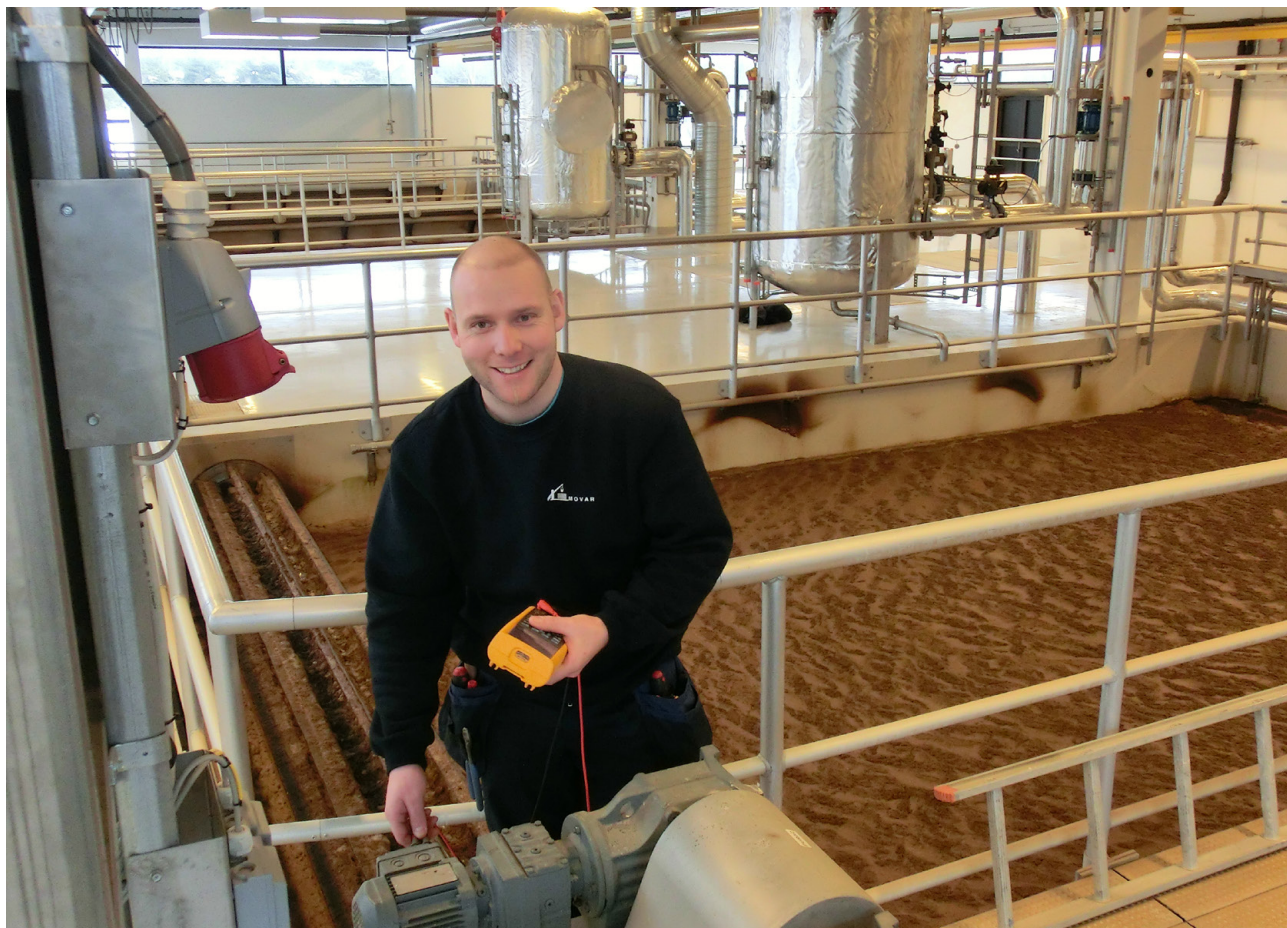




Håndbok for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg



Norsk Vann Rapport

(Tidligere NORVAR-rapporter)

Det utgis 3 typer rapporter:

Rapportserie A:

Dette er de opprinnelige hovedrapportene. Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre. Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B:

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C:

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall

Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Viderealg/formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no

Norsk Vann Rapport

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norsk vann.no
Internettadresse: norsk vann.no

Rapportnummer: 189 - 2012
ISBN 978-82-414-0331-6 ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)
Dato: 1. desember 2014
Antall sider (inkl. bilag): 59 + Vedlegg (Excel)
Tilgjengelighet: Åpen: x Begrenset:

Rapportens tittel:

Håndbok for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg

Forfatter:

Bjørnar Eikebrokk

Rapporten beskriver anbefalte prosedyrer og diagnoseverktøy for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg med hensyn til vannkvalitet og hygienisk sikkerhet, barriereeffektivitet og barrierestabilitet, samt bærekraft og ressursbruk. Prosedyrene er i utgangspunktet utformet for anvendelse på fullskala vannbehandlingsanlegg og uten at anlegget tas ut av ordinær drift. Rapporten bør leses og brukes sammen med Norsk Vann-rapport 188/2012.

Det beskrives en 6-trinns prosedyre for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg for produksjon av drikkevann: i) Etablering av en optimaliserings-team med involvering av driftsorganisasjon/ledelse og allokering av nødvendige ressurser, ii) Kartlegging og vurdering av dagens gjeldende driftsstatus, iii) Vurdering av optimaliseringspotensialene, iv) Planlegging og gjennomføring av systematiske optimaliseringsforsøk, herunder prøvetakingspunkter, prøvetakingsrutiner og analyseparametere, v) Resultatvurderinger/intern benchmarking, og vi) Implementering av mer optimale driftsbetingelser med verifisering av optimaliseringsgevinstene.

Rapporten gir innledningsvis en redegjørelse av bakgrunn og motivasjon for driftsoptimalisering av slike vannbehandlingsanlegg, og beskriver deretter i detalj hvordan full-skala optimaliseringstiltak kan planlegges og gjennomføres. De foreslåtte optimaliseringsprosedyrer vil gi svar på: 1) hvor godt et anlegg faktisk drives i dag ("dagens driftsstatus"), og 2) hvor godt det kan drives – når forholdene er optimale. Med utgangspunkt i en slik "intern benchmarking" kan man identifisere og definere optimale driftsforhold på eget koaguleringsanlegg, herunder finne den riktige balansen mellom vannkvalitet/sikkerhet på den ene siden og bærekraft/ressursbruk på den andre siden.

Siden et hvert råvann, vannbehandlingsanlegg og distribusjonssystem, samt en hver driftsorganisasjon og operatørstab er unik, anses en slik form for intern benchmarking som fordelaktig i forhold til en mer konvensjonell og grovmasket benchmarking der man sammenligner driftsdata og resultater fra ulike anlegg på en mer generell basis - uten å ta hensyn til lokale, anleggs-spesifikke forhold.

Siden vannbehandling og distribusjon i stor grad påvirkes av vannets innhold av naturlig organisk materiale (NOM), er det også vist hvordan nye metoder for NOM-karakterisering kan gi viktig tilleggsinformasjon og derved utgjøre nyttige verktøy for diagnose av vann og vannbehandlingsprosesser i forbindelse med optimaliseringstiltak.

Emneord, norske:
Drikkevann, NOM, koagulering, filtrering, drift, optimalisering

Emneord, engelske:
Water, NOM, coagulation, filtration, operation, optimization

Forord

Denne håndboken er nært knyttet til Norsk Vann-rapport 188/2012: *Veiledning for drift av koaguleringsanlegg*, og bør leses/anvendes sammen med denne. Veiledningen gir en grundig beskrivelse av koaguleringsprosessen som sådan samt viktige drifts- og designmessige forhold, herunder erfaringer og anbefalinger. Det er likevel – med hensikt – lagt inn noe innholdsmessig overlapp mellom de to rapportene, slik at håndboken kan fremstå selvstendig og mer helhetlig.

Koagulering anvendes ved mer enn 120 anlegg i Norge, og er den dominerende vannbehandlingsmetoden ved store og mellomstore anlegg. Den norske drikkevannsforskriften med tilhørende veiledning krever som kjent tilstedeværelse av minst to hygieniske barrierer i alle godkjenningspliktige vannforsyningsystemer. Slike barrierer må ikke bare finnes – de må også være stabile og effektive til enhver tid for å oppnå det som er hovedformålet: En sikker vannforsyning. Videre er det nasjonalt og internasjonalt et stadig sterkere krav om mer effektive og bærekraftige driftsformer med fokus på et minimalt forbruk av ressurser som eksempelvis kjemikalier og energi, og en minimal produksjon av slam/avfall, herunder også klimagassutslipp.

Hovedhensikten med den foreliggende håndboken er å gi konkrete anbefalinger for:

- i) hvordan stille vannkvalitets- og driftsdiagnoser på eksisterende vannverk ("intern benchmarking"), og
- ii) hvordan utføre optimaliseringstiltak, inklusive vannprøvetaking og analyser

Punkt i) og ii) over inkluderer diagnoser/analyser av vannkvalitet og drift samt tiltak som kan bidra til en sikrere og mer ressurseffektiv/bærekraftig drift av koaguleringsanlegg.

Siden råvannskvalitet, vannbehandlingsanlegg, distribusjonssystem og drift/driftsorganisasjon er spesifikk for hvert enkelt vannverk, innebærer den foreslåtte optimaliseringsprosedyre at faktiske driftsforhold og oppnådde resultater sammenlignes med det som kan identifiseres som optimale forhold på det aktuelle anlegg. En slik form for intern benchmarking anses fordelaktig i forhold til en mer konvensjonell og generelt rettet benchmarking der man sammenligner data og resultater mellom anlegg som drives under til dels svært ulike forhold. Så vel vannbehandling som distribusjon påvirkes i stor grad av vannets innhold av naturlig organisk materiale (NOM). Derfor ofres NOM-karakterisering og koagulerbarhet samt biologisk nedbrytbarhet og biostabilitet betydelig oppmerksomhet i både veiledning (188/2012) og håndbok (189/2012).

Målgruppen for håndboken er primært eiere og drivere av koaguleringsanlegg som benytter direktefiltrering eller kontaktfiltrering. De beskrevne karakteriseringsmetoder og diagnoseverktøy for vannkvalitet/NOM og vannbehandlingsprosesser kan imidlertid også anvendes for konvensjonelle filteranlegg med sedimentering eller flotasjon foran filtertrinnet, samt for ultra- eller mikrofiltreringsanlegg med forkoagulering. Det samme gjelder selve optimaliseringsprosedyrene, som primært er rettet mot nedstrøms filtersystemer med konvensjonell, intermitterende tilbakespyling, men som etter en mindre tilpasning også kan benyttes for oppstrøms, kontinuerlig spykende filtersystemer.

Rapporten er utarbeidet av Bjørnar Eikebrokk, SINTEF. Norsk Vanns Faggruppe for Vannforsyning har fungert som styringsgruppe for prosjektet, med Kjetil Furuberg som Norsk Vanns prosjektleder og koordinator.

Av ulike grunner ble håndboken forsinket, og ble først publisert i 2014. Vi håper håndboken vil være til nytte.

Hamar, desember 2014
Kjetil Furuberg

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Innholdsfortegnelse	3
Sammendrag	4
English summary	6
1. BAKGRUNN OG MOTIVASJON	7
1.1 Om håndboken	7
1.2 Optimalisering og benchmarking: Samme sak?	7
2. DRIFTSFORHOLD OG RISIKOFAKTORER	9
2.1 Hvorfor er god drift så viktig?	9
2.2 Vanlige forekommende driftsproblemer	10
3. HVORDAN IDENTIFISERE OPTIMALE KOAGULERINGSFORHOLD?	11
3.1 Jar-testing kontra pilot- eller fullskalaforsøk	11
3.2 Optimaliseringsforsøk i full skala	11
3.3 Barriereindikatorer og god drift	12
3.4 Ressurseffektivitet, bærekraft og livsløpsanalyser	15
4. OPTIMALISERINGSPROSEDYRER	16
4.1 Etablering av et optimaliseringsteam og allokering av nødvendige ressurser	17
4.2 Kartlegging av driftsforhold og NOM-karakteristika	18
4.3 Forhåndsvurdering av driftsstatus og optimaliseringspotensialer	18
4.4 Planlegging og gjennomføring av systematiske optimaliseringsforsøk	19
Fase 1: Kartlegging av anleggets koaguleringsprofil (K-forsøk)	20
Fase 2: Kartlegging av anleggets filtreringsprofil (F-forsøk)	29
4.5 Resultatvurderinger og intern benchmarking	33
4.6 Implementering av optimale driftsforhold og verifisering av optimaliseringsgevinster	34
5. NYTTIGE DIAGNOSE- OG ANALYSEVERKTØY	36
5.1 NOM bestemmer koaguleringsbetingelsene	36
5.2 NOM-sammensetning, koagulerbarhet og biostabilitet	37
5.3 Eksempler på diagnose av koagulerings- og filtertrinn	40
6. EKSEMPELSTUDIER	45
6.1 Vannverk A	45
Bakgrunn og mål for optimaliseringen	45
Resultater	45
6.2 Vannverk B	45
Bakgrunn og mål for optimaliseringen	45
Resultater	46
6.3 Vannverk C	51
Bakgrunn og mål for optimaliseringen	51
Resultater	51
6.4 Vannverk D	53
Bakgrunn og mål for optimaliseringen	53
Resultater	53
6.5 Vannverk E	54
Bakgrunn og mål for optimaliseringen	54
Resultater	54
6.6 Vannverk F	55
6.7 Vannverk G	57
7. REFERANSER	59

Sammendrag

Et hvert råvann, vannbehandlingsanlegg og distribusjonssystem, samt en hver driftsorganisasjon og operatørstab er unik. Derfor kan man vanskelig generalisere optimale driftsforhold og optimaliseringspotensialer for vannbehandlingsanlegg og vannforsyningssystemer. Konvensjonell benchmarking vil heller ikke være et egnet verktøy for dette, siden slike sammenligningsstudier normalt vil være for grovmaskede til å gi konkrete føringer og råd om optimale driftsbetingelser som kan nyttiggjøres i særlig grad under de lokale forhold som råder på hvert enkelt anlegg.

Selv om unike forhold råder også på et hvert koaguleringsanlegg, kan man likevel generalisere prosedyrene og gi anbefalinger for hvordan optimaliseringsprosesser kan utføres, noe som er denne rapportens hovedtema og hensikt.

Ofte er det slik at vannverkene i for liten grad tilpasser driftsbetingelsene til endringer i råvannskvalitet. Normalt "grovtrimmes" et nytt vannbehandlingsanlegg inn under innkjøringsperioden, og i noen tilfeller anvendes de samme driftsbetingelsene uten endringer i år etter år. I andre tilfeller stiller man inn driftsbetingelsene (koagulantdose, pH, etc) etter "worst case" råvannskvalitet. Det sier seg selv at begge de overnevnte "driftsstrategier" kan gå ut over vannkvalitet/sikkerhet og ressursbruk/bærekraft.

Siden hygienisk barriereeffekt og tilhørende log-reduksjon i henhold til drikkevannsforskriftens definisjoner er vanskelig å måle direkte, vil det normalt være veilederens barriereindikatorer som må legges til grunn for vurdering og oppfølging/kontroll av sikkerhet og barrierekrav. Dette gjelder også for koaguleringsprosesser, der barriereindikatorparametere og indikatorverdier er presentert og diskutert i Tabell C i veilederen til drikkevannsforskriften.

Hva gjelder optimalisering for økt bærekraft/ressurseffektivitet har man ingen tilsvarende føringer i hverken drikkevannsforskriften eller dens veileder. Hvordan vannbehandlingen kan optimaliseres for å redusere problemer knyttet til sedimentering/nedslamming, utfelling og biologisk vekst i ledningsnettet er heller ikke konkretisert. For bærekraftvurderinger kan imidlertid livsløpsanalyser være nyttige verktøy, og slike er kort beskrevet i rapporten

Siden vannets innhold av naturlig organisk materiale (NOM) i svært stor grad vil påvirke de prosesser som foregår under så vel vannbehandling som distribusjon, vil en NOM-diagnose med identifisering og karakterisering av NOM og NOM-fraksjoners behandlingsbarhet og biologiske vekstpotensial være et viktig utgangspunkt for all optimaliseringsaktivitet.

Denne rapporten redegjør kort for bakgrunn og motivasjon for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg. Hovedvekten er dog lagt på beskrivelse av forslag til konkrete optimaliseringsprosedyrer, herunder involvering av driftsorganisasjon/ledelse, kartlegging av gjeldende driftsstatus, planlegging og utførelse av optimaliseringsforsøk, anbefalte prøvepunkter og prøvetakingsrutiner, analyseparametere, samt sentrale driftsdata som bør registreres i en slik sammenheng. I store trekk innebærer de anbefalte optimaliseringstiltakene systematiske forsøk i full skala å finne ut: 1) hvor godt et anlegg faktisk drives i dag, og 2) hvor godt det kan drives – når forholdene er optimale. Med utgangspunkt i en slik "intern benchmarking" kan man identifisere og definere optimale driftsforhold på eget koaguleringsanlegg, herunder finne den riktige balansen mellom vannkvalitet/sikkerhet på den ene siden og bærekraft/ressursbruk på den andre siden.

Hovedmålet med denne rapporten er å beskrive diagnoseverktøy og prosedyrer for hvordan koaguleringsanlegg kan - og bør - optimaliseres med tanke på

vannkvalitet og hygienisk sikkerhet, barriereeffektivitet og barrierestabilitet, bærekraft og ressurseffektivitet.

Dette hovedmålet kan defineres ytterligere via en rekke delspørsmål:

- ✓ I en kontinuerlig streben etter bedre og stadig mer effektiv drift: Hvordan bør man forankre driftsoptimalisering og optimaliseringstiltak i egen organisasjon?
- ✓ Hvilke personer og funksjoner bør involveres, og hvilke ressurser bør allokere?
- ✓ Hvordan finne ut/vurdere hvor godt et koaguleringsanlegg faktisk drives – og hvordan kartlegge og identifisere optimaliseringspotensialene?
- ✓ Hvordan bør konkrete optimaliseringstiltak planlegges og utføres – og hvilke diagnoseverktøy kan anvendes for kritiske vurderinger av oppnådd vannkvalitet og sikkerhet samt bærekraft/ressursbruk?
- ✓ Hvordan kan og bør oppnådde optimaliseringsgevinster dokumenteres?
- ✓ Hvordan kan man vurdere hvor stor andel av et identifisert (maksimalt) optimaliseringspotensial som kan og bør utnyttes - uten at dette går på bekostning av driftsvennlighet og driftsstabilitet, og med riktig balanse mellom vannkvalitet og sikkerhet på den ene siden og bærekraft/ressursbruk på den andre?
- ✓ Optimaliseringsprosedyrene som foreslås her er en intern benchmarking - ikke en "vanlig" benchmarking. Dette betyr i klartekst at man foretar en direkte, fullskala sammenligning av faktisk oppnådde (dagens drift) mot identifiserte, optimale driftsresultater ved sitt eget, unike anlegg. Dette representerer en betydelig fordel i forhold til en konvensjonell benchmarking der man foretar en sammenligning av eget anlegg med andre anlegg med helt andre og unike vannkilder og vannbehandlingsanlegg, operatørstaber og driftsorganisasjoner.

Rapporten beskriver også nytteverdien av diagnoseverktøy (NOM-fraksjonering og BDOC-analyser) og beregningsverktøy (modeller for koagulantbehov, slamproduksjon, filtersykluslengder og produksjonskapasitet) som kan anvendes som støtte ved optimaliseringstiltak.

Rapporten gir også eksempler på oppnådde resultater fra gjennomførte optimaliseringsforsøk i SINTEF-regi. Disse forsøkene har avdekket betydelige forbedringspotensialer på norske koaguleringsanlegg, både hva gjelder vannkvalitet, barrierer og sikkerhet - samt ressursbruk, bærekraft og driftsøkonomi. Selv på veldrevne anlegg med svært kompetente driftsorganisasjoner er det registrert betydelige optimaliseringspotensialer, i hovedsak knyttet til en eller flere av følgende problemstillinger:

- 1) Manglende godkjenning av vannforsyningssystemet grunnet dårlig kvalitet på behandlet vann (for høyt innhold av restkoagulant over en periode på flere år)
- 2) Manglende oppfyllelse av indikatorkrav for koaguleringsbarrierer (Tabell C), med tilhørende indikasjon på barrieresvikt i koaguleringsprosessen
- 3) Indikasjon på samtidig barrieresvikt i koagulerings- og desinfeksjonsbarrierer (UV)
- 4) Potensial for betydelig reduksjon (40 %) av koagulantforbruk og slamproduksjon, med tilhørende redusert behov for pH-hevende kjemikalier og slamprosessering, filterspyling, pumping, etc
- 5) Potensial for økte filtergangtider, dvs. reduserte filterspylefrekvenser, med tilhørende redusert kapasitetstap, reduserte mengder av modningsvann og brukt spylevann, samt redusert forbruk av vann og energi til filterspyling
- 6) Potensial for 5-10 % reduksjon i driftskostnader

English summary

This report is published in Norwegian by Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).

Address: Vangsvegen 143, NO-2321 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norskvann.no
Website: www.norwegian-water.no / www.norskvann.no

Report no: 189 - 2012
Report title: Enhanced coagulation operation performance optimization handbook
Date of issue: 1. December 2014
Number of pages: 59 + Appendix (Excel)

Keywords: Water
Enhanced coagulation
Operation performance
Optimization
Procedures

Author: Bjørnar Eikebrokk

ISBN: 978-82-414-0331-6
ISSN: 1890-8802 (electronic edition)

Summary:

This handbook contains recommendations on how to optimize the operation performance of water treatment facilities that apply enhanced coagulation, in specific contact and direct filtration processes. The suggested optimization procedures are designed for application during routine operation of full-scale facilities, i.e. without compromising treated water quality or treatment barriers. Since NOM in many cases controls water treatment processes as well as distribution, new tools for diagnosing water/NOM are also presented (e.g. rapid NOM fractionation, rapid BDOC analysis based on columns-in-series) along with empirical models for coagulant demand, sludge production, filter run lengths, treatment capacity/net daily water production, etc.

The optimization procedure involves 6 steps: i) Establishment of an optimization team and allocation of resources, ii) Mapping and evaluation today's treatment operation performance, iii) Assessment of operation optimization potentials, iv) Planning and implementation of systematic optimization trials, including water sampling procedures and water quality analyses, v) Assessment of optimization results and internal benchmarking, i.e. comparing the existing with the optimum operation performance at the actual facility, and vi) Implementing of optimum operation conditions, verification and visualization of optimization benefits.

The report also present examples on optimization efforts performed in accordance with the suggested optimization procedures described in this report that should be read and applied in combination with the Norwegian Water-report 188/2012: Guidance manual on operation of enhanced coagulation treatment facilities (ISBN 978-82-414-0330-9; ISSN 1504-9884; ISSN 1890-8802).

1. BAKGRUNN OG MOTIVASJON

1.1 Om håndboken

Denne rapporten er nært knyttet til Norsk Vann rapport 188-2012: Veiledning for drift av koaguleringsanlegg, og bør brukes/leses i sammenheng med denne.

Håndboken beskriver konkrete prosedyrer og anbefalinger for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg, herunder "nye" analyseverktøy og empiriske modeller som kan benyttes for vurdering av driftsstatus og optimaliseringstiltak.

Det sentrale temaet i håndboken er hvordan man kan optimalisere koaguleringsanlegg. Som del av dette hovedtemaet vil også følgende tema berøres:

- ♣ Hvorfor bør vi optimalisere driften av koaguleringsanlegg, og hva må til for at koagulering skal utgjøre en effektiv og stabil hygienisk barriere?
- ♣ Hva menes med optimale koaguleringsforhold, og hvordan kan vi finne ut om et anlegg drives optimalt eller ikke?
- ♣ Hvordan bør optimaliseringstiltak forankres i ledelsen, og hvordan bør fullskala optimaliseringsforsøk organiseres og gjennomføres?
- ♣ Hvordan kan vi anvende "nye" diagnoseverktøy for vurdering av driftsstatus og optimaliseringstiltak?
- ♣ Hva er gevinstene av optimalisering – og hvordan kan man identifisere disse?
- ♣ Hvordan bør optimaliseringspotensialene implementeres, og hvordan kan man finne den riktige og beste balansen mellom sikkerhet og bærekraft, dvs. mellom vannkvalitet, barriere effektivitet og driftsstabilitet på den ene siden og ressursbruk, slamproduksjon og driftsøkonomi på den andre siden?

Optimaliseringsprosedyrene som beskrives i denne rapporten (kapittel 4) er primært rettet mot kontakt- og direktefiltreringsanlegg, men prosedyrene med tilhørende prøverutiner, prøvepunkter og analyseparametere kan også tilpasses konvensjonelle filtreringsanlegg med forseparasjon før filtertrinnet, anlegg med kontinuerlig spylende filtre, samt membranfilteranlegg med for-koagulering.

Før de foreslåtte optimaliseringsprosedyrene beskrives i detalj, skal det gis en omtale av bakgrunn og behov/motivasjon for optimaliseringstiltak, sentrale driftsforhold og risikofaktorer samt indikatorer/krav for sikker og ressurseffektiv drift av koaguleringsanlegg.

1.2 Optimalisering og benchmarking: Samme sak?

The International Water Association (IWA) har nylig revidert sin definisjon av benchmarking ("sammenligningsstudier"). Man forlater tidligere betegnelser som "metric benchmarking" og "process benchmarking" til fordel for et helt nytt rammeverk for benchmarking som nå består av to etterfølgende trinn (www.iwawaterwiki.org):

1. Vurdering av dagens drift/ytelse ("performance assessment")
2. Forbedringstiltak/optimalisering ("performance improvement")

IWA sier videre: "Benchmarking aims at improving performance, a search that never ends. Therefore, benchmarking is not a single action but a continuous, cyclical process." "Benchmarking is a tool for performance improvement through systematic search and adaptation of leading practices."

Dette innebærer at undersøkelser og vurderinger av driftsforhold med tanke på kartlegging av driftsstatus, samt etterfølgende optimaliseringstiltak, faller inn under IWAs nye definisjon av benchmarking.

For at slik benchmarking skal ha nytteverdi og bidra reelt til bedre drift og optimalisering av koaguleringsanlegg, kreves det at den er tilstrekkelig finmasket og prosessorientert. Vanlige former for benchmarking, der man sammenligner eget anlegg med andre "tilsvarende" anlegg, vil gi resultater med begrenset nytteverdi for driftsoptimaliserings tiltak. Dette fordi slike grovmaskede analyser ikke får med seg det stedsspesifikke som ligger i hvert enkelt anlegg med sine unike forhold hva gjelder nedbørfelt og råvannstyper, råvannskvalitet og variasjoner, utforming og drift av vannbehandlings- og distribusjonssystem, driftsforhold, operatørstab, kompetanse, m.m.

For optimaliseringsformål synes derfor en "intern" benchmarking mer formålstjenlig enn en konvensjonell benchmarking. I dette ligger at man – på ett og samme anlegg - sammenligner dagens driftsstatus med en situasjon der driften er nær optimal/best mulig. Dette krever selvsagt at man kartlegger hva en optimal driftssituasjon faktisk innebærer – i tråd med de prosedyrer som her skal beskrives.

2. DRIFTSFORHOLD OG RISIKOFAKTORER

2.1 Hvorfor er god drift så viktig?

De fleste vannbehandlingsanlegg er bygget og vil fortsatt være i drift i mange år. Det er derfor viktig å fokusere på **driften** av **eksisterende** vannbehandlingsanlegg, herunder koaguleringsanleggene.

Koaguleringsanlegg er driftsmessig relativt komplekse systemer som krever en god og nær optimal drift for å oppnå maksimal sikkerhet og bærekraft/ressurseffektivitet:

- Koagulering er en dynamisk barriere. Barriereeffekten er god – såfremt koaguleringen drives nær optimalt
- Driften av koaguleringsanlegg påvirker ikke bare sikkerheten, barriereeffektiviteten og barrierestabiliteten, men også ressursbruken, kostnadene, avfallsgenereringen og forholdene på ledningsnettet
- Driften av koaguleringsanlegg påvirker graden av slamakkumulering, utfelling, korrosjon og biofilmdannelse på ledningsnettet ("soft deposits") - forhold som påvirker vannets bruksmessige kvalitet og de hygieniske forholdene på nettet
- Koaguleringsprosessen er følsom for endringer i råvannskvalitet/klima – med tilhørende utfordringer hva gjelder prosessstyring, overvåking og kontroll
- Utførte driftsanalyser viser at mange anlegg har et betydelig potensial for sikrere - og mer bærekraftig - drift

Driftserfaringer og eksempler på god drift bør i større grad enn tilfellet er i dag deles og formidles mellom de mer enn 100 koaguleringsanlegg som er i drift – og som forsyner nær 2 millioner av Norges befolkning.

Det er i tillegg flere gode grunner – relatert til vannkvalitet, sikkerhet og bærekraft/ressursbruk – som tilsier at koaguleringsanlegg må ha fokus på god drift og at driftsforholdene jevnlig bør optimaliseres:

- En stor andel (30-60 %) av kjente vannbårne sykdomsutbrudd er forårsaket av svikt i vannbehandlingen
- Drikkevannsforskriften krever tilstedeværelse av minst to hygieniske barrierer i godkjenningspliktige vannforsyningssystemer (> 20 husstander, > 50 personer), og veiledningen til drikkevannsforskriften definerer metodespesifikke barriereindikatorer og angir indikatorverdier for vannkvalitet som må være oppfylt for at vannbehandlingsmetoden skal få kreditt som en barriere. Dette er også tilfellet for koaguleringsanlegg
- Koaguleringsprosesser med etterfølgende separasjon gir en utløpsvannkvalitet som varierer med tid og sted – ut fra ulikheter og variasjoner i råvannskvalitet, anleggsutforming, kompetanse, driftsforhold, faser i filtreringsprosessen, etc. Dette innebærer en tilsvarende dynamikk også i barrierehøyde og barrierestabilitet, med spesiell risiko for barrieresvikt i perioder med: i) ugunstig og/eller sterkt varierende råvannskvalitet og dårlig prosessstyring/mangelfull tilpasning av prosessbetingelsene til den rådende råvannskvalitet, ii) sub-optimale koaguleringsforhold, iii) belastningsvariasjoner, iv) mangelfull filterstyring, v) dårlig filterspyling og/eller dårlig tilstand på filtersengen, osv.
- Drikkevannsforskriften krever at vannverkene gjennomfører risiko- og sårbarhetsanalyser (ROS-analyser) som også omfatter driften av vannbehandlingsanleggene, og risikoanalyser i form av vannsikkerhetsplaner (Water Safety Plans) får stadig større utbredelse innen drikkevannssektoren
- I tillegg til å fokusere på sikkerhet, settes bærekraft og ressursforbruk i økende grad på dagsorden også i VA-sektoren, der energi- og karbonnøytralitet er langsiktige mål

- Krav om stadig høyere kostnadseffektivitet og mer effektiv drift preger også VA-sektoren

Det finnes flere driftsmessige utfordringer ved koaguleringsanlegg, herunder følgende:

- Problemer med å oppfylle krav til vannkvalitet og kapasitet
- Indikasjoner på svikt i koaguleringsbarrieren/ manglende oppfyllelse av barriereindikatorkrav i veiledningen til drikkevannsforskriften
- Manglende on-line overvåking av vannkvalitet (turbiditet) fra enkeltfiltre
- Korte filtersykluser, høyt spylevannsforsbruk og/eller kapasitetsproblemer
- Høy slamproduksjon/krevende slambehandlings- og disponeringsløsninger
- Belastningsvariasjoner/problematiske returstrømmer/for små buffervolumer
- Store sesongvariasjoner og utfordringer i forhold til prosessstyring og driftskontroll
- Stor grad av "manuell" prosessstyring – etterslep ved raske kvalitetsvariasjoner
- Økende NOM-innhold i råvannet, økende koagulantbehov og økte slammengder
- Filtersykluser som termineres av gjennombrudd eller trykktap
- Dårlige inspeksjonsrutiner og dårlig tilstand på filtersenger (underkorn, slamklumper, forstyrret lagdeling, mv)
- Utilstrekkelig filterspyling, beleggproblemer i dyser/filterbunn
- Høyt innhold av restmetall og driftsproblemer i etterfølgende UV-anlegg
- Høyt kjemikalie- og energiforbruk, høye driftskostnader
- Dårlig ledelsesforankring, manglende opplæring og mangelfull driftskompetanse

2.2 Vanlige forekommende driftsproblemer

Ti hovedproblemer i koaguleringsbaserte vannbehandlingsanlegg for overflatevann er nærmere beskrevet nedenfor. Punktene, som er basert på en kritisk vurdering av 290 anlegg i USA (AWWA 1997) er supplert og modifisert for norske forhold (se Norsk Vann-rapport 188 for flere detaljer):

1. Mangelfulle strategier for styring av koagulantdosering
2. Dårlig kjemikalieinnblanding og/eller flokkuleringsforhold som er dårlig egnet for den anvendte separasjonsmetoden (sedimentering, flotasjon, filtrering)
3. Manglende vannkvalitetskontroll fra enkeltfiltre
4. Mangelfull håndtering av modningsvann
5. Mangelfull service, kalibrering og/eller vedlikehold av turbidimetre
6. Feilaktige koagulantdoser og feil koagulerings-pH (mangelfull kunnskap om koagulering generelt, om eget anlegg og om sammenhengene mellom råvannskvalitet, kvalitetsvariasjoner og tilhørende optimale koagulerings-betingelser, dårlig kontroll på styrken av doseringsløsningen, mangelfull kontroll av doseleveransen fra doseringspumper, mangelfull service, vedlikehold og kalibrering av pH-sonder, m.m.)
7. Manglende kunnskap om drift og vedlikehold
8. Re-start av "skitne" filtre uten – eller med avbrutt – tilbakespyling
9. Utilstrekkelig prosessovervåking og prosessstyring
10. Mangelfulle kriterier for filterspyling

I tillegg til hovedproblemene nevnt over bør følgende også nevnes: dårlig filtertilstand, utilstrekkelig filterspyling, blanding av filterlag, tap av filtermasse gjennom filterbunn/dyser, tap av filtermasse under spyling, dannelse av slamklumper (mudballs) i filtersengen, hydrauliske problemer, fnokkerosjon, problemer med oppløsning og/eller dosering av polymerløsninger, dårlig/varierende kvalitet på leverte koagulanter, kjemikalier og filtermasser, m.m.

3. HVORDAN IDENTIFISERE OPTIMALE KOAGULERINGSFORHOLD?

3.1 Jar-testing kontra pilot- eller fullskalaforøk

Identifikasjon av optimale koaguleringsbetingelser ble tidligere i stor grad basert på begerforsøk ("jar-tester") der man varierte koagulantdose, pH, etc i ulike begre som var fylt med det aktuelle råvann (Figur 3-1). Etter bestemte rutiner for kjemikalieinnblanding, flokkulering og sedimentering ble det tatt ut vannprøver for analyse.



Figur 3-1. Jartester med 6 forsøksbegere med testvann og med ulike pH og koagulantdoser, omrørere med varierbar hastighet, samt prøvekraner for uttak av vannprøver

For direkte- eller kontaktfiltreringsanlegg er imidlertid slike jartesting mindre aktuell og mindre relevant fordi fnokkenes filtrerbarhet og styrke er viktigere enn deres synkehastighet og sedimenterbarhet. Store og raskt synkende fnokker som gir best resultat i en jartest, kan gi dårlig resultat i filtreringsprosesser der man normalt ønsker små, kompakte og sterke fnokker som ikke brytes ned og fragmenteres i prosessen.

For filtrering er filtreringshastighet, trykktapsutvikling, turbiditetsgjennombrudd, lagringskapasitet, filtersykluslengde og tilbakespyling sentrale faktorer – forhold som en jartest ikke vil gi noen som helst informasjon om.

3.2 Optimaliseringsforsøk i full skala

Ut fra ovenstående bør driftsoptimalisering av direkte- eller kontaktfiltreringsanlegg skje i pilotfiltre eller helst på fullskala anlegg. Denne håndboken beskriver prosedyrer og anbefalinger for slik fullskala optimalisering, forsøk som normalt kan utføres uten at anlegget må tas ut av produksjon. Dette innebærer at de endringer som foretas i prosessbetingelsene under slike optimaliseringsforsøk må skje i små trinn.

Før optimaliseringsprosedyrene beskrives i detalj, skal det gis en gjennomgang av noen sentrale driftsmessige forhold som er karakteristisk for koaguleringsprosessen, herunder også indikatorparametere for koaguleringsbarrierer og god drift, samt driftsmessige "fallgruver" og risiki for svikt i sikkerhet og barrierer.

3.3 Barriereindikatorer og god drift

Hygienisk sikker drift med effektive og stabile barrierer. Driftsdiagnoser og optimaliseringstiltak må baseres på bruk av egnede vannkvalitets-parametere og/eller indikatorer. For koaguleringsanlegg er det naturlig å anvende indikatorparametere og verdier som angitt i den norske drikkevannsforskriften med veileder (Tabell 3-1). Disse verdiene må være oppfylt for at koaguleringen skal anses å utgjøre en hygienisk barriere.

Tabell 3-1 Indikatorparametere og parameterverdier for hygieniske barrierer i koaguleringsanlegg (utdrag fra Tabell C i Veiledning til Drikkevannsforskriften).

Parameter	Verdi	Kommentar
For vannbehandling med koagulering:		
Aluminium (mg Al/L)	< 0.15	Når Al brukes som koaguleringsmiddel
Jern (mg Fe/L)	< 0.15	Når Fe brukes som koaguleringsmiddel
Farge (mg Pt/L)	< 10	Bør normