



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Vannkvalitetsmodellering ved bruk av hydraulisk modell

Water quality modelling using a hydraulic model

Aasmund Verpe
Vann- og miljøteknikk

Forord

Mastergradsarbeidet ble gjennomført i forbindelse med avslutningen på sivilingeniørstudiet Vann- og miljøteknikk ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet våren 2020.

Oppgaven har gitt meg innsikt i modellering av vannkvalitet ved bruk av hydrauliske modeller. Det er nyttig å se på hvordan ledningsnettets påvirker vannkvaliteten og kloraminkonsentrasjonen, samt hvordan dette overvåkes på en god måte. Oppgaven har vært både lærerik og utfordrende.

Jeg vil gi en stor takk til min hovedveileder Lars J. Hem for god veiledning og innspill underveis. Tusen takk til Vestfold Vann ved Tanja Breyholtz, Jan Wallace for bruk av Vestfold Vann som case og data. Hos Vestfold Vann vil jeg også takke Andre Lind (driftsoperatør) og spesielt Børge Bjørndal for godt samarbeid med modellen i Mike Urban. Til slutt vil jeg takke DHI for lisens i Mike Urban, og spesielt Halvor Hardang for hjelp av forståelsen av modellen. Jeg vil også takke Vegard Nilsen (biveileder NMBU) for grunnleggende forståelse av hydrauliske modeller.

= Ås, 18.05.2020

Aasmund J. Verpe

Sammendrag

Denne oppgaven tar for seg nytten av vannkvalitetssimulering og mer spesifikt modelleringen av utviklingen og nedbrytningen av kloraminkonsentrasjonen i en hydraulisk modell.

Den hydrauliske modellen er laget i Mike Urban og representerer Vestfold Vanns hovedledningsnett. Mike Urban bruker EPANET som regnemotor for vannkvalitetssimuleringer og hydrauliske beregninger. Kalibreringen av modellen er gjennomført ved å måle nedbrytningen av total klor, for deretter å anvende bulkstrømningskoeffisienten ($K_b = -0,115$) i modellen. Modellen justeres for veggnedbrytning ved å endre på veggreaksjonskoeffisientene (K_w). Dette ble gjort for å kalibrere modellen opp mot feltverdier av total klor på ledningsnettet til Vestfold Vann. For hydraulisk kalibrering er modellen tilpasset realistisk forbruk fra dagen det ble tatt feltprøver på ledningsnettet, med utgangspunkt i rapportsystemet til Vestfold Vann.

Det viste seg at total klor-målingene ga en god indikasjon på nedbrytningen av kloramin. Total klor-målingene på ledningsnettet justert for veggnedbrytning viste god nedbrytningskorrelasjon med laborietestene. Analyseresultatene viste at kloraminnedbrytningen på ledningsnettet til Vestfold Vann kan modelleres. Etter kalibreringen av modellen ble ulike scenarioer simulert. Scenario 1 representerer forverret vannkvalitet med et fargetall som går fra 12 til 16 mg Pt/l. Scenario 2 representerer forverret vannkvalitet med et fargetall som går fra 12 til 20 mg Pt/l. Scenario 3 representerer en endret renseprosess ved Eidsfoss VBA, der fargetallet synker fra 12 til ca. 3 mg Pt/l. Scenario 4 viser havari i renseprosess i scenario 3, og fargetallet øker fra 3 til 12 mg Pt/l. Scenario 5 viser hva som skjer på ledningsnettet ved doblet kloramindose på vannbehandlingsanlegget. Scenario 6 viser et sommerdøgn med høyt vannforbruk.

Ved simulering av forskjellige vannkvaliteter vil kloraminkonsentrasjonen holde seg mest stabil ved en fargefjerning på Eidsfoss VBA. Kloraminrestene på ledningsnettet vil reagere og brukes opp fortere ved høyere fargetall. Blir fargetallet lavere, holder konsentrasjonene seg mer stabile ut på ledningsnettet, samtidig som doseringen kan reduseres.

Abstract

The objective of this study is to explore the opportunities for water quality modelling using a hydraulic model and how different water qualities affect chloramine residuals in the distribution network.

The hydraulic model is a Mike Urban (MU) model and comprises a large distribution network (approximately 120 km in total) with large dimensions (800/900 mm). The model has been developed for Vestfold county by Vestold Vann IKS (intermunicipal association) with some assist. Mike Urban uses EPANET for both water quality and hydraulic calculations. Calibration was conducted by measuring the degradation of total chlorine and then applying the bulk rate coefficient ($K_b = -0.115$) directly in MU. Subsequently the model was adjusted for wall degradation by adjusting the wall reaction rate coefficients (K_w). Both K_b and K_w was adjusted so that the model values was representative and comparable to measured field samples of total chlorine on Vestfold Vann's distribution network.

The model revealed that the laboratory tests of total chlorine gave a good indication of the degradation of chloramine. The total chlorine measurements on the distribution network showed good correlation with the degradation found in the laboratory tests. The analysis indicate that the development and degradation of chloramine can be modelled with Vestfold Vann's hydraulic model. After the calibration, different scenarios were simulated to see how the chloramine concentration in the distribution network reacts. Scenario 1 illustrates a deteriorated water quality with an increased color number from 12 to 16 mg Pt/l. Scenario 2 also illustrates a deteriorated water quality with increased color number from 12 to 20 mg Pt/l. Scenario 3 illustrates a new treatment process with color removal, hence the color number is decreased from 12 to 3 mg Pt/l. Scenario 4 illustrates that the treatment process in scenario 3 fails and the color number increases momentarily from 3 to 12 mg Pt/l. Scenario 5 illustrates a double chloramine dosage at the treatment plant. Scenario 6 illustrates a day with high water consumption, as would be seen in a day during the summer season.

By simulation different water qualities, chloramine concentrations will be most stable

when choosing a new color treatment process. The chloramine residuals will react and degrade faster with water quality containing a higher color number. If the color number decreases, the concentrations will be held more stable throughout the distribution network and the dosage of chloramine can be reduced.

Innhold

Forord	i
Sammendrag	iii
Abstract	v
Innhold	vii
Figurer	xii
Tabeller	xiii
1 Introduksjon	1
2 Bakgrunn	3
2.1 Klordesinfisering	3
2.1.1 Fritt og bundet klor	3
2.1.2 Kloramin	4
2.2 Biofilmdannelse på ledningsnett	6
2.3 Generelle uttrykk for nedbrytningskarakteristikken til kloramin og hva disse betyr	9
2.4 Hydraulisk modell	9
3 Forsyningsnett Vestfold Vann IKS	15
3.1 Eidsfoss vannbehandlingsanlegg	15
3.2 Seierstad vannbehandlingsanlegg	17
3.3 Vannkvalitet, rå-/rentvann	17
3.3.1 Råvannskilder	17
3.3.2 Råvann	18
3.3.3 Rentvann	18
4 Metode	21
4.1 Laboratorieforsøk	21
4.1.1 Måling av fritt og total klor	22
4.2 Modellgrunnlag	24
4.2.1 Eksisterende modell	24
4.2.2 Kalibreringen av modellen	24

4.2.3	Valg av prøvetakingspunkter for modellering og virkelige nettprøver	25
5	Resultater	27
5.1	Laboratorieresultat	28
5.1.1	Total klor-resultat	28
5.1.2	Nedbrytningskonstanten til kloramin, K_b	30
5.1.3	Fritt klor-resultater	31
5.1.4	Prøveresultater på ledningsnett til Vestfold Vann IKS	32
5.2	Modellresultater	33
5.2.1	Kalibrering av modellen	33
5.2.2	Modellresultater kalibrert modell	34
5.2.3	Scenario 1 og 2: Forverret vannkvalitet	39
5.2.4	Scenario 3: Fargefjerning ved Eidsfoss VBA	43
5.2.5	Scenario 4: Svikt i fremtidig fargefjerningsprosess ved Eidsfoss (fargetallet har lenge vært ca. 3, men vannkvaliteten forverres og fargetallet stiger til rundt 12 mg Pt/l)	45
5.2.6	Scenario 5: Dobbel klordosering ved Eidsfoss vannbehandlingsanlegg	47
5.2.7	Scenario 6: Høyt vannforbruk på ca. 95 000 m^3 /dag	50
6	Diskusjon	53
6.1	Feilkilder i forsøk og modell	53
6.1.1	Feilkilder i forsøksdel	53
6.1.2	Feilkilder i modellen	55
6.2	Laboratorie- og feltforsøk	55
6.2.1	Klormålinger	56
6.2.2	Målinger av totalchlor på ledningsnett til Vestfold Vann	57
6.3	Modellresultater	58
6.3.1	Kalibreringen av modellen	58
6.3.2	Scenario 1 og 2: Økt fargetall fra 12 til 16 og fra 12 til 20 mg Pt/l (mer NOM i vannet)	59
6.3.3	Scenario 3 og 4: Fargefjerning Eidsfoss, forbedret vannkvalitet med lavere fargetall (mindre NOM)	60
6.3.4	Scenario 5: Dobbel klordosering Eidsfoss	62
6.3.5	Scenario 6: Høyt forbruk 95 000 m^3	62
6.4	Modellering av kloramin	63
6.5	Nytten av en vannkvalitetsmodell	63
6.6	Bør Vestfold Vann fortsette kloramindoseringen med nye store høydebas- seng?	65
7	Konklusjon	67

Figurer

2.1	pH og fordelingen av hypoklorsyre og hypokloritt, Arntsen (2016) siterer norskvannveileder R170	4
2.2	Biofilmdannelsens steg fra A til E	7
2.3	Reaksjoner i rørledningen Rossman (2000)	12
3.1	Forsyningsnett Vestfold vann interkommunale selskap	15
5.1	Grafisk fremstilling av total klor-konsentrasjon mot tid i timer	28
5.2	Grafisk fremstilling av naturlig logaritme til konsentrasjon mot tid i minutter, med lineær regresjon.	30
5.3	Utviklingen av total klor fra Eidsfoss (tid 0 timer) og til Skolmerød (opp mot 12 timer)	33
5.4	Illustrasjon av klorkonsentrasjonens utvikling fra Gullkrona til Skolmerød	36
5.5	Klorkonsentrasjonens utvikling (mg/l) fra Eidsfoss til Skolmerød over tid (timer(h))	38
5.6	Klorkonsentrasjonens utvikling fra Eidsfoss til Skolmerød med 1/3 større koeffisienter	41
5.7	Klorkonsentrasjonens utvikling fra Eidsfoss til Skolmerød med 2/3 større koeffisienter	43
5.8	Utviklingen av samme dosering kloramin som i kalibrert modell, men med reell fargefjerning på Eidsfoss VBA	45
5.9	Utviklingen av samme dosering kloramin som i kalibrert modell, men med fargefjerning på Eidsfoss VBA	47
5.10	Utviklingen av dobbel dosering av kloramin som i kalibrert modell	49
5.11	Sammenligning av dobbel klordosering og fargefjerning ved Eidsfoss og ny vannbehandling.	49
5.12	Sammenligning av kloraminforbruket på nettet over tid med ca. 95 000 m^3 i forbruk mot kalibrert modell med ca. 52 000 m^3/dag	52
5.13	Utviklingen av kloramin på ledningsnettet over tid med ca. 95 000 m^3 i forbruk	52

6.1	Sammenligning av forverret vannkvalitet med kalibrert modell	60
-----	--	----

Tabeller

3.1	Rådata for Farris og Eikeren	18
3.2	Råvannsdata for Farris og Eikeren	18
3.3	Rentvann fra Seierstad og Eidsfoss, drikkevannsforskriftens kommentarer	19
5.2	Fritt klor-målinger startet 10.02.2020	31
5.3	Nettverdier på Vestfold Vann IKS 22.02.2020	32
5.4	Modellresultater sammenlignet med Mike Urban resultater og gjennomsnittsverdier 22.02.2020	35
5.5	Modellresultater sammenlignet med kalibrert modell i Mike Urban og gjennomsnittsverdier 19.02.2020	37
5.6	Sammenligning av kalibrerte modellverdier og scenario 1: forverret vannkvalitet; 1/3 større koeffisienter	40
5.7	Sammenligning av kalibrerte modellverdier og scenario 2: forverret vannkvalitet, fargetall på 20	42
5.8	Sammenligning av kalibrert modell med reell fargefjerning på Eidsfoss	44
5.9	Sammenligning av scenario 3 og 4: fargefjerning ved Eidsfoss VBA mot svikt i fargefjerning	46
5.10	Tabellsammenligning av dobbel klordosering og kalibrert modell	48
5.11	Sammenligning av kalibrert modell med ca. 52 000 m^3/dag mot scenario 6: ekstremforbruk med ca. 95 000 m^3/dag	51
6.1	Utgangspunkt for kalibrert modell og de forskjellige scenarioene	59

1. Introduksjon

God drikkevannskvalitet er essensielt for bra levekår og god allmenn helse. Vannverks-eiere er gjennom drikkevannsforskriften til enhver tid pålagt å levere tilfredsstillende drikkevannskvalitet til forbrukerne. Dette innebærer oppfylling av minstekrav som fysiske, kjemiske og biologiske parametere samt et hygienisk trygt drikkevann. Mattilsynet er tilsynet som skal påse at vannverkseiere følger myndighetskravene fra Helse- og omsorgsdepartementet (HOD, 2001). Regelmessige vannanalyser blir utført for å overvåke vannkvaliteten på nettet. En godt kalibrert vannkvalitetsmodell kan være et nyttig hjelpemiddel for overvåking av vannkvalitet og drift av ledningsnettet.

Vestfold Vann (VV) er et interkommunalt selskap som plikter å levere helsemessig bra drikkevann. I denne oppgaven vil jeg se om en hydraulisk modell kan brukes til vannkvalitetsmodellering. Både laboratorietester, nettmodellering og vannanalyser i felt har blitt gjennomført. Det er tatt utgangspunkt i en hydraulisk modell fra Vestfold Vann, der anleggene Seierstad og Eidsfoss leverer vann fra hver sin kant.

Det er krav om tilstrekkelige hygieniske barrierer for desinfeksjon av patogener ved vannbehandlingsanleggene. På Seierstad og Eidsfoss blir det brukt UV og klorering som primære desinfeksjonskilder. Primære desinfeksjonskilder skal fjerne nødvendige patogener fra drikkevannet ved anlegget. Det doseres ammoniakk etter at fritt klor har reagert i minimum 30 minutter for å danne kloramin. Kloramin kan desinfisere, men det er ikke en primærdesinfiseringsmetode. Kloramin er mye mindre reaktivt enn fritt klor og fritt klor foretrekkes som primærdesinfiseringsmetode. Kloramin blir derfor benyttet som sekundærdesinfiseringsmetode. En sekundær desinfeksjonskilde skal beskytte og opprettholde kvaliteten på vannet og dermed unngå at det forekommer nye patogener ute på ledningsnettet etter at det har blitt rensset.

Kloramin gir et restvirkningspotensiale som kan beskytte ledningsnettet. Det beskytter mot biofilmdannelse og forekomst av patogener. Kloramin brytes saktere ned enn fritt klor og kan dermed virke lengere ut på ledningsnettet. Siden kloramin er mindre reaktivt, trenger det dypere inn i biofilmen. Høyere dosering av både fritt- og total klor vil bety et høyere begroingspotensiale, slik at det blir økt biofilmdannelse etter at fritt klor

er brutt ned. Høye doseringer fører også til høyere desinfiseringseffekt, men også større sjanse for dannelse av desinfeksjonsbiprodukter (DBP-er). Kloraminer danner færre DBP-er enn fritt klor. Doseres det for lave konsentrasjoner, vil ikke kloraminen ha særlig inaktiveringseffekt på patogener og effekt på dannelse av biofilm.

Problemstilling

Hydrauliske modeller har lenge blitt benyttet for modellering av ledningsnett, og dette er et godt verktøy for drift og vedlikehold, samt prosjektering og optimalisering. Det er nyttig å undersøke hvorvidt en hydraulisk modell kan være grunnlag for design og optimalisering av vannkvalitet. Modellen kan bidra til å optimalisere driften av ledningsnett med tanke på begroing samt forbedre vannkvalitet ved riktig kloramindosering.

Denne oppgaven tar utgangspunkt i hydraulisk ledningsnettmodell av Vestfold i Mike Urban. Modellen strekker seg fra Eidsfoss til Seierstad og har til sammen ca. 120 km ledningsnett. Den hydrauliske modellen blir kalibrert mot laboratorietester av kloramin og deretter simulert gjennom ulike scenarioer for å se på hvordan vannkvaliteter påvirker kloraminkonsentrasjonen. Følgende problemstillinger har vært viktige under arbeidet med oppgaven:

- Kan hydrauliske modeller benyttes til å modellere vannkvalitet?
- Kan utviklingen av kloraminkonsentrasjonene ved Vestfold Vann interkommunale Selskap modelleres i Mike Urban?
- Vil tilpasning av vannkvalitet gjennom fargetall ved justering av nedbrytningskonstanter i modellen gi fornuftige kloraminkonsentrasjoner?
- Kan modellen gi indikasjoner om begroing av biofilm på ledningsnett?
- Vil modellens vannkvalitetsscenarioer kunne si noe om optimalisering av kloramindoseringen på ledningsnett?

2. Bakgrunn

2.1 Klordesinfisering

Klor er et av de vanligste og mest brukte desinfeksjonsmidlene verden over. Dette er grunnet lett tilgjengelighet og kostnadsgunstighet i forhold til UV og ozon. Klor inaktiverer riktignok nesten kun bakterier og virus, og for å oppnå ønskelig desinfisering, kombineres gjerne klorering med UV som fjerner parasitter.

I tillegg til å være et desinfeksjonsmiddel, er klor en sterk oksidant. Dette gjør at klorering er effektivt mot organisk materiale, smakt og lukt, og det er effektivt for fargefjerning samt for oksidering av jern og mangan. Klor benyttes også for fjerning av oppløste uorganiske forurensinger.

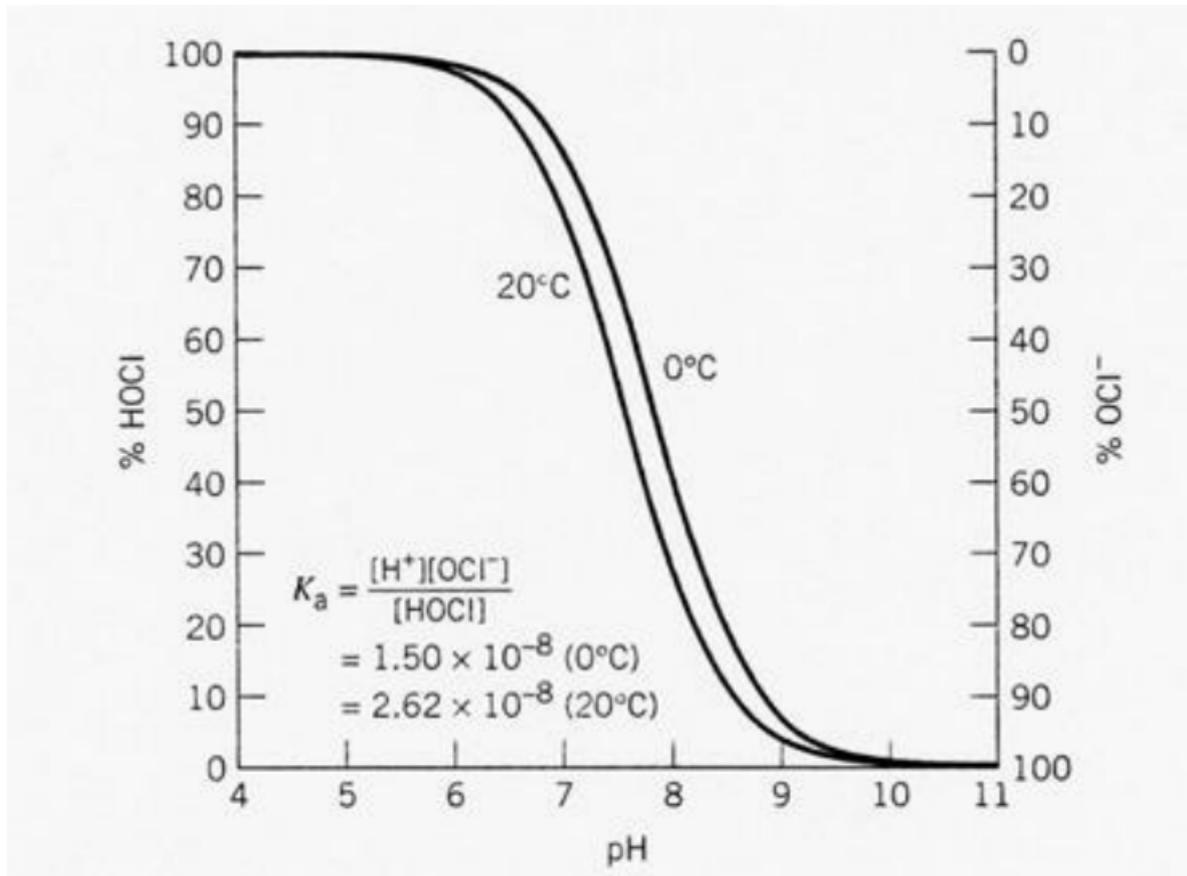
Som en primærdesinfeksjonskilde inaktiverer og kontrollerer klor mikrobiell aktivitet både på anlegget og delvis på ledningsnett. Fritt klor er en sterk oksidant og brytes relativt raskt ned. Den vil ikke ha noen langvarig virkning på et ledningsnett med lang oppholdstid. Bruk av fritt klor kan danne desinfeksjonsbiprodukter som forårsaker lukt og smaksproblemer samt øke biofilmvekst når klore er brukt opp Hem (2009). Tilsetning av fritt klor krever også kjemikaliebehandling som kan være helseskadelig for driftspersonell. Forhold som påvirker desinfeksjonseffektiviteten til klor kan være pH, temperatur og innhold av organisk materiale.

2.1.1 Fritt og bundet klor

Når klor blir tilsatt i vannet og reagerer, vil det først reagere med uorganiske og organiske forbindelser. Klor som reagerer med organiske og uorganiske materialer, er ikke tilgjengelig for desinfeksjon og kalles kloreteresørselen til vannet. Når denne ettersørselen er dekket, er den resterende delen av total klor tilgjengelig for desinfeksjon. Total klor kan videre deles opp i fritt klor og bundet klor. Rent klor forekommer i gassform som Cl_2 . Når dette reagerer med vann, dannes en svak syre kalt hypoklorsyre: $Cl_2 + H_2O \rightleftharpoons HCl + HOCl$.

Avhengig av pH vil hypoklorsyre ($HOCl$) delvis dissosiere til hypokloritt (OCl^-). Hy-

poklorsyre er et mer effektivt desinfeksjonsmiddel enn hypokloritt.



