering. Vi har lagt det siste til grunn her siden utslippet er kontinuerlig.

4.1 Overtemperatur

Endringer i vanntemperatur kan virke direkte og indirekte inn på en rekke funksjoner hos marine organismer. En indirekte innvirkning av økt temperatur er reduksjon i sjøvannets evne til å holde på oppløst oksygen, men dette anser vi ikke for å være noe problem ved et utslipp i overflaten. Temperatur har direkte innvirkning på biologiske prosesser. En tommelfingerregel er at prosessene øker med en faktor 2-5 for hver 10 °C økning, men svært mange organismer har evne til å regulere prosessene til et normalnivå ved tilpasning. Man kan også regne med at toleranse for temperaturøkning er høyest i marine samfunn som normalt opplever stor sesongendring i temperaturen slik som i Frierfjordens brakkvannslag. Ut fra litteratur og resultatene fra et større modelløkosystem-eksperiment gjort av NIVA (Bakke et al. 1992), har vi satt en overtemperatur på +3 °C som en sannsynlig PNEC og +1 °C som en konservativ PNEC for marine bunnsamfunn på grunt vann i Grenlandsområdet. En PNEC på +3°C er også brukt tidligere ved vurdering av konsekvensene av utslipp fra Herøya (Bakke et al. 2006, 2009). Legges denne til årsvariasjonen i resipienttemperatur, vil øvre grenseverdi for temperatur som kan gi effekter være 9°C om vinteren og 14°C om sommeren.



Figur 7. Skjematisk skisse (sett ovenfra) av den kontinuerlige prosessen der et utslipp til sjø blandes med omgivende sjøvann. Utslipet følger strømmen og vil etter hvert nærme seg kvaliteten på det omgivende vannet. Etter en viss innblanding vil nivået av en utslippskomponent (PEC) bli lavere enn det nivået som gir effekter (PNEC), dvs. $PEC/PNEC < 1$ og det vil ikke lenger være fare for skadevirkning.

4.2 Saltholdighet

Utslipet vil teoretisk ha en høyere saltholdighet enn brakkvannet siden det er hentet inn på 25 m dyp. Vi anser ikke dette for å gi risiko for effekter rundt utslippet siden organismene der er tilpasset større fluktuasjoner i saltholdighet. Denne faktoren behandles derfor ikke videre.

4.3 Surhetsgrad pH

Gjennomgang av tidligere litteratur på miljøvirkninger av pH-endring indikerte at en reduksjon på 0,5 – 1 pH-enhet ikke vil føre til nevneverdig skade på marine organismer (Knutzen 1981). Det er også hevdet at marine organismer er mer følsomme for økning enn reduksjon i pH (Wolff et al 1988). Sjøvannets bufferkapasitet gjør at pH holder seg relativt konstant ved tilførsel av syrer eller baser, men bufferkapasiteten reduseres med redusert saltholdighet. Oppmerksomheten rundt økende havforsuring grunnet mer oppløst CO_2 har de senere årene utløst en rekke undersøkelser av pH-effekter og disse indikerer at selv reduksjoner på 0,1 pH-enhet i enkelte tilfeller kan gi biologiske effekter. Resultatene er imidlertid ikke entydige og typisk spennvidde i naturlig pH i sjøvann er på 7,5 – 8,5. Til tross for bufferkapasiteten kan det også være både sesongmessige svingninger på over 1 enhet og døgnmessige svingninger på rundt 0,5 enheter. Fylkesmannen i Telemark gjennomførte målinger av pH i brakkvannslaget i Frierfjorden i perioden 1993-97 (Molvær et al 1999). Laveste målte verdi var 7,0, mens medianverdien lå rundt 7,7 – 7,8 avhengig av målested. Vi derfor brukt en pH på 7,7 i brakkvannslaget i fortynningsberegningene.

En del land har etablert miljøkvalitetsstandarder for pH (Tabell 2). Den strengeste er US EPA som krever at et avvik fra naturlig pH ikke skal være mer enn 0,2 enheter. Ut fra Tabell 2 er det rimelig å velge en PNEC på 8,3 for øvre grense for pH i konsekvensvurderingen.

