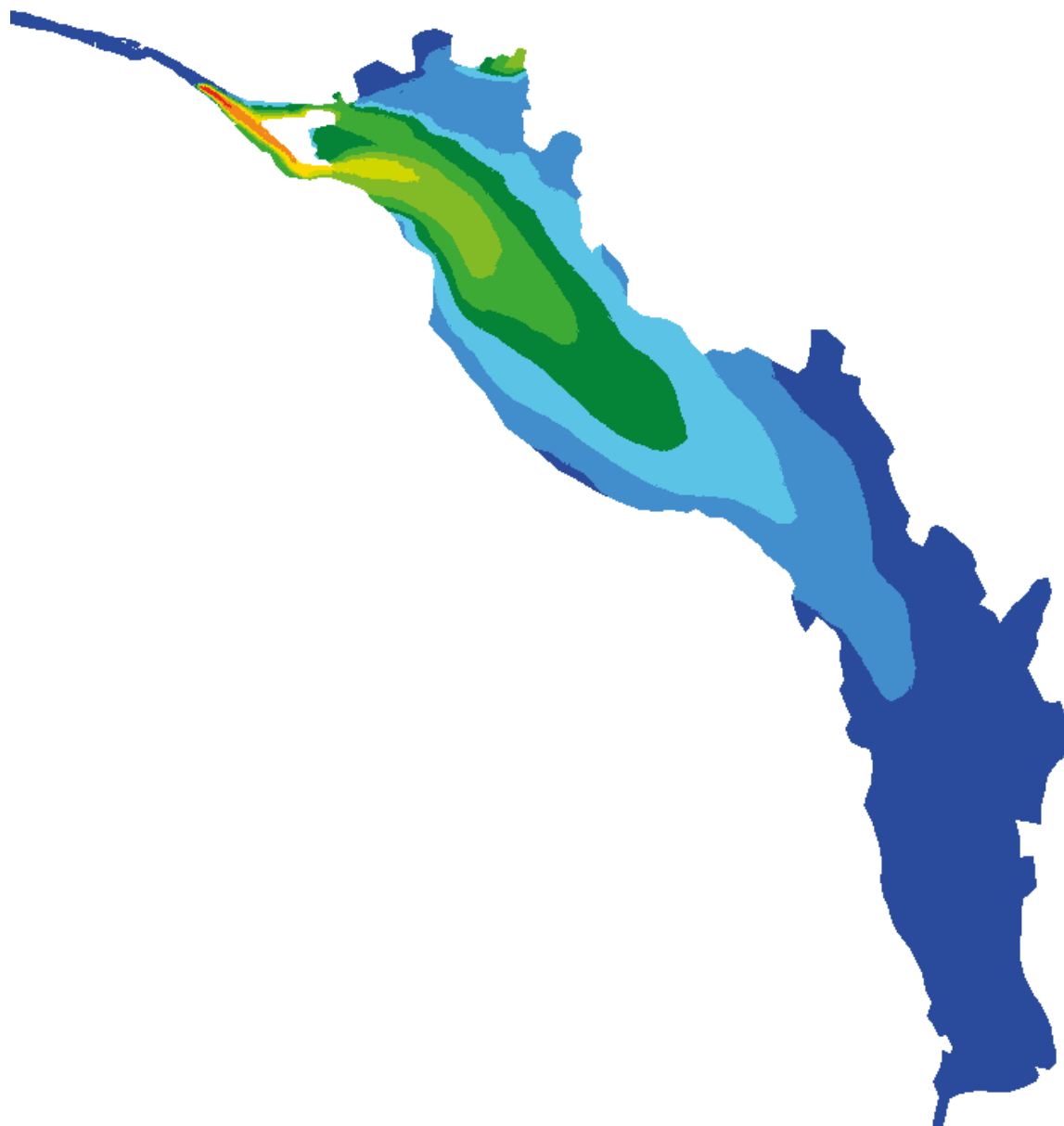


# Spredning av kjemikalier i Drammensfjorden ved bekjempning av lakseparasitt



# RAPPORT

**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

Internett: [www.niva.no](http://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 Danmark**

Ørestads Boulevard 73  
DK-2300 Copenhagen  
Telefon (45) 8896 9670

Tittel Spredning av kjemikalier i Drammensfjorden ved bekjempning av lakseparasitt	Løpenummer 7282-2018	Dato 29.06.2018
Forfatter(e) André Staalstrøm Magdalena Kempa	Fagområde Hydrologi og oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Buskerud	Sider 31

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Anne Kristin Jørnliid
Oppdragsgivers utgivelse: Miljødirektoratet rapport M-1087 2018	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180131

**Sammendrag**

Modellen GEMSS har blitt benyttet for å beregne konsentrasjon av tre forskjellige kjemikalier i indre Drammensfjorden ved behandling for å bekjempe lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Indre Drammensfjord er adskilt fra resten av fjordsystemet av et trangt og grunt sund ved Svelvik. Det er svært liten fortykning av elvevannet med saltvann når det renner ut i fjorden, før det renner forbi dette trange sundet. For monokloramin varer utslippet i 14 dager. Den høyeste konsentrasjonen i overflatelaget vedvarer fra omtrent sju dager etter at utslippet starter og til det avsluttes etter 14 dager. Konsentrasjonene er over 6 µg/L midt i fjorden omtrent ut til der fabrikken Norgips ligger. På samme måte som for utslipp av monokloramin vedvarer den høyeste konsentrasjonen på alle stasjonene ved utslipp av aluminium fra omtrent sju dager etter at utslippet starter til det avsluttes etter 14 dager. Konsentrasjonene er over 12 µg/L midt i fjorden nesten ut til Jerdalsbukta. For rotenon varer utslippet i 3 dager. Den høyeste konsentrasjonen i overflatelaget fra omtrent 2,5 dager etter at utslippet starter til det avsluttes etter 3 dager. Da er konsentrasjonen 0,05 mg/L på stasjon D-2. Konsentrasjonene er over 0,7 mg/L midt i fjorden omtrent ut til der fabrikken Norgips ligger. I denne rapporten er effekten av kjemikaliene på flora og fauna i Drammensfjorden ikke vurdert.

Fire emneord	Four keywords
1. Drammensfjorden 2. Estuarin sirkulasjon 3. Numerisk modellering 4. <i>Gyrodactylus salaris</i>	1. Drammensfjord 2. Estuarine circulation 3. Numerical modelling 4. <i>Gyrodactylus salaris</i>

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

André Staalstrøm  
Prosjektleder

Trond Kristiansen  
Kvalitetssikrer

Kai Sørensen  
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7017-4  
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

# **Spredning av kjemikalier i Drammensfjorden ved bekjempning av lakseparasitt**

## Forord

Miljødirektoratet har nedsatt en arbeidsgruppe for å bekjempe lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Drammensregionen. Denne gruppen har identifisert kunnskapsbehov om hvordan kjemikalier vil spres i Drammensfjorden, hvis Drammenselva, Lierelva og en rekke mindre elver som drenerer til fjorden, behandles for å bekjempe lakseparasitten.

NIVA har i denne forbindelse blitt bedt av Miljødirektoratet om å modellere spredning av kjemikalier i Drammensfjorden.

Undertegnende har vært prosjektleder og Magdalena Kempa har utført modelleringsarbeidet. Rapporten har vært kvalitetssikret av Trond Kristiansen og Anders Gjørwad Hagen. Anne Kristin Jøranlid har vært kontaktperson hos Miljødirektoratet.

Oslo, 29. juni 2018

*André Staalstrøm*

---

# Innholdsfortegnelse

<b>1 Innledning .....</b>	<b>9</b>
<b>2 Metodikk.....</b>	<b>11</b>
2.1 Estuarin sirkulasjon .....	11
2.2 Modellen GEMSS.....	13
2.3 Kjemikalier i modellen.....	17
<b>3 Spredning av monokloramin .....</b>	<b>19</b>
3.1 Nedbrytning av monokloramin .....	19
3.2 Spredning av monokloramin i fjorden.....	21
<b>4 Spredning av surt aluminium.....</b>	<b>22</b>
4.1 Nedbrytning av surt aluminium.....	22
4.2 Spredning av surt aluminium i fjorden .....	22
<b>5 Spredning av rotenon.....</b>	<b>24</b>
5.1 Nedbrytning av rotenon .....	24
5.2 Spredning av rotenon i fjorden .....	24
<b>6 Diskusjon og samlet vurdering.....</b>	<b>27</b>
<b>Referanser.....</b>	<b>28</b>
<b>Vedlegg A. Description of GEMSS (på engelsk) .....</b>	<b>29</b>
<b>Vedlegg B. Estimert saltholdighet i overflaten .....</b>	<b>31</b>

## Sammendrag

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* (*G. salaris*) er en ca. 0,5 mm stor parasitt som lever i ferskvann og fester seg på laksens hud. Den er en uønsket art i Norge og vurderes i dag som en trussel for de atlantiske laksestammene (Solheim & Bjørnstad, 2015). Lakseparasitten kan utryddes ved å behandle vassdraget med kjemikalier. Ved kjemikaliebehandling dukker det opp en todelt problemstilling. For det første må konsentrasjonen av kjemikalier være stor nok til å utrydde parasitten, enten ved å ta liv av vertene eller ved å ta liv av selve parasitten. For det andre så bør ikke konsentrasjonen av kjemikalier bli for stor i resipienten til vassdraget, slik at flora og faunaen i elva eller fjorden utenfor tar skade. Denne rapporten benytter en modell for å beskrive hvordan kjemikaliene spres seg i fjorden og danner dermed grunnlag for å besvare den siste av disse problemstillingene.

Drammensfjorden er en av to fjordarmer innerst i fjordsystemet Oslofjorden, hvor Drammenelva, som er Norges nest største elv, har sitt utløp innerst i fjorden ved Drammen. Indre Drammensfjord er adskilt fra resten av fjordsystemet av et trangt og grunt sund som kalles Svelvikstrømmen og ligger ved Svelvik. Det er svært liten fortykning av elvevannet med saltvann når det renner ut i fjorden, før det renner forbi dette trange sundet.

Den 3-dimensjonale modellen GEMSS er benyttet i dette prosjektet. I modellen er det lagt inn 15 elver med en samlet vannføring på 307,5 m<sup>3</sup>/s, hvor Drammenselva og Lierelva dominerer med en vannføring på henholdsvis 300 m<sup>3</sup>/s og 5 m<sup>3</sup>/s. I elvene ble det modellert utslipp av kjemikalier som representerer monokloramin, surt aluminium og rotenon. Det var bare Drammenselva og Lierelva som hadde betydning for konsentrasjonene av kjemikalier ute i fjorden.

Drammensfjorden har et svært skarpt sprangsjikt, hvor saltholdigheten kan øke fra 7 til 15 psu over en avstand på mindre enn tre meter. Modellen klarer ikke å beholde dette skarpe sjiktet over tid, noe som betyr at nedre del av ferskvannslaget blir blandet mer med det underliggende vannet enn det som ville forekomme i virkeligheten. Saltholdigheten i overflatelaget i modellen er likevel realistisk, og modellen kan brukes til å beskrive spredning av kjemikalier i overflatelaget.

Kjemikalienes nedbrytningshastighet har mye å si for konsentrasjonen som forekommer ute i fjorden. Nedbrytningen har størst effekt på områdene som er lengst unna hovedutslippet innerst i fjorden. Vikesland et al. (1998) testet effekten av organisk stoff på nedbrytning av monokloramin, men her var startkonsentrasjonen 0,05 mmol/L som tilsvarer 2,6 mg/L, som er to størrelsesordener høyere enn startkonsentrasjonene vi ser på i denne rapporten. Vikesland et al. (1998) fant en tydelig effekt av organisk stoff, og nedbrytningshastigheten ved den høyeste konsentrasjonene av organisk stoff (3,3 mg/L) kan anslås til omtrent 0,15 d<sup>-1</sup>. I eksperimentene til Vikesland et al. (1998) var forholdet mellom monokloramin og organisk stoff mye lavere enn det som vil forkomme ved utslipp av monokloramin i Drammenselva, og derfor er mest sannsynlig effekten av det organiske stoffet mye større her. Her er det brukt en nedbrytningshastighet på 0,9 d<sup>-1</sup> som ansees som mer realistisk basert på tester i elv (Anders G. Hagen, pers. komm.). Det er observert at konsentrasjon av monokloramin svært raskt reduseres når det tilføres til elvevannet. Tilsetter man kjemikalier tilsvarende en nominell konsentrasjon på 40 µg/L i elva, så reduseres konsentrasjonen til ca. 15 µg/L målbart total klor svært raskt (Anders G. Hagen, pers. komm.). Her er det derfor brukt en startkonsentrasjon når elvevannet når ut i fjorden på 15 µg/L. For surt aluminium er det brukt en startkonsentrasjon i elva på omtrent 30 µg/L, og en nedbrytningshastighet på 0,4 d<sup>-1</sup>. For rotenon er det brukt en startkonsentrasjon i elva på omtrent 2 mg/L, og en nedbrytningshastighet på 0,7 d<sup>-1</sup>.

Nedbrytning av kjemikaliene har stor innvirkning på hvilken konsentrasjon som vil forekomme ute i fjorden. Det er betydelig usikkerhet knyttet til hva denne nedbrytningshastigheten er for de forskjellige kjemikaliene. Spesielt er betydningen av mengde organisk stoff i ellevannet lite kjent. Derfor må modelleringsresultatene i denne rapporten vurderes opp mot kunnskapsstatus på nedbrytning.