Figur 2.1: pH og fordelingen av hypoklorsyre og hypokloritt, Arntsen (2016) siterer norsk vannveileder R170

Per definisjon er fritt klor angitt som Cl_2 , $HOCl$ og OCl . Fritt klor blir gjerne benevnt som Cl_2 i litteratur, men det kan i utgangspunktet henvises til enhver av disse formene. Bundet klor dannes ved at fritt klor reagerer med enten uorganiske eller organiske nitrogenforbindelser, ofte ammoniakk. Disse klorforbindelsene er svakere oksidanter enn fritt klor og har mye mindre desinfiserende effekt (WQA, 2013; Hubbs, 2010; Johnson-Kula og Lieberman, 2006). Det tas gjerne tester av fritt og total klor, og en kan overvåke kloramin som total klor minus fritt klor. En vanlig metode for fritt- og total-klormålinger er DPD-metoden fra Standard Methods («4500-Cl CHLORINE (RESIDUAL) (2017)» udatert).

2.1.2 Kloramin

Byer i USA som for eksempel Portland, Denver og Boston, har behandlet drikkevannet sitt med kloraminer siden tidlig på 1900-tallet (Hubbs, 2010). Noen av disse byene måtte stoppe kloramindoseringen grunnet nitrogen-etterspørselen under 1. verdenskrig. Videre i Hubbs (2010) sin studie kommer det frem at mer enn 1/5 av USAs befolkning i

dag får vann som er kloraminert. Dette er fordi spesielt monokloramin reagerer mindre med organisk materiale og det dannes færre trihalometaner (THM). Monokloramin er en svakere oksidant enn fritt klor (Johnson-Kula og Lieberman, 2006; WQA, 2013), nærmere sagt 200 ganger svakere ifølge Hubbs (2010).

Dannelsen av desinfeksjonsbiprodukter (DBP-er) skjer når ett desinfeksjonsprodukt reagerer med organiske forbindelser eller kjemikalier i vannet. THM-er er DBP-er som dannes når organisk materiale i vannet reagerer med klor (Johnson-Kula og Lieberman, 2006; WQA, 2013). Derfor er det viktig å fjerne organisk materiale i vannet før klortilsetning for å unngå DBP-dannelse. Langtidseksponering av trihalometaner kan forårsake kreft (Johnson-Kula og Lieberman, 2006) og/eller fødselskomplikasjoner (WQA, 2013). DBP-er har gjerne lav molar masse og opptrer som halogener (Vikesland, 2001; Carlson og Hardy, 1998; Goslan mfl., 2009; Richardson mfl., 2007).

En annen ulempe med kloraminering av drikkevannet kan være nitrifisering. Når kloraminen løses opp, frigjøres ammoniakk som kan gi vekstgrunnlag for nitrifiserende bakterier i biofilmen på ledningsnett. Disse gir ikke direkte helseskadelige sykdommer, men påvirker vannkvaliteten. Dette kan forebygges ved å redusere oppholdstiden i ledningsnett (Hubbs, 2010).

Klor blir ofte tilsatt etter UV-desinfisering, fordi UV kan dekomponere klor. Skal kloramin dannes, tilsettes ammoniakk etter at klor har reagert med vann (i Norge etter minst 30 min).

Kloramin blir dannet av at nitrogenholdige forbindelser reagerer med fritt klor og danner kloramin, enten som monokloramin, dikloramin eller nitrogentriklorid. Det fokuseres på monokloramin i denne oppgaven, siden dette er mest vanlig i drikkevann og skaper minst problemer på ledningsnett. Selv om monokloramin forekommer mest, dannes det også dikloramin og nitrogentriklorid i drikkevannet. Di- og trikloramin er uønsket i drikkevannet, selv om de er sterkere desinfeksjonsmiddel. Dette er fordi de danner biprodukter som gir lukt- og smaksproblemer ved konsentrasjoner over 0.80 mg Cl_2/l ifølge WQA (2013). Dannelse av dikloramin kan unngås ved pH-økning. De viktigste kloraminreaksjonene er ifølge læreboka (Odegaard, 2014):

- $NH_4 + HOCl \rightleftharpoons NH_2Cl + H_2O + H^+$ Monokloramin dannet med hypokloritt og ammonium
- $NH_2Cl + HOCl \rightleftharpoons NHCl_2 + H_2O$ Dikloramin dannet med monokloramin og hypokloritt
- $NHCl_2 + HOCl \rightleftharpoons NCl_3 + H_2O$ Nitrogentriklorid dannet med hypokloritt og dikloramin

Kloramin er som nevnt en svakere oksidant og har derfor egenskaper som gjør at den er mer stabil på ledningsnett (Hem, 2009). Kloramin ikke en godkjent primærdesinfeksjon, og vil da bli benyttet som sekundærdesinfeksjon på ledningsnett i Norge og i andre land (Hubbs, 2010).

Det at kloramin er en svakere oksidant enn fritt klor, gjør også at stoffet kan trenge dypere inn i en biofilm langs rørveggen (Hem, 2009; WQA, 2013). I tillegg til dette oksideres mindre organisk materiale, noe som gjør at vekstpotensialet for biofilm minker etter at kloramin er brukt opp hvis doseringen er lav (Hem, 2009). Derfor fungerer kloramin som en inhibitor på vekst.

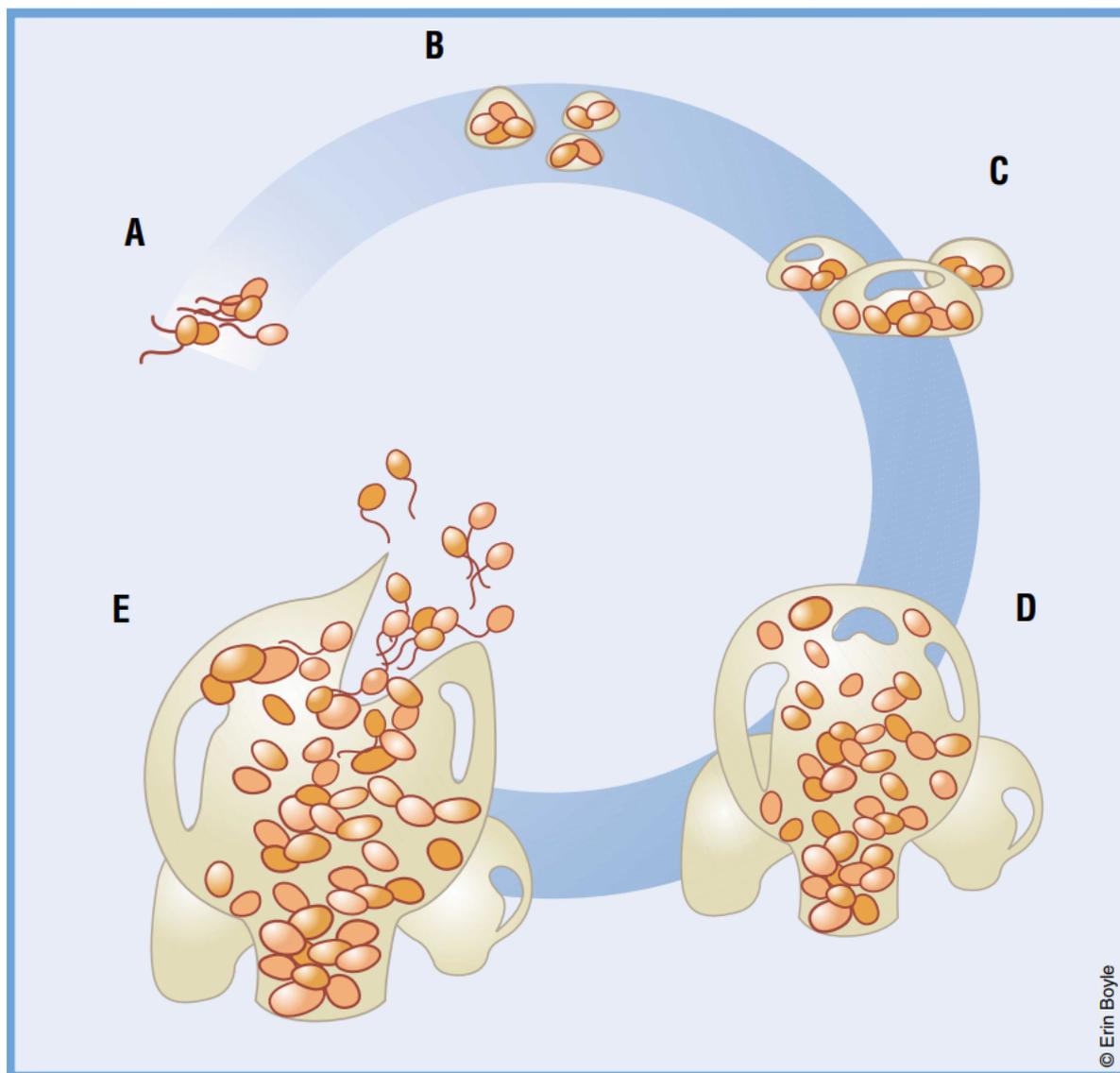
Godt drikkevann kjennetegnes av god lukt, smak og farge. Derfor er doseringen av fritt klor og dannelsen av kloraminer viktig. Ved for høye kloramindoser kan produksjonen av di- og trikloramin øke. Da oppstår problemer som lukt og smak og vannet kan få en slags bassengvann-konsistens. I tillegg til dette kan det dannes andre DBP-er som for eksempel skadelige THM-er. Ved høyere kloramindose økes desinfiseringseffekten (Hem, 2009)

Nedbrytningshastigheten til fritt klor er raskere både i startfasen og i hele nedbrytningsløpet enn det kloraminer er. Etter at klor er brutt ned i ledningsnett, vil vekstpotensialet øke igjen, fordi klor oksiderer biologisk materiale fra rørveggen som igjen kan øke veksten.

I rapporten fra Sintef (Hem, 2009) ble det stilt spørsmål til mengden av kloramin som ble dosert ved Vestfold Vann. Kloraminen ga i forsøket til Sintef lovende verdier på behandlingen av biofilm. Dosene som var dosert den gangen var for lave. Det ble vurdert om kanskje en høyere dose av kloramin ville ha fjernet biofilmen fra rørveggen helt.

2.2 Biofilmdannelse på ledningsnett

Vannverkseier er pliktet til å levere et estetisk og kvalitetsmessig bra drikkevann (HOD, 2001). Selv om vannet er rensert, er det ikke fritt for mikroorganismer. Disse mikroorganismene kan vokse seg sammen i matrisefformasjoner langs rørveggen og danne biofilm. Majoriteten av mikroorganismene i ledningene som transporterer rensert drikkevann, finner vi i biofilmen, og bare rundt 5 prosent i bulkstrømning Flemming mfl. (2002). Biofilmen dannes ved fem steg som vist i figur under. Der bakterier først fester seg på en overflate (A), dannes det matriselignende mønster av flere bakterier (B). Så skjer det en modningsfase hvor det lagvis skjer flere matrisedannelser oppå hverandre (C). Dette skjer frem til maksdannelsen av biofilm (D) før det til slutt frigjøres bakterier og organisk materiale igjen (E).



Figur 2.2: Biofilmdannelsens steg fra A til E

Mengden av biologisk materiale i vannet bestemmer potensialet for biofilmdannelse, og ifølge Bruaset og Hem (2014) kan dette også videre føre til et høyere kintall på vannet ute på ledningsnett. Temperatur kan også spille en rolle når det kommer til dannelse av biofilm. Lund og Ormerod (1995) konkluderer med at ved temperaturer lavere enn 5 grader, vil ikke forekomsten av biofilm være stor i behandlet drikkevann. Dette stemmer også godt med det Ndiongue mfl. (2005) fant ut i sin studie. De konkluderte med at i tillegg til temperatur, har innholdet av biologisk nedbrytbart organisk materiale (BOM) stor effekt når det brukes fritt klor for å håndtere biofilm-veksten på et ledningsnett.

Bruaset og Hem (2014) sier at noe av nøkkelen til å få kontroll på biofilmdannelse, er å tilpasse vannbehandlingen og fokusere på fjerningen av assimilert organisk karbon (AOC). Det legges vekt på at man vil ha så stabile forhold i ledningsnett som mulig både når det kommer til næringsstoffer og klorrester. En brå endring i en av disse

parameterne vil potensielt kunne øke biofilmveksten og dermed løsrivelsen av mikroorganismer på ledningsnett. Hvis for eksempel doseringen av klor øker mye, kan det potensielt løsrives mer organisk materiale, og biofilm kan begynne å vokse andre steder på ledningsnett. Dette skjer gjerne når klor har blitt brutt ned, dvs. der oppholdstiden og avstanden fra kilden er lang (endeledninger o.l.) (Liu mfl., 2016).

En enkel måte å kontrollere biofilmveksten i ledningsnett på, er å dosere klor fra vannverket (Digiano og Zhang, 2005). Klorering påvirker biofilmdannelse i alle stegene fra A-E som er vist ovenfor (Liu mfl., 2016). Ved dannelse av kloramin vil også produksjonen av desinfeksjonsbiprodukter være mindre. Kloramin blir ofte benyttet i distribusjonssystemer der det er mer komplisert å opprettholde en klorrest langt ut på ledningsnett. Kloramin er som nevnt mindre reaktivt enn klor, men penetrerer mer effektivt i biofilmen (Lee mfl., 2011). Bruk av kloramin har ikke bare fordeler, fordi bruken i noen tilfeller vil assosieres med vekst av nitrifiserende bakterier på grunn av frigjøring av ammoniakk. Dette stammer fra kloraminedbrytning i biofilmen som litt etter litt degraderer klorresten i vannet (Ingerson-Mahar og Reid, 2012). Ved for lav klorrest på nettet, de angir under 0,03 mg Cl_2/l , vil man kunne få dannelse av biofilm. Doserer det mer kloramin eller fritt klor, kan veksten av biofilm forhindres, men ikke uten konsekvenser for abonnentene. Overstiger kloramindosen 0,80 mg Cl_2/l kan veksten øke igjen ifølge WQA (2013).

Mange faktorer kan spille inn på biofilmdannelsen i ledningsnett. Valget av rørmateriale og rørets alder spiller inn. Ruheten og overflaten på røret kan spille en stor rolle for hvor mye mikroorganismer som kan feste seg og danne kolonier. Ifølge Liu mfl. (2016) ser man at korroderte rørledninger foretrekkes av mikroorganismer for dannelse av biofilm fremfor glatte rene rør. Derfor er korrosjonskontroll på ledningsnett viktig.

Når diameteren på rør økes, vil også vekstpotensialet for biofilm minskes fordi vannet har mindre kontakt med rørveggen, men det gir også mer vekst i de fire vannmassene i røret grunnet større vannmengde. Alderen på vannrørene har mye å si på løsrivelsen og frigjørelsen av mikroorganismer som deretter kan gi økt potensial for biofilmvekst.

En studie av Hem mfl. (2011) viser også at ved økt biofilmdannelse grunnet økt NOM i vannet, blir det større mulighet for vekst av enkelte opportunistiske patogene mikroorganismer.

2.3 Generelle uttrykk for nedbrytningskarakteristikken til kloramin og hva disse betyr

I denne oppgaven vil det bli benyttet forkortelser som K_b og K_w ofte, for å uttrykke nedbrytningskarakteristikken til kloramin i rørledninger. Figur 2.3 viser en illustrasjon av hvordan HOCl reagerer i et rør og hvor nedbrytningskoeffisientene oppstår.

K_b - Bulkstrømningskoeffisienten er nedbrytningskarakteristikken til kloramin når kloramin reagerer med det organiske innholdet i vannet.

K_w - Veggreaksjonskoeffisienten er nedbrytningskarakteristikken til kloramin når kloramin reagerer med organisk og uorganisk materiale langs og i rørveggen.

2.4 Hydraulisk modell

Hydrauliske modeller benyttes for å modellere vannforsyningsnett for å bestemme friksjonstap og vannføring i nettet. I modellen regnes det på trykk, vannivå i høydebasseng og hastigheter i rørledninger (Rossman, 2000). Dette gir grunnlag for videre analyser for beregning av vannkvalitet, simulering av brudd/havari, o.l. eller andre forhold som for eksempel trykk i ledningene på sommerdager med høyt vannforbruk.

Ved utarbeidelse av hydrauliske modeller ligger det en del forutsetninger til grunn. Nøyaktigheten til disse grunddataene vil danne grunnlag for hvor nøyaktig modellen blir. De viktigste parameterne for å bygge en modell er:

- topologi og knutepunkter (knutepunkter er noder i modellen som er koblingspunkter der 2 eller flere ledninger kobles sammen)
- høydedata til knutepunkter
- ruhet på ledninger
- vannforbruk i noder
- høydebasseng
- pumper og pumpekurver
- ledningsdimensjoner og materiale

En grundig modellering av distribusjonsnett vil gi gode forutsetninger for planlegging og prosjektering. Identifisering av kritiske punkt på nettet er en av de største fordelene med modellering. Modelleringen avdekker dårlige trykkforhold og kapasitetsutfordringer

i nettet. På denne måten kan ledningseier gjøre smarte investeringer som ivaretar forbrukers krav til trykk og kapasitet. I tillegg vil modelleringen kunne bidra til å gjøre drift og vedlikehold enklere, samt å planlegge for overvåking av kritiske punkter. Videre vil modelleringen gi gode indikasjoner på hvilke ledningsstrekke som trenger rehabilitering. En modell trenger gjerne kalibreringer (tilpasninger) for å gi gode resultater. Utgangspunktet for de fleste vannkvalitetsmodellene er hydrauliske modeller. Det er først når den hydrauliske modellen er godt nok kalibrert at en kan håpe på gode vannkvalitetssimuleringer (Vasconcelos mfl., 1997).

I denne oppgaven modelleres nedbrytningen av kloramin i ledningsnett. Modelleringen skal simulere utviklingen av kloraminforbruket i ledningsnett. Simuleringsmodellen som benyttes tar hensyn til reaksjoner i rørveggen og bulkstrømningsreaksjoner i vannmassene i røret. Selv om mesteparten av reaksjonene skjer langs rørveggen, vil noe også reagere med frie partikler i røret.

Vasconcelos mfl. (1997) og Arntsen (2016) gjorde undersøkelser på fritt klor. Arntsen prøvde å bruke nedbrytningskonstanten for fritt klor i en hydraulisk modell av Oppegård kommunes ledningsnett for å modellere vannkvalitet. Nedbrytningskonstanten (bulkstrømningskoeffisienten, K_b) ble tilpasset i EPANET og Aquis, slik at målte klorkonsentrasjoner ute på nettet stemte med modellerte konsentrasjoner. I denne oppgaven, i motsetning til i Arntsen (2016) sin oppgave, måles nedbrytningskonstanten (K_b) til kloramin ved Eidsfoss vannbehandlingsanlegg, og videre benyttes denne i den hydrauliske nettmodellen til VV. Forsøket i denne oppgaven ligner mer på forsøk gjort av Ricca mfl. (2019). For å møte reelle verdier i modellen min, tilpasses veggreaksjonskoeffisienten (K_w). Ledningsnett består i hovedsak av 600, 800 og 1000 mm ledninger. Hovedmålet med denne modelleringen er å få en realistisk nettmodell som kan anvendes av Vestfold Vann for driftsoptimalisering av kloramin på ledningsnett. Noe av bakgrunnen for at utviklingen av kloramin testes, er at det ble påvist av Hem (2009) at kloramin varer lenger på nettet og blir brutt saktere ned enn fritt klor, og at potensialet for å hindre biofilmdannelse er større ved lavere doser av kloramin enn fritt klor.

Mike Urban

Mike Urban er en urban vannmodelleringsprogramvare utviklet av DHI Institut for vand og miljø (DHI). DHI sier på sine nettsider at Mike Urban dekker alle vannsystemene i en by, inkludert drikkevannsnett og avløpssystem, både separat- og fellessystem inkludert dreneringssystem. Noe som er fordelaktig med Mike Urban er at man kan samle alle de forskjellige urbane vannsystemene i en GIS-modell, og alt blir lagret i en database på ett sted. Vanligvis benyttes Mike Urban til rent hydrauliske formål og planlegging av vannsystemer eller for drenering, samt hovedledningsnett for vann og avløp.

Vannkvalitetssimulering

Vannkvalitetsmodellen i EPANET baserer seg på grunnleggende transportprosesser og er ikke helt nøyaktig, men en god tilnærming. Transport av stoffer i EPANET skjer ved adveksjon. Adveksjon i EPANET skjer ved at en betrakter en substans som reiser i samme retning som vannet, der substansen reagerer med vannet og enten vokser eller minker. Konsentrasjonene til for eksempel klor vil ikke mikses i ledningene, men i nodene. Det blir beregnet ny konsentrasjon, og når en node får vann fra to ledninger, anses væsken og konsentrasjonen å blandes helt. Dette vil si at konsentrasjonen vist i en node er lik summen av mengden av stoffet dividert på summen av vannstrømmene.

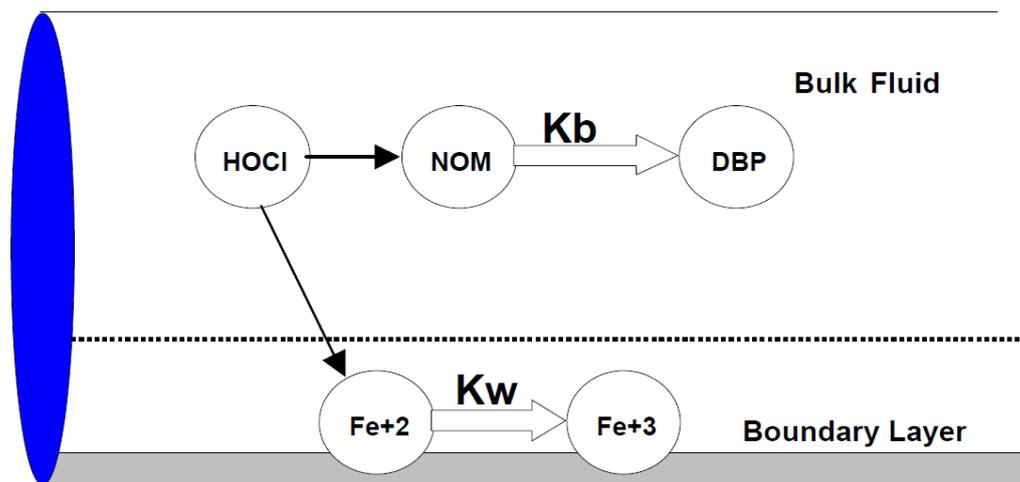
Med EPANET kan man modellere en tilnærming til nedbrytningsreaksjoner, men kun for ett stoff om gangen og ikke flere stoffer som reagerer med hverandre.

For nye konsentrasjoner kan man også ta høyde for eksterne vannkilder, men i dette tilfellet er det et trykksatt vanddistribusjonsnett uten påvirkning fra eksterne vannkilder. Når det kommer til høydebasseng og tilsetning av klor så defineres blandingsforholdene, men hvis dette skal være aktuelt, blir det en fullstendig miksing med minst 30 min oppholdstid.

EPANET kan beregne veksten eller nedbrytningen til en substans gjennom et distribusjonsnett ved hjelp av ligninger. For at modellen skal klare dette, trenger den et par valg og forutsetninger:

- valg av modell og modellstruktur
- valg av reaksjonsparametere i modellen

Reaksjoner kan både skje langs rørveggen og gjennom bulkstrømning. Figur 2.3 viser en tradisjonell reaksjon med fritt klor (HOCl) og naturlig organisk materiale. Det er en del som reagerer som bulkstrømning og en del som reagerer langs og med rørveggen og oksiderer i dette tilfelle jern. EPANET har også en mulighet for at man kan simulere konsentrasjoner i basseng i tillegg.