Tabell 2. Eksempler på nasjonale miljøkvalitetsstandarder for pH. Fra Wolfe et al (1988).

Kilde	pH-verdi
US EPA	6,5 – 8,5 1)
Australia	6,5 – 8,5
China	7,5 – 8,3
Japan	7,8 – 8,3
Qatar	6,5 – 8,3
UK Water Research Centre, vern av skalldyr	7,0 – 8,5
UK Water Research Centre, vern av fisk	6,0 – 8,5

1) men ikke mer enn 0,2 enheter utenfor det lokale normalområdet.

4.4 Magnesiumhydroksid og magnesiumklorid

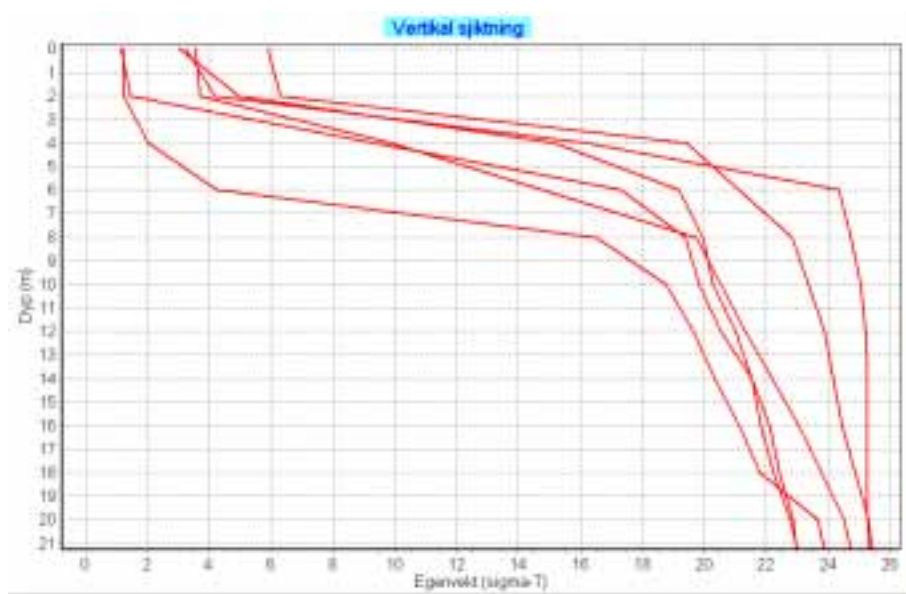
Etter utslippsbeskrivelsen kan noe av magnesiumet i utslippet forekomme som $MgCl_2$, men det er ikke opplyst hvor mye. Utledning av PNEC på basis av toksisitetsdata for metaller er i stor grad basert på tester med ferskvannsorganismer. Slike verdier er urealistisk lave for marine organismer siden verken magnesium, OH-ioner eller klorid er fremmedstoffer i sjøvann. Det naturlige innholdet av $MgCl_2$ i sjøvann med full saltholdighet er 5300 mg/l og avhengig av saltholdigheten. Brakkvannsorganismene i Frierfjorden vil utsettes for betydelige endringer i saltholdighet, sannsynligvis helt opp til 30 (som i mellomlaget). Vi har derfor valgt å sette $MgCl_2$ -innholdet ved saltholdighet 30 som PNEC, dvs 4500 mg/l. $Mg(OH)_2$ er i praksis uløselig i sjøvann og vil utøve en eventuell virkning kun som suspendert faststoff.

4.5 Suspendert faststoff

Suspendert partikler i sjøvann (TSM – totalt suspendert materiale) varierer sterkt med produksjonssesong i vannmassene, tilførsel via elver og avrenning fra land. Tilførsel av partikler med vannet fra Skienselva utgjør ca. 6000-7000 tonn/år og vil i stor grad bestemme partikkelinnholdet i brakkvannslaget i Frierfjorden. I det statlige overvåkingsprogrammet blir TSM målt månedlig ved Klosterfoss og årlige middelveidier i perioden 1999 – 2002 lå i intervallet 0,6 – 2 mg/l (Weideborg et al. 2000, 2001, 2002, 2003 og 2004). Typiske TSM-nivåer i Frierfjordens brakkvannslag er ikke kjent, men det er rimelig å anta at det ligger omtrent samme intervallet, eventuelt litt høyere om man tar med planktonproduksjonen i selve fjorden. Grenseverdier for effekter av TSM er vanskelig å fastsette siden bakgrunnsnivået er så variabelt, men Smit et al (2008) fant på grunnlag av følsomhet hos 15 marine arter en PNEC for økning i TSM på ca. 10 mg/l. Det er ingen tilsvarende grense for effekter av redusert TSM. Ut fra dette har vi i effektvurderingen lagt til grunn en grenseverdi (PNEC) for samlet TSM på 12 mg/l.

5. Spredningsmodellering av utslippet

Spredning og fortykning av utslipp til Frierfjorden er tidligere beregnet for et annet utslipp fra Herøya til Frierfjorden (F20, Bakke et al 2009). Dette utslippet ligger mellom Piren og Vestre Kai, ca 1000 m fra F16. Spredningsberegningene ble gjort med den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001). Detaljer i modelleringen er gitt i Bakke et al. (2009). Nødvendige opplysninger for modellsimuleringene er vannmengde, dyp og diameter for utslippsrør, samt strømhastigheten i resipienten. Beregningene ble utført for 6 utvalgte situasjoner med litt ulik tykkelse og saltholdighet i brakkvannslaget. Figur 8 viser tetthetsprofilen² for de 6 målingene. Alle viser et overflatelag med lav egenvekt (i praksis ensbetydende med lav saltholdighet).



Figur 8. Den vertikale sjiktningen i 0-21 m dyp beskrevet ved vannets egenvekt.

Med den oppløsning som er for strømbildet langs Herøya er det ikke mulig å differensiere mellom forholdene utenfor F16 og den modellerte F20, men ut fra Figur 5 er det ingen grunn til å forvente at den er så forskjellig at det har noe å si for spredningsmønsteret. Utslippsdypet er imidlertid ulikt. Utslippet fra F20 går ut på ca. 2,7 m dyp noen få meter fra land, mens F16 er overflateutslipp. Begge utslipp går til brakkvannslaget som er typisk omkring 4 m tykt (figur 3). Siden det modellerte utslippet fra F20 er dykket, vil det blandes inn med omgivende vann når det stiger til innlagingsdypet og denne primærfortynning ble beregnet til anslagsvis 4-6 ganger. Tilsvarende vil ikke skje for overflateutslippet fra F16, selv om en viss primærfortynning er mulig ved at utslippsstrømmen har en viss utgangshastighet som kan rive med seg omgivende vann. Vi har likevel valgt å se bort fra dette og gått ut fra at bare sekundærfortynning påvirker F16. Denne skyldes turbulent innblanding når utslipsvannet følger strømmen videre langs Herøya. Sekundærfortynningen fra F20 bør derfor være gyldig for utslippet fra F16 også.

² Sjøvannets egenvekt er beskrevet ved størrelsen $\sigma_t = (\text{egenvekten} - 1000)$, der egenvekten er oppgitt med enheten kg/m³. Den beregnes på grunnlag av målingene av temperatur og saltholdighet

En sentral inngangsparameter i sprednings- og forfynningsberegningene er hastigheten på utslippet. Spredningsberegningene i Bakke et al (2009) er basert på en utslippsmengde på 2100 m³/h fra utslippspunkt F20, dvs omtrent halvparten av utslippet fra F16. Ved starten av sekundærfortynningen vil imidlertid utslippsmengden fra F20 være større enn fra F16 (ca. 8000 – 12 000 m³/h). Vi anser derfor at modellberegningene gir et konservativt bilde av utslippet fra F16.

Mens ”skyen” med fortynnet avløpsvann forflyttes med strømmen nordvestover mot munningen av Skienselva vil den øke i bredden. I løpet av 100-200 m kan bredden bli noen 10-talls meter (10-30 m) og tykkelsen 3-4 m. Dette utgjøre en meget liten del av overflatelaget utenfor Herøya. Over denne distansen er det realistisk å legge mest vekt på modellering for en konstant turbulent blandingskoeffisient, mens man deretter i større grad bør vektlegge resultatene for en økende koeffisient. Et visst skjønn på fortynningen må derfor brukes og dette er sammenfattet i Tabell 3. Ut fra siste kolonne i tabellen kan vi beregne at utslippet vil fortynnes ca. 20x pr 100 m horisontal drift.

Tabell 3. Beregnet fortynning ved avstander fra 100 m til 500 m fra F20. I høyre kolonne er resultatene sammenfattet. Fra 200 m er det lagt mest vekt på resultater for strømhastighet 8 cm/s og økende turbulent blanding.

Avstand, meter	Strømhastighet 3 cm/s		Strømhastighet 8 cm/s		Karakteristiske intervall for fortynning
	Konstant blanding	Økende blanding	Konstant blanding	Økende blanding	
100	8x	30x	6x	10x	8-15x
200	11x	62x	8x	20x	15-40x
300	14x	110x	9x	35x	30-80x
400	16x	164x	10x	50x	40-100x
500	18x	225x	12x	60x	50-150x

6. Influensområde for utslippet og forventet påvirkning

I Error! Reference source not found. Tabell 4 har vi sammenfattet de PNEC-verdiene som vurderingen er basert på, de nivåene som er oppgitt eller forventet i utslippet fra F16, nivå av samme komponentene i det omgivende brakkvannet og den fortyningen som trengs for å oppnå PEC/PNEC < 1 etter utslipp (jfr. Figur 7). I følge RHI NORMAG vil noe magnesium i utslippet forekomme som MgCl₂ etter reaksjon med klorid i sjøvannet. Vi vet ikke hvor mye dette er, og vi har derfor vurdert de to ytterscenariene der 1) alt forekommer som Mg(OH)₂ eller 2) alt som MgCl₂.

Tabell 4. Beregnede konsentrasjoner av utslippsstoffer i RHI Normags utslipp til sjø fra F16, samt fortynningsfaktorer nødvendig for å nå PNEC.

Utslippskomponent	PNEC	Nivå i utslipp fra F16	Nivå i brakkvannet	Påkrevd fortynningsfaktor
Overtemperatur °C, vinter	9	16	6	2
Overtemperatur °C, sommer	14	19,5	11	2
pH	8,3	11	8	9
Mg ²⁺ mg/l	-	33	383	-
Mg(OH) ₂ mg/l som faststoff (TSM)	12	80	2	7
MgCl ₂ mg/l	4500	131	1500	0
Cl ⁻ (som metallklorid) mg/l	19000	12749	6467	0

Tabellen viser at det største fortynningsbehovet er for pH, der innblanding med 9 deler brakkvann trengs for å tilfredsstillende PNEC. I følge tabell 13 vil dette oppnås i kortere avstand enn 100 m fra F16. Ut fra Figur 5 kan vi forvente at influensområdet vil strekke seg nordvestover fra F16. Høyeste fortynningskravet forøvrig er 7x for at Mg(OH)₂ som faststoff skal komme under PNEC for suspenderte partikler. Denne fortyningen bør også kunne oppnås med god margin innen 100 m avstand. Øvrige utslippskomponenter krever mindre fortykning eller vil være under effektgrensen allerede ved utslipp.

Vi kan derfor anslå et influensområde som vil strekke seg maksimalt ca. 100 m i strømrretningen mot nordvest langs land, og etter hvert få en maksimal bredde på ca. 10 m og maksimal dybde på ca. 4 m, dvs. et vannvolum på ca. 2000 m³. Innenfor dette området er det risiko for at organismer kan bli utsatt for forhøyet pH, forhøyet nivå av suspendert Mg(OH)₂, kanskje også helt lokalt forhøyet vanntemperatur. Forhøyet pH og vanntemperatur er også resultat av gjeldende utslippstillatelse. Samlet betyr beregningene at risikoen for skadevirkninger av RHI Normags utslipp til sjø gjennom F16 vil opphøre før utslippsvannet forlater området utenfor Hovedkaia mot nordvest og i tilfelle strøm motsatt vei før utslippsvannet har passert Oljekaia. Influensområdet er således meget begrenset.

Planktonorganismer som befinner seg i influensområdet kan bli eksponert for nivåer over PNEC, men eksponeringstiden vil være kort, anslagsvis 0,5 – 1 time. Det er lite sannsynlig at dette vil skade organismene, og det vil iallfall ikke ha innvirkning på fjorden forøvrig, siden den belastningen planktonorganismene likevel utsettes for ved innblanding i ferskvannet fra Skienselva vil være mye større. Lokal fisk vil også kunne komme i kontakt med utslippet, men har så stor evne til å flykte fra

vannmasser de ikke liker, at risikoen for skade er meget lav. Fastsittende og lite bevegelige organismer på hard og bløtbunn i nærområdet for F16 og langs land ut til maksimalt 100 m kan bli vedvarende eksponert først og fremst til forhøyet suspendert stoff. Det er lite sannsynlig at dette vil ha påviselig effekt siden området allerede er sterkt påvirket av pågående aktivitet langs kaiene og sterk variasjon i miljøforholdene i brakkevannslaget, og derfor har en meget fattig flora og fauna av tolerante arter.

7. Litteratur

- Bakke, T., J.A. Berge, B. Braathen, F. Moy, H. Oen, A. Pedersen og M. Walday 1992. Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn. Et økosystemeksperiment. NIVA Rapport 2743.
- Bakke, T. Molvær, J. Walday, M. Tobiesen, A. (2006). Miljømessig vurdering av utslipp fra gasskraftverk på Herøya, Porsgrunn, NIVA-rapport 5197-2006, 75 s.
- Bakke, T., Molvær, J., Saloranta, T., Tønnesen, D., Sandbakken, M., Brooks, S. (2009). Konsekvensutredning for produksjonsanlegg for silika og magnesium på Herøya, Porsgrunn. NIVA Rapport 5873-2009.
- Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J, Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes). Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.
- Fylkesmannen i Telemark (2006). Prosjekt rein Fjord. Tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Telemark – Fase 2, Rev-01. FMT Rapport 2006-01.
- Knutzen, J. (1981). Effects of decreased pH on marine organisms. *Mar.Poll.Bull.*, 12, 25-29.
- Molvær, J. og Stigebrandt, A., 1991: Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 3. Vannutskifting i fjordene. Overvåkingsrapport nr. 450/91. NIVA-rapport nr. 2588. Oslo/Gøteborg. 43 sider.
- Molvær, J., Berge, J.A., Magnusson, J., og Schaanning, M.T., 1999. Frierfjorden. Vurdering av miljømessige konsekvenser ved utslipp av surt avløpsvann til brakkvannslaget, NIVA-rapport nr. 4127-1999. 30 sider.
- Smit MGD, Holthaus KIE, Trannum HC, Neff JM, Kjeilen-Eilertsen G, Jak RG, Singaas I, Huijbregts MAJ, Hendriks AJ (2008) Species sensitivity distributions for suspended clays, sediment burial, and grain size change in the marine environment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27:1006-1012
- Walday, M., F. Moy og N. Green 2001. Overvåking i Grenlandsfjordene. Organismesamfunn på hardbunn 1998-1999. SFT overvåkingsrapport nr. 826/01. TA 1809/2001. NIVA Rapport 4361.
- Weideborg, M., Vik, E.A., og Lyngstad, E., 2003. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2002. OSPAR Commission. A: Principles, results and discussions. SFT report TA-1998/2004. Oslo.
- Weideborg, M., Vik, E.A., Stang, P. og Lyngstad, E., 2002. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2001. OSPAR Commission. A: Principles, results and discussions. SFT report TA-1914/2003. Oslo.
- Weideborg, M., Vik, E.A., Stang, P. og Storhaug, R., 2001b. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2000. OSPAR Commission. A: Principles, results and discussions. SFT report TA-1852/2001. Oslo.
- Weideborg, M., Vik, E.A., Thoresen, H., Stang, P., Kelley, A. og Nedland, K.T., 2001a. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 1999. OSPAR Commission. A: Principles, results and discussions. SFT report TA-1793/2001. Oslo.
- Wolff, EW. et al (1988). Proposed environmental quality standards for List II substances in water. pH. WRC Technical Report TR 259. Water Research Centre UK. 66pp.

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