For monokloramin varer utslippet i 14 dager. Den høyeste konsentrasjonen i overflatelaget vedvarer fra omtrent sju dager etter at utslippet starter og til det avsluttes etter 14 dager. Konsentrasjonene er over 6 µg/L midt i fjorden omtrent ut til der fabrikken Norgips ligger. Konsentrasjonen er over 6 µg/L noen hundre meter utenfor Lierelvas utløp.

For surt aluminium varer utslippet også i 14 dager. På samme måte som for utslipp av monokloramin vedvarer den høyeste konsentrasjonen på alle stasjonene fra omtrent sju dager etter at utslippet starter til det avsluttes etter 14 dager. Konsentrasjonene er over 12 µg/L midt i fjorden nesten ut til Jerdalsbukta. Konsentrasjonen er over 12 µg/L noen hundre meter utenfor Lierelvas utløp.

For rotenon varer utslippet i 3 dager. Den høyeste konsentrasjonen i overflatelaget fra omtrent 2,5 dager etter at utslippet starter til det avsluttes etter 3 dager. Da er konsentrasjonen 0,05 mg/L på stasjon D-2. Konsentrasjonene er over 0,7 mg/L midt i fjorden omtrent ut til der fabrikken Norgips ligger. Konsentrasjonen er over 0,7 mg/L noen hundre meter utenfor Lierelvas utløp.

Kjemikaliene holder seg innblandet i fjordens overflatelag og konsentrasjonen av kjemikaliene er lav under sprangsjiktet. I denne forbindelse må det nevnes at modellen har for høy blanding i sprangsjiktet, noe som betyr at nedre lag av overflatelaget blandes mer med det underliggende vannet enn det som mest sannsynlig vil forekomme i virkeligheten. Denne uønskede effekten i modellen vil overestimere konsentrasjonene rett under sprangsjiktet, men konsentrasjonen her er allikevel liten.

I denne rapporten er effekten av kjemikaliene på flora og fauna i Drammensfjorden ikke vurdert. Det vil likevel påpekes at mengde og artssammensetning av plankton i elva og i fjorden er lite kjent, annet enn at det antas at mengden er liten. Planteplanktonet i elva kommer mest sannsynlig fra innsjøene oppstrøms, som i Drammenseelva vil det være Eikeren og Tyrifjorden. Disse innsjøene overvåkes (Birger Skjelbred, pers. komm.). I de siste årene har et overvåkningsprogram for store elver blitt satt i gang, hvor det tas prøver for å se på påvekstalger og bunndyr (men ikke plankton). Kunnskapen som etter hvert bygges opp i slike overvåkningsprogram må tas i betraktning før eventuelt elva behandles med kjemikalier.

## Summary

Title: Dispersal of chemicals in Drammensfjorden during treatment to fight the salmon parasite *Gyrodactylus salaris*

Year: 2018

Author(s): André Staalstrøm and Magdalena Kempa

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7017-4

The salmon parasite *Gyrodactylus salaris* (*G. salaris*) is an approximately 0.5 mm large parasite that attaches itself to the outside of salmon when it is in freshwater, an undesirable species in Norway, currently considered a threat to the Atlantic salmon stocks (Solheim & Bjørnstad, 2015). The salmon parasite can be eradicated by treating the river with chemicals. Chemical treatment presents a two-fold problem. First, the concentration of chemicals must be large enough to eradicate the parasite, either by killing the hosts or by eliminating the parasite itself. Second, the concentration of chemicals should not be excessive both in the river and in the fjord, to prevent harmful effects to the flora and fauna in the river or in the fjord. This report will provide the basis for answering the last of these issues.

Drammensfjorden is one of the two main fjord arms in the fjord system Oslofjorden, where Drammenelva, Norway's second largest river, has its outlet in the head of the fjord near the city of Drammen. Indre Drammensfjord is separated from the rest of the fjord system by a narrow and shallow strait called Svelvikstrømmen and is situated near Svelvik. There is very little dilution of the river water with salt water when it enters the fjord, until the river water reaches this narrow strait.

The 3-dimensional GEMSS model has been used in this project. In the models there are 15 rivers with a total flow of 307.5 m<sup>3</sup>/s, where Drammenselva and Lierelva dominate with a water flow of 300 m<sup>3</sup>/s and 5 m<sup>3</sup>/s respectively. In the model simulated chemicals representing monochloramine, acidic aluminum and rotenone were released in the rivers. It was only Drammenelva and Lierelva that had an impact on the concentrations of chemicals in the fjord.

Drammensfjorden has a very sharp halocline and salinity can increase from 7 to 15 psu in less than three meters depth. The model does not manage to maintain this sharp stratification over time, meaning that the lower part of the freshwater layer is more mixed with the underlying water than what would occur in reality. The salinity of the surface layer of the model is nevertheless realistic, and the model can be used to describe the dispersion of chemicals in the surface layer.

The decomposition rate of chemicals is important for the concentration that occurs in the fjord. Degradation has the greatest effect on the areas furthest from the main discharge at the innermost part of the fjord. Vikesland et al. (1998) tested the effect of organic matter on monochloramine degradation but here the starting concentration was 0.05 mmol/L, which is equivalent to 2.6 mg/L, which are two orders of magnitude higher than the starting concentrations seen in this report. Vikesland et al. (1998) found a significant effect of organic matter, and the rate of decomposition at the highest concentrations of organic matter (3.3 mg/L) can be estimated to be about 0.15 d<sup>-1</sup>. In the experiments of Vikesland et al. (1998), the ratio of monochloramine to organic matter was much lower than the ratio to expect from release of monochloramine into Drammenselva. Hence, most likely the effect of organic matter is much greater in this simulation. Here, a degradation rate of 0.9 d<sup>-1</sup> is used which is considered more realistic based on tests in the river (Anders G. Hagen, personal correspondence). It has been observed that the concentration of monochloramine is greatly reduced



initially when applied to the river water. Adding chemicals to a nominal concentration of 40 µg/L in the river water is quickly reduced to a measured concentration of 15 µg/L total residual chlorine (Anders G. Hagen, personal correspondence). Therefore, a starting concentration of 15 µg/L is used where the river water reaches the fjord at. For acidic aluminum, a starting concentration in the river of about 30 µg/L has been used, and a decomposition rate of 0.4 d<sup>-1</sup>. For rotenone, a starting concentration in the river of about 2 mg/L and a rate of degradation of 0.7 d<sup>-1</sup> has been used.

Decomposition of the chemicals has a major impact on the concentration that will occur in the fjord. There is considerable uncertainty about what this rate of degradation is for the different chemicals. In particular, the importance of the amount of organic matter in the river water is little known. Therefore, the modeling results in this report must be evaluated against knowledge status of degradation.

For monochloramine, the discharge lasts for 14 days. The highest concentration in the surface layer lasts approximately seven days after the discharge starts and until it ends after 14 days. The concentrations are above 6 µg/L in the middle of the fjord approximately until the Norgips plant is located. The concentration is above 6 µg/L a few hundred meters outside Lierelva's outlet.

For acidic aluminum, the treatment also lasts for 14 days. In the same way as for monochloramine treatment, the highest concentration at all stations lasts approximately seven days after the discharge starts until it ends after 14 days. The concentrations are above 12 µg/L in the middle of the fjord almost to Jerdalsbukta. The concentration is above 12 µg/L a few hundred meters outside Lierelva's outlet.

For rotenone, the treatment lasts for 3 days. The highest concentration in the surface layer from about 2.5 days after the treatment starts until it ends after 3 days. Then the concentration is 0.05 mg/L at station D-2. The concentrations are above 0.7 mg/L in the middle of the fjord approximately until the factory Norgips lies. The concentration is above 0.7 mg/L a few hundred meters outside Lierelva's outlet.

The concentration of chemicals in the fjord below the surface layer is negligible. In this regard, it should be mentioned that the model has too much mixing between the surface layer and the water below. This undesired effect in the model will overestimate the concentrations just below the surface layer, but the concentration here is still small.

In this report, the effect of chemicals on the flora and fauna in the Drammensfjord is not considered. It will nevertheless be noted that the amount and species composition of plankton in the river and in the fjord, is little known. The phytoplankton in the river is most likely originates from the lakes upstream, which is Eikeren and Tyrifjorden in this case. These lakes are monitored (Birger Skjelbred, personal correspondence). Over the years, a large river surveillance program has been launched, where samples are taken to monitor among other things benthic animals. The knowledge that eventually builds up in such surveillance programs must be taken into consideration before any treated with chemicals are considered.

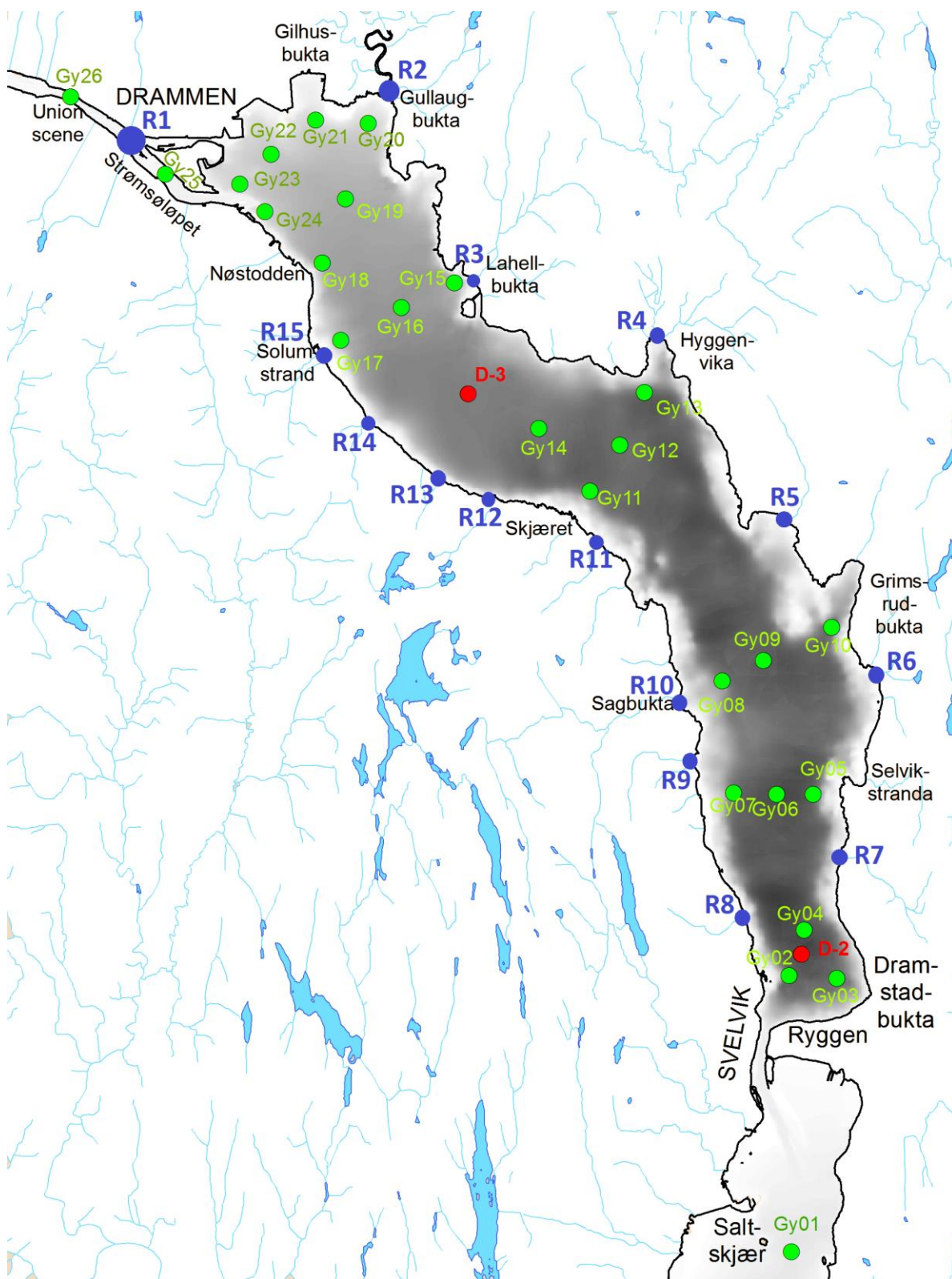
# 1 Innledning

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* (*G. salaris*) ble introdusert til Drammenselva og Lierelva i 1987. *G. salaris* er en ca. 0,5 mm stor parasitt som fester seg utvendig på laks når denne befinner seg i ferskvann. Hvis *G. salaris* blir introdusert til et vassdrag som i utgangspunktet ikke har parasitten, vil dette føre til en reduksjon på opp mot 85 % av tettheten av lakseunger og av fangst av laks (Artsdatabanken, 2012). Lakseparasitten er en uønsket art i Norge og vurderes i dag som en trussel for de atlantiske laksestammene (Solheim & Bjørnstad, 2015).

Lakseparasitten kan utryddes ved å behandle vassdraget med kjemikalier, se for eksempel Pettersen et al. (2007) eller Hindar et al. (2015). Det er flere typer kjemikalier som er mulig å bruke. I denne rapporten betraktes tre kjemikalier: rotenon, surt aluminium og monokloramin. Ved kjemikaliebehandling dukker det opp en todelt problemstilling. For det første må konsentrasjonen av kjemikalier være stor nok til å utrydde parasitten, enten ved å ta liv av vertene eller ved å ta liv av selve parasitten. For det andre så bør ikke konsentrasjonen av kjemikalier bli for stor i vassdraget eller i fjorden utenfor, slik at faunaen her tar skade. I denne rapporten vil det dannes grunnlag for å besvare den siste av disse problemstillingene. Den første av disse problemstillingene ble berørt i Staalstrøm & Kempa (2018).

Drammensfjorden er en av to fjordarmer innerst i fjordsystemet Oslofjorden. Drammenselva, som er Norges nest største elv, har sitt utløp innerst i fjorden ved Drammen. Indre Drammensfjord er adskilt fra resten av fjordsystemet av et trangt og grunt sund som kalles Svelvikstrømmen og ligger ved Svelvik (Figur 1). Svelvikstrømmen er omtrent 180-200 m bred og rundt 13 m dyp. Dette gjør denne resipienten unik ved at indre Drammensfjorden på mange måter kan betraktes som en del av Drammensvassdraget. Det er for eksempel svært liten fortykning av elvevannet når det renner ut i fjorden. Målt turbiditet i Drammensfjordens overflatelag er svært lik målt turbiditet oppe i Drammenselva (Staalstrøm, 2018). I denne rapporten vil det forklares hvorfor det er slik. Elvevannet fortynnes ikke i betydelig grad før det renner ut gjennom Svelvikstrømmen, og dette trange sundet kan derfor betraktes som vassdragets egentlige utløp til havet.

For at Drammenselva skal fylle opp overflatelaget innenfor Svelvik tar det omtrent 6-10 dager. Hvis konsentrasjonene av et stoff som ikke brytes ned eller synker ut er konstant i elva, så vil konsentrasjonene bli nesten lik denne verdien i overflatelaget i fjorden i løpet av denne perioden. Hvis stoffet har en nedbrytning så vil konsentrasjonen bli lavere. I denne rapporten så vil konsentrasjonen ute i fjorden av tre typer kjemikaliene med forskjellig nedbrytningshastighet modelleres.

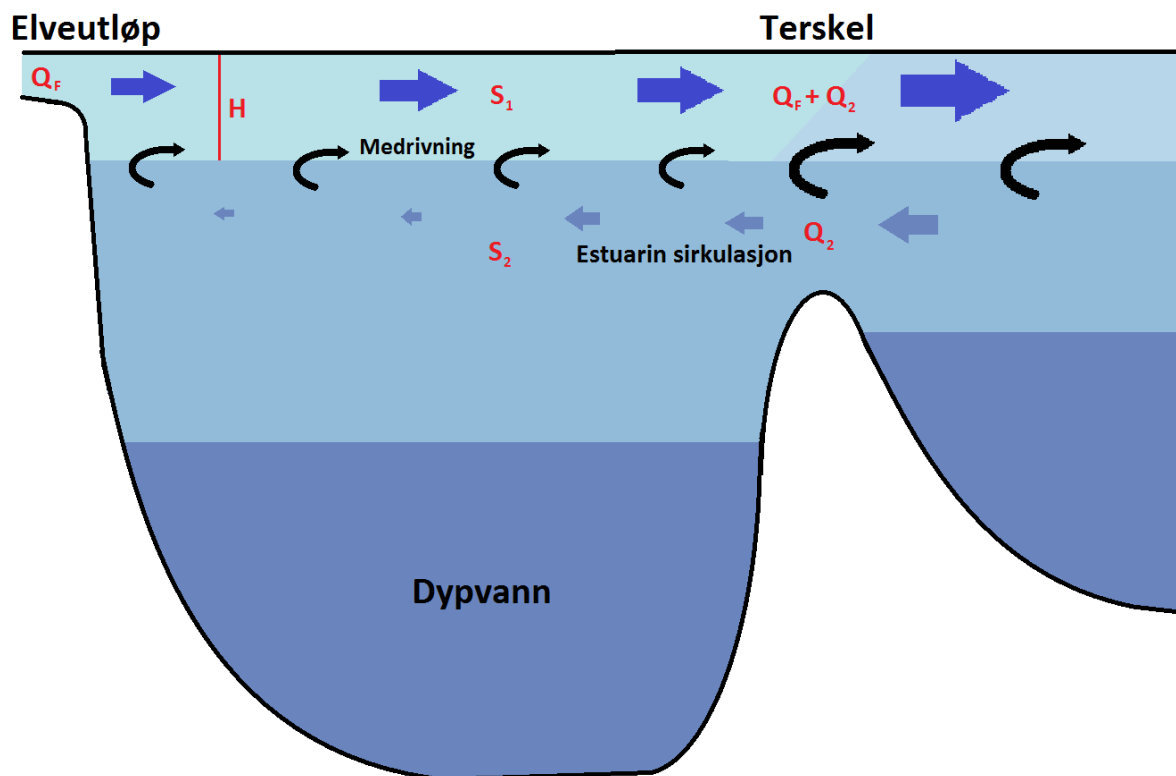


**Figur 1.** Kart over Drammensfjorden fra Salt-skjær til Drammen. De to røde punktene viser målestasjoner for overvåkningsprogrammet for Ytre Oslofjord. De grønne punktene viser hvor det ble foretatt målinger med CTD 25 september 2017 (Staalstrøm, 2018). De blå punktene viser hvor det er lagt inn elver og bekker i modellen.

## 2 Metodikk

### 2.1 Estuarin sirkulasjon

Når ferskvann renner ut i en fjord fører dette til en estuarin sirkulasjon, som er illustrert i Figur 2. Ferskvannet fra elva ( $Q_F$ ) er lettere enn saltvannet i fjorden og dette vannet legger seg som et ferskvannslag som beveger seg ut mot havet. På grunn av friksjon så drar dette ferske overflatelaget med seg saltvann fra vannmassene rett under ferskvannslaget, som er illustrert med svarte piler i figuren. Dette resulterer i at volumtransporten og saltholdigheten i overflatelaget blir høyere. Dette er illustrert ved at de blå pilene i figuren blir større fra elevutløpet og ut mot havet. For å bevare volumet i fjorden, så må medrivning av saltvann kompenseres med en strøm i laget rett under overflatelaget som er rettet mot elveutløpet. Rett ved elveutløpet har det vært lite medrivning av saltvann, så her er kompensasjonsstrømmen liten. På vei ut mot havet dras mer og mer saltvann med, og volumtransporten i kompensasjonsstrømmen blir større og større. Den estuarine sirkulasjonen er definert som den mengden vann som dras med fra saltvannslaget ( $Q_2$ ). Hvordan strømforholdene varierer ved innløpet til indre Drammensfjord er beskrevet av Staalstrøm & Hjelmervik (2017).



**Figur 2.** Estuarin sirkulasjon i en terskelfjord. Elveutløpet er på venstre side og sjøsiden er til høyre. Fargeskalaen illustrerer saltholdigheten, hvor det ferskeste vannet er lyseblått mens det salteste mørkeblått.

Når historiske målinger av vannføring i Drammenelva og tykkelse av ferskvannslaget i Drammensfjorden sammenstilles, viser det at det er en tydelig samvariasjon. Hvis ferskvannslagets tykkelse ( $H$ ) er definert som det dypet hvor saltholdigheten er 7 psu, kan tykkelsen av ferskvannslaget beregnes som en funksjon av kun vannføring, med en nøyaktighet på  $\pm 0,9$  m (Staalstrøm, 2018).

$$H = 0,01 \cdot Q_F + 1,9 \quad (1)$$

Ferskvannstilførselen som inngår i denne formelen er midlet over ti dager.

Når volumet av overflatelaget er kjent, ved at tykkelsen ( $H$ ) multipliseres med fjordens areal ( $A=46,5 \cdot 10^6$  m<sup>2</sup>), kan andelen ferskvann ( $V_F$ ) og andelen saltvann ( $V_S$ ) i dette volumet beregnes ved å benytte målt saltholdighet i overflatelaget ( $S_1$ ) og i det underliggende laget ( $S_2$ ).

$$V_F = H \cdot A \cdot \left(1 - \frac{S_1}{S_2}\right) \quad (2)$$

$$V_S = H \cdot A \cdot \frac{S_1}{S_2} \quad (3)$$

Vedlegg B inneholder en analyse av hvordan saltholdigheten i overflatelaget varierer i forhold til vannføring. Saltholdigheten på 1 m dyp på stasjon D-3 er mindre enn 4,5 psu i 90 % av tiden (se Figur 17 i Vedlegg B).

Oppholdstid i overflatelaget ( $T$ ) er den tiden det tar elva og fylle opp ferskvannsvolumet.

$$T = V_F / Q_F \quad (4)$$

Den estuarine sirkulasjonen, det vil si den mengden vann som dras med av overflatelaget ( $Q_2$ ) kan deretter beregnes, ved å si at i løpet av den samme tiden, så må også saltvannsvolumet i overflatelaget fylles opp

$$Q_2 = V_S / T \quad (5)$$

I Tabell 1 er den estuarine sirkulasjonen beregnet basert på målinger foretatt 25. september 2017 (Staalstrøm, 2018). Saltholdigheten i overflatelaget er funnet ved å ta middelverdien over alle CTD stasjonene i fjorden, Gy02-Gy23 (se Figur 1). Verdien på  $S_2$  er funnet ved å ta verdien rett under sprangsjiktet. Vannføringen midlet over de ti foregående dagene forut for målingene var 583 m<sup>3</sup>/s. Den estuarine sirkulasjonen beregnet ved hjelp av ligning (2)-(5) viser at kun 3,2 % av vannet i Drammensfjordens overflatelag innenfor Svelvik består av saltvann, og ellevannet som renner ut i fjorden blir fortynnet med saltvann i svært liten grad.

**Tabell 1.** Beregnet estuarin sirkulasjon i indre del av Drammensfjorden basert på målinger fra september 2017 og basert på modellert hydrodynamikk i fjorden. Ferskvannslagets tykkelse er målt direkte og ligning (1) er ikke benyttet.

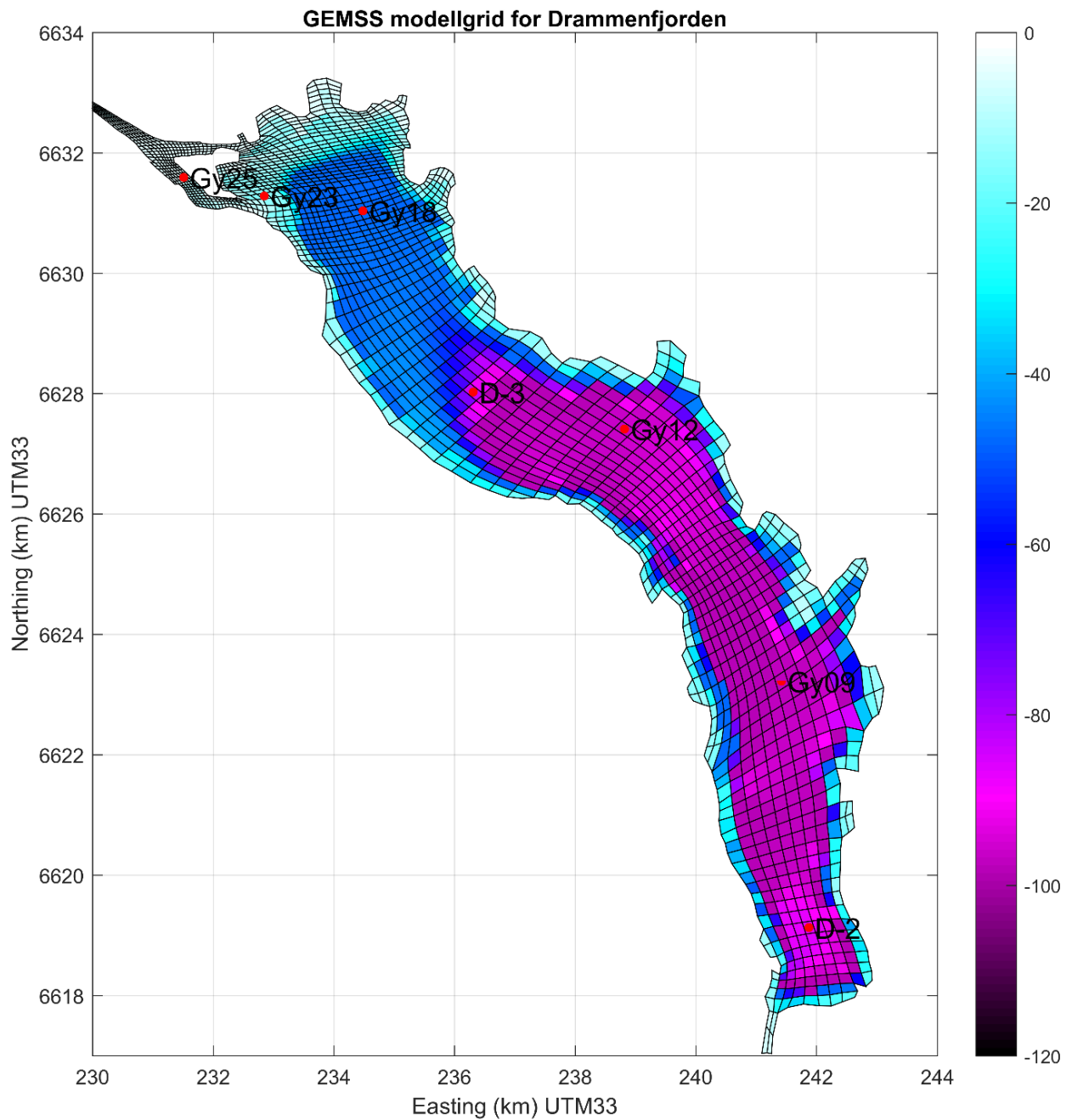
Dato	Vannføring, $Q_F$ (m <sup>3</sup> /s)	Ferskvannslagets tykkelse, $H$ (m)	Saltholdighet i overflatelaget, $S_1$ (psu)	Saltholdighet i mellom-laget, $S_2$ (psu)	Medrivning, $Q_2$ (m <sup>3</sup> /s)	Oppholdstid, $T$ (dager)
25.09.2017	583	6,7	0,7	≈22,0	19,2	6,0
Modell	305	6,0	1,1 (0,5-1,5)	≈20,0	17,8	10,0

## 2.2 Modellen GEMSS

Den 3-dimensjonale modellen GEMSS er benyttet i dette prosjektet. Modellen beregner strøm, temperatur og konsentrasjon av stoffer med ulike egenskaper, inkludert kjemikalier med en nedbrytningshastighet. Modellen beregner hva som skjer i fjorden ut fra klima, vannføring, vanntemperatur og stoffkonsentrasjon i utslippspunkter samt vannstand i de åpne rendene av modellområdet. Modellområdet ble delt inn i beregningsceller. For hver celle ble de fysiske forholdene i fjorden (strøm, temperatur, saltholdighet) beregnet skrittvis fremover i tid. Modellpakken er utviklet av ERM's Surfacewater Modeling Group i Exton, Pennsylvania, USA. Modellen og eksempler på bruk av modellen kan studeres nærmere på hjemmesiden <http://gemss.com/index.html>. En mer detaljert beskrivelse av modellen er gitt i Vedlegg A.

For å modellere sirkulasjonsmønsteret i modellområdet har vi benyttet GEMSS modulen HDM som er en modell som løser Navier-Stokes likningene med bruk av endelig differansemetoden. De vertikale lagene i modellen er horisontale (z-lag). Modellgriddet er kurvelineært slik at den horisontale oppløsningen kan varieres. I modellkjøringen har det blitt brukt et modellgrid som starter omtrent ved Mjøndalen bru og går ut til Svelvik (se Figur 3). Områdene ute i fjorden har en grovere horisontal oppløsning, mens oppløsningen er finere (det vil si mindre ruter) i selve Drammenselva.

I modellene er det lagt inn 15 elver som er listet opp i Tabell 2. Posisjonen til elveutløpene er vist i Figur 1. Drammenselva er den største elven i modelloppsettet med en årlig middel vannføring på 314 m<sup>3</sup>/s, som gjør den til Norges nest største elv. Lierelva er også en elv av betydelig størrelse, med årlig middel vannføring på rundt 5 m<sup>3</sup>/s. Vannføring og nedbørsfelt for de andre elvene som er lagt inn i modellen er beregnet fra nettsiden <http://www.nevina.nve.no>. Nordbyelva som renner ut i Sagbukta (elv R10) og en elv som renner ut i Lahellbukta (elv R3) er de eneste som har årlig middelvannføring over 0,1 m<sup>3</sup>/s. Elv R4 som renner ut i Hyggenvika er den som kommer som nestemann på lista målt etter vannføring (0,06 m<sup>3</sup>/s). Det er valgt å legge inn en vannføring på 0,1 m<sup>3</sup>/s i alle de små elvene, unntatt for elvene R3, R4 og R10 hvor det har blitt lagt inn vannføring på 0,5 m<sup>3</sup>/s. De vannføringene som er lagt inn i modellen er vist i høyre kolonne i Tabell 2.



**Figur 3.** Modellgriddet som er benyttet for å beregne spredning av kjemikalier, der fargeskalaen angir dybden i meter. Modellgriddet strekker seg et stykke oppover i Drammenselva utenfor figuren.

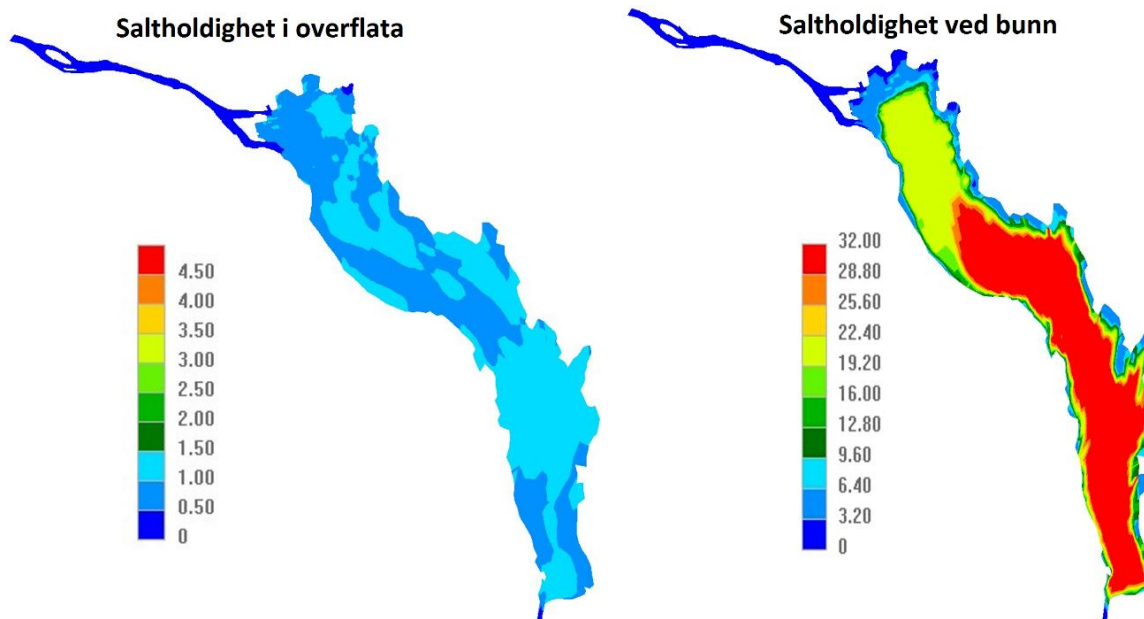
**Tabell 2.** Elver og bekker som er inkludert i modellen. Årlig vannføring for elv R3-R15 er beregnet fra nettsiden nevina.nve.no. Vannføring som er lagt inn i modellen er vist i høyre kolonne.

Kode	Navn	Vannmengde (m <sup>3</sup> /s) (årsmiddel)	Nedbørsfelt (km <sup>2</sup> )	Vannmengde (m <sup>3</sup> /s) (brukt i modell)
R1	Drammenselva	314.000	17110.79	300.0
R2	Lierelva	5.270	309.60	5.0
R3	Til Lahellbukta	0.136	8.33	0.5
R4	Til Hyggenvika	0.064	3.97	0.5
R5	Til Jerdalsbukta	0.025	1.47	0.1
R6	Bekker sør for Grimsrudbukta	0.011	0.66	0.1
R7	Bekk ved Selvik	0.039	2.34	0.1
R8	Bekk ved Rørvik	0.008	0.50	0.1
R9	Bekk ved Håkenstad	0.016	1.00	0.1
R10	Nordbyelva - til Sagbukta	0.131	7.56	0.5
R11	Bekk til Jordfallbukta	0.019	1.13	0.1
R12	Bekk ved Norgips	0.041	2.30	0.1
R13	Bekk ved Kolfuru	0.007	0.45	0.1
R14	Bekk ved Gorbu	0.006	0.38	0.1
R15	Bekk ved Solumstrand	0.021	1.42	0.1

Modellert saltholdighet i Drammensfjorden er vist i Figur 4. Saltholdigheten i overflatelaget er mellom 0,5 og 1,5 psu, med en middelvei på omtrent 1,1 psu. I modellen er tykkelsen av ferskvannslaget rundt 6 m. Ut ifra en vannføring på 305 m<sup>3</sup>/s så gir ligning (1) en tykkelse på ferskvannslaget 5,0±0.9 m, så tykkelsen av ferskvannslaget i modellen ansees for å være realistisk.

Saltholdigheten langs bunnen varierer naturlig nok med vanddybden. Et veldig lite område av bunnen har saltholdighet mellom 6,4 og 19,4 psu (se Figur 4 høyre side). Dette kommer av at sprangsjiktet er har så liten vertikal utstrekning i Drammensfjorden, og dermed utgjør også dette er relativt lite areal av bunnen. Et stort område av bunnen har saltholdighet mellom 19,4 og 22,4 og dette er saltholdigheten i vannet rett under sprangsjiktet. Ved å bruke verdien 20 psu for  $S_2$  i ligning (2) og (3) kan den estuarine sirkulasjonen beregnes med ligning (4) og (5). Resultatet er vist i Tabell 1, og i modellen består 5,5 % av ferskvannslaget av saltvann som er revet med av ferskvannslaget. Dette er noe mer enn det som ble beregnet basert på målinger fra 25. september 2017, men da var vannføringen i Drammenselva omtrent dobbelt så stor.

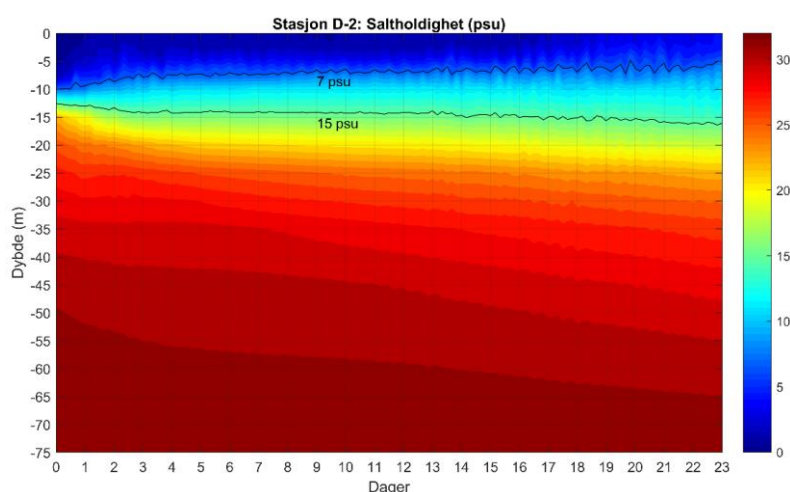




**Figur 4.** Modellert saltholdighet i overflatelaget (til venstre) og ved bunn (til høyre).

Drammensfjorden har et svært skarpt sprangsjikt (se for eksempel Staalstrøm, 2018). Modellen klarer ikke å beholde dette skarpe sjiktet over tid. I Figur 5 vises modellert saltholdighet på stasjonene D-2 som ligger sør i indre del av Drammensfjorden. Startbetingelsen til modellen er basert på CTD målinger fra 25. september 2017 og observasjonene fra de målingene viste at saltholdigheten økte fra 7 til 15 psu over mindre enn tre meters dyp. Dette skarpe sjiktet er etter 23 dagers modellkjøring strukket ut over 10 meter. Dette betyr at nedre del av ferskvannslaget blir blandet mer med det underliggende vannet enn det som ville forekomme i virkeligheten. Saltholdigheten i overflatelaget i modellen er likevel realistisk.

Ut ifra disse betraktningene så kan en slå fast at GEMSS modellerer den estuarine sirkulasjonen i Drammensfjorden på en realistisk måte og modellen kan brukes til å beskrive spredning av kjemikalier i overflatelaget. Denne rapporten fokuserer også hovedsakelig på konsentrasjonen i overflatelaget som vil være lite påvirket av den for høye blandingen i modellen nær sprangsjiktet.



**Figur 5.** Modellert saltholdighet på stasjon D-2. Fargeskalaen angir saltholdigheten. De svarte linjene angir konturlinjene for 7 og 15 psu, og tykkelsen av sprangsjiktet øker i løpet av modellsimuleringen.

## 2.3 Kjemikalier i modellen

Det har blitt kjørt fem modellscenarier med spredning av et sporstoff som representerer monokloramin og det ble eksperimentert med forskjellige nedbrytningshastigheter fra  $0,001 \text{ d}^{-1}$  til  $0,9 \text{ d}^{-1}$ . Startkonsentrasjonen i elva ble satt til  $15 \text{ }\mu\text{g/L}$  og utslippet varte i 14 dager. Det ble kjørt et scenario med et sporstoff som representerer surt aluminium med tilsvarende varighet på 14 dager på utslippet, men hvor aluminiumskonsentrasjonen var  $40 \text{ }\mu\text{g/L}$  og nedbrytningshastigheten  $0,4 \text{ d}^{-1}$ . Det ble til slutt kjørt et scenario med et sporstoff som representerer rotenon hvor varighet på utslippet var tre dager, startkonsentrasjonen var  $1,4 \text{ mg/L}$  og nedbrytningshastigheten  $0,7 \text{ d}^{-1}$ . Modellscenariene er oppsummert i Tabell 3.

**Tabell 3.** Spesifikasjon av modellscenariene, hvor kjemikalier ble sluppet ut i de 15 elveutløpene.

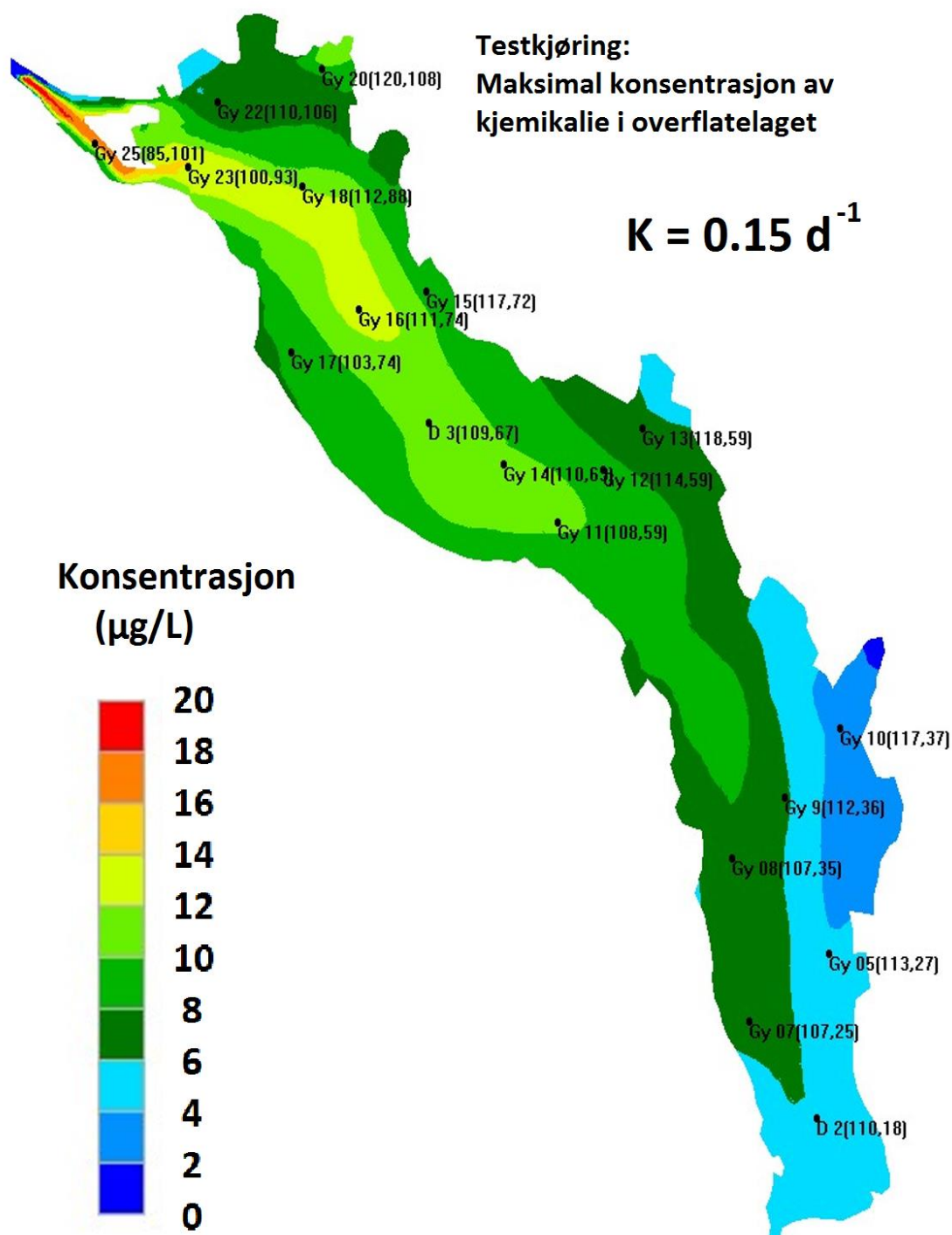
Kjemikalie	Nedbrytnings- hastighet (døgn <sup>-1</sup> )	Startkonsentrasjon i elva (ved stasjon Gy25)	Varighet på utslippet (døgn)
Monokloramin	0,001 0,15 0,30 0,40 0,90	$15 \text{ }\mu\text{g/L}$	14
Surt aluminium	0,40	$30 \text{ }\mu\text{g/L}$	14
Rotenon	0,70	$1,4 \text{ mg/L}$	3

Nedbrytning av en kjemikalie  $C$  kan beskrives ved å tilpasse dette til en eksponentiell funksjon

$$C = C_0 e^{-Kt} \quad (6)$$

hvor  $C_0$  er startkonsentrasjonen,  $t$  er tiden i dager og  $K$  er nedbrytningshastigheten i dager<sup>-1</sup>. Denne funksjonen vil brukes senere for å vurdere nedbrytning i modellen.

I Figur 6 er den maksimale konsentrasjonen ute i fjorden vist. I dette modellsenariet var startkonsentrasjonen ( $C_0$ )  $15 \mu\text{g/L}$  og nedbrytningshastigheten ( $K$ )  $0,15 \text{ d}^{-1}$ . Varigheten på utslippet var 14 dager. I dette tilfellet vil den maksimale konsentrasjonen av kjemikaliet i overflatelaget være mer enn  $6 \mu\text{g/L}$  i fjorden nesten helt ned til stasjon D-2.

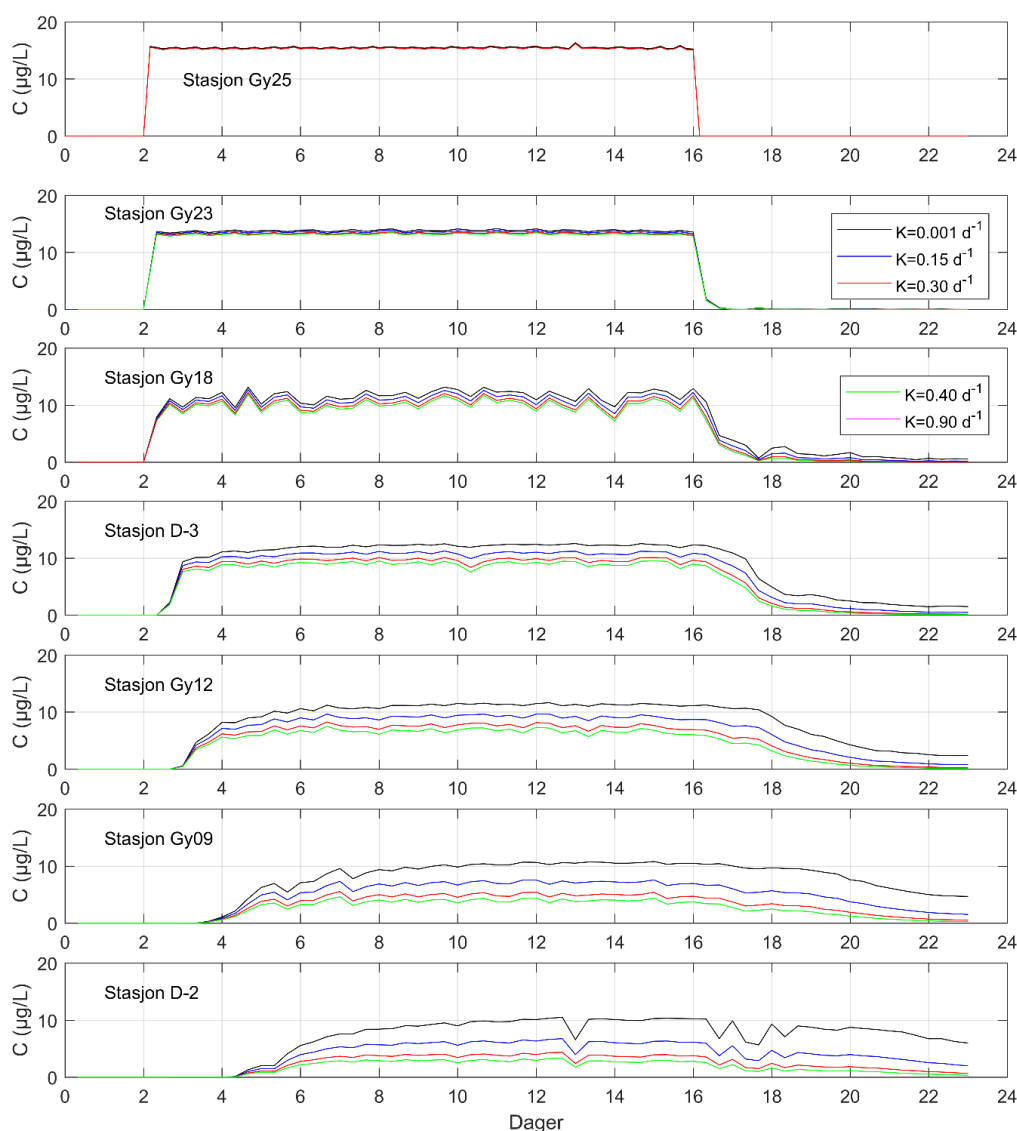


**Figur 6.** Den maksimale konsentrasjonen i fjordens overflatelag ved utslipp av et kjemikalium med en nedbrytningshastighet på  $0,15 \text{ d}^{-1}$ .

## 3 Spredning av monokloramin

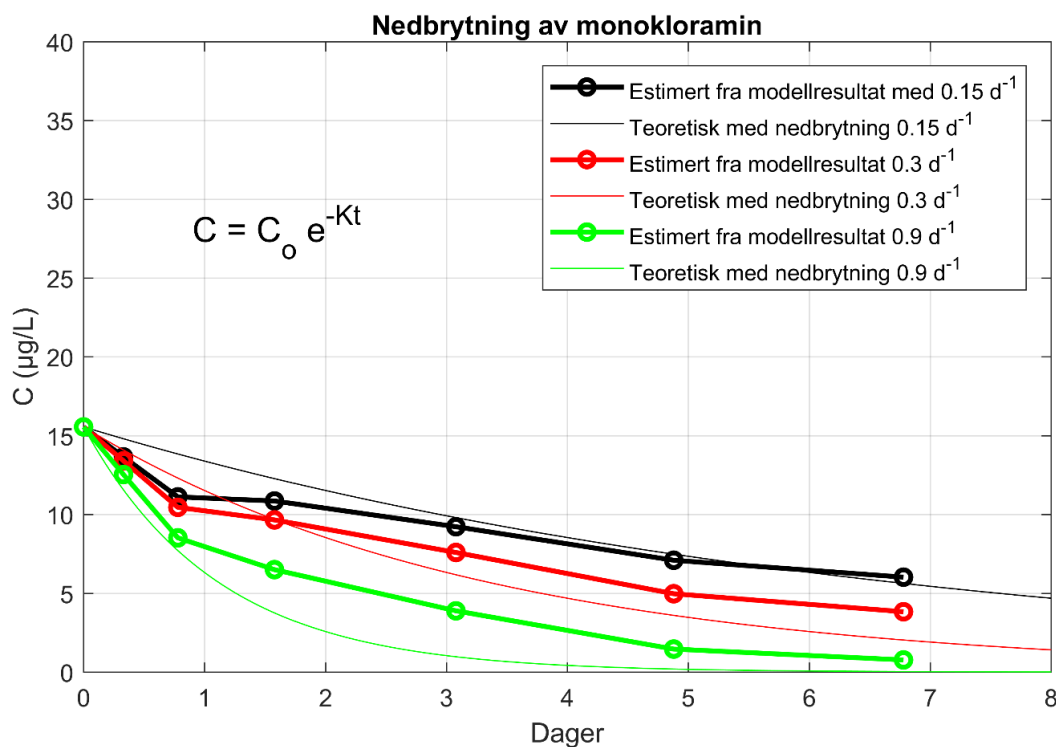
### 3.1 Nedbrytning av monokloramin

Det ble utført modellkjøringer med forskjellig nedbrytningshastighet, men konstant varighet og mengde utslipp i elvene. I Figur 7 er konsentrasjonen i overflatelaget på de sju stasjonene som er plottet i Figur 3 vist som funksjon av tiden. Utslipet starter på dag 2 og varer i 14 dager. I figuren vises effekten av nedbrytningshastigheten. Transporttiden utover i fjorden kan anslås fra figuren og det tar omtrent tre dager for utslippene å nå stasjon D-2, men det tar enda fire dager før konsentrasjonen når sin maksimalverdi på denne stasjonen. I løpet av de neste sju dagene er konsentrasjonen på sitt høyeste på alle stasjonene i fjorden.



**Figur 7.** Tidsserie med konsentrasjon av monokloramin på utvalgte punkter i fjorden (stasjonene Gy25, Gy23, Gy18, D-3, Gy12, Gy09 og D-2).

Nedbrytningen har størst effekt på stasjonen som er lengst unna hovedutslippet innerst i fjorden. Ved å anslå transporttiden på hver stasjon fra Figur 7 kan den faktiske nedbrytningen i modellen sammenlignes med funksjonen (6). Dette er gjort i Figur 8. I modellen er konsentrasjonen påvirket av at utslippet fortynnes av det opprinnelige overflatevannet og at overflatevannet blandes med vannet lenger ned i vannmassene. Det er også usikkerhet knyttet til estimering av transporttiden til utslippsskya. Figur 8 viser likevel tydelig effekten av nedbrytningen og hvordan dette forholder seg til den teoretiske nedbrytningen i funksjon (6).



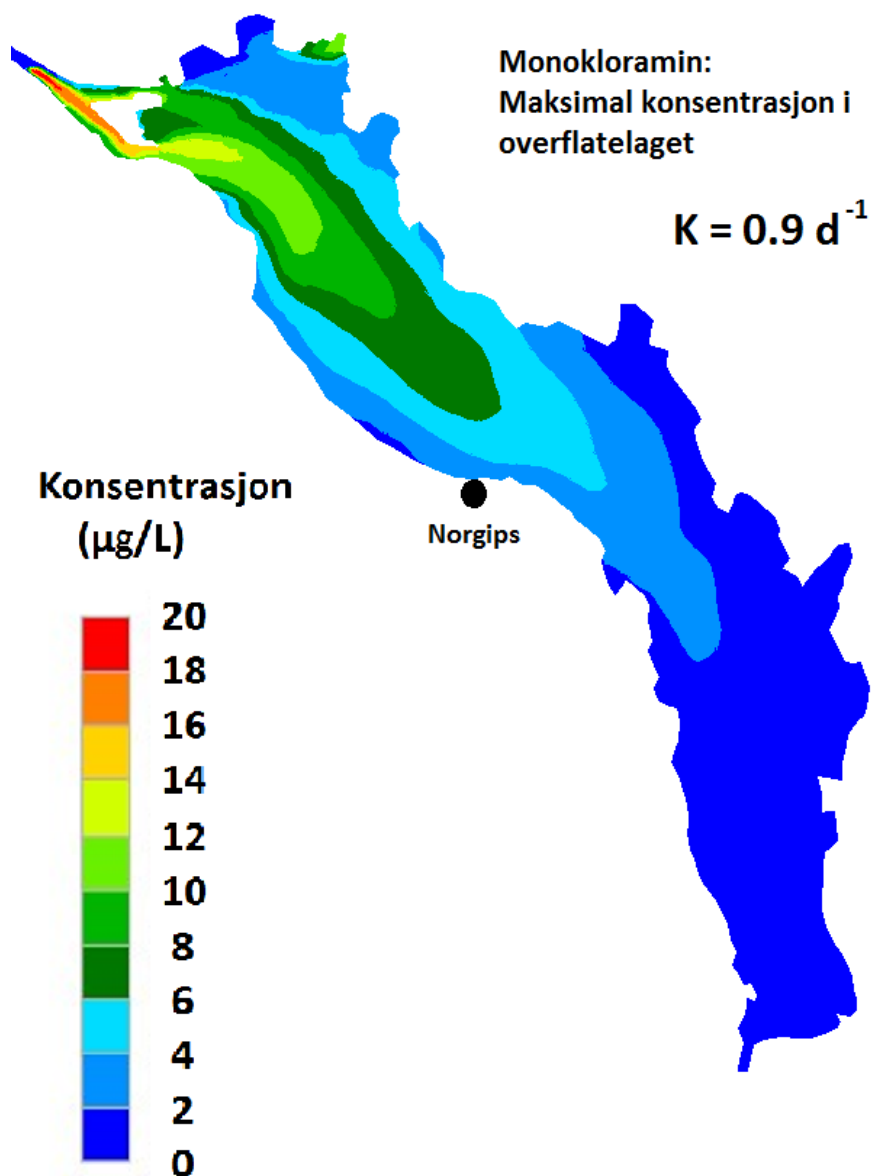
**Figur 8.** Nedbrytning av monokloramin, hvor faktisk nedbrytning i modellen er sammenlignet med den teoretiske nedbrytningen.

Vikesland et al. (1998) testet effekten av organisk stoff på nedbrytning av monokloramin, men her var startkonsentrasjonen 0,05 mmol/L som tilsvarer 2,6 mg/L, som er to størrelsesordener høyere enn startkonsentrasjonene vi ser på i denne rapporten. Vikesland et al. (1998) fant en tydelig effekt av organisk stoff, og nedbrytningshastigheten ved den høyeste konsentrasjonene av organisk stoff (3,3 mg/L) kan anslås til omtrent 0,15 d<sup>-1</sup> hvis funksjon (6) tilpasses til figurene i artikkelen. I eksperimentene til Vikesland et al. (1998) var forholdet mellom monokloramin og organisk stoff mye lavere enn det som vil forekomme ved utslipp av monokloramin i Drammenselva, og derfor er mest sannsynlig effekten av det organiske stoffet mye større her. Her er det brukt en nedbrytningshastighet på 0,9 d<sup>-1</sup> som ansees som mer realistisk basert på tester i elv (Anders G. Hagen, pers. komm.).

Det er observert at konsentrasjon av monokloramin svært raskt reduseres når det tilføres til elvevannet. Tilsetter man kjemikalier tilsvarende en nominell konsentrasjon på 40 µg/L i elva, så reduseres konsentrasjonen til ca. 15 µg/L målbart total klor svært raskt (Anders G. Hagen, pers. komm.). Her er det derfor brukt en startkonsentrasjon når elvevannet når ut i fjorden på 15 µg/L.

### 3.2 Spredning av monokloramin i fjorden

Som vist i Figur 7 vedvarer den høyeste konsentrasjonen i overflatelaget fra omtrent sju dager etter at utslippet starter og til det avsluttes etter 14 dager. Den høyeste konsentrasjonene i overflatelaget i fjorden er vist i Figur 9. De høyeste konsentrasjonene er over 6  $\mu\text{g/L}$  og finnes midt i fjorden til omtrent der fabrikkken Norgips ligger ved elveutløp R12. Det er utslipp i alle de 15 elevutløpene, men alle elvene er neglisjerbare med unntak av Drammenselva og Lierelva. Konsentrasjonen er over 6  $\mu\text{g/L}$  noen hundre meter utenfor Lierelvas utløp.



**Figur 9.** Den maksimale konsentrasjonen i fjordens overflatelag ved utslipp av en kjemikalie som representerer monokloramin. Nedbrytningshastighet er  $0,9 \text{ d}^{-1}$  og startkonsentrasjonene i elva er ca.  $0,15 \mu\text{g/L}$  (ved stasjon Gy25).

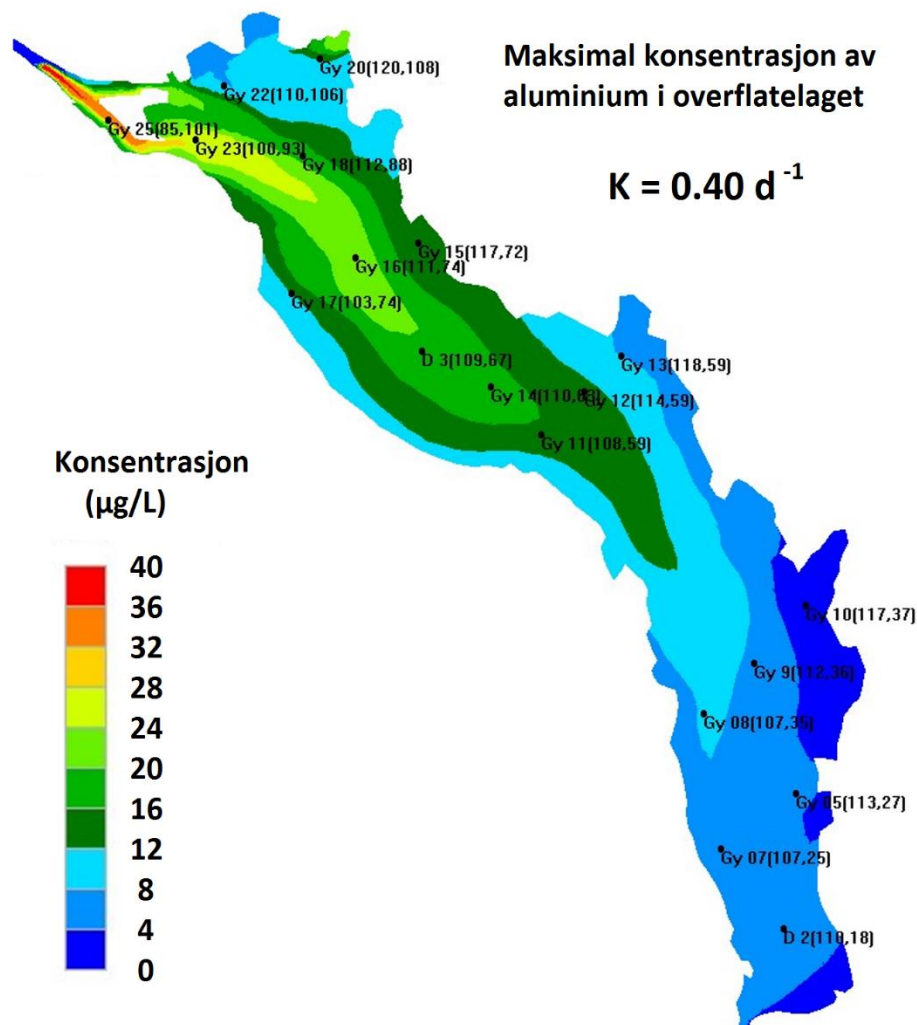
## 4 Spredning av surt aluminium

### 4.1 Nedbrytning av surt aluminium

Utslipet av surt aluminium i de 15 elvene har samme varighet som utslipp av monokloramin vist over, men startkonsentrasjonen i elva er omtrent  $30 \mu\text{g/L}$  (ved stasjon Gy25). Det er brukt en nedbrytningshastighet på  $0,4 \text{ d}^{-1}$ . Eksempler på bruk av surt aluminium og beskrivelse av metodikken kan finnes blant annet i Hindar et al. (2013, 2014).

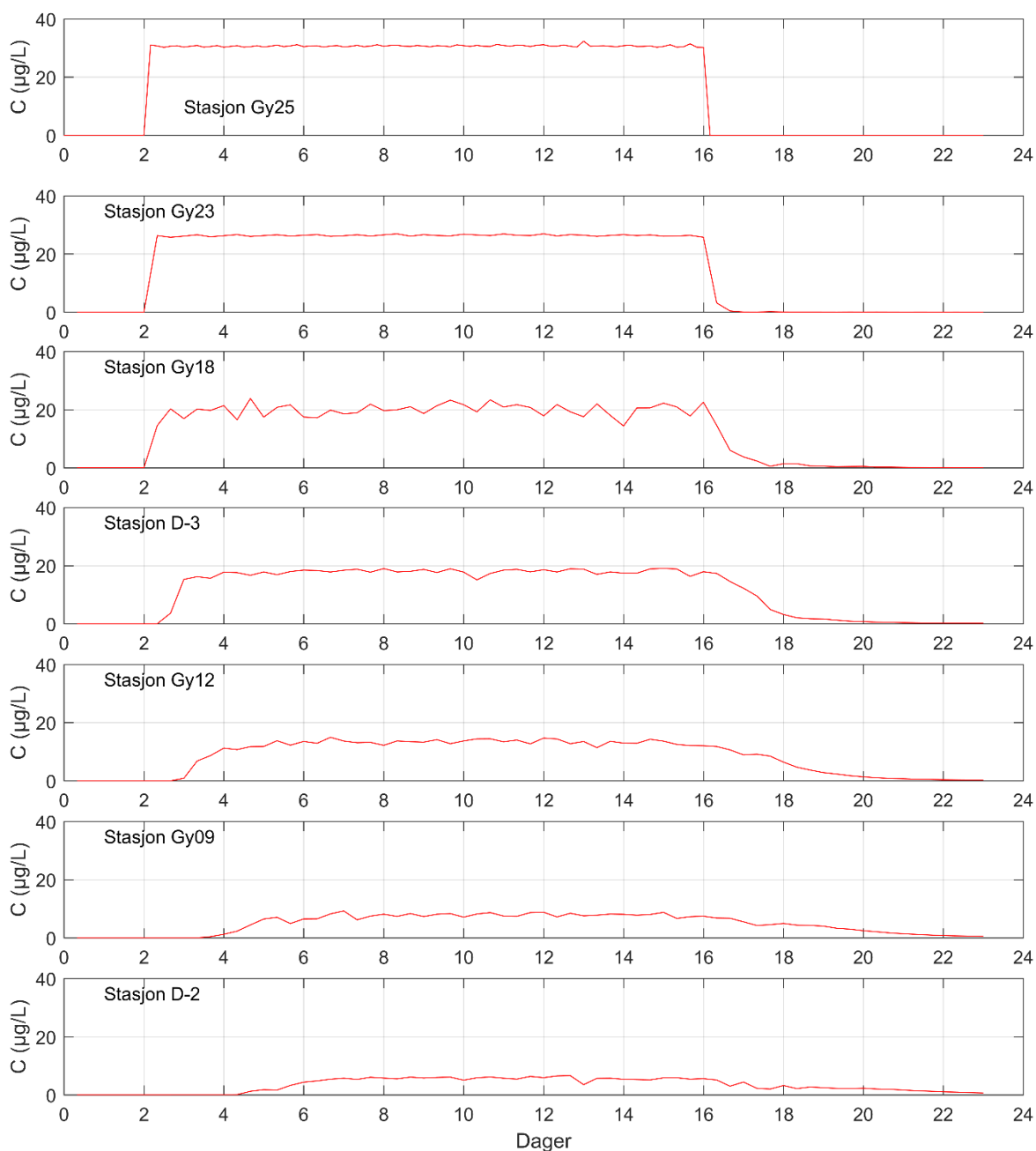
### 4.2 Spredning av surt aluminium i fjorden

Den høyeste konsentrasjonene i fjordens overflatelag er vist i Figur 10. Konsentrasjonene er over  $12 \mu\text{g/L}$  midt i fjorden nesten ut til Jerdalsbukta (ved elveutløp R5). Det er utslipp i alle de 15 elevutløpene, men alle elver utenom Drammenselva og Lierelva er neglisjerbare. Konsentrasjonen er over  $12 \mu\text{g/L}$  noen hundre meter utenfor Lierelvas utløp.



**Figur 10.** Den maksimale konsentrasjonen i fjordens overflatelag ved utslipp av en kjemikalie som representerer surt aluminium. Nedbrytningshastighet er  $0,4 \text{ d}^{-1}$  og startkonsentrasjonene i elva er ca.  $0,3 \mu\text{g/L}$  (ved stasjon Gy25).

I Figur 11 er det vist tidsserier av konsentrasjonen i overflata på de sju utvalgte stasjonene som er plottet i Figur 3. På samme måte som for utslipp av monokloramin vedvarer den høyeste konsentrasjonen på alle stasjonene fra omtrent sju dager etter at utslippet starter til det avsluttes etter 14 dager.



**Figur 11.** Tidsserie med konsentrasjon av monokloramin på utvalgte punkter i fjorden (stasjonene Gy25, Gy23, Gy18, D-3, Gy12, Gy09 og D-2).



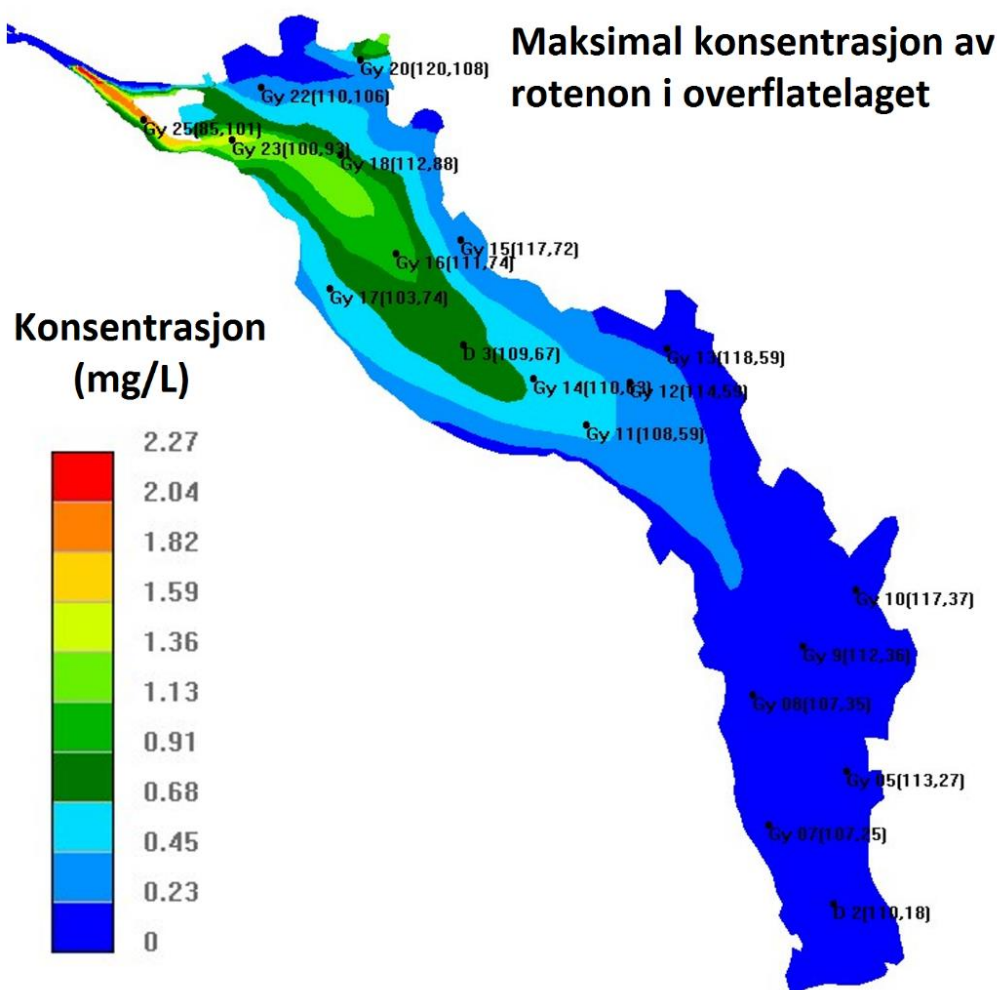
## 5 Spredning av rotenon

### 5.1 Nedbrytning av rotenon

Utslipet av rotenon i de 15 elvene har en varighet på tre dager. Startkonsentrasjonen i elva er omtrent 2 mg/L (ved stasjon Gy25). Det er brukt en nedbrytningshastighet på  $0,7 \text{ d}^{-1}$ . Ling (2003) har gjort et studie av giftigheten til rotenon.

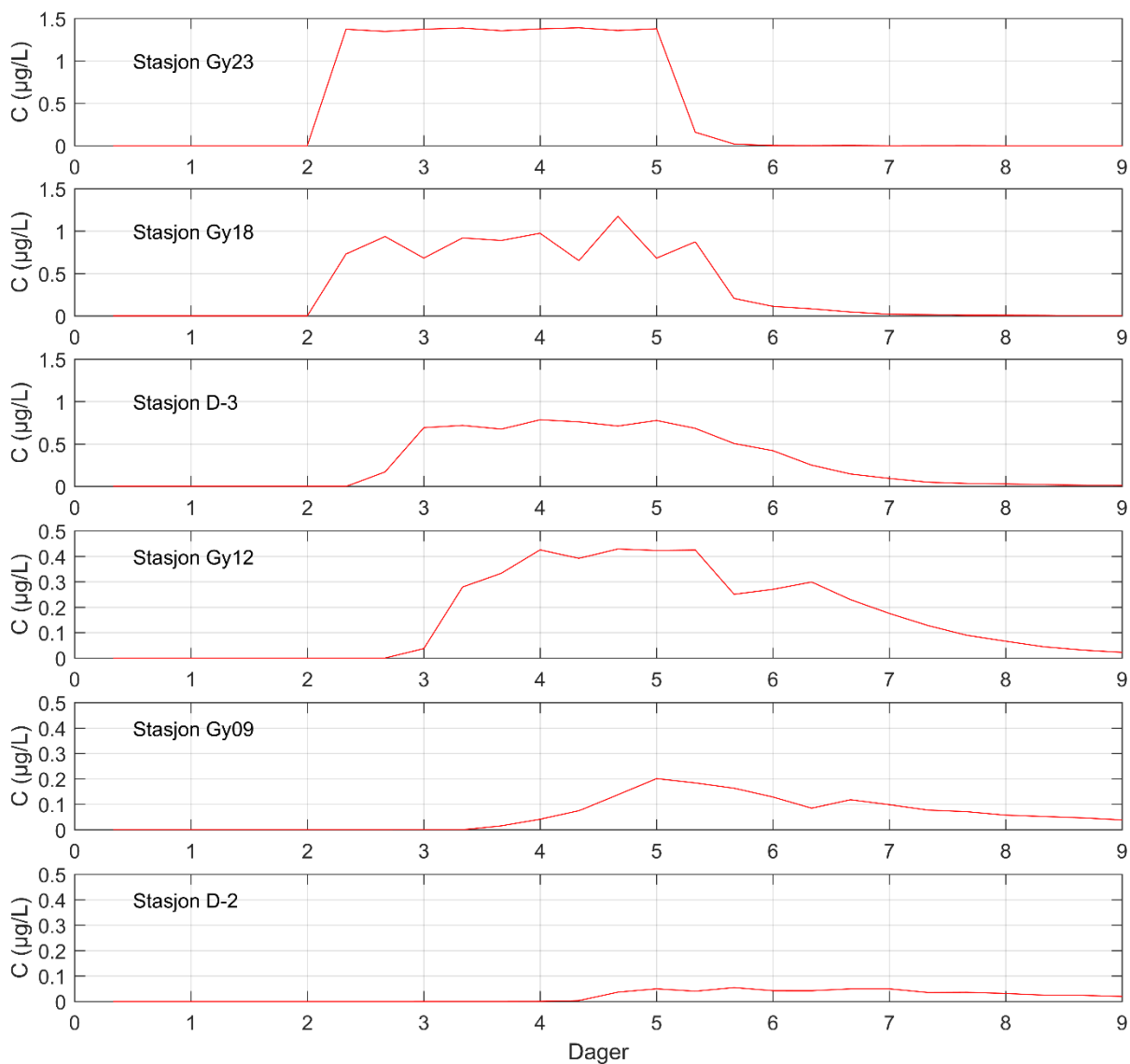
### 5.2 Spredning av rotenon i fjorden

De høyeste konsentrasjonene finner man i fjordens overflatelag (Figur 12). Konsentrasjonene er over 0,7 mg/L midt i fjorden omtrent til det området hvor fabrikkken Norgips ligger ved elveutløp R12. Det er utslipp i alle de 15 elveutløpene, men alle elver utenom Drammenselva og Lierelva er neglisjerbare. Konsentrasjonen er over 0,7 mg/L noen hundre meter utenfor Lierelvas utløp.

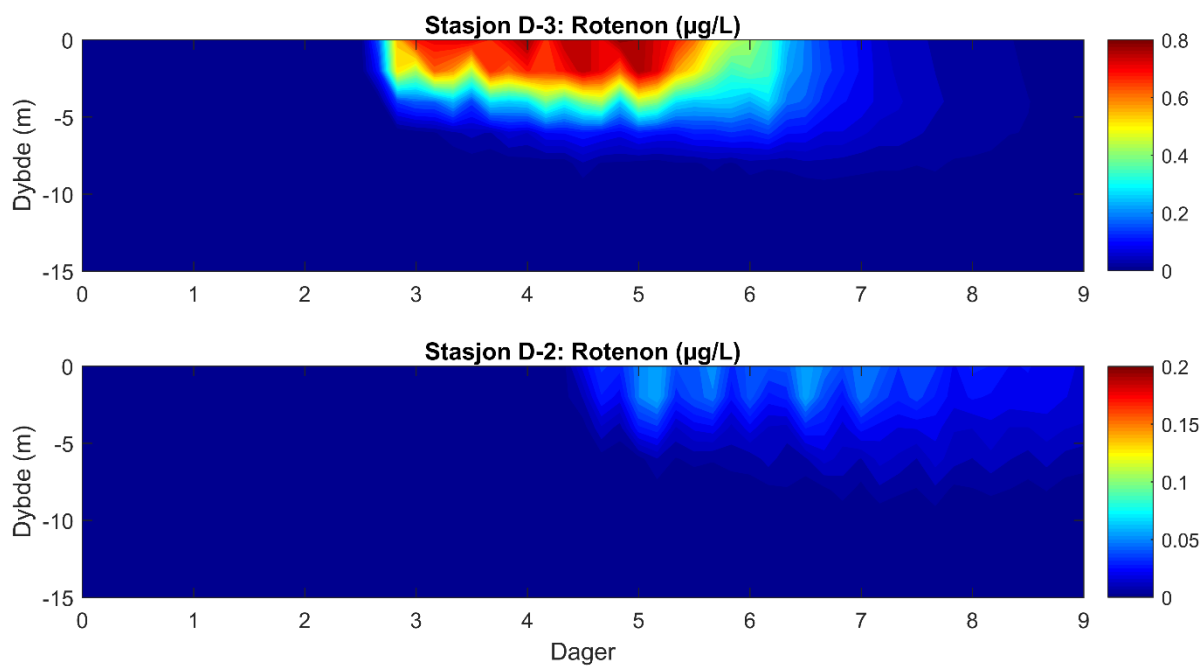


**Figur 12.** Den maksimale konsentrasjonen i fjordens overflatelag ved utslipp av en kjemikalie som representerer rotenon. Nedbrytningshastighet er  $0,7 \text{ d}^{-1}$  og startkonsentrasjonene i elva er ca. 2 mg/L (ved stasjon Gy25).

I Figur 13 er det vist tidsserier av konsentrasjonen i overflata fra seks utvalgte stasjoner. Den høyeste konsentrasjonen på alle stasjonene varer fra omtrent 2,5 dager etter at utslippet starter til det avsluttes etter 3 dager. Og da er konsentrasjonen 0,05 mg/L på stasjon D-2. I Figur 14 er konsentrasjonen vist som en funksjon av tid og dyp på stasjon D-3 og D-2t. Den høyeste konsentrasjonen er i overflatelaget og strekker seg ned til overflatelagets tykkelse. Under overflatelaget er konsentrasjonen liten.



**Figur 13.** Tidsserie med konsentrasjon av monokloramin på utvalgte punkter i fjorden (stasjonene Gy23, Gy18, D-3, Gy12, Gy09 og D-2).



**Figur 14.** Konsentrasjonen av rotenon som funksjon av tid og dyp på stasjon D-3 (øverst) og D-2 (nederst). Legg merke til at fargeskalaen er forskjellig på de to stasjonene.

## 6 Diskusjon og samlet vurdering

I dette modelleringsarbeidet vises det at utslipp fra Drammenselva overskygger utslipp fra andre elver i indre Drammensfjorden. Alle de små elvene kan ignoreres dersom de behandles samtidig som Drammenselva. Unntaket er Lierelva, som vil være den viktigste kilden (viktigere enn Drammenselva) for konsentrasjonen av kjemikalier noen hundre meter fra Lierelva sitt utløp.

Konsentrasjonen av kjemikalier holder seg i fjordens overflatelag og er relativt liten under sprangsjiktet. I denne forbindelse må det nevnes at modellen har for høy blanding i sprangsjiktet, noe som betyr at nedre lag av overflatelaget blandes mer med det underliggende vannet enn det som mest sannsynlig vil forekomme i virkeligheten. Denne uønskede effekten i modellen vil overestimere konsentrasjonene rett under sprangsjiktet, men konsentrasjonen her er allikevel liten.

Nedbrytning av kjemikaliene har stor innvirkning på hvilken konsentrasjon som vil forekomme ute i fjorden. Det er betydelig usikkerhet knyttet til hva denne nedbrytningshastigheten er for de forskjellige kjemikaliene. Saltvannets innblanding i overflatelaget vil kunne påvirke både aluminiumskjemien og kloraminkjemien slik at nedbrytningen av disse stoffene (og virkningen av dem) kan endres. Spesielt er betydningen av mengde organisk stoff i elvevannet for nedbrytningen, en komplisert prosess som ikke diskuteres i detalj her. Derfor må modelleringsresultatene i denne rapporten vurderes opp mot kunnskapsstatus på nedbrytning, og de kjemiske prosesser som oppstår for aluminium og kloramin i ferskvannslaget når saltvann blandes inn og øker salinitet, pH og andre vannkjemiske parametere.

I denne rapporten er effekten av kjemikaliene på flora og fauna i Drammensfjorden ikke vurdert. Det vil likevel påpekes at mengde og artssammensetning av plankton i elva og i fjorden er lite kjent, annet enn at det antas at mengden er liten. Planteplanktonet i elva kommer mest sannsynlig fra innsjøene oppstrøms, som i Drammenselva vil det være Eikeren og Tyrifjorden. Disse innsjøene overvåkes (Birger Skjelbred, pers. komm.). I de siste årene har et overvåkningsprogram for store elver blitt satt i gang, hvor det tas prøver for å se på påvekstalg og bunndyr (men ikke plankton). Kunnskapen som etter hvert bygges opp i slike overvåkningsprogram må tas i betraktning før eventuelt elva behandles med kjemikalier.

## Referanser

Artsdatabanken (2012) Faktaark Gyrodactylus salaris, Artsdatabanken faktaark ISSN 1504-9140 nr. 217, 3 sider.

Hindar, A. et. al. (2013) Resultater fra videreutvikling av AIS-metoden for utryddelse av lakseparasitten Gyrodactylus salaris, NIVA-rapport 6531-2013, 111 sider.

Hindar, A., Garmo, Ø., Hagen, A. G., Hytterød, S. Høgberget, R. & Olstad, K. (2014) Manual for AIS-metoden for bekjempelse av lakseparasitten Gyrodactylus salaris, NIVA-rapport 6699-2014, 88 sider.

Hindar, A. R., Garmo, Ø., Hagen, A. G., Hytterrød, S., Høgberget, R., Moen, A. & Olstad, K. (2015) Tiltak med AIS for utryddelse av lakseparasitten Gyrodactylus salaris i Lærdalselva i 2011 og 2012, NIVA-rapport 6701-2014, 75 sider.

Ling, N. (2003) Rotenone – a review of its toxicity and use for fisheries management, Science for Conservation 211, Department of Conservation, Wellington, New Zealand, 40 sider.

Pettersen, A. R. et. al (2007) Kjemisk behandling mot Gyrodactylus salaris i Lærdalsvassdraget 2005/2006 – Sluttrapport, NIVA-rapport 5349-2007, 27 sider.

Solheim, W. S. & Bjørnstad, A. B. (2015) Risiko for spredning av Gyrodactylus salaris i Oslofjorden, Vestfold fylkeskommune, 12. januar 2015, 33 sider.

Staalstrøm, A. & Hjelmervik, K. B. (2017) Strømforholdene i innløpet til Drammensfjorden, VANN, nr. 1 2007, 52, 104-115.

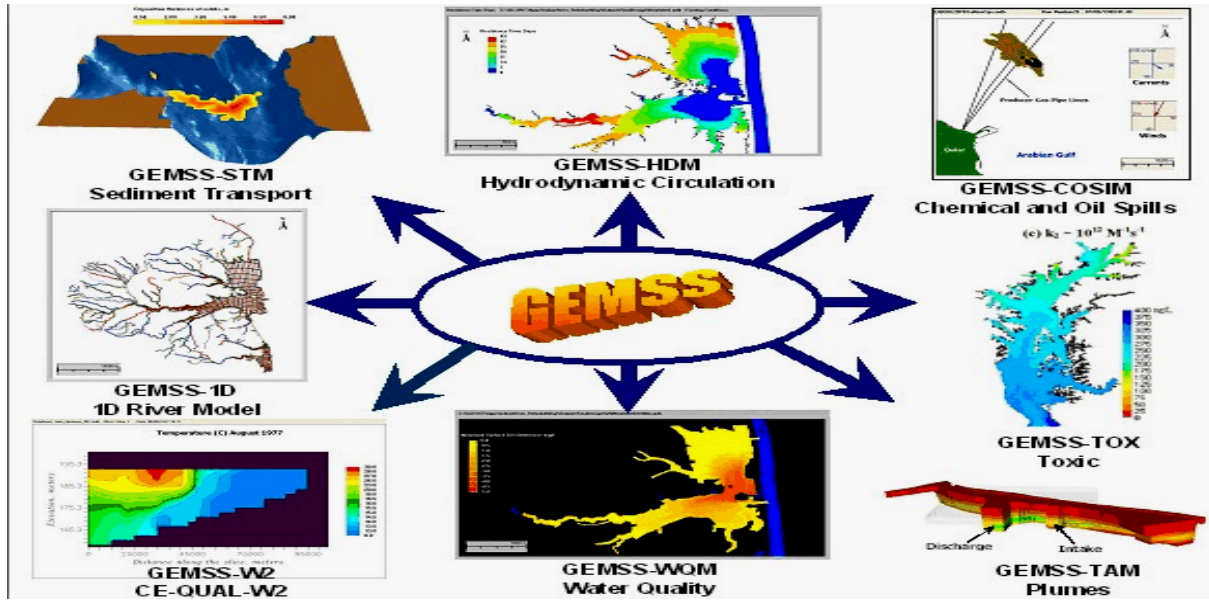
Staalstrøm, A. & Kempa, M (2018) Modellering av kjemikalietilsetning i Drammenselva. NIVA-rapport 7152-2017, 34 sider.

Staalstrøm, A. (2018) Saltholdighet og oksygenforhold i Drammensfjorden. NIVA-rapport 7264-2018, 43 sider.

Vikesland, P. J., Ozekin, K., & Valentine, R. L. (1998). Effect of natural organic matter on monochloramine decomposition: pathway elucidation through the use of mass and redox balances. Environmental science & technology, 32(10), 1409-1416.

## Vedlegg A. Description of GEMSS

The GEMSS model (Generalized Environmental Modeling System for Surface Water) is a system containing many modules, including hydrodynamic modules (3-D, 2-D, 1-D and 0-D). The vertical dimension can both be described with horizontal z-coordinates and terrain-following sigma coordinates. In this application, we use the 3-D hydrodynamical module (HDM) with z-coordinates. GEMSS also include various modules describing sediment transport, oil spill, water quality etc. (see Figure 15). In this report, we have used tracers with variable decay rate.



**Figure 15.** Figure X. Overview over the GEMSS modeling system.

GEMSS HDM is a hydrodynamic module based on the finite-difference Navier-Stokes equations. It is z-level or  $\sigma$ -stretched system and is implicit in time with a curvilinear grid. This module includes the higher order turbulent and transport schemes. It computes 3-D flow fields in rivers, lakes, reservoirs, estuaries or in coastal water. The model was applied to investigate the water current circulation in the Drammenfjord. This model enables studying any hydrodynamic phenomena's occurring in Drammenfjord and studying chemical pollution dispersion (as the rotenone or aluminum) in any part of the model domain.

The hydrodynamic and transport relationships used is developed from the horizontal momentum balance, continuity, constituent transport, and the equation of state. As the governing equations described in the technical documentation of GEMSS, the horizontal momentum balances for the corresponding velocity components, represented by  $u$  and  $v$  in the  $x$ , and  $y$  directions with  $z$  taken positive downward were:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = g \frac{\partial z'}{\partial x} - \frac{g}{\rho} \int_z^z \left( \frac{\partial \rho}{\partial x} \right) \partial z + f v - \frac{\partial uu}{\partial x} - \frac{\partial vu}{\partial y} - \frac{\partial wu}{\partial z} + SM_x + \frac{\partial A_x}{\partial x} \left( \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial A_{xy}}{\partial y} \left( \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial A_z}{\partial z} \left( \frac{\partial u}{\partial z} \right) \quad (A1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} = g \frac{\partial z'}{\partial y} - \frac{g}{\rho} \int_z^z \left( \frac{\partial \rho}{\partial y} \right) \partial z + f u - \frac{\partial uv}{\partial x} - \frac{\partial vv}{\partial y} - \frac{\partial wv}{\partial z} + SM_y + \frac{\partial A_x}{\partial x} \left( \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial A_{xy}}{\partial y} \left( \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial A_z}{\partial z} \left( \frac{\partial v}{\partial z} \right) \quad (A2)$$

Where  $u$ ,  $v$ , and  $w$  are the velocity components (m/s) in each of the  $x$ ,  $y$ , and  $z$  directions.  $g$  is the gravitational acceleration ( $m/s^2$ ),  $\rho$  is the density ( $kg/m^3$ ),  $t$  the time (s).  $z'$  is the free surface elevation (m), and  $A_x$ ,  $A_y$  and  $A_z$  are the momentum dispersion coefficients ( $m^2/s$ ) in each of the  $x$ ,  $y$  and  $z$  directions.  $SM_x$  and  $SM_y$  are momentum terms evaluated from the velocity and flow rate of a discharge into a model cell. Local continuity for vertical velocity component  $w$  (m/s) is

$$\frac{\partial w}{\partial z} = -\frac{\partial u}{\partial x} - \frac{\partial v}{\partial y} \quad (A3)$$

Equations was also used to describe dispersion of tracers (not shown here) where  $C_n$  is concentration ( $g/m^3$ ) of constituent  $n$ . The most important tracers are temperature and salinity, but the same equation also describe dispersion of chemicals.

Finally, the equation of state relating  $\rho$  to constituents is

$$\rho = f_n(C_1, C_2, C_3, C_4, \dots, C_n) \quad (A4)$$

Normally only temperature and salinity affects density, but in the case where tracers represent particles, other tracers might also have a significant effect.

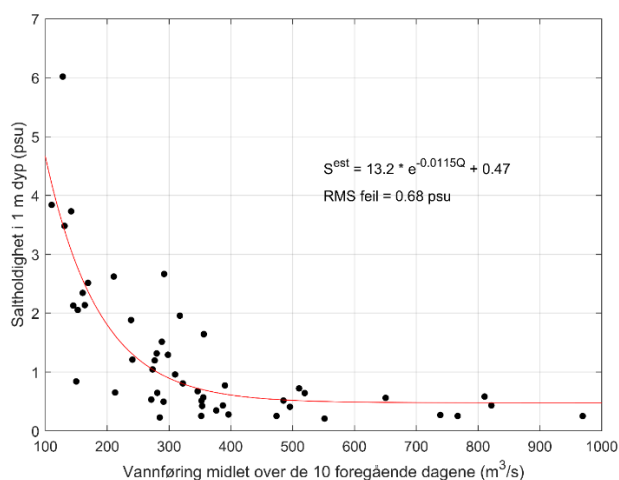
The boundary condition consists of precipitation, meteorological conditions, and freshwater inflow from main rivers and streams. The meteorological boundary includes wind speed, wind direction, air and dew point temperature, cloud cover, solar radiation, and air temperature. Meteorological data, river flow, which used as a model input, was obtained from the Norwegian Meteorological Institute. The flow for 2 main rivers as Drammenselva and Lierelva was obtained from NVE. The flow data for small streams was taken from Table 2 in this report. The water level in the open boundary (located close to outlet to Oslofjorden) was taken from the webpage [sehavniva.no](http://sehavniva.no).

## Vedlegg B. Estimert saltholdighet i overflaten

Ved å sammenligne vannføring i Drammenselva og saltholdighet i 1 m dyp på stasjon D-3 i Drammensfjorden kan det settes opp en funksjon som kan estimere saltholdigheten ( $S$ )

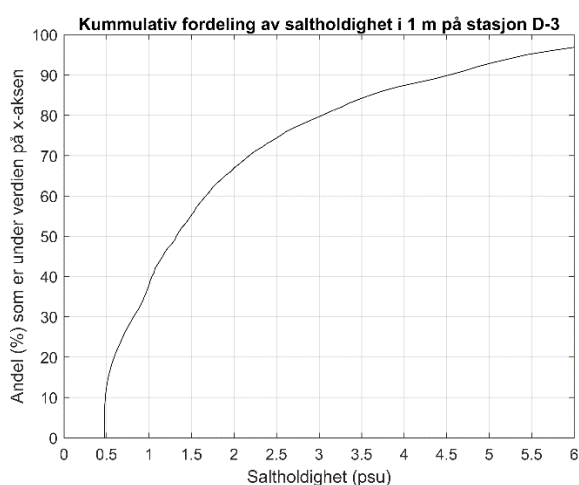
$$S = S_0 e^{-kQ} + S_{min} \quad (B1)$$

hvor  $S_0$  er 13,2 psu,  $S_{min}$  er 0,47,  $k$  er 0,0115  $m^{-3} s$  og  $Q$  er vannføringen ( $m^3 s^{-1}$ ) i Drammenselva midlet over de ti foregående dagene før saltholdighet er målt i fjorden. Saltholdigheten kan da estimeres med en feilmargin på 0,68 psu. Denne sammenhengen er vist i Figur 16.



**Figur 16.** Sammenheng mellom vannføring i Drammenselva og saltholdigheten i overflatelaget i fjorden (på stasjon D-3).

Hensikten med å sette opp en slik sammenheng er å anslå hvor ofte saltholdighet av forskjellig verdi forekommer i fjorden. Vannføringen i Drammenelva måles kontinuerlig, mens saltholdigheten i fjorden kun måles noen ganger per år (typisk sju ganger per år). Den kumulative fordelingen av saltholdighet på 1 m dyp på stasjon D-3 er vist i Figur 17, hvor saltholdigheten er estimert fra vannføring basert på funksjon (B1).



**Figur 17.** Kumulativ fordeling av saltholdighet i fjordens overflatelag.



## 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 samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)