Figur 2.3: Reaksjoner i rørledningen Rossman (2000)

Bulkeaksjonene som benyttes i modellen som er brukt i denne oppgaven, er av første ordens kinetikk, og under er en beskrivelse av n-te orden kinetikk der momentan reaksjonshastighet er antatt å være konsentrasjonsavhengig med følgende formler:

$$\frac{dC}{dt} = K_b \times C^n$$

- $\frac{dC}{dt}$ Endringen i konsentrasjon over endringen i tid (masse/volum/tid)
- R (masse/volum/tid)
- K_b Bulkreaksjonskoeffisient (1/dag)
- C^n Reaktant konsentrasjon, n-te reaksjonsorden (masse/volum)

Det EPANET også kan gjøre, er å betrakte en substans med begrensende konsentrasjon i forhold til vekst eller nedbrytning. Dette blir uttrykt på følgende måte, der positiv K_b står for vekst og negativ K_b for nedbrytning av stoffet:

$$R = K_b(C_L - C)C^{n-1} \text{ For } n > 0, K_b > 0$$

- C_L - Begrensende konsentrasjon

For å finne bulkreaksjonskoeffisienten brukes den naturlige logaritmen til konsentrasjonen plottet over tid og en finner stigningstallet ved hjelp av enkel lineær regresjon. Denne kan beregnes ut ifra n = 1 ordens nedbrytningskarakteristikk. Da blir formelen: $\frac{dC}{dt} = K_b \times C$, og denne løses til å gi følgende: $C = C_0 \times e^{(-K_b \times t)}$

Det er noen faktorer som i stor grad kan påvirke bulkreaksjonskoeffisienten, som for eksempel pH og temperatur. Det er ønskelig å holde disse faktorene så konstant som mulig når undersøkelsene gjennomføres.

Det skjer ikke reaksjoner kun som bulkstrømning, men også langs rørveggen. Disse reaksjonene skjer ofte nær og/eller langs rørveggen og betraktes som avhengig av bulkstrømningskonsentrasjonen gitt ved:

$$R = \left(\frac{A}{V}\right) \times K_w \times C^n$$

- K_w Vegreaksjonskoeffisient, 0 og 1 orden
- $\frac{A}{V}$ Overflateareal per volum innvendig i røret

K_w justeres i forhold til begrensningen av massetransporten til reaktanter og produkter som blir produsert av bulkstrømningen og rørveggen. EPANET justerer dette ved hjelp av molekylær diffusivitet basert på stoffet man ser på og dets reynoldstall. Koeffisienten kan bli påvirket av forskjellige variabler som alder på rør, materiale og temperatur.

All informasjon om EPANET og vannkvalitetssmuleringer er hentet fra EPANETs brukermanual (Rossman, 2000). Maier (2000) så på modelleringen av monokloramin i ledningsnett og fant ut at i mange tilfeller kan en global nedbrytningskonstant K erstatte K_b og K_w , og fortsatt gi en god tilnærming av kloraminkonsentrasjoner i ledningsnett. Selv om dette ble konkludert i oppgaven til Maier er det flere faktorer som indikerer at en tilnærming med bruk av både bulk- og veggkoeffisienter er mer nøyaktig.

3. Forsyningsnett Vestfold Vann IKS



Figur 3.1: Forsyningsnett Vestfold vann interkommunale selskap

Hovedledningsnettets til Vestfold Vann IKS (VV) strekker seg fra Eidsfoss vannbehandlingsanlegg til Seierstad vannbehandlingsanlegg. Eidsfoss får vann fra Eikeren og Seierstad fra Farris. I henhold til VVs nettsider leverer Eidsfoss 65 % og Seierstad 35 % av vannet årlig. VV eies av kommunene Tønsberg, Sandefjord, Færder, Horten og Holmestrand. Ledningsnettets er omfattende og har en total lengde på omtrent 120 km med store rørdimensjoner. VV har god kapasitet for å håndtere fremtidig økt forbruk. Denne oppgaven tar utgangspunkt i hovedledningsnettets mellom Eidsfoss og Seierstad.

3.1 Eidsfoss vannbehandlingsanlegg

Eidsfoss får vannet sitt fra Eikeren, som er et overflatevann. Eidsfoss og Seierstad forsyner som regel hele nettet til Vestfold Vann. Vann fra de to vannverkene møtes ved Akersvann ved samtidig produksjon (litt nærmere Seierstad enn Eidsfoss på ledningsnettets). Det betyr at vannet transporteres lengre fra Eidsfoss enn Seierstad.

Under arbeidet med masteroppgaven var Seierstad vannbehandlingsanlegg ute av drift i 8 uker. Dette medførte at vann fra Eidsfoss kunne overvåkes lengre ut på nettet.

Utviklingen av kloraminkonsentrasjonen fra Eidsfoss kunne derfor modelleres på punkter langt ut på ledningsnettets.

Vannbehandlingsprosessen ved Eidsfoss består av tilsetning av CO_2 , filtrering gjennom marmorgrus, klorering, UV-desinfisering og tilsetning av ammoniakk. CO_2 tilsettes for økt oppløsning av marmorgrus, da oppnås en økt alkaliseringsgrad av vannet. Ved økt alkaliseringsgrad oppnås en korrosjonskontroll på ledningsnettets med stabil pH og ønskelig kalsiuminnhold. anbefalte verdier er hentet fra tidligere versjoner av forskriften og fra Norsk Vanns veiledere/rapporter. Veiledende verdier er hentet fra FHI's nettsider (<https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/>) som har hentet verdier fra Mattilsynet (2019):

- pH i område <6,5-9,5>
- alkalitet i område 0,6 mmol/l
- kalsiuminnhold som ikke overstiger 25 mg Ca/l

Eidsfoss vannverk er planlagt for å kunne driftes som moldeprosessen med tilsetning av koagulant og felling på filter. Moldeprosessfilter designes vanligvis med antrasitt/filtralite øverst og sand og marmor for korrosjonskontroll nederst. Ved Eidsfoss er det ingen tilsetning av koaguleringsmiddel før filteret som i en vanlig moldeprosess. Ved moldeprosessen skal partikkelseparasjon skje i de øverste lagene og alkaliseringsgraden i marmorlaget. Dagens filter består kun av marmor. Filteret har en viss partikkelseparasjonseffekt, men er ikke like effektiv som moldeprosessen. Denne typen prosess brukes for råvann som krever lite rensing generelt. Moldeprosessen blir aktuell hvis vannkvaliteten fra Eikeren blir forverret, med et fargetall opp mot grenseverdi på 20 mg Pt/l eller en dårligere hygienisk kvalitet.

Mattilsynet krever desinfisering av drikkevannet. På Eidsfoss kloreres vannet før rentvannsbasseng med ønsket klorkontaktstid på minimum 30 min. Ved klorering fjernes de fleste bakterier og virus. Etter klorering UV-desinfiseres vannet, og til sammen utgjør disse tilstrekkelige hygieniske barrierer. Restkloren i vannet blir redusert ved UV-bestråling. For å få en ønskelig effekt på ledningsnettets, tilsettes det ammoniakk for dannelse av kloramin. Ved klorering før UV-desinfisering kan det oppstå dannelse av desinfeksjonsbiprodukter som følge av at UV-bestrålingen danner komplekse organiske stoffer som reagerer med klore.

3.2 Seierstad vannbehandlingsanlegg

Seierstad sin vannbehandling består av moldeprosessen, lutdosering, klorering, UV-desinfisering og ammoniakktilsetning for dannelse av kloramin.

Dette anlegget baserer seg på koagulering-filtrering, og innholdet av organisk materiale synker ved partikkelfjerningen. Fargetallet ut fra Seierstad er mindre enn fra Eidsfoss. Etter moldeprosessen doseres lut i vannet for ønsket pH-økning, og klor tilsettes og reagerer i rentvannsbasseng med ønsket kontakttid. Klorering sammen med UV-desinfisering er tilstrekkelig hygieniske barrierer. Ammoniakk-gass tilsettes for dannelse av kloramin. Andelen fritt klor tilgjengelig er mindre ved Seierstad enn Eidsfoss, noe som fører til at kloramindannelsen blir mindre. Samtidig er fargetallet lavere, noe som kan føre til at kloraminkonsentrasjonene vil holde seg mer stabile lenger ut på ledningsnett. Modellen i denne oppgaven baseres på at Seierstad ikke produserer vann.

3.3 Vannkvalitet, rå-/rentvann

Renset vann fra anleggene danner et grunnlag for hvordan kloraminkonsentrasjonene utvikler seg på ledningsnett. Hvor lenge og stabile konsentrasjonene holder seg på ledningsnett, avhenger av innholdet av organisk materiale i rensset vann i tillegg til kloramindose. Eidsfoss har ikke fargefjerning, og rensset vann fra anlegget har høyere innhold av naturlig organisk materiale (NOM) enn Seierstad. Konsekvensen av dette er at kloraminkonsentrasjonene holder seg mindre stabile ut fra Eidsfoss og kanskje brukes fortere opp grunnet mer NOM. Skal kloraminkonsentrasjonene være sammenlignbare ut fra hvert anlegg og på ledningsnett, må det produseres mer kloramin ved Eidsfoss. Dette kan gi både positive og negative virkninger. Noen av problemene med dette kan være at ved høyere doser øker både vekstpotensialet for biofilm når klor er brukt opp, og at det potensielt kan dannes flere desinfeksjonsbiprodukter. I tabell 3.3 gis en oversikt over de viktigste parameterne for dannelse og forbruk av kloramin, samt grenseverdier og anbefalinger fra drikkevannsforskriften.

3.3.1 Råvannskilder

Ifølge Saeid Ahmads masteravhandling i 2009, sitert av Hem (2009), presenteres data fra Eikeren og Farris, se tabell 3.1. Råvannsdata fra reservoarene vises i tabell 3.2.

Parameter	Farris	Eikeren
Overflateareal (km^2)	22	27
Dybde: størst/gj.snitt (m)	130/32	156/94
Volum (mill. m^3)	740	2.426
Midlere hydraulisk oppholdstid (år)	1,9	11
Nedbørsfelt (km^2)	480	350
Siktedybde (m)	7-8	11-15

Tabell 3.1: Rådata for Farris og Eikeren

3.3.2 Råvann

Tabell 3.2 viser råvannsverdier fra Farris og Eikeren.

Parameter	Farris	Eikeren
Fargetall (mgPt/l)	30	12
pH	6,6	7,3
TOC (mgC/l)	6,2	3,8
Turbiditet (FTU)	0,20	0,28
Temperatur	4,5-5,4	5,2-6,4

Tabell 3.2: Råvannsdata for Farris og Eikeren

3.3.3 Rentvann

Tabell 3.3 viser rentvannsverdier for Seierstad og Eidsfoss i 2019 med gjennomsnittsverdier. Grenseverdier er hentet fra veilederen til drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2019)

Parameter	Seierstad	Eidsfoss	Drikkevannsforskriften
Fargetall (mgPt/l)	4	12	Ingen unormal endring
Kimtall (/ml)	<1	<1	<100 og ingen unormal endring
pH	7,8	7,8	6,5-9,5
TOC (mgC/l)	2,7	3,7	Ingen unormal endring
Turbiditet (FTU)	0,10	0,13	Ingen unormal endring
Alkalitet (mmol/l)	0,68	0,74	Ingen fastsatt grense
Kalsium (mg/l)	9,8	16,7	Anbefales <25 mg Ca/l
Tot. antall bakterier (ant./ml)	3	2	0

Tabell 3.3: Rentvann fra Seierstad og Eidsfoss, drikkevannsforskriftens kommentarer

4. Metode

4.1 Laboratorieforsøk

I første del av laboratoriearbeidet ble nedbrytningskarakteristikken til kloramin målt. Dette ble gjennomført ved å måle fritt og total klor på utløp fra Eidsfoss vannbehandlingsanlegg hvor anlegget har kraner som renner konstant. Vannprøver ble tatt av rentvann fra Eidsfoss vannverk og fraktet til Ås i isolert lystett boks, og deretter oppbevart mørkt i 4 grader celsius i kjøleskap. Prøvene ble tatt etter ca. 0, 1, 2, 3, 5, 8, 10, 12, 15, 24, 48, 72, 120 og 240 timer.

Det ble tatt 3 parallelle serier av total klor og 2 parallelle serier av fritt klor helt frem til deteksjonsgrensen (0,05 mg Cl_2/l) ble nådd. Konklusjonen ble at det ikke var nødvendig med flere fritt klor-prøver. Det er også stilt spørsmål til prosedyren for målinger av fritt klor. Denne prosedyren ble gjennomført for del en av forsøkene, som gikk ut på å finne nedbrytningskarakteristikken til kloramin.

I første del av laboratoriearbeidet skulle nedbrytningskarakteristikken til kloramin måles. Dette ble utført ved å måle fritt og total klor på utløp fra Eidsfoss vannbehandlingsanlegg hvor anlegget har kraner som renner konstant. I andre del av laboratorieforsøket tas det målinger i felt på både total og fritt klor. Dette gjennomføres for å kalibrere den hydrauliske modellen til en fungerende vannkvalitetsmodell, og for at kloraminkonsentrasjonene i ledningsnettets dermed kan modelleres.

Det ble tatt prøver i felt på forskjellige punkter på ledningsnettets til Vestfold Vann IKS. Det ble tatt tre tester av total klor og en av fritt klor på hvert punkt, med samme prosedyre som i del en.

Det ble laget to internkontroller fra en sertifisert standard for kontroll av metoden, kalibreringskurven og spektrofotometeret. Nivået på internkontrollene var 0,30 mg Cl_2/l og 1,0 mg Cl_2/l . Disse kontrollene er representative for kloraminkonsentrasjonene i ledningsnettets fordi målte total klor-verdier på rentvannet ut fra Eidsfoss lå mellom 0,20-0,28 mg Cl_2/l .

4.1.1 Måling av fritt og total klor

Metoden benyttet i denne oppgaven er SM 4500-Cl G, som er en fotometrisk metode fra Standard methods «4500-Cl CHLORINE (RESIDUAL) (2017)» (udatert). Denne måler innholdet av total og fritt klor.

I fravær av jodidion reagerer fritt klor (både hypoklorsyre og hypoklorittioner) momentant med N, N-Dietyl-p- fenylendiamin (DPD), og ved nøytrale pH-forhold dannes det en rødfarge. Fargeintensiteten måles fotometrisk ved en bølgelengde på 515 nm.

Total klor inkluderer i tillegg til hypokloritt også forbindelsene mono-, di-, tri- kloramin. Metoden er lik som fritt klor, men med tilsatt ammonium-jernsulfat, kaliumjodid krystaller, natrium-arsenitt, tioacetamid, standard klorløsninger og kaliumpermanganat, som gjør at alle aktive klorforbindelser reagerer og danner en rødfarge.

Deteksjonsgrensen for denne metoden er avhengig av mengde tilsatt reagens. Ved optimale forhold er deteksjonsgrensen 0,018 mg Cl_2/l , og leverandør garanterer linearitet opp til 2 mg Cl_2/l .

I likhet med de fleste vannanalysemetoder finnes det en rekke kjente interferenser man må ta hensyn til:

- Nitrogentriklorid kan delvis reagere som fritt klor, men denne interferensfaktoren anses ikke som en stor påvirkningsfaktor.
- Prøvefarge og turbiditet kan interferere med prøveresultatet, men dette kan man kompensere for ved å benytte en blanktest.
- Oksidert mangan kan interferere med klor. Dette neglisjeres ved å benytte en blanktest.
- Høye konsentrasjoner av monokloramin interfererer med fritt klor, dette kan kompenseres for ved å tilsette arsenitt eller tioacetamid.
- Organiske forurensinger kan gi falske fritt klor-målinger, men dette forekommer fortrinnsvis i avløpsvann fordi drikkevann ikke inneholder organiske forurensinger av betydning.
- Vann som inneholder jod-reduserende stoffer kan ved noen tilfeller ikke blir analysert for total klor, fordi prøvemethoden baserer seg på produksjonen av jod.
- Interferens fra kobber kan oppstå ved opptil 10 mg Cu^{2+}/L og blir forhindret ved å tilsette EDTA (Etylendiamintetraacetat).
- Jodid-forurensing av glass kan oppstå, men blir unngått ved grundig vask av glass-

utstyr.

- pH kan også påvirke nøyaktigheten av resultatene. Ved lav pH kan monokloramin reagere som fritt klor, og ved for høy pH vil oppløst oksygen reagere og gi falske høye kloravlesninger.
- Ved høye temperaturer har kloramin en tendens til å reagere hyppigere, noe som kan resultere i falske fritt klor-resultater. I tillegg kan høye temperaturer minske fargeintensiteten til prøven.

Utstyr:

- Pipette 10 ml.
- 5 x 10 ml glassbeholdere.
- Spektrofotometer type: Palintest Photometer 7500.
- 10 x glassbeholdere med vannprøver 100 ml.
- 2 x glassbeholder, 2 x plastbeholder - 100 ml med internkontroll løsninger.
- Plastbeholder 1000 ml med demineralisert vann.

Gjennomføring:

Prøver ble gjennomført ved å tilsette 10 ml prøvevann i glassbeholder og ved tilsetning av DPD-pulverputer, enten fritt eller total klor.

For fritt klor ble prøven rørt i 20 sekunder og testet innen 60 sekunder. Glasset ble rengjort før prøven ble tatt, spektrofotometeret ble kalibrert med en blank (nullprøve med demineralisert vann) etterfulgt av en internkontroll med løsning 1,0 mg Cl_2/l . Blanktest og internkontroll ble gjort mellom hver prøve. For prøver i felt ble det innført enda en internkontroll med konsentrasjon 0,30 mg Cl_2/l .

For total klor ble prøven rørt i omtrent 1 minutt, deretter virket pulveret i 3 minutter før glasset ble rengjort og fjernet for partikler ved rolig omrøring og prøven ble avlest. Spektrofotometeret ble kalibrert med blanktest og interkontroll mellom hvert prøvepunkt, som totalt ble 10 forskjellige steder på ledningsnettet.

4.2 Modellgrunnlag

4.2.1 Eksisterende modell

Den hydrauliske modellen som benyttes hos Vestfold Vann, er bygd opp av Vestfold Vann med assistanse fra DHI og Sweco AS. Det er en hydraulisk modell med høydeparametere som er forbruksdefinert i noder. Disse definerer de største uttakspunktene langs ledningsstrekkingen som er eid av Vestfold Vann IKS. Modellen beskriver i hovedtrekk en realistisk forbruksmodell for Vestfold, og dette er et godt utgangspunkt for videre arbeid med vannkvalitet. Det er definert noe strømningsforhold i basseng, og det er ikke tatt høyde for singulærtap i ventiler og ved pumpestasjoner. Det kan argumenteres for at disse tapene ikke er av stor betydning, da dimensjonene på ledningsnett stort sett er 1000 mm.

Modellen består i grove trekk av noder, ventiler (trykkreduksjons- og stengeventiler), ledninger, reservoar og høydebasseng.

4.2.2 Kalibreringen av modellen

Kalibreringen av modellen går ut på å justere veggkoeffisienter på forskjellige ledningsstrekkinger for å møte de faktisk målte verdiene ute på ledningsnett. Bulkoeffisienten blir den samme hele veien, siden denne er beregnet ut fra laboratorieforsøk. Bulkoeffisienten stammer fra 1.ordens nedbrytning og formelen:

$\frac{dC}{dt} = K_b \times C$, denne løses og gir uttrykket:

$C = C_0 \times e^{(-K_b \times t)}$, som videre løses logaritmisk, C_0 er en konstant, og uttrykket for bulkoeffisienten blir:

$$K_b = -\frac{\ln C}{t}$$

Ut fra denne formelen, og ved hjelp av lineær regresjon, beregnes K_b .

Modellen blir kalibrert ut fra døgnforbruket hentet fra rapportsystemet til Vestfold Vann IKS. Dette gjøres slik at forbruk i modellen blir så identisk som mulig og at forbruket gjenspeiler når prøvene på ledningsnett ble tatt. Modellen er kalibrert for 19.02.2020, og dette er tre dager før nettprøver ble tatt. Grunnen til dette er at Mike Urban bygger opp vannsimuleringen gradvis, og miksing av kjemikalier skjer kun i noder. Derfor viser resultater på Skolmerød ikke realistiske verdier før det har gått 72 timer.

Modellen er ferdig kalibrert når verdier i modellen stemmer godt nok overens mot målte nettverdier. Når kalibreringen er gjennomført, vil det bli simulert forskjellige scenarier som kan oppstå ved ethvert ledningsnett og vannbehandlingsanlegg.

4.2.3 Valg av prøvetakingspunkter for modellering og virkelige nettprøver

Valg av analysepunkt ble gjort i samarbeid med driftsoperatør Andre Lind. Det ble gjort vurderinger av hvor på nettet det var gunstig og samtidig enkelt å ta vannprøver. Samtidig måtte disse prøvepunktene være til stede i modellen som node. Disse prøvepunktene ble grunnlaget for kalibreringen av modellen og prøvetakinger ute på nett.

5. Resultater

Resultatene inneholder både laboratorieresultater med total og fritt klor samt en omgjøring av total klor-konsentrasjoner for å finne teoretisk bulkstrømningskoeffisient (K_b). Denne anvendes i modelleringen.

Etter kalibreringen av modellen ble det simulert 6 forskjellige scenarioer. Scenario 1 og 2 er basert på en forverret vannkvalitet med høyere fargetall. Dette fargetallet antas å sammenfalle med mer naturlig organisk materiale (NOM) i vannet. For å gjenspeile dette i modellen, økes både bulkstrømningskoeffisienten (K_b) og veggreaksjonskoeffisientene (K_w) med 1/3 og 2/3 for å øke fargetallet fra 12 til 16 og 12 til 20 mg Pt/l ved Eidsfoss.

Scenario 3 og 4 handler om at Eidsfoss får fargefjerning, og fargetallet fra anlegget reduseres. Det antas en reduksjon på 3/4 i fargetall, fra 12 til ca. 3 mg Pt/l. Dette gjenspeiles i scenario 4 med at K_b blir redusert med 3/4. K_w blir redusert til minste verdi K_w har i den kalibrerte modellen. Dette gjøres fordi kvaliteten på vannet som strømmer gjennom rørene har et lavere fargetall ved disse scenarioene enn i kalibrert modell.

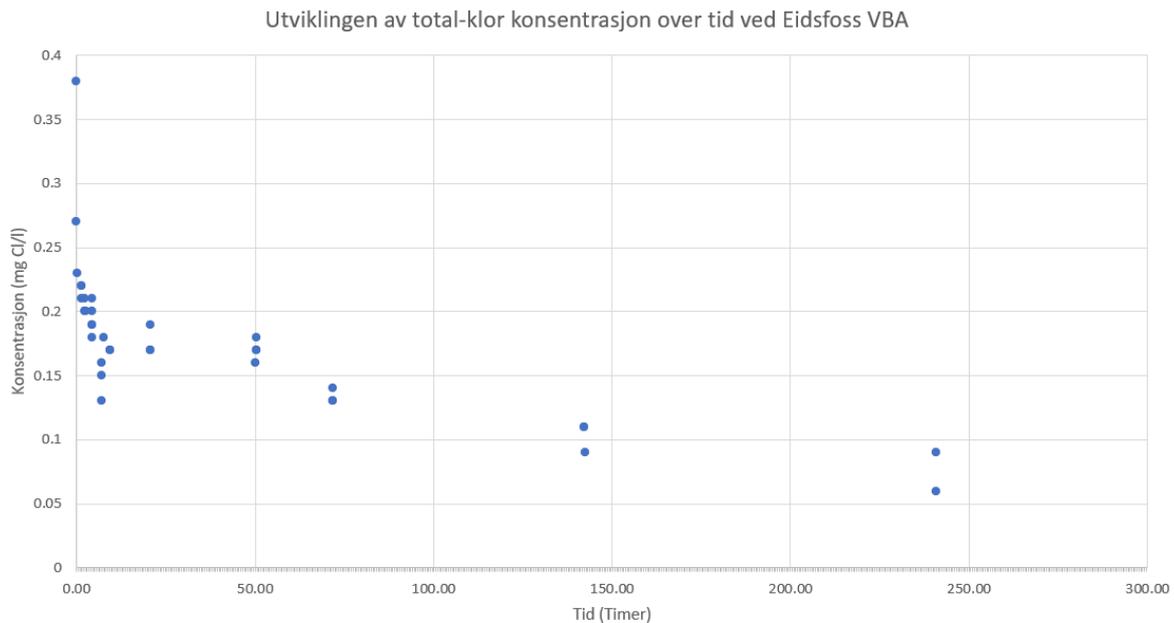
Det er her forutsatt en fremtidig fargefjerningsprosess ved Eidsfoss der fargetallet reduseres til ca. 3 mg Pt/l (se scenario 3). I scenario 4 antas det at denne fargefjerningsprosessen svikter og fargetallet stiger til rundt 12 mg Pt/l.

- Scenario 1 og 2: En økning av fargetallet fra 12 til 16 og 12 til 20 mg Pt/l
- Scenario 3: Fargefjerning ved Eidsfoss (Reduksjon av fargetall til cirka 4-3 mg Pt/l. K_b og K_w blir tilpasset)
- Scenario 4: Det er her forutsatt en fremtidig fargefjerningsprosess ved Eidsfoss, der fargetallet reduseres til ca. 3 mg Pt/l (se scenario 3). I scenario 3 antas det at denne fargefjerningsprosessen svikter og fargetallet stiger til rundt 12 mg Pt/l
- Scenario 5: Dobbel kloramindosering på Eidsfoss VBA
- Scenario 6: Høyt vannforbruk, ekstremtilfelle sommerdag, ca. 95 000 m^3/dag

5.1 Laboratorieresultat

5.1.1 Total klor-resultat

For å se på nedbrytningen av total klor over tid, ble det tatt vannprøver ved Eidsfoss og på vannlaboratoriet på Ås. Vannprøvene har ikke blitt utsatt for lys eller store temperaturforandringer. Resultater presenteres i figur 5.1 og i tabell 5.1a



Figur 5.1: Grafisk fremstilling av total klor-konsentrasjon mot tid i timer

Figur 5.1 viser utviklingen av total klor-konsentrasjonen over tid i vannprøvene hentet fra Eidsfoss. Når forholdene i vannet er stabile med tanke på temperatur, lysskjerming og pH, tar det en god stund før total klore synker. Likevel er det en stabil nedbrytning av total klor over tid.

Tid (timer:min)	Konsentrasjon
09:09	0,38
09:10	0,27
09:27	0,23
10:27	0,22
10:32	0,21
10:36	0,22
11:33	0,21
11:34	0,2
11:39	0,2
13:38	0,18
13:39	0,19
13:40	0,21
16:48	0,18
16:49	0,19
16:57	0,2
19:35	0,13
19:38	0,16
19:39	0,15
21:56	0,17
21:57	0,17
21:58	0,17
Ny dag 11.02.2020	
09:18	0,17
09:19	0,19
09:20	0,16
Ny dag 12.02.2020	
14:45	0,17
14:46	0,18
14:47	0,17
Ny dag 13.02.2020	
09:00	0,14
09:01	0,13
09:02	0,13
Ny dag 15.02.2020	
13:13	0,11
13:14	0,11
13:15	0,09
Ny dag 20.02.2020	
10:06	0,06
10:07	0,06

(a) Total klor målinger 10-20.02.2020

Tid (Min)	Ln-konsentrasjon
0	-0,967584026
1	-1,30933332
18	-1,46967597
78	-1,514127733
83	-1,560647748
87	-1,514127733
144	-1,560647748
145	-1,609437912
149	-1,609437912
268	-1,714798428
269	-1,660731207
270	-1,560647748
458	-1,714798428
259	-1,660731207
267	-1,609437912
425	-2,040220829
428	-1,832581464
429	-1,897119985
566	-1,771956842
567	-1,771956842
1248	-1,771956842
1249	-1,771956842
1250	-1,660731207
3017	-1,832581464
3018	-1,771956842
3019	-1,714798428
3020	-1,771956842
4312	-1,966112856
4313	-2,040220829
4313	-2,040220829
8541	-2,207274913
8542	-2,207274913
8543	-2,407945609
14457	-2,813410717
14458	-2,813410717

(b) Tid gjort i minutter og konsentrasjon i naturlig logaritme

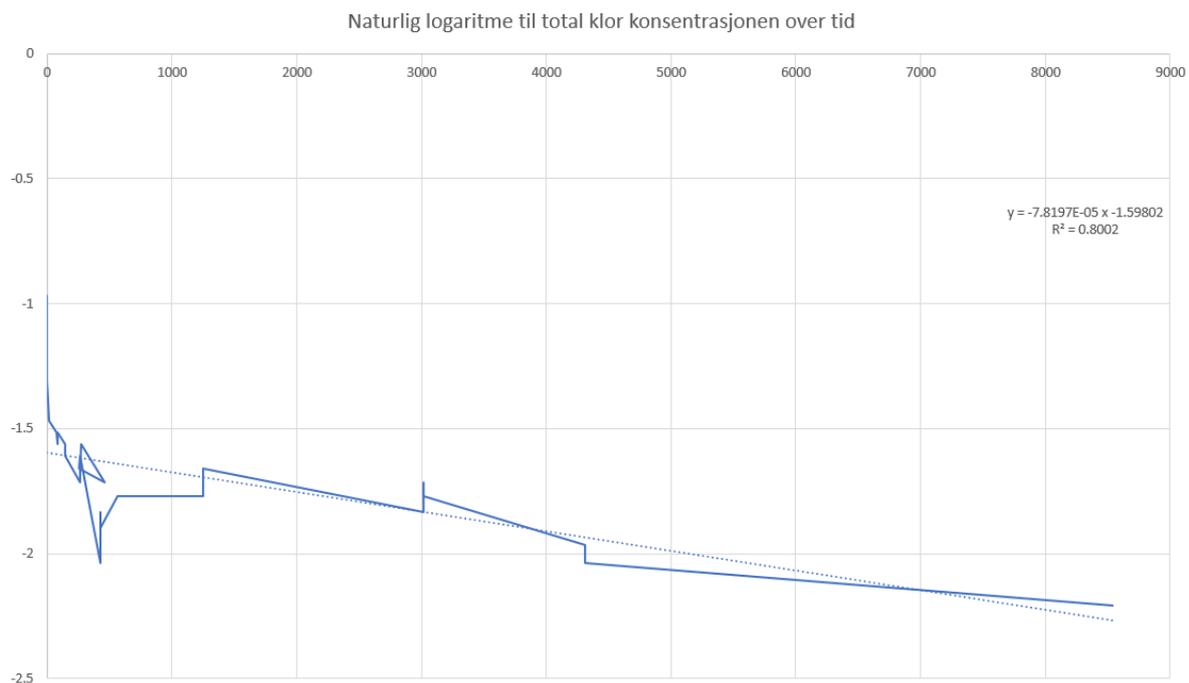
Kloramin er mer stabilt og bruker lengre tid på å brytes ned enn fritt klor. Målingene startet 10.02.2020 og ble avsluttet etter ti dager da resultatene nærmet seg deteksjonsgrensen til målemetoden. Det ble registrert en høy klorkonsentrasjon i starten, noe som kan skyldes at fritt klor ikke får nok tid til å reagere før rentvannsprøvene tas. Tabell 5.1b viser tid i minutter og den naturlige logaritmen til konsentrasjonen.

5.1.2 Nedbrytningskonstanten til kloramin, K_b

Nedbrytningskonstanten (bulkstrømningskoeffisienten, K_b) blir beregnet som verdien på stigningstallet vist i figur 5.2. Figur 5.2 er resultatet av lineær regresjon av den naturlige logaritmen til konsentrasjonen plottet mot tid i minutter.

K_b er i EPANET og Mike Urban i enhet 1/dag og ikke 1/ minutt, derfor blir verdiene i 10^{-5} til dagkonstanter.

Når det kommer til veggreaksjonskonstanter (K_w), blir disse tilpasset i modellen for at målte verdier skal stemme overens med modellverdier. En startverdi litt høyere enn K_b ble valgt (0,15) og videre blir disse tilpasset.



Figur 5.2: Grafisk fremstilling av naturlig logaritme til konsentrasjon mot tid i minutter, med lineær regresjon.

Det ble valgt verdier ned mot 2 ganger deteksjonsgrensen fra tabell 5.1b. Dette er fordi usikkerheten av analysen i prosent øker nærmere deteksjonsgrensen. Usikkerheten ligger under optimale forhold på $\pm 0,02$ mg Cl_2 /l. Punktene med lang oppholdstid, som også

har lave total klor-konsentrasjoner, har betydelig påvirkning på regresjonen og blir da utelatt av analysen.

$$K_b = -0,1150.$$

5.1.3 Fritt klor-resultater

Resultater på fritt klor er presentert i tabell 5.2. Disse målingene er tatt helt frem til resultatene gikk litt under deteksjonsgrensen. Når målingene nærmer seg eller går under deteksjonsgrensen, blir usikkerheten stor både med tanke på målemetoden og mulige menneskelige feil.

Fritt klor	
Tid (timer:min)	Konsentrasjon (mg Cl ₂ /l)
09:13	0,06
09:17	0,07
10:20	0,05
10:22	0,05
11:22	0,02
11:25	0,07
13:27	0,05
13:30	0,02
17:00	0,09
17:01	0,07
19:25	0,16
19:26	0,17
22:05	0,11
22:06	0,12
Ny dag 11.02.2020	
09:26	0,12
09:27	0,13
Ny dag 12.02.2020	
14:51	0,1
14:52	0,11
Ny dag 13.02.2020	
08:48	0,04
08:49	0,04

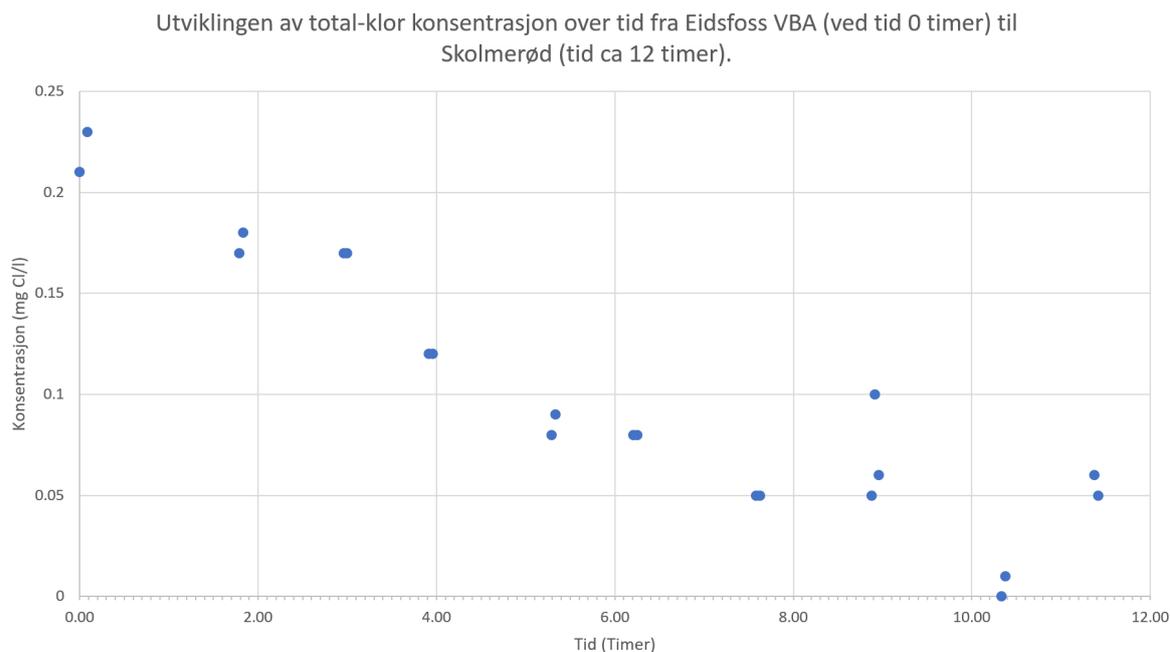
Tabell 5.2: Fritt klor-målinger startet 10.02.2020

5.1.4 Prøveresultater på ledningsnettet til Vestfold Vann IKS

Verdier målt fra hvert punkt på Vestfold Vann (VV) sitt ledningsnett vises i tabell 5.3 og figur 5.3. Det ble i utgangspunktet bestemt å ta tre prøver på hvert sted. Der målingene viste god nøyaktighet, ble det tatt to prøver. Prøvene ble tatt i samarbeid med to driftsoperatører ved VV.

Sted	Tid	Total klor (mg Cl ₂ /l)	Fritt klor (mg Cl ₂ /l)
Eidsfoss	09:37	0,21	
	09:39	0,23	
	09:47		0,16
Kronlia	10:20	0,17	
	10:21	0,18	
	10:27		0,00
Barkost	10:48	0,17	
	10:49	0,17	
Svinevoll	11:11	0,12	
	11:12	0,12	
Fadum	11:44	0,08	
	11:45	0,09	
Gullkrona	12:06	0,08	
	12:07	0,08	
Akersvann	12:39	0,05	
	12:40	0,05	
Stokke	13:11	0,05	
	13:12	0,10	
	13:12	0,06	
Hundstokk	13:47	0,00	
	13:48	0,01	
Skolmerød	14:12	0,06	
	14:13	0,05	

Tabell 5.3: Nettverdier på Vestfold Vann IKS 22.02.2020



Figur 5.3: Utviklingen av total klor fra Eidsfoss (tid 0 timer) og til Skolmerød (opp mot 12 timer)

Fritt klor ble registrert på rentvann ut fra Eidsfoss, og dette skulle i teorien vært 0, ikke 0.16 mg Cl_2/l . Nye målinger av fritt klor ble tatt lenger ut på nettet, og ved Kronlia var det ingen utslag på fritt klor. Resultatene av analysene blir presentert i den rekkefølgen som vannet transporteres i ledningsnettet til VV ved reell driftskjøring den 22.02.2020.

En ny runde med prøver var tenkt for å validere modellen og analyseresultatene. På grunn av tiltak mot spredning av koronavirus ble det ikke mulighet for det etter at Seierstad ble satt i drift igjen. Derfor ble simuleringsscenarioer med begge vannverk i drift ikke gjennomført. Alle scenarioer baserer seg følgelig på drift fra Eidsfoss, og vannet beveger seg i transportretning mot Seierstad.

5.2 Modellresultater

Modellresultatene viser i hovedsak metodikken og data bak kalibreringen av modellen og valg av simuleringsdøgn (19.02.2020). Deretter sammenlignes den kalibrerte modellen med de forskjellige scenarioene for å se på utviklingen i kloraminkonsentrasjonen.

5.2.1 Kalibrering av modellen

Kalibrering av modellen går ut på å justere på veggreaksjonskoeffisienten (K_w) på forskjellige ledningsstrekke. K_w tilpasses frem til verdiene i modellen stemmer godt overens med verdier fra virkelige målinger. Det er forskjellige K_w på rørstrekke i modellen

min, siden ulike deler av ledningsnettets over tid har vært forsynt med vann fra henholdsvis Eidsfoss og Seierstad, som har forskjellige kvaliteter. I modellen får rørstrekk som har inneholdt vann med høyere fargetall (mer naturlig organisk materiale (NOM)), en høyere K_w . Rørstrekk som over tid har vært forsynt fra Seierstad, dvs. med vann som har hatt lavere fargetall (mindre NOM) enn vann fra Eidsfoss, får en lavere K_w .

I tillegg kan rørdiametere ha mye å si på verdiene i både modellen og virkeligheten. Ved mindre rørdiametere vil mer av vannet reagere med rørveggen. Denne feilmarginen blir mindre med større diameter på røret og rørmaterialet. I Vestfold vanns tilfelle har ledningsstrekken diameter DN800 og 900 og består av samme type materiale.

Kloramindose for kalibrert modell er gjennomsnittet av to av de første målingene som ble tatt ved Eidsfoss, se tabell 5.3. Kloramindose = 0,22 mg Cl_2/l .

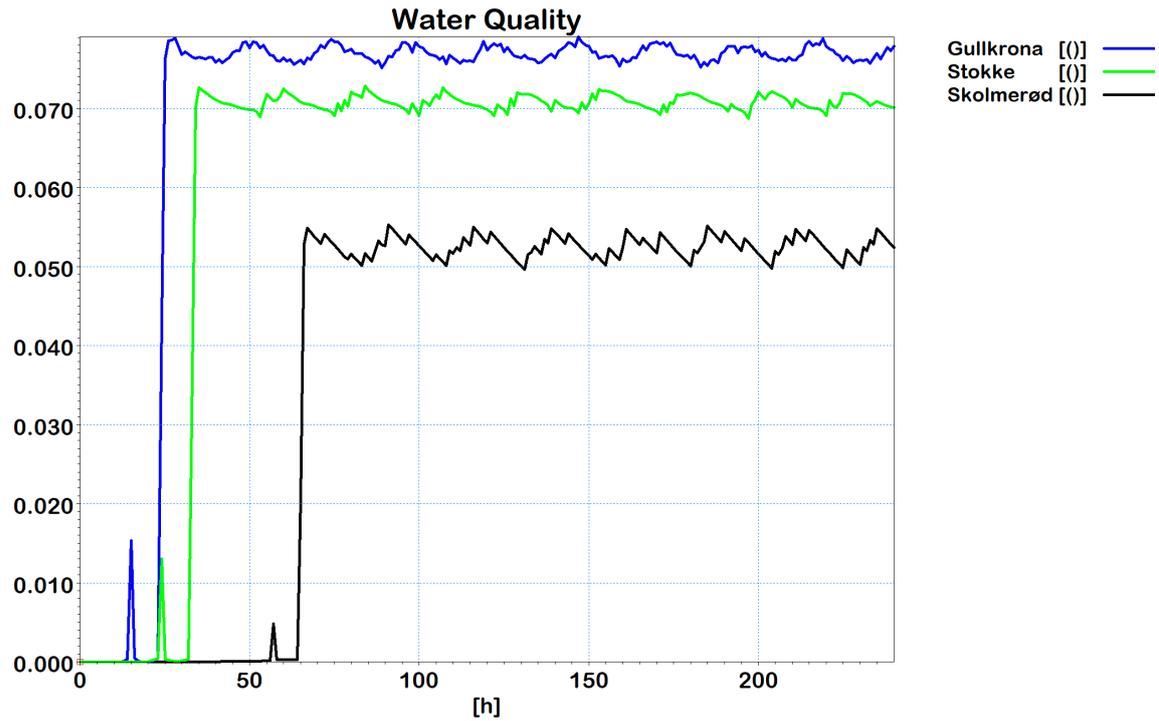
5.2.2 Modellresultater kalibrert modell

Tabell 5.4 viser faktiske verdier på ledningsnettets mot modellverdiene fra Mike Urban på prøvetakingsdatoen 22.02.2020.

Sted	Tid	Total klor (mg Cl ₂ /l) Målte verdier	Total klor (mg Cl ₂ /l) Mike Urban	Prosentvis avvik gjennomsnitt
Eidsfoss	09:37	0,21		
	09:39	0,23	0,21	
Gjennomsnitt		0,22	0,21	5,2 %
Kronlia	10:20	0,17		
	10:21	0,18	0,18	
Gjennomsnitt		0,175	0,18	0,62 %
Barkost	10:48	0,17		
	10:49	0,17	0,17	
Gjennomsnitt		0,17	0,17	0,18 %
Svinevoll	11:11	0,12		
	11:12	0,12	0,12	
Gjennomsnitt		0,12	0,12	4,4 %
Fadum	11:44	0,08		
	11:45	0,09	0,082	
Gjennomsnitt		0,085	0,080	6,5 %
Gullkrona	12:06	0,08		
	12:07	0,08	0,081	
Gjennomsnitt		0,08	0,078	3,1 %
Akersvann	12:39	0,05		
	12:40	0,05	0,076	
Gjennomsnitt		0,05	0,076	34,4 %
Stokke	13:11	0,05		
	13:12	0,10		
	13:12	0,06	0,073	
Gjennomsnitt		0,07	0,071	1,1 %
Hundstokk	13:47	0,00		
	13:48	0,01		
Gjennomsnitt				
Skolmerød	14:12	0,06		
	14:13	0,05	0,051	
Gjennomsnitt		0,055	0,053	4,5 %

Tabell 5.4: Modellresultater sammenlignet med Mike Urban resultater og gjennomsnittsverdier 22.02.2020

Modellverdiene fra Mike Urban kommer fra en simulert modell ved reell drift 22.02.2020. Dette er samme dato som vannprøver fra ledningsnett til Vestfold Vann (VV) ble tatt. Modellverdier med reelle verdier ved omtrent korrekt klokkeslett ble valgt. Det ble gjort en sammenligning av gjennomsnittsverdier på nettprøver og simuleringsverdier da simuleringsverdiene stabiliserte seg. Siden kun Eidsfoss leverte vann, tok det ganske lang tid før kloraminkonsentrasjonene stabiliserte seg på ledningsnett mot Gullkrona, Stokke og spesielt Skolmerød, se figur 5.4.



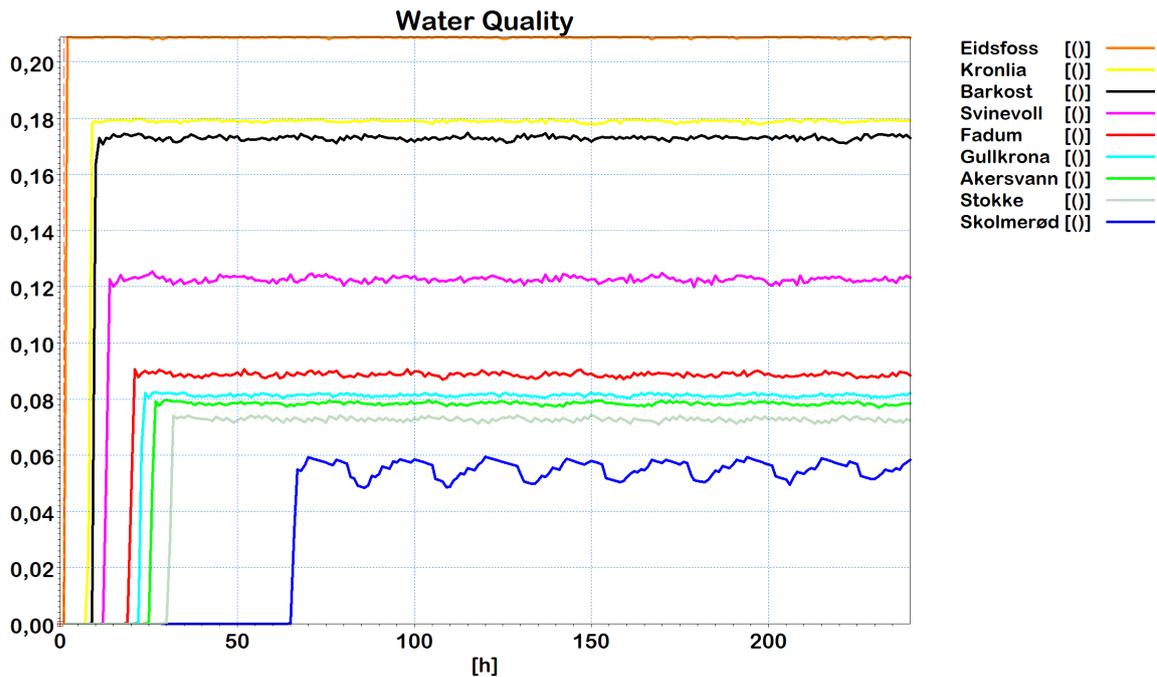
Figur 5.4: Illustrasjon av klorkonsentrasjonens utvikling fra Gullkrona til Skolmerød

Verdier i modellen ble sammenlignet mot virkelige verdier fra det tredje døgnet (starter på 72 timer) da kloraminkonsentrasjonen hadde stabilisert seg ved Skolmerød. Videre ble det benyttet en modell til sammenligning 3 døgn før med litt høyere vannføring for å se om dette ga mye avvik fra den virkelige datoen (se figur 5.5). Denne modellen ble mer nøyaktig og er utgangspunktet for simuleringsscenarioene.

Sted	Tid	Total klor (mg Cl ₂ /l) Målte verdier	Total klor (mg Cl ₂ /l) Mike Urban	Prosentvis avvik gjennomsnitt
Eidsfoss	09:37	0,21		
	09:39	0,23	0,21	
Gjennomsnitt		0,22	0,21	5,1 %
Kronlia	10:20	0,17		
	10:21	0,18	0,18	
Gjennomsnitt		0,18	0,18	2,2 %
Barkost	10:48	0,17		
	10:49	0,17	0,17	
Gjennomsnitt		0,17	0,17	1,7 %
Svinevoll	11:11	0,12		
	11:12	0,12	0,12	
Gjennomsnitt		0,12	0,12	2,2 %
Fadum	11:44	0,08		
	11:45	0,09	0,088	
Gjennomsnitt		0,085	0,089	4,2 %
Gullkrona	12:06	0,08		
	12:07	0,08	0,081	
Gjennomsnitt		0,08	0,081	1,7 %
Akersvann	12:39	0,05		
	12:40	0,05	0,083	
Gjennomsnitt		0,05	0,082	39,1 %
Stokke	13:11	0,05		
	13:12	0,10		
	13:12	0,06	0,073	
Gjennomsnitt		0,07	0,073	3,9 %
Hundstokk	13:47	0,00		
	13:48	0,01		
Gjennomsnitt				
Skolmerød	14:12	0,06		
	14:13	0,05	0,052	
Gjennomsnitt		0,055	0,055	0,4 %

Tabell 5.5: Modellresultater sammenlignet med kalibrert modell i Mike Urban og gjennomsnittsverdier 19.02.2020

Figur 5.5 viser hvordan konsentrasjonene i de forskjellige koblingspunktene ovenfor (tabell 5.5) vil variere. Samtidig vil de stabiliseres over tid. Grunnen til at resultatene svinger litt, er at dette er en forbruksdrevet modell, og kloraminkonsentrasjonene følger forbruksmønsteret til hvert enkelt koblingspunkt.



Figur 5.5: Klorkonsentrasjonens utvikling (mg/l) fra Eidsfoss til Skolmerød over tid (timer(h))

Koeffisienter og tilpassing

Bulkstrømningskoeffisienten (K_b) forble den samme gjennom kalibreringen. Det ble gjort en del justeringer i forhold til veggkoeffisienter (K_w) på de forskjellige rørstrekene. Før kalibreringen av modellen startet, var følgende startverdier satt (negativ verdi skal karakterisere nedbrytning og begge nedbrytningskarakteristikker er av 1.orden):

- $K_b = -0,115 \text{ dag}^{-1}$
- $K_w = -0,15 \text{ dag}^{-1}$

Deretter ble K_w for de forskjellige rørstrekene mellom prøvepunktene tilpasset slik at modellverdiene stemte godt overens med målte verdier. Bulkstrømningskoeffisienten forble den samme:

- Eidsfoss - Kronlia, $K_w = -0,10$
- Kronlia - Barkost, $K_w = -0,15$
- Barkost - Svinevoll, $K_w = -0,56$
- Svinevoll - Fadum, $K_w = -0,35$
- Fadum - Gullkrona, $K_w = -0,10$
- Gullkrona - Stokke, $K_w = -0,065$

- Stokke - Skolmerød, $K_w = -0,015$

Under kalibreringen ble veggkoeffisienter fra Barkost til Gullkrona oppjustert, og strekkene fra Gullkrona til Skolmerød ble nedjustert. Dette stemmer godt overens med antakelsen om at det er sammenheng mellom vannkvaliteten (fargetallet) i ledningsnettet under normal drift, dvs. med både Seierstad og Eidsfoss i drift, og forskjellige K_w -verdier. Det antas da at K_w er et uttrykk for mengden akkumulerte oksiderbare stoffer akkumulert i røret.

5.2.3 Scenario 1 og 2: Forverret vannkvalitet

Eidsfoss vannbehandlingsanlegg har ikke fargefjerning per dags dato. Klimaet i Norge endrer seg stadig, og vi har ofte ekstremvær med mye nedbør og flom. Dette gir en økt avrenning til reservoarer, med potensielt mer forurensing. En konsekvens av dette er at vannkvaliteten i overflatevann forverres. Omrøringen i overflatevann blir større, og sprangsjiktet flyttes lenger ned eller forsvinner helt. Før i tiden ble dypt vanninntak fra overflatevann sett på som en hygienisk barriere på grunn av sprangsjiktet. De fleste vannkilder i Norge er overflatevann.

Ved å øke bulk (K_b)- og veggkoeffisientene (K_w) med $1/3$ og $2/3$, forverres vannkvaliteten ved et økt fargetall fra 12 til 16 og fra 12 til 20 mg Pt/l. Et økt fargetall baseres på mer naturlig organisk materiale (NOM) i vannet. Dette skjer dersom anlegget ikke designes for fargefjerning.

Scenario 1: Forverret vannkvalitet, fargetall rundt 16 mg Pt/l

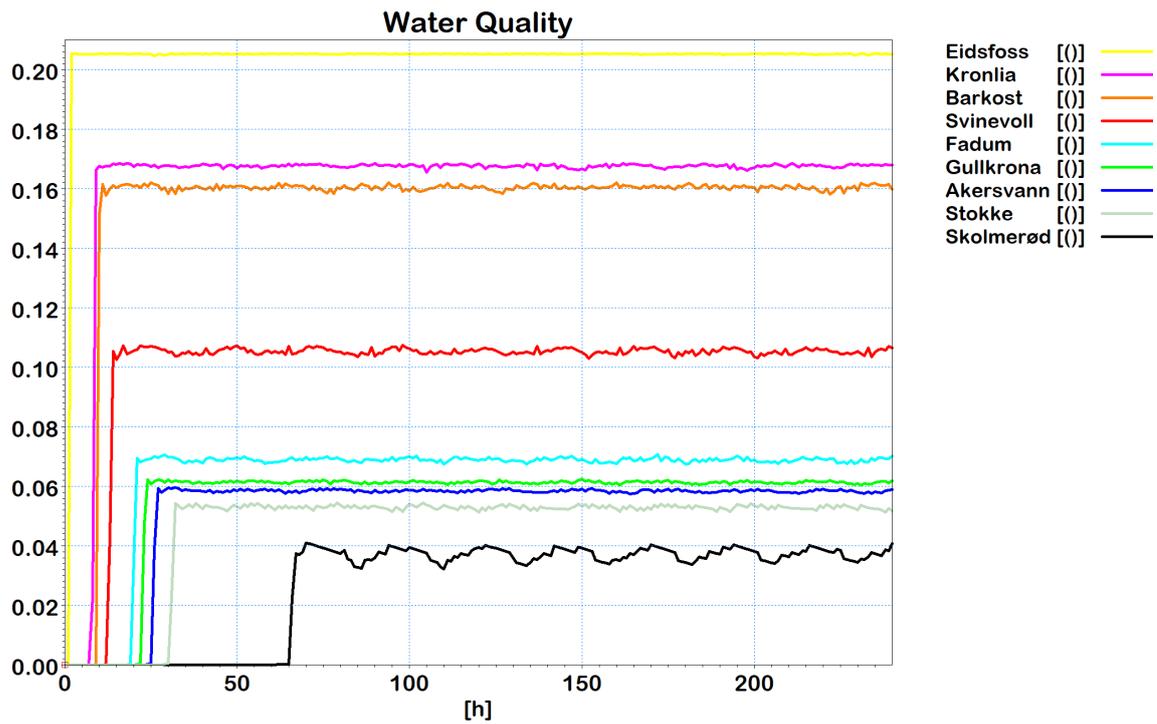
Her er K_b og K_w økt med $1/3$ og sammenlignet i tabell 5.6 med kalibrert modell. Dette scenarioet representerer kun drift fra Eidsfoss på vinterstid uten levering av vann fra Seierstad. Vannkvaliteten er forverret, og fargetallet øker fra 12 til omtrent 16 mg Pt/l. Vannet inneholder mer NOM som kloraminen potensielt kan reagere med.

Sted	Tid	Total klor (mg Cl ₂ /l) Kalibrert modell	Total klor (mg Cl ₂ /l) Scenario 1/3 større koeff	Prosentvis avvik gjennomsnitt
Eidsfoss	09:37			
	09:39	0,21	0,21	
Gjennomsnitt		0,21	0,21	1,6 %
Kronlia	10:20			
	10:21	0,18	0,17	
Gjennomsnitt		0,18	0,17	4,8 %
Barkost	10:48			
	10:49	0,17	0,16	
Gjennomsnitt		0,17	0,16	5,8 %
Svinevoll	11:11			
	11:12	0,12	0,10	
Gjennomsnitt		0,12	0,11	8,1 %
Fadum	11:44			
	11:45	0,082	0,069	
Gjennomsnitt		0,080	0,069	13,3 %
Gullkrona	12:06			
	12:07	0,081	0,061	
Gjennomsnitt		0,078	0,061	20,8 %
Akersvann	12:39			
	12:40	0,076	0,059	
Gjennomsnitt		0,076	0,059	23,2 %
Stokke	13:11			
	13:12			
	13:12	0,073	0,053	
Gjennomsnitt		0,071	0,053	25,1 %
Hundstokk	13:47			
	13:48			
Gjennomsnitt				
Skolmerød	14:12			
	14:13	0,05	0,032	
Gjennomsnitt		0,053	0,040	29 %

Tabell 5.6: Sammenligning av kalibrerte modellverdier og scenario 1: forverret vannkvalitet; 1/3 større koeffisienter

Tabell 5.6 viser at kloraminkonsentrasjonene på nettet vil bli lavere dersom fargetallet stiger. Allerede ved Fadum har kloraminkonsentrasjonen falt 13%, og den avtar videre lenger ut på nettet.

Figur 5.6 viser utviklingen av kloraminkonsentrasjonen over tid på ledningsnettet. Konsentrasjonen avtar jo lenger ut på ledningsnettet en befinner seg. De største forskjellene er også vist i tabell 5.6 og dukker opp mot Skolmerød, der vannalderen er størst.



Figur 5.6: Klorkonsentrasjonens utvikling fra Eidsfoss til Skolmerød med 1/3 større koeffisienter

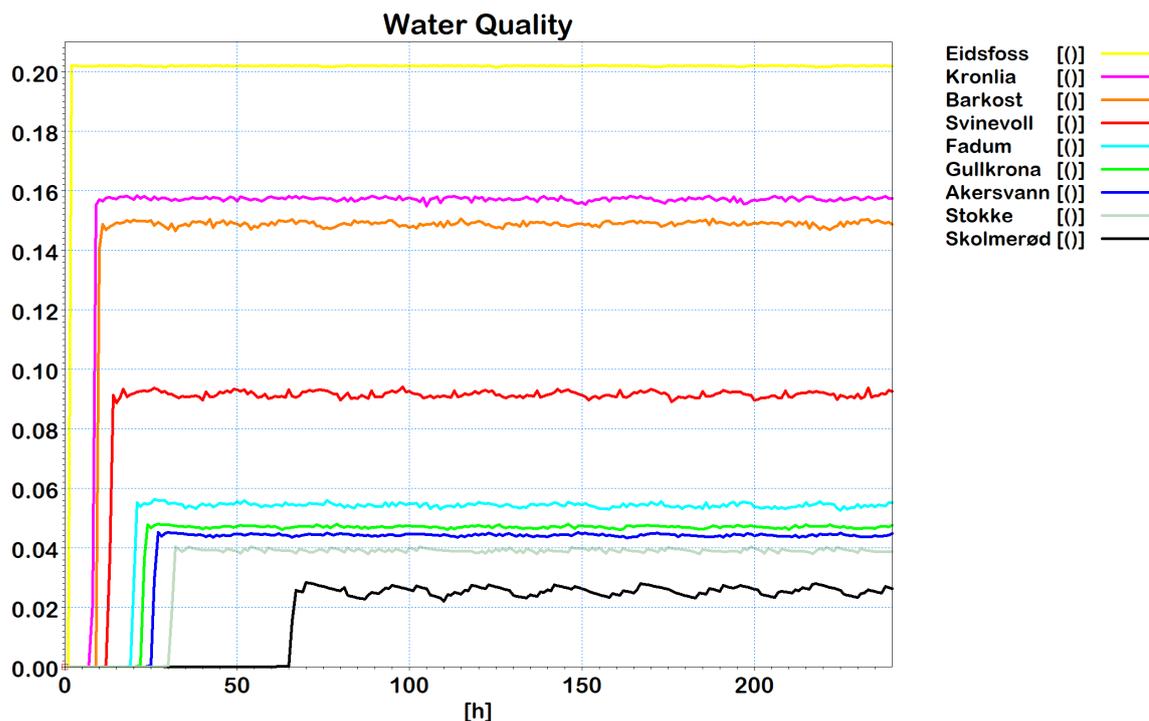
Scenario 2: Forverret vannkvalitet, fargetall rundt 20

K_b og K_w er økt med 2/3 i dette scenarioet. Dette representerer en forverret vannkvalitet med økt fargetall fra 12 til omtrent 20 mg Pt/l. Scenarioet kan gi en indikasjon på hvorvidt det er fornuftig å fortsette en dosering av kloramin ved mye dårligere vannkvalitet. Tabell 5.7 viser en sammenligning av resultatene med kalibrert modell.

Sted	Tid	Total klor (mg Cl ₂ /l) Kalibrert modell	Total klor (mg Cl ₂ /l) Scenario 2/3 større koeff	Prosentvis avvik gjennomsnitt
Eidsfoss	09:37			
	09:39	0,21	0,20	
Gjennomsnitt		0,21	0,20	3,2 %
Kronlia	10:20			
	10:21	0,18	0,16	
Gjennomsnitt		0,18	0,16	10,7 %
Barkost	10:48			
	10:49	0,17	0,15	
Gjennomsnitt		0,17	0,15	12,6 %
Svinevoll	11:11			
	11:12	0,12	0,090	
Gjennomsnitt		0,12	0,092	20,2 %
Fadum	11:44			
	11:45	0,082	0,053	
Gjennomsnitt		0,080	0,054	31,7 %
Gullkrona	12:06			
	12:07	0,081	0,047	
Gjennomsnitt		0,078	0,047	39,4 %
Akersvann	12:39			
	12:40	0,076	0,045	
Gjennomsnitt		0,076	0,044	41,9 %
Stokke	13:11			
	13:12			
	13:12	0,073	0,040	
Gjennomsnitt		0,071	0,039	44,6 %
Hundstokk	13:47			
	13:48			
Gjennomsnitt				
Skolmerød	14:12			
	14:13	0,051	0,023	
Gjennomsnitt		0,053	0,026	51,2 %

Tabell 5.7: Sammenligning av kalibrerte modellverdier og scenario 2: forverret vannkvalitet, fargetall på 20

Figur 5.7 viser kloraminkonsentrasjonens utvikling over tid med dårligere vannkvalitet som har fargetall rundt 20 mg Pt/l. Resultatene i tabell 5.7 og figur 5.7 viser at en vannkvalitet med fargetall på 20, påvirker kloraminkonsentrasjonen på ledningsnettene mye. Ut fra resultatene er kloraminkonsentrasjonen allerede 10 % lavere ved Kronlia og ved Svinevoll 20 % lavere, sammenlignet med beregningene i kalibrert modell med fargetall 12 mg Pt/l. Hvis det er ønsket høyere kloraminkonsentrasjoner på ledningsnettene ved dårligere vannkvalitet, må doseringen av kloramin økes.



Figur 5.7: Klorkonsentrasjonens utvikling fra Eidsfoss til Skolmerød med 2/3 større koeffisienter

5.2.4 Scenario 3: Fargefjerning ved Eidsfoss VBA

Scenario 3 er designet for faktisk fargefjerning med fungerende prosess ved Eidsfoss vannbehandlingsanlegg. Dette vil vise en forbedret vannkvalitet med fargetall på rundt 4 eller 3 mg Pt/l.

Ved dette scenarioet vil risikoen for forekomster av uønskede mikroorganismer faktisk reduseres. Dette er fordi fargetallet minkes og det fjernes mer NOM i vannet. Scenarioet tilpasses ved å anta en reduksjon i fargetall (og NOM) med 3/4 og så redusere bulkstrømningskoeffisienten (K_b) med det samme.

Ny $K_b = -0,02875$.

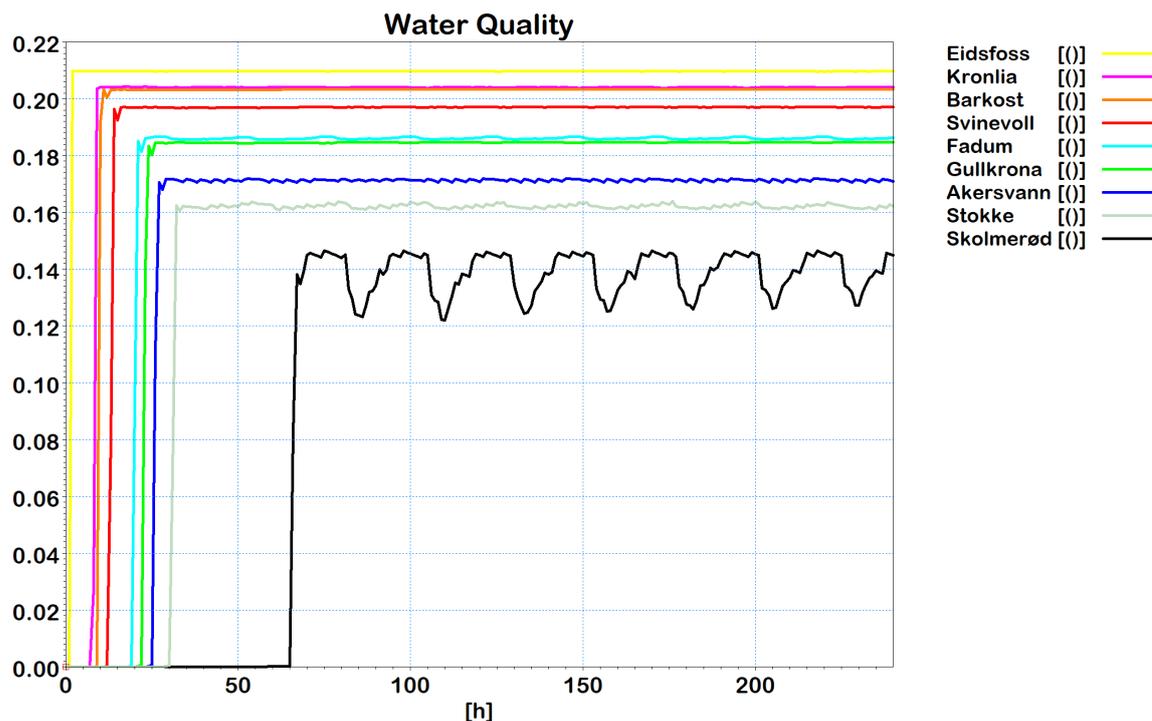
Denne antagelsen er trolig noe konservativ, da effekten av fargefjerning er ventet å være enda større. Når det kun gjøres antagelser på simulerte scenarioer, er det også greit å forholde seg konservativt.

Resultatene vises i tabell 5.8 og figur 5.8, K_w er lik som i scenario 4 = -0,0150.

Sted	Tid	Total klor (mg Cl ₂ /l) Kalibrert modell	Total klor (mg Cl ₂ /l) Scenario 3: Fargefjerning	Prosentvis avvik gjennomsnitt
Eidsfoss	09:37			
	09:39	0,21	0,21	
Gjennomsnitt		0,21	0,21	0,5 %
Kronlia	10:20			
	10:21	0,18	0,20	
Gjennomsnitt		0,18	0,20	13,7 %
Barkost	10:48			
	10:49	0,17	0,20	
Gjennomsnitt		0,17	0,20	15,8 %
Svinevoll	11:11			
	11:12	0,12	0,20	
Gjennomsnitt		0,12	0,20	41,8 %
Fadum	11:44			
	11:45	0,082	0,19	
Gjennomsnitt		0,080	0,19	57,3 %
Gullkrona	12:06			
	12:07	0,081	0,19	
Gjennomsnitt		0,080	0,18	58 %
Akersvann	12:39			
	12:40	0,076	0,17	
Gjennomsnitt		0,076	0,17	55,4 %
Stokke	13:11			
	13:12			
	13:12	0,073	0,16	
Gjennomsnitt		0,071	0,16	56,4 %
Hundstokk	13:47			
	13:48			
Gjennomsnitt				
Skolmerød	14:12			
	14:13	0,051	0,12	
Gjennomsnitt		0,053	0,14	62,2 %

Tabell 5.8: Sammenligning av kalibrert modell med reell fargefjerning på Eidsfoss

Tabell 5.8 sammenlignet med tabell 5.9 viser at kloraminkonsentrasjonene holder seg enda mer stabile og høyere lenger ut på ledningsnettene med en fungerende fargefjerning. Figur 5.8 viser kloraminkonsentrasjonens utvikling over tid ved de forskjellige tilkoblingspunktene.



Figur 5.8: Utviklingen av samme dosering kloramin som i kalibrert modell, men med reell fargefjerning på Eidsfoss VBA

5.2.5 Scenario 4: Svikt i fremtidig fargefjerningsprosess ved Eidsfoss (fargetallet har lenge vært ca. 3, men vannkvaliteten forverres og fargetallet stiger til rundt 12 mg Pt/l)

Scenario 4 er designet for en situasjon der det oppstår en feil. Det viser at Eidsfoss vannbehandlingsanlegg har fargefjerning, men at denne plutselig kollapser. Ved dette scenarioet vil fargetallet på rentvannet i utgangspunktet gå ned fra 12 i dag til rundt 4 eller 3 mg Pt/l. Deretter vil vannkvaliteten bli forverret igjen til rundt 12 mg Pt/l. Scenarioet viser resultater hentet ganske kort tid etter at fargefjerningen har sluttet å fungere.

Ved fargefjerning reduseres K_b og K_w for å representere en bedret vannkvalitet med lavere fargetall. I scenario 4 ble kun K_w redusert og ikke K_b .

Risikoen for forekomster av uønskede mikroorganismer blir i utgangspunktet mindre med lavere fargetall og fjerning av naturlig organisk materiale (NOM) i vannet. Ved dette scenarioet blir riktignok risikoen større igjen, siden vannkvaliteten plutselig forverres. Mengden biofilm er derimot lavere fordi anlegget har hatt fargefjerning og de nye forurensingene ikke har rukket å reagere med rørveggene ennå.

K_b ble valgt lik som i kalibrert modell med fargetall 12 mg Pt/l og er $K_b = -0,115$.

K_w fra Eidsfoss og ned til Gullkrona ble valgt lik den minste K_w -verdien kalibrert modell hadde på strekningen: Skolmerød - Stokke - Gullkrona:

- Eidsfoss - Gullkrona, $K_w = -0,0150$

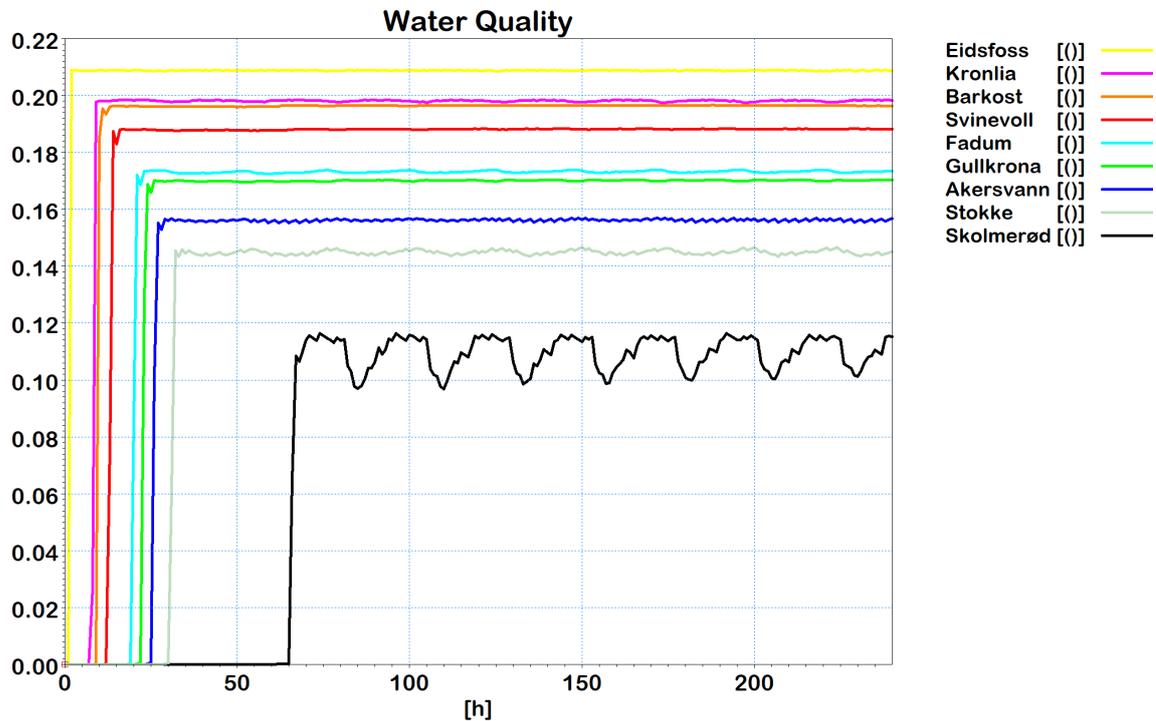
Dette scenarioet representerer at Eidsfoss doserer samme mengde kloramin ut av anlegget som den 22.02.2020. Tabell 5.9 viser resultater mot verdier fra scenario 3. Figur 5.9 viser utviklingen av kloraminkonsentrasjonen over tid.

Sted	Tid	Total klor (mg Cl ₂ /l) Scenario 3: Fargefjerning	Total klor (mg Cl ₂ /l) Scenario 4: Fargefjerning svikt	Prosentvis avvik gjennomsnitt
Eidsfoss	09:37			
	09:39	0,21	0,21	
	Gjennomsnitt	0,21	0,21	
Kronlia	10:20			
	10:21	0,20	0,20	
	Gjennomsnitt	0,20	0,20	
Barkost	10:48			
	10:49	0,20	0,20	
	Gjennomsnitt	0,20	0,20	
Svinevoll	11:11			
	11:12	0,20	0,19	
	Gjennomsnitt	0,20	0,19	5 %
Fadum	11:44			
	11:45	0,19	0,17	
	Gjennomsnitt	0,19	0,17	10,5 %
Gullkrona	12:06			
	12:07	0,19	0,17	
	Gjennomsnitt	0,18	0,17	5,6 %
Akersvann	12:39			
	12:40	0,17	0,16	
	Gjennomsnitt	0,17	0,16	5,9 %
Stokke	13:11			
	13:12			
	13:12	0,16	0,14	
Gjennomsnitt	0,16	0,15	6,3 %	
Hundstokk	13:47			
	13:48			
	Gjennomsnitt			
Skolmerød	14:12			
	14:13	0,12	0,10	
	Gjennomsnitt	0,14	0,11	21,4 %

Tabell 5.9: Sammenligning av scenario 3 og 4: fargefjerning ved Eidsfoss VBA mot svikt i fargefjerning

Ut fra resultater i tabell 5.9 og figur 5.9 vil valg av ny renseprosess ved Eidsfoss stabilisere kloraminutviklingen og -konsentrasjonen utover på ledningsnettets. Det er en

høy konsentrasjon fra Eidsfoss og helt ned til Stokke. I figur 5.11 blir dette scenarioet sammenlignet med scenario 3 og 5 (fargefjerning og dobbel klordose).



Figur 5.9: Utviklingen av samme dosering kloramin som i kalibrert modell, men med fargefjerning på Eidsfoss VBA

5.2.6 Scenario 5: Dobbelt klordosering ved Eidsfoss vannbehandlingsanlegg

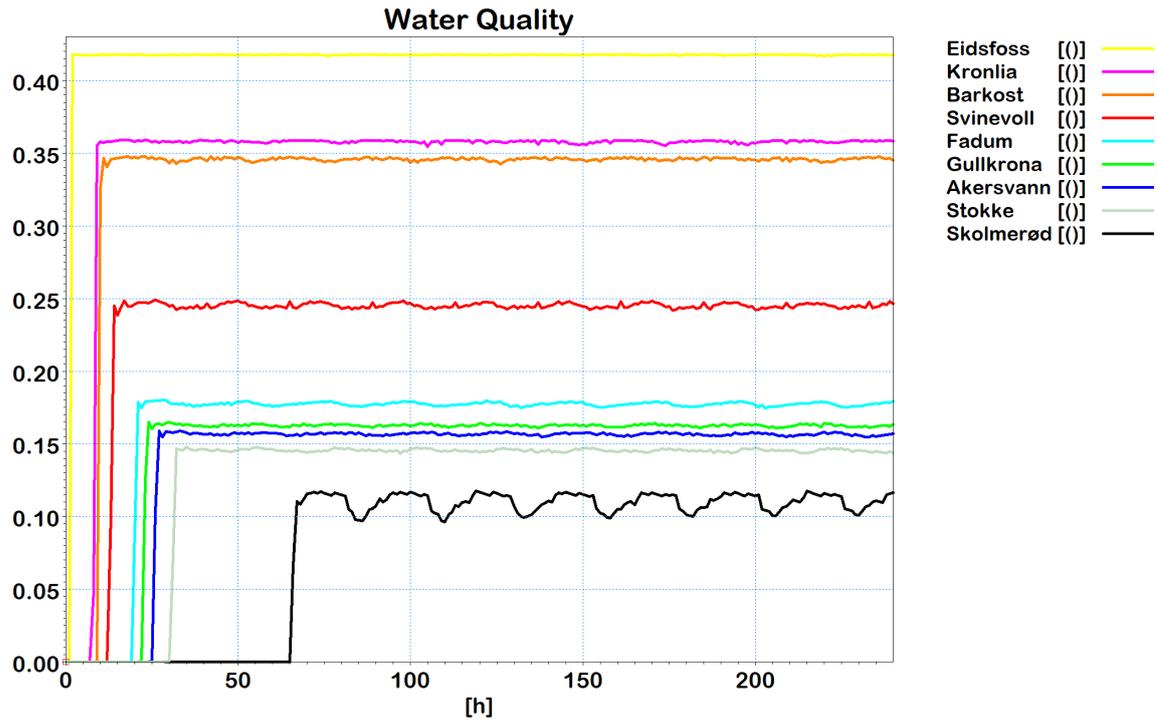
Ved Scenario 5 dobles kloramindoseringen ved Eidsfoss vannbehandlingsanlegg. Dette kan være et alternativ ved forverret vannkvalitet. Problemer som dannelse av desinfeksjonsbiprodukter(DBP) fordi kloraminen reagerer med NOM, eller lukt- og smaksproblemer, kan oppstå. I tabell 5.10 sammenlignes dobbelt klordosering og kalibrert modell. Figur 5.10 viser hvordan en dobbelt kloraminkonsentrasjon utvikler seg fra Eidsfoss til Skolmerød over tid.

Ny kloramindose = 0,44 mg Cl_2/l .

Sted	Tid	Total klor (mg Cl ₂ /l) Kalibrert modell	Total klor (mg Cl ₂ /l) Scenario 5: Dobbel klordosering Eidsfoss	Prosentvis avvik gjennomsnitt
Eidsfoss	09:37			
	09:39	0,21	0,42	
Gjennomsnitt		0,21	0,42	50 %
Kronlia	10:20			
	10:21	0,18	0,36	
Gjennomsnitt		0,18	0,36	50,8 %
Barkost	10:48			
	10:49	0,17	0,35	
Gjennomsnitt		0,17	0,34	50,5 %
Svinevoll	11:11			
	11:12	0,12	0,24	
Gjennomsnitt		0,12	0,25	53,2 %
Fadum	11:44			
	11:45	0,082	0,18	
Gjennomsnitt		0,080	0,18	55,2 %
Gullkrona	12:06			
	12:07	0,081	0,16	
Gjennomsnitt		0,078	0,16	52,3 %
Akersvann	12:39			
	12:40	0,076	0,16	
Gjennomsnitt		0,076	0,16	51,3 %
Stokke	13:11			
	13:12			
	13:12	0,073	0,15	
Gjennomsnitt		0,071	0,15	51,3 %
Hundstøkk	13:47			
	13:48			
Gjennomsnitt				
Skolmerød	14:12			
	14:13	0,051	0,080	
Gjennomsnitt		0,053	0,11	52,4 %

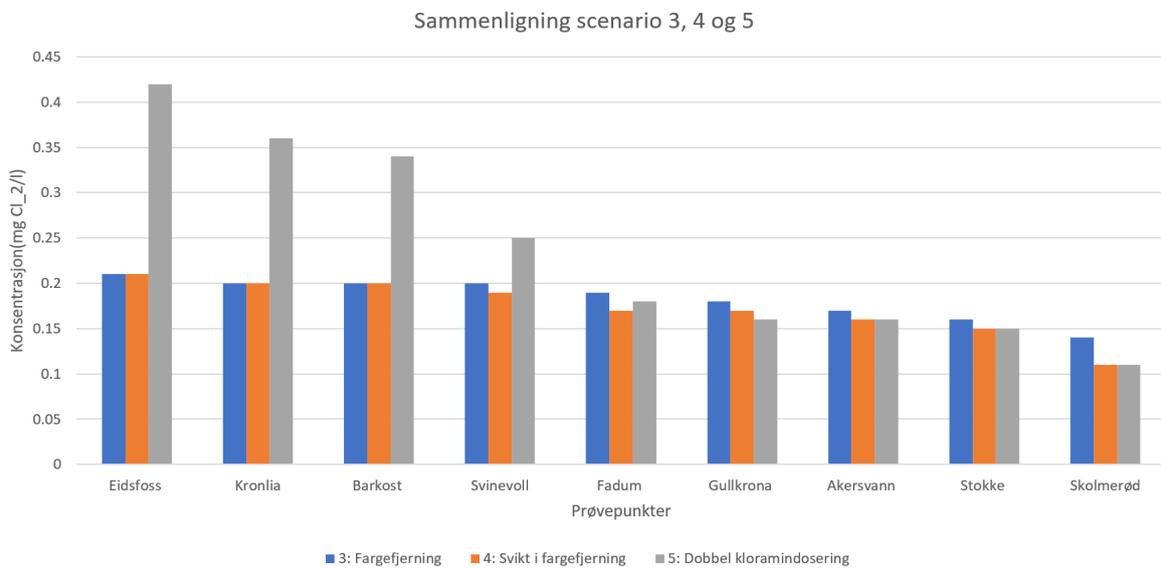
Tabell 5.10: Tabellsammenligning av dobbel klordosering og kalibrert modell

I motsetning til de andre scenarioene ser vi i tabell 5.10 at en økt kloramindosering vil gi høyere kloraminkonsentrasjoner på ledningsnettet helt frem til Stokke. Kloraminkonsentrasjonen avtar også ganske fort utover i ledningsnettet (se figur 5.10). Siden dosen er relativt høy, vil konsentrasjonene utover på ledningsnettet også bli relativt høye.



Figur 5.10: Utviklingen av dobbel dosering av kloramin som i kalibrert modell

Videre blir det vist en sammenligning av dette scenarioet med de to foregående scenarioene om fargefjerning ved Eidsfoss. I figur 5.11 er det sammenlignet gjennomsnittsverdier fra disse tre scenarioene.



Figur 5.11: Sammenligning av dobbel klordosering og fargefjerning ved Eidsfoss og ny vannbehandling.

En dobbel klordosering vil gi høyere konsentrasjoner i starten fra utløp Eidsfoss og frem til Svinevoll. Fra Svinevoll til Skolmerød er det ikke lenger større effekt av dobbel

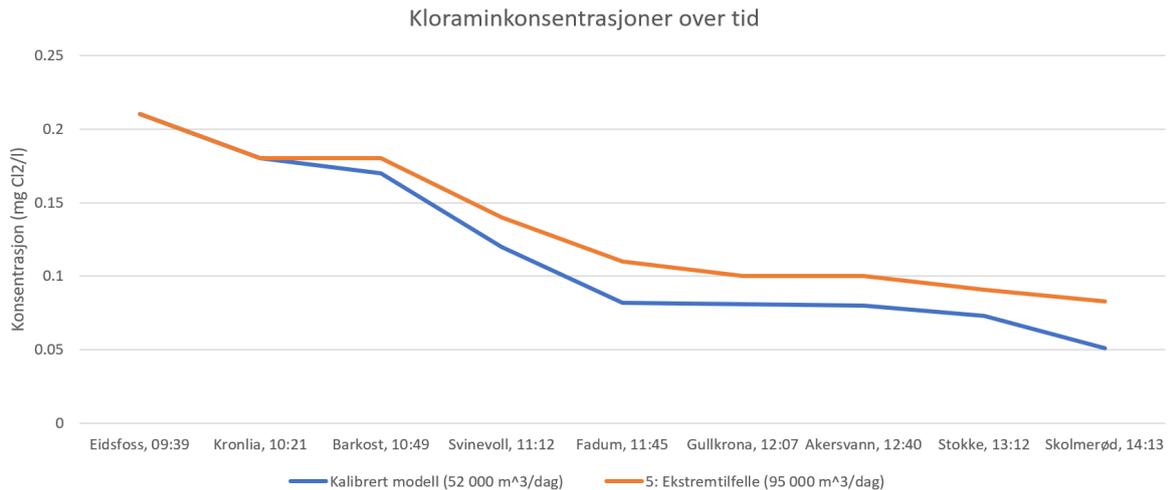
kloramindosering. I alle scenarioene vil kloraminkonsentrasjonene holde seg stabile i forhold til hverandre mot slutten av ledningsnett. Fra Fadum til Skolmerød viser riktignok scenario 4 å holde kloraminkonsentrasjonene jevnt over noe høyere enn scenario 5 og scenario 3.

5.2.7 Scenario 6: Høyt vannforbruk på ca. 95 000 m^3 /dag

Dette scenarioet representerer et tilfeldig sommerdøgn med høyt vannforbruk. Høyt vannforbruk skyldes ofte vanningsbehov i tørketider. Det doseres lik mengde kloramin som i kalibrert modell (0,22 mg Cl_2/l), K_b og K_w er lik koeffisientene i kalibrert modell. I tabell 5.11 og figur 5.12 sammenlignes resultatene med kalibrert modell. I figur 5.13 vises kloraminkonsentrasjonens utvikling gjennom ledningsnett over tid.

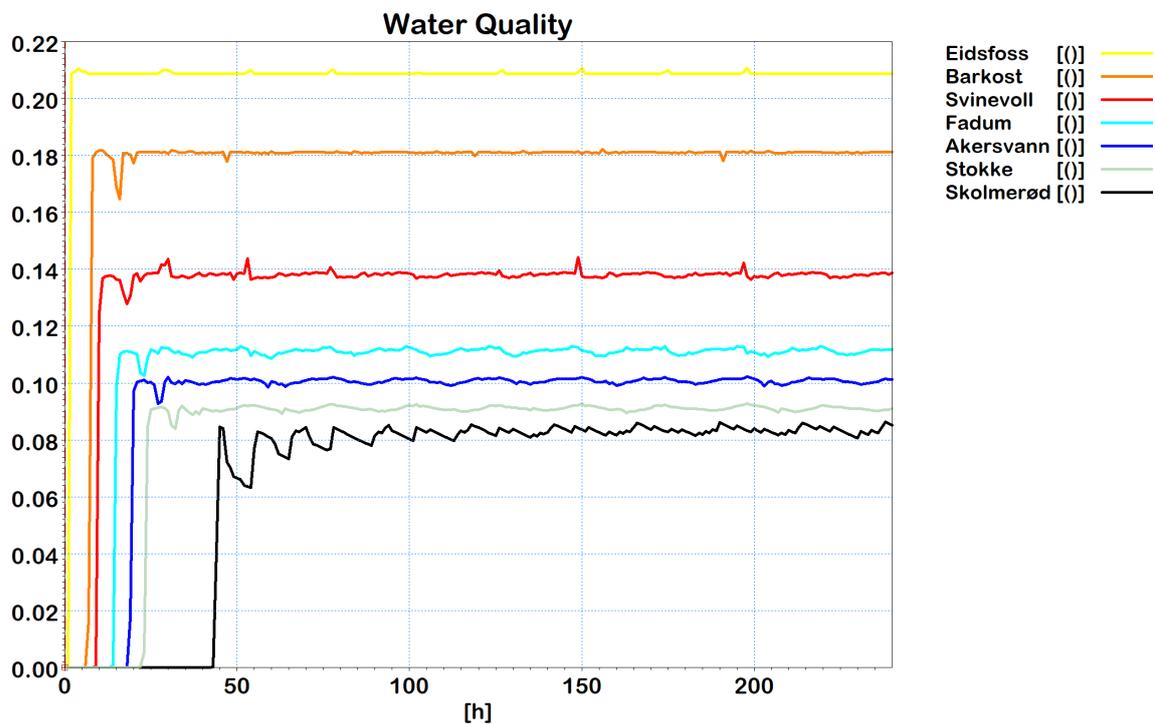
Sted	Tid	Total klor (mg Cl ₂ /l) Kalibrert modell	Total klor (mg Cl ₂ /l) Scenario 6: 95 000 m ³ /dag	Prosentvis avvik gjennomsnitt
Eidsfoss	09:37			
	09:39	0,21	0,21	
Gjennomsnitt		0,21	0,21	0,14 %
Kronlia	10:20			
	10:21	0,18	0,18	
Gjennomsnitt		0,18	0,19	4,6 %
Barkost	10:48			
	10:49	0,17	0,18	
Gjennomsnitt		0,17	0,18	5,9 %
Svinevoll	11:11			
	11:12	0,12	0,14	
Gjennomsnitt		0,12	0,14	16,9 %
Fadum	11:44			
	11:45	0,082	0,11	
Gjennomsnitt		0,080	0,11	28,4 %
Gullkrona	12:06			
	12:07	0,081	0,10	
Gjennomsnitt		0,080	0,10	25,3 %
Akersvann	12:39			
	12:40	0,080	0,10	
Gjennomsnitt		0,080	0,10	24,3 %
Stokke	13:11			
	13:12			
	13:12	0,073	0,091	
Gjennomsnitt		0,071	0,091	22,2 %
Hundstokk	13:47			
	13:48			
Gjennomsnitt				
Skolmerød	14:12			
	14:13	0,051	0,080	
Gjennomsnitt		0,053	0,083	36,6 %

Tabell 5.11: Sammenligning av kalibrert modell med ca. 52 000 m³/dag mot scenario 6: ekstremforbruk med ca. 95 000 m³/dag.



Figur 5.12: Sammenligning av kloraminforbruket på nettet over tid med ca. 95 000 m^3 i forbruk mot kalibrert modell med ca. 52 000 m^3/dag

I tabell 5.11 er gjennomsnittskonsentrasjonene ved scenario 6 jevnt over høyere enn for kalibrert modell. Utviklingen av kloraminkonsentrasjonen over tid vises i figur 5.12 og i figur 5.13.



Figur 5.13: Utviklingen av kloramin på ledningsnett over tid med ca. 95 000 m^3 i forbruk

6. Diskusjon

6.1 Feilkilder i forsøk og modell

Oppgaven består av både laboratorieforsøk og datamodellering for å modellere utviklingen av kloramin i en hydraulisk modell. Det er en rekke feilkilder i både laboratorieforsøk og modellanalyser som drøftes i dette delkapittelet.

6.1.1 Feilkilder i forsøksdel

En rekke forskjellige feilkilder kan ha påvirket resultatene i denne oppgaven. Under vises de av størst betydning:

- menneskelige feil
- feil med måleapparat og reagenser
- feil ved prøvetaking og oppbevaring av vannprøver

Menneskelige feil

Menneskelige feil er knyttet til laboratoriearbeid og rutiner i forbindelse med dette, som for eksempel analyser av prøver, prøvetakinger o.l.

Metoden for kloranalyser er riktignok ikke komplisert, og rutiner ble fort innarbeidet. Det var planlagt å gjennomføre ytterligere en målerunde for verifisering av modell og prøvemethode, men dette ble ikke mulig grunnet covid-19-bestemmelser. Andre mulige menneskelige feil er for eksempel:

- Mangelfull rengjøring av prøveglass mellom forsøkene (det kan ha sidd litt pulverrester igjen i glasset fra forrige prøve som kunne påvirke resultatet av neste prøve)
- Rutiner med å hente ut 10 ml prøver fra vannbeholder flere ganger i løpet av over en uke, her kan vannbeholderen ha fått luft og sollys, samt utsatt for temperaturforandringer. I tillegg vil det bli mer luft i beholderen for hver gang en prøve hentes ut.

- Unøyaktig prøvetaking kan aldri utelukkes, som kontaminering av 10 ml prøvebeholder med for eksempel pipetter eller menneskelig kontakt.

Feil ved måleapparat og reagenser

Apparatet som blir benyttet i laboratedelen er en Palintester som har ligget på laboratoriet en stund og som er et mobilt måleapparat. Målområdet er på bølgelengde rundt 515 nm, og hva dette apparatet er brukt til før jeg har målt total og fritt klor, er ukjent. Apparatet blir brukt av mange og i hvilken grad dette har påvirket nøyaktigheten til apparatet er ukjent.

Det er blitt benyttet egne internkontroller (forhåndsdefinerte konsentrasjoner på 0,25, 0,30 og 0,50 mg Cl_2/l) fra sertifisert standard for kalibrering av apparatet. Preparering, håndtering, lagring og bruk av disse internkontrollene kan også utgjøre feilkilder. Vestfold Vann har andre rutiner for kalibrering av sitt utstyr, som også er ett annet type instrument, men med lik metode (DPD-metode). Her blir prøvene kalibrert fra rentvann ut fra Eidsfoss. Det benyttes demineralisert vann som nullprøve i mine forsøk. Internkontrollene ble fraktet fra Ås til Eidsfoss og tilbake igjen og har for øvrig blitt oppbevart i mørkt kjøleskap. Disse internkontrollene har stått ubrukt i 3-7 dager, og reduksjon i konsentrasjonen kan ikke utelukkes. På den andre siden sier leverandør at denne feilkilden er liten og lite sannsynlig. Resultatene funnet i oppgaven er uansett interessante fordi de er tatt i løpet av en kort tidsperiode og relatert til hverandre.

Som nevnt i metoddelen, er det en rekke reagenser som kan interferere med prøveresultater. I tillegg kan prøveglassene være kontaminert av stoffer fra før av som kan ha reagert selv om disse ble grundig rengjort.

Feil ved prøvetaking og oppbevaring av vannprøver

Ved vannprøvetaking kan forskjellige feilkilder oppstå. Selve prøvetakingsglasset kan være kontaminert eller at hansker ikke benyttes. To andre feilkilder kan være manglende desinfisering av vannkranen der prøven blir tatt, eller at vannet ikke har fått strømme lenge nok, slik at henstandsvann ikke har blitt skiftet ut.

Vannprøvene ved denne prøvetakingen ble oppbevart i kjøleskap ved Eidsfoss ved omtrent 4-7 grader og fraktet i lystett isolert prøvetakingsboks til Ås. En økning av temperaturen på prøvene kan ha påvirket resultatene.

I tillegg kan prøvene ha blitt påvirket av dissosiasjon (lysgjennomtrenging) mens de stod ute i lys under analyseringen av klorforbindelsene i laboratoriet. Samtidig som det blir tatt 10 ml prøver hver gang en ny prøve blir tatt, blir det tilsatt mer luft i hvert enkelt glass med rentvann. Ved lufting av prøvene er det større sjanse for avgassing av klor.

6.1.2 Feilkilder i modellen

De største feilkildene i modellen ligger i hydraulikken. I en så stor modell (omtrent 120 km med ledningsnett), med store ledningsdimensjoner (alt fra Ø600-1000) skjer det tap i de forskjellige hydrauliske komponentene.

- Selv om de fleste rørstrekene er av samme type materiale, kan noen være forskjellige med hensyn til alder, utførelse, akkumulering av partikler etc. og ha forskjellige ruheter.
- Erfaringer med modelleringen viste at det ofte var høydebassengene som gav problemer med simuleringer.
- På grunn av de store dimensjonene er det ikke beregnet tap i reduksjons- og stengeventiler eller gjennom pumper. Grunnet de store diameterne er det lagt til grunn at disse tapene ikke vil utgjøre en stor forskjell i de hydrauliske egenskapene til rørsystemene.
- Beregningsmodellene for nedbrytning av klor i første orden er en tilnærming og representerer ikke faktisk nedbrytning, bl.a. fordi mengde og sammensetning av oksiderbare stoffer endres som følge av klorforbruket.

6.2 Laboratorie- og feltforsøk

Laboratieforsøk ble gjennomført på Eidsfoss vannbehandlingsanlegg og på NMBU Ås ved laboratoriet. Ved Eidsfoss er det installert eget laboratorium for analyser av vannkvalitet. Ved dette laboratoriet renner det konstant fra kraner med vann fra både før UV-desinfisering og på rentvann ut fra anlegget. Dette gjør at det enkelt kan bli tatt gode rentvannsprøver ut fra vannbehandlingsanlegget og det gir bra grunnlag for teoretisk nedbrytningstesting av kloramin. Prøvene ble tatt ut og plassert i kjøleskap for oppbevaring før de ble fraktet til Ås. Vestfold Vann IKS hadde et eget apparat av typen Hach spektrofotometer til måling av fritt- og total klor ved samme DPD-metode. Målingene gjort med dette apparatet ble utført ved en nullprøve av rentvann fra Eidsfoss og deretter sammenlignet med apparatet brukt i denne oppgaven, der en nullprøve med demineralisert vann, samt kontrollprøver ble benyttet. Målingene som ble tatt for sammenligning viste omtrent like verdier $\pm 0,02$ mg Cl_2/l på vannprøver med rundt 0,22-0,26 mg Cl_2/l .

6.2.1 Klormålinger

Total klor

Total klor blir analysert for å finne nedbrytningskarakteristikken til kloramin. Metoden som ble brukt er i samsvar med beskrivelsen i «4500-Cl CHLORINE (RESIDUAL) (2017)» udatert. Bearbeiding av total klor-resultater blir vist i figur 5.2. Når bulkstrømningskonstanten (K_b) gjøres om til riktige enheter fra 1/minutt til 1/dag, gir dette en $K_b = -0,115$. Denne verdien kan stemme godt, siden kloraminnedbrytningen tar forholdsvis lang tid. Arntsen, 2016 gjennomførte et forsøk på å finne K_b for fritt klor og kom frem til $K_b = -12,36$. Verdiene i Arntsen, 2016 sin oppgave var for høye. Riktig nedbrytningskarakteristikk ble ikke målt ved laboratorieforsøkene, og K_b og K_w ble tilpasset ved prøving og feiling. I resultatene til Vasconcelos mfl. (1997) presenteres fritt klor-verdier fra $0,08 \text{ dag}^{-1}$ til $17,7 \text{ dag}^{-1}$. Fritt klor er mer reaktivt og blir brukt opp fortere enn total klor, noe som kan være en forklaring på dette.

Det ble gjort forsøk av Adhikari mfl. (2012) på nedbrytningskarakteristikken til kloramin ved forskjellig kloraminrest og mengde biofilm. Her kom de frem til K_b -verdier $= 0,168 - 1,25 \text{ dag}^{-1}$ når kloraminresten var $2,0 \text{ mg Cl}_2/l$. I forhold til total klor-resultater med en kloraminrest på $0,22 \text{ mg Cl}_2/l$, kan resultatene i oppgaven være fornuftige. Derfor vil det være grunn til å tro at laboratorieforsøkene gjenspeiler faktiske verdier på nedbrytningskarakteristikken til kloramin, og K_b er anvendbar i Mike Urban.

Fritt klor

Fritt klor-prøver er ikke av stor betydning i denne oppgaven, og det er fokusert på konsentrasjonene av total klor. Det er ikke gjort noen forsøk på å finne nedbrytningskarakteristikken til fritt klor.

Likevel er det verd å merke seg at det er fritt klor igjen på utløp rentvann. Dette skulle ha gitt 0 og ikke $0,16 \text{ mg Cl}_2/l$, se tabell 5.3. Årsaken til dette resultatet kan være at ammoniakk- og klor doseringspunktene ved Eidsfoss kanskje ikke er optimalisert. Det blir produsert mer kloramin utover på ledningsnettet når fritt klor er tilgjengelig og ammoniakk allerede er dosert. Nye optimaliseringsmuligheter som for eksempel fordrøying av vann i rør eller i kontaktbasseng etter tilsetning av fritt klor, kan være aktuelt.

For å overvåke kloraminutviklingen fra Eidsfoss helt nøyaktig skulle ikke fritt klor vært til stede på utløp rentvann. For at dette skal oppnås må fritt klor få lang nok oppholdstid i kontakt med ammoniakk på vannverket slik at produksjonen av kloraminer skjer der og ikke utover på ledningsnettet.

6.2.2 Målinger av totalchlor på ledningsnettet til Vestfold Vann

Nettprøver ble tatt i samarbeid med to driftsoperatører ved VV IKS. Prøvene ble nesten utelukkende tatt direkte fra uttakspunkt langs ledningsnettet. Det ble tatt to vannprøver fra prøvepunktene, og de fleste resultatene var gode nok til at det ikke ble nødvendig å ta en tredje prøve. Likevel er det noen kommentarer til prøvepunktene:

- Prøver tatt ved Barkost viste nokså like konsentrasjoner som prøver tatt ved Kronlia. Dette tyder på at oppholdstiden i høydebassenget ved Gjøgri ikke er lang, og det var forventet mer nedgang enn registrert. Teoretisk oppholdstid i basseng ble regnet til litt under 3 timer.
- Prøver tatt ved Svinevoll viste lavere konsentrasjoner enn prøver tatt ved Barkost. Det var ikke forventet så stor nedgang siden det er et forholdsvis kort ledningsstrek. De lave verdiene kan ha noe med hvor uttakspunktet for prøvetakingen var, og at det kanskje ikke går like mye vann frem til uttakspunktet der prøvene ble tatt grunnet lavt forbruk.
- Akersvann: Her ble ikke prøvetakingspunkt funnet, så det ble benyttet vannkran på toalett. Krana rant i 5 minutter før prøver ble hentet ut. Likevel vises nokså lave verdier i forhold til målinger på ledningsnettet før og etter Akersvann.
- Hundstokk: Her burde nok vann ha rent lenger før prøver ble tatt. Grunnen til denne konklusjonen er at det ble klare utslag på total chlor ved Skolmerød, som er nedstrøms Hundstokk.

Tatt disse kommentarene i betraktning gir total chlor-målingene et reelt innsyn i hvordan kloraminkonsentrasjonen utvikler seg på ledningsnettet. Tabell 5.3 viser en rask nedgang i kloraminkonsentrasjonen fra Eidsfoss til Gullkrona. Videre fra Gullkrona til Skolmerød holder kloraminkonsentrasjonen seg mer stabil. Dette stemmer godt overens med at fargetallet er høyere fra Eidsfoss enn fra Seierstad, og at akkumulering av NOM i ledningsnettet som normalt forsynes fra Eidsfoss, derfor forventes å være større enn der forsyningen normalt kommer fra Seierstad. Kloraminen har dermed mer organisk materiale å reagere med langs ledningstrekket fra Eidsfoss til Gullkrona/Akersvann, som betyr at den brukes opp fortere. Dette gjenspeiles også i kalibreringen av modellen, da K_w velges høyere fra Eidsfoss til Gullkrona for å treffe prøveresultatene i oppgaven. Det er de humusholdige molekylene og partiklene i vannet og på rørveggen som antas å dominere reaksjon med/forbruk av kloraminen.

6.3 Modellresultater

Modellresultatene skal demonstrere hvor anvendbar en vannkvalitetsmodell er for brukeren og hvilken nytte den har. Tidligere har slike modeller blitt mest benyttet til rent hydrauliske formål, men en modellering av vannkvalitet kan også gi svært nyttig informasjon. Studie vist på simulering av vannkvalitet (Vasconcelos mfl., 1997) påpeker også det selvsagte, at gode hydraulisk kalibrerte modeller foretrekkes når vannkvaliteten skal simuleres. Denne studien gjør også dette, i og med at vannkvalitetsmodelleringen bygger på den hydrauliske modellen til VV.

6.3.1 Kalibreringen av modellen

Kalibreringen av modellen går i hovedsak ut på å få modellen til å stemme godt overens med målte nettverdier. Dette innebærer å anvende K_b som ble funnet teoretisk i kapittel 5, i modellen og tilpasse verdier for K_w . Det ble vist i en studie av Monteiro mfl. (Monteiro mfl., 2014) at en simulering med kun bruk av K_b og ikke K_w gir en for høy klorkonsentrasjon til enhver tid. K_w ble tilpasset for forskjellige rørstrekk.

Seierstad og Eidsfoss har forskjellige vannbehandlinger. Ved Seierstad inkluderer behandlingen fargefjerning ved koagulering og filtrering, og det er lavere fargetall ut fra dette vannverket enn ut fra Eidsfoss. Eidsfoss får et bedre råvann fra Eikeren enn Seierstad får fra Farris (med tanke på fargetall) og behøver derfor ikke fargefjerning p.d.d. Dette gjør at mengden NOM i rentvann fra Eidsfoss er større enn fra Seierstad. Dette medfører at det potensielt kan vokse mer biofilm og akkumuleres mer humus langs rørveggen fra Eidsfoss og nedover på ledningsnettet mot Akersvann, enn fra Seierstad og oppover mot Akersvann. Dette blir i modellen karakterisert ved en høyere K_w . Som påpekt i Maiers (Maier, 2000) studie om å modellere utviklingen av kloramin, trenger EPANET (i dette tilfelle Mike Urban som benytter EPANET som regnemotor) å vite både K_b og K_w eller en felles konstant K for å modellere utviklingen av kloraminkonsentrasjonen utover ledningsnettet.

Kalibreringsprosessen innebar å kalibrere modellen til VV så nøyaktig som mulig mot forholdene dagen det ble tatt prøver som ble analysert med hensyn på klor (22.02.2020). Modellen til VV består av forbruksdrevne noder (koblingspunkter) med forbruksmønster som varierer gjennom døgnet. For å gjenspeile faktiske prøvetakinger er det gunstig at forbruket og modellen er så realistisk som mulig. Det ble først hentet ut en forbruksprofil for 22.02.2020 og lagt inn i Mike Urban. Denne modellen ble kalibrert, og resultatene ble vist i tabell 5.4. Disse verdiene stemte til en viss grad overens med målte nettverdier. Det tok ganske lang tid før kloraminkonsentrasjonene ut på ledningsnettet stabiliserte seg og gav fornuftige verdier i modelleringen (se figur 5.4). Alle verdier som ble sammenlignet

startet fra og med 72 timer (72 timer gjenspeiler klokkeslett 00:00:00). Derfor ble en forbruksmodell fra tre døgn før hentet ut, det vil si forbruk fra 19.02.2020. Forskjellen i forbruket totalt var rundt 3000 m^3 . Forbruksmodellen for 19.02.2020 ga bedre overensstemmelse mellom målte og beregnede verdier enn modellen for 22.02.2020. Derfor er kalibrert modell fra 19.02.2020 og verdier fra modellen er hentet ut med utgangspunkt i start etter 72 timer. Det ble benyttet like verdier for K_b og K_w for modellene for 19.02 og 22.02.

Det finnes studier som antyder at det er like greit å sette globale konstanter fordi dette gir et greit estimat (Maier, 2000). Bulk- og veggreaksjonskoeffisienter (K_b og K_w) ble med bakgrunn i dette først satt som globale konstanter for hele systemet. Da gikk det ikke an å tilpasse forskjellige strekk for å kalibrere en modell nøyaktig, og veggreaksjonskoeffisientene ble derfor bestemt per ledningsstrekk, noe som er en ganske tidkrevende prosess.

Da modellen var ferdig kalibrert kunne ulike scenarioer anvendes. Tabell 6.1 viser forutsetningene for kalibrert modell og alle scenarioene. Alle veggreaksjonskoeffisienter vises ikke, kun maksimums- og minimumsverdier.

Scenario	Kloraminkonsentrasjon (mg Cl ₂ /l)	Bulkstrømningskoeffisient (1/dag)	Veggreaksjonskoeffisienter (1/dag)	Renseprosess	Vannforbruk (m ³ /dag)
Kalibrert modell	0,22	-0,1150	(-0,0150) - (-0,560)	Original moldeprosess u.fargefjerning	52 000
1	0,22	-0,1530	(-0,0200) - (-0,745)	Original moldeprosess u.fargefjerning	52 000
2	0,22	-0,1920	(-0,0250) - (-0,934)	Original moldeprosess u.fargefjerning	52 000
3	0,22	-0,02875	-0,0150	Fargefjerning på Eidsfoss	52 000
4	0,22	-0,1150	-0,0150	Momentan svikt i fargefjerning på Eidsfoss	52 000
5	0,44	-0,1150	(-0,0150) - (-0,560)	Original moldeprosess u.fargefjerning	52 000
6	0,22	-0,1150	(-0,0150) - (-0,560)	Original moldeprosess u.fargefjerning	95 000

Tabell 6.1: Utgangspunkt for kalibrert modell og de forskjellige scenarioene

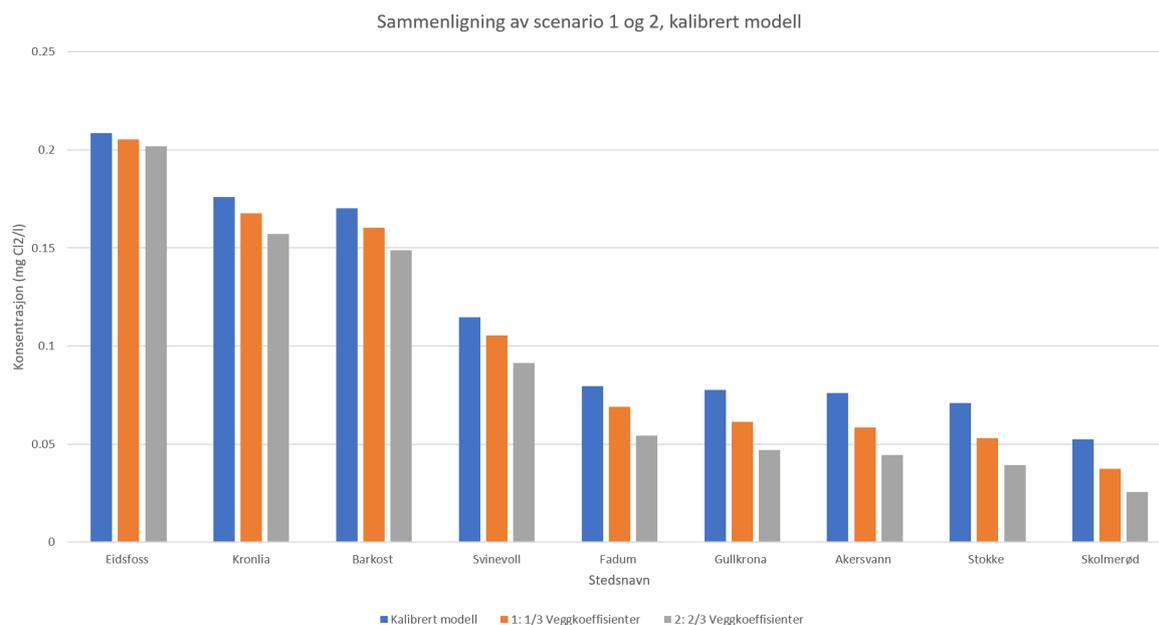
6.3.2 Scenario 1 og 2: Økt fargetall fra 12 til 16 og fra 12 til 20 mg Pt/l (mer NOM i vannet)

De fleste drikkevannskilder i Norge er overflatevann og har lite beskyttelse mot eksterne smittekilder. Ved en økt avrenning som følge av mer ustabil klima og mer ekstrem nedbør følger en større fare for kontaminering av drikkevannet, og behovet for flere hygieniske barrierer ved renseanlegget blir nødvendig. Det er generelt påvist at mer ekstrem nedbør kan forurense overflatevann og føre til et høyere fargetall. Mer flom og ekstremnedbør vil også kunne påvirke sirkulasjonen i overflatevann og føre til større og hyppigere endringer i sprangsjiktet enn før. I denne oppgaven blir en forverret vannkvalitet simulert gjennom et økt fargetall, basert på mer NOM i vannet. Derfor ble både K_w og K_b justert opp med 1/3 i scenario 1 og 2/3 i scenario 2. Dette antas å representere et økt fargetall til ca. 16 og 20 mg Pt/l, mot ca. 12 mg Pt/l i februar 2020.

Scenario 1 blir sammenlignet med kalibrert modell i tabell 5.6. Kloraminkonsentrasjonen

blir lavere lenger ut på ledningsnettet med økende fargetall. Ved økning i fargetall fra 12 til 16 mg Pt/l vil kloraminkonsentrasjonen svekkes en del allerede ved Svinevoll og Fadum. Dette er fordi vannet inneholder mer organisk materiale som kloraminen vil reagere med, og dermed brukes den opp fortere.

Scenario 2 blir også sammenlignet med kalibrert modell i tabell 5.7. Her blir effektene på kloraminkonsentrasjonen i scenario 1 forsterket ytterligere. Figur 6.1 viser en sammenligning av de forverrede vannkvalitetsscenarioene.



Figur 6.1: Sammenligning av forverret vannkvalitet med kalibrert modell

Det er tydelig at et økt fargetall har en innvirkning på kloraminkonsentrasjonen på ledningsnettet. Et problem som kan oppstå, er økende akkumulering av humus langs rørveggen når fargetallet øker. En økende biofilmvekst kan også forventes i områder med lite eller ingen kloraminrest, fordi en ved økende fargetall må dosere mer klor på vannbehandlingsanlegget og dermed kan produsere økte mengder lett nedbrytbart organisk materiale. En forverret vannkvalitet i form av høyere fargetall i råvann og rentvann kan være et realistisk scenario som gir mer biofilm og slamproblemer ved anlegget. Økt biofilmdannelse pga. økt NOM i vannet gir også økt mulighet for vekst av enkelte opportunistiske patogene mikroorganismer (Hem mfl., 2011)

6.3.3 Scenario 3 og 4: Fargefjerning Eidsfoss, forbedret vannkvalitet med lavere fargetall (mindre NOM)

Som scenario 1 og 2 viser, vil en forverret vannkvalitet påvirke kloraminkonsentrasjonene på nettet. I andre enden av skalaen forbedres prosessen på Eidsfoss. Fargetallet går fra

12 til omtrent 3-5 mg Pt/l, og innholdet NOM blir mindre. Problemet med biofilm vil ikke forsvinne med ny vannbehandling der andelen organisk materiale i vannet går ned, men det blir redusert. Produksjon av slam vil heller ikke forsvinne, men reduseres. Ved en fargefjerning på Eidsfoss blir K_w og K_b endret. Dette kan gi en indikasjon på hvorvidt en ny renseprosess ved Eidsfoss vil løse problemer med lave kloraminrester langt ut på ledningsnett og eventuell biofilmproduksjon.

I scenario 3 ble veggreaksjonskoeffisientene (K_w) for alle ledningsstrekker justert ned til den minste verdien av K_w i kalibrert modell. En fikk dermed en felles K_w fra Eidsfoss til Gullkrona på $K_w = -0,0150$. For å fullt representere en fargefjerning som gir lavere fargetall (mindre NOM i vannet), ble K_b nedjustert. K_b ble redusert med det samme som fargetallet, det vil si med $3/4$, ny $K_b = -0,02875$. Denne reduksjonen av K_b er som nevnt i resultatdelen kanskje litt konservativ, siden en ny renseprosess forventes å ha enda større effekt i virkeligheten.

Ved en fargefjerning på Eidsfoss vil en opprette stabile vannkvalitetsforhold som fører til at kloraminkonsentrasjonene ute på ledningsnett holder seg stabile. Dette gir gode overvåkingsmuligheter og estimeringsgrunnlag av kloraminkonsentrasjoner ute på nettet, siden kloraminen har mindre organisk materiale å reagere med. Hvis VV er ute etter å endre på renseprosessen ved Eidsfoss av andre grunner som for eksempel slamdannelse ved anlegget, vil fortsatt doseringen av kloramin være av betydning. Hvis en ønsker å opprettholde høyere kloraminkonsentrasjoner på ledningsnett, viser denne modellen at fargefjerning vil bidra til dette.

I scenario 4 er K_w lik den i scenario 3. Kloraminkonsentrasjonen forble den samme da det antas at VV IKS vil fortsette å ha en kloraminrest på nettet og at hydrauliske forhold ikke endres. I dette scenarioet ble K_b den samme som i kalibrert modell, fordi fargetallet i vannet ved svikt i fargefjerningen blir som ved kalibreringen. Selv om K_b er lik som i kalibrert modell, vil ledningene ha lite akkumulert materiale siden dette er et resultat av historisk rentvannskvalitet, ikke den momentane. Scenario 4 viser en situasjon der Eidsfoss er designet for fargefjerning, men fargefjerningen havarerer og verdier blir målt like etter. Tabell 5.9 viser at fargefjerning ved Eidsfoss kan gi stabilt høye kloraminkonsentrasjoner på ledningsnett selv om den momentant og kortvarig slutter å fungere.

Ut fra teorien om modellen og nedbrytningskarakteristikken i Mike Urban (EPANET) (Rossman, 2000) stemmer modellen. Dette er fordi forskjellen på scenario 3 og 4 er forholdsvis liten gjennom ledningsnett. Det er fordi mesteparten av nedbrytningen skjer i røret langs og med rørveggen og ikke i bulkstrømmingen.

6.3.4 Scenario 5: Dobbel klordosering Eidsfoss

En alternativ løsning til en annen vannbehandling kan være å øke kloramindoseringen ut fra anlegget. Scenario 5 simulerer dette med samme forutsetninger som kalibrert modell og dobbel kloramindose (0,44 mg Cl_2/l). Dobbel kloramindose ut fra anlegget er ikke det samme som å dosere dobbelt så mye HOCl før 30 min kontakttid. Ved en dobling av HOCl-dosen ser vi gjerne mer enn doblet total klor, fordi initielt klorforbruk ikke øker proporsjonalt med dosen.

Dette scenarioet løser ikke problemene med biofilm eller slamproduksjon. Det kan godt hende at biofilmdannelsen og vekstpotensialet når kloraminen blir brukt opp blir større ved høyere dose, fordi det potensielt oksideres mer organisk materiale.

Effekten av kloramindoseringen blir høyere ut fra anlegget. Med en første ordens nedbrytning og samme konstanter medfører også proporsjonalitet av utviklingen av konsentrasjonen. Kloraminkonsentrasjonen holder seg som regel rundt det dobbelte av den som er vist i kalibrert modell, og dette opprettholdes gjennom hele ledningsnett. Likevel forsvinner mye kloramin underveis, og under halvparten av kloraminen som ble dosert ved Eidsfoss, er til stede ved Gullkrona.

I figur 5.11 sammenlignes dette scenarioet med 3 og 4. Ut fra denne sammenligningen og kunnskap basert på kloramins virkning på biofilm og organisk materiale, vil en fargefjerning ved anlegget være gunstigere enn økt kloramindosering dersom målet er å oppnå høyere kloraminkonsentrasjoner ute på ledningsnett og redusere biofilmdannelse. En dobling av klordosen vil gi høyere effekt enn fargefjerning på starten av ledningsnett, men gi dårligere effekt mot slutten.

En fordel ved dobbel klordosering er kostnadene, hypokloritt og ammoniakk er relativt billig sett i et korttidsperspektiv kontra en ny vannbehandlingsprosess. Dette kan imidlertid få store konsekvenser i fremtiden, med potensielt mer biofilmvekst og slamdannelse i rør og høydebasseng. Ved høye startverdier av kloramin kan også misnøye oppstå på grunn av lukt og smak. Derfor ønskes det å holde kloraminkonsentrasjonene lave, men høye nok til å gi en ønsket effekt på ledningsnett. Ved høyere dosering er sjansen større for å inaktivere patogener (Hem, 2009), men høyere dose øker også produksjonen av desinfeksjonsbiprodukter (Goslan mfl., 2009; Richardson mfl., 2007; Spyros K. Golfinopoulos a*, 2004; Carlson og Hardy, 1998).

6.3.5 Scenario 6: Høyt forbruk 95 000 m^3

Det siste scenarioet er et døgn med høyt forbruk. Dette representerer en sommerdag med forbruk med kun drift fra Eidsfoss. Et typisk sommerdøgn er preget av generell tørke og økt behov for vanning. Epperspørselen etter vann er høy blant bedrifter og hos

husholdninger.

I figur 5.12 sammenlignes modellen med kalibrert modell. Forskjellen i kloraminkonsentrasjoner mot kalibrert modell blir større lenger ut på ledningsnett. Konsentrasjonen ligger jevnt over høyere på alle punkter enn kalibrert modell. Forklaringen på dette er at vannalderen blir mindre. Vannalderen lenger ut på ledningsnett i modellen blir lavere ved høyere forbruk. Lavere oppholdstid gir både redusert bulknedbrytning av kloramin og redusert reaksjon med materialer på rørveggen, sistnevnte pga. redusert kontakttid mot rørene.

6.4 Modellering av kloramin

Kloramin modelleres for å se på effekt av sekundærdesinfeksjon på ledningsnett. Dette er et nyttig verktøy for å få en oversikt over hvordan kloraminkonsentrasjonen utvikler seg fra det punktet det tilsettes, til endepunkter hos forbruker som skal ha vann av god kvalitet.

Monokloramin, som dominerer kloramindannelse i rensedrikkvann, er mer stabilt enn fritt klor. Monokloramin kan enklere modelleres enn fritt klor.

6.5 Nyttien av en vannkvalitetsmodell

Vanligvis blir ledningsnettmodeller benyttet til rent hydrauliske formål. Modelleringsverktøyene er også gjerne designet for dette. Det er først i nyere tid at modellering av kjemiske reaksjoner og bakteriologisk vekst på ledningsnett, hva som faktisk skjer ut mot forbruker, har blitt vektlagt. Behovet for overvåking av vannkvalitet ute på nettet vil trolig øke i tiden som kommer. Trender av dette kan vi se i ny drikkevannsforskrift (Mattilsynet, 2019) og EUs rammedirektiv for vann, og modellering kan være et bidrag i denne sammenhengen.

I tillegg til dette kan det være nyttig å simulere mulige scenarioer knyttet til vannkvalitet og hvordan denne påvirkes av hendelser, endret vannbehandling m.m.

Nye prosessløsninger kan også modelleres og argumenteres for ved bruk av vannkvalitetsmodeller og simuleres med endringer i vannkvalitet.

Foreløpig er EPANET og Mike Urban kun designet for vekst eller nedbrytning av ett stoff om gangen.

Effekten av ulike klordoser

Modellen kan bli benyttet til forskjellige formål for å se på effekten av ulike klordoser. Dette kan gjøres ved bruk av både fritt klor og total klor ved anlegget, men også for punkter ute på nettet i en hydraulisk modell. Mike Urban-modellen viste seg sensitiv i forhold til doseringer ved flere punkter som ikke var reservoar. Skulle en dose fra en node i modellen velges, måtte fiktive reservoarer opprettes i nærheten. Når fiktive reservoarer opprettes, må hydraulikken i modellen ivaretas og spesielt trykkforhold justeres.

Reaksjonskoeffisienter både i form av bulkstrømningskoeffisient (K_b) og veggreaksjonskoeffisient (K_w) må i alle disse tilfellene bestemmes. Koeffisientene kan bestemmes ved å benytte erfaringer fra tidligere forsøk fra andre studier som for eksempel Maier (2000), Monteiro mfl. (2014), Adhikari mfl. (2012), Vasconcelos mfl. (1997) og Arntsen (2016). Alternativt kan en felleskonstant (K) finnes, men denne er egentlig bare summen av vegg og bulkkoeffisient så lenge både bulk- og veggreaksjoner er første ordens. K_b kan finnes ved laboratorietesting som i denne oppgaven. K_w kan også finnes, men dette er mer komplisert, og denne tilpasses gjerne ved prøving og feiling.

Når en modell er kalibrert basert på virkelig klorforbruk, er dette et nyttig verktøy. Er det tvil om doseringen er høy nok for å få en ønsket effekt utover på nettet, og kloraminnedbrytningen har kjent karakteristikk, kan kloraminkonsentrasjonene på nettet lettere anslås.

I VVs tilfelle er behovet for en modell litt større på grunn av tosidig vannleveranse. Ikke bare blandes vannstrømmen fra de to vannbehandlingsanleggene på nettet, men det er to forskjellige vannkvaliteter med ulik påvirkning på biofilmveksten på rørstrekk fra de aktuelle vannverkene. Ved høyere K_w øker kloraminforbruket raskere. Hvis det plutselig er behov for høye konsentrasjoner av kloramin langt ut på ledningsnettet, må doseringer fort oppjusteres mye for å møte behov der biofilmveksten er stor. I disse tilfellene er en godt kalibrert modell helt nødvendig for å faktisk dosere riktig mengde kloramin og for å se riktige konsentrasjonsverdier på nettet.

Prosjektering og planlegging

Modellen kan benyttes til å se på svake punkter på ledningsnettet for å kunne forbedre doseringsmuligheter ved optimal drift.

I forhold til fargefjerning og annen endring av vannkvalitet så kan modellen anslå hvordan konsentrasjoner utvikler seg på ledningsnettet. I dette tilfellet kan det faktisk brukes i en argumentasjon på hvorvidt en ny prosessløsning ved et anlegg er å foretrekke fremfor en økt kloramindose.

Modellen kan gi en indikasjon på hvordan kloraminkonsentrasjoner varierer med dårli-

gere vannkvalitet (høyere fargetall) eller høyere etterspørsel av vann.

På denne måten kan slike vannkvalitetsmodeller spare penger i form av prosjektering og mengde forarbeid på prosjekter. Dette fordi den kan simulere scenarioer og sammenligne effekt av for eksempel vannkvalitet gjort i denne oppgaven. På denne måten kan vannkvalitetsmodeller bidra til å identifisere gode løsninger tidlig i en planleggings- og prosjekteringsfase.

6.6 Bør Vestfold Vann fortsette kloramindoseringen med nye store høydebasseng?

Fordelen med kloramin er at det bruker lengre tid på å brytes ned enn fritt klor, og kloraminkonsentrasjonene opprettholdes lenger på ledningsnett. Mine målinger av total og fritt klor bygger også opp under denne påstanden, i tillegg til litteratur (Hem, 2009) som også sier dette. Med kun vannleveranse fra Eidsfoss og en kloraminrest på 0,22 mg Cl_2/l ut fra anlegget, oppnår en målbare kloraminkonsentrasjoner helt ned til Skolmerød.

Når VV ønsker resteffekt av desinfeksjonen på ledningsnett, fortrinnsvis uten klordoser som vil gi betydelig lukt og smak, er det vanskelig å se at det finnes alternativer til kloramin.

En mulig løsning for å opprettholde kloraminkonsentrasjonen lenger utover ledningsnett, kan være fargefjerning ved Eidsfoss, eventuelt supplert med en liten økning av kloramindosen ut fra anlegget. Det er påvist i oppdrag gjennomført av Sintef (Hem, 2009) at kloraminen ved VV ikke fjerner biofilm helt, men inhiberer den. Det vises også at det er lavere biofilmvekst fra anlegg som baserer seg på fjerning av naturlig organisk materiale (NOM) enn fra anlegg som ikke fjerner NOM. Dette gjenspeiles i kalibrering av modellen min der K_w er betydelig lavere i rørstrekk nærmere Seierstad enn nær Eidsfoss. Biofilmdannelsen økes når klor er brukt opp. Ved mindre organisk materiale i vannet vil kloren forbrukes saktere.

7. Konklusjon

Kloramin og spesielt monokloramin er en nyttig sekundærdesinfeksjonskilde. Denne brukes for å opprettholde god mikrobiologisk vannkvalitet og minimere biofilmveksten. Høy kloramindosering fører til økt desinfiseringseffekt og inaktivering av patogene mikroorganismer, økt forekomst av desinfeksjonsbiprodukter, og kan gi lukt- og smaksproblemer, men mindre vekst av biofilm så lenge den ikke blir brukt opp.

Vannkvalitetsmodelleringen av kloraminkonsentrasjonens utvikling viser hvor stor kloraminkonsentrasjonen er ved forskjellige koblingspunkter (noder i modellen) på ledningsnett. Vannkvalitetsmodelleringen er derfor et nyttig verktøy for å se på forskjellige problemstillinger knyttet til kloraminkonsentrasjoner.

Total klor-målingene viste seg å gi en god indikasjon på nedbrytningen av kloramin. Første ordens nedbrytningskarakteristikk ble brukt for å finne nedbrytningskonstanten (bulkstrømningskoeffisienten, K_b) som ble brukt i Mike Urban. Total klor-målingene på ledningsnett til Vestfold Vann (VV), justert for veggnedbrytning, viste god nedbrytningskorrelasjon med laboratorietestene. Analyseresultatene viser at kloraminkonsentrasjonene på Vestfold Vanns ledningsnett kan modelleres ved bruk av hydraulisk modell i Mike Urban.

Kalibreringen av modellen viste at sammenhengen mellom vannkvaliteten basert på fargetall og hvordan kloraminen reagerer med organisk materiale, er en egnet tilnærming for å finne kloraminkonsentrasjoner på ledningsnett.

Høyere fargetall fører til høyere nedbrytning av kloramin.

Global K_b ble valgt for kalibreringen basert på laboratorieresultater, og tilpasninger ble kun gjort for veggnedbrytningskoeffisienten K_w . Med noen tilpasninger stemte kloraminkonsentrasjonene godt overens med målte ledningsnettverdier uten at K_w -verdiene var urimelige. Dette gir grunnlag for at en justering av nedbrytningskonstanter kan representere både forverret og forbedret vannkvalitet basert på fargetall etter at modellen er kalibrert.

Mike Urban kan kun ta for seg ett stoff som reagerer om gangen (adveksjon), og kloram-

minnedbrytningen ble justert ettersom scenarioene representerte forskjellige vannkvaliteter. Det er en svakhet i modellen at den ikke kan ta for seg flere stoffer som reagerer samtidig. Nedbrytningen av kloramin blir kun en tilnærming. Ved simulering av forskjellige vannkvaliteter vil kloraminkonsentrasjonen holde seg mest stabil ved en fargefjerning på Eidsfoss (fargetallet synker fra 12 til ca. 3 mg Pt/l). Kloraminrestene på ledningsnettet vil reagere og brukes opp forttere ved høyere fargetall. Ved lavere fargetall vil kloraminkonsentrasjonene holde seg mer stabile lenger ut på ledningsnettet, samtidig som doseringene kan reduseres.

Disse konklusjonene kan trekkes:

- En vannkvalitetsmodell er et nyttig verktøy for å se på nedbrytningen til kjemiske konsentrasjoner.
- Den hydrauliske modellen i oppgaven er et godt grunnlag for utvikling av en vannkvalitetsmodell basert på kloraminkonsentrasjon.
- Vestfold Vann kan benytte modellen til å få mer kunnskap om nedbrytning av kloramin under ulike betingelser på Eidsfoss VBA.
- Vannkvaliteten kan representeres gjennom fargetall, og vannkvaliteten kan endres i modellen ved justering av nedbrytningskonstantene (K_b og K_w).
- Kloraminkonsentrasjonene på ledningsnettet holder seg mer stabile med et rentvann som har lavt fargetall.
- Bruk av kloramin som sekundærdesinfisering på ledningsnett kan virke til sitt formål fordi kloraminen bruker lang tid på å nedbrytes.

Referanser

- 4500-Cl CHLORINE (RESIDUAL) (2017) (udatert). I: *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. DOI: [10.2105/SMWW.2882.078](https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.078).
- Adhikari, R. A., Sathasivan, A. og Bal Krishna, K. C. (jul. 2012). Effect of biofilms grown at various chloramine residuals on chloramine decay. *Water Supply* 12 (4): 463–469. DOI: [10.2166/ws.2012.015](https://doi.org/10.2166/ws.2012.015).
- Arntsen, H. (2016). Vannkvalitet i drikkevannsforsyning Modellering av klorkonsentrasjon i ledningsnett.
- Bruaset, S. og Hem, L. J. (2014). *Biostabilitet i drikkevannsnnett, Norsk Vann rapport 206*.
- Carlson, M. og Hardy, D. (1998). Controlling DBPs with monochloramine. *Journal / American Water Works Association* 90 (2): 95–106. DOI: [10.1002/j.1551-8833.1998.tb08381.x](https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1998.tb08381.x).
- Digiano, F. A. og Zhang, W. (2005). Pipe section reactor to evaluate chlorine-wall reaction. *Journal / American Water Works Association* 97 (1): 74–85.
- Flemming, H. C., Percival, S. L. og Walker, J. T. (2002). Contamination potential of biofilms in water distribution systems. I: *Water Science and Technology: Water Supply*. DOI: [10.2166/ws.2002.0032](https://doi.org/10.2166/ws.2002.0032).
- Goslan, E. H., Krasner, S. W., Bower, M., Rocks, S. A., Holmes, P., Levy, L. S. og Parsons, S. A. (2009). A comparison of disinfection by-products found in chlorinated and chloraminated drinking waters in Scotland. *Water Research* 43 (18): 4698–4706. DOI: [10.1016/j.watres.2009.07.029](https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.029).
- Hem, L., Skaar, I. L. og Anderson-Glenna, M. (2011). *Mikrobiologisk vannkvalitet på ledningsnett i Oslo med nåværende og tidligere vannbehandling på Oset. SINTEF-rapport*. Tekn. rapp. SBF 2011 F0103.
- Hem, L. (2009). Effekt av kloramindosering på biofilmdannelse i drikkevannsledninger Samarbeid mellom VIV , Larvik.
- HOD (2001). Forskrift om vannforsyning og drikkevann. (124): 1–13.
- Hubbs, S. A. (2010). Facts about Chloramine Drinking Water Treatment: 1–3.
- Ingerson-Mahar, M. og Reid, A. (2012). The microbiology of water distribution systems: 28. URL: <http://innocua.net/web/download-275/microbes-in-pipes-the-microbiology-of-the-water-distribution-system.pdf>.
- Johnson-Kula, D. og Lieberman, L. (2006). *Chloramine Facts*. Tekn. rapp.: 1–8. URL: http://www.chloramine.org/literature%7B%5C_%7Dpdf/chloramine%7B%5C_%7Dfacts%7B%5C_%7D060911.pdf.
- Lee, W. H., Wahman, D. G., Bishop, P. L. og Pressman, J. G. (2011). Free chlorine and monochloramine application to nitrifying biofilm: Comparison of biofilm penetration, activity, and viability. *Environmental Science and Technology*. DOI: [10.1021/es1035305](https://doi.org/10.1021/es1035305).

- Liu, S., Gunawan, C., Barraud, N., Rice, S. A., Harry, E. J. og Amal, R. (2016). Understanding, monitoring, and controlling biofilm growth in drinking water distribution systems. *Environmental Science and Technology* 50 (17): 8954–8976. DOI: [10.1021/acs.est.6b00835](https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00835).
- Lund, V. og Ormerod, K. (1995). The influence of disinfection processes on biofilm formation in water distribution systems. *Water Research*. DOI: [10.1016/0043-1354\(94\)00280-K](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00280-K).
- Maier, S. (jun. 2000). Calibration and comparison of chlorine decay models for a test water distribution system. *Water Research* 34 (8): 2301–2309. DOI: [10.1016/S0043-1354\(99\)00413-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00413-3).
- Mattilsynet (2019). *Veileder drikkevannsforskriften*. URL: https://www.mattilsynet.no/om_mattilsynet/gjeldende_regelverk/veiledere/veiledning_til_drikkevannsforskriften.25091.
- Monteiro, L., Figueiredo, D., Dias, S., Freitas, R., Covas, D., Menaia, J. og Coelho, S. (2014). Modeling of Chlorine Decay in Drinking Water Supply Systems Using EPANET MSX. *Procedia Engineering* 70: 1192–1200. DOI: [10.1016/j.proeng.2014.02.132](https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.02.132).
- Ndiongue, S., Huck, P. og Slawson, R. (mar. 2005). Effects of temperature and biodegradable organic matter on control of biofilms by free chlorine in a model drinking water distribution system. *Water Research* 39 (6): 953–964. DOI: [10.1016/j.watres.2004.12.019](https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.019).
- Odegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2. utg. Norsk Vann: 664.
- Ricca, H., Aravinthan, V. og Mahinthakumar, G. (mai 2019). Modeling chloramine decay in full-scale drinking water supply systems. *Water Environment Research* 91 (5): 441–454. DOI: [10.1002/wer.1046](https://doi.org/10.1002/wer.1046).
- Richardson, S., Plewa, M., Wagner, E., Schoeny, R. og Demarini, D. (nov. 2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research* 636 (1-3): 178–242. DOI: [10.1016/j.mrrrev.2007.09.001](https://doi.org/10.1016/j.mrrrev.2007.09.001).
- Rossman, L. A. (2000). *Epanet 2, Users manual*. Bd. 38. 4: 110.
- Spyros K. Golfinopoulos a*, A. D. N. b. (2004). Survey of disinfection by-products in drinking water in Athens, Greece: 24.
- Vasconcelos, J. J., Rossman, L. A., Grayman, W. M., Boulos, P. F. og Clark, R. M. (jul. 1997). Kinetics of chlorine decay. *Journal - American Water Works Association* 89 (7): 54–65. DOI: [10.1002/j.1551-8833.1997.tb08259.x](https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1997.tb08259.x).
- Vikesland, P. (mai 2001). Monochloramine Decay in Model and Distribution System Waters. *Water Research* 35 (7): 1766–1776. DOI: [10.1016/S0043-1354\(00\)00406-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00406-1).
- WQA (2013). Chloramine Fact Sheet. URL: <https://www.wqa.org/learn-about-water/common-contaminants/chloramine>.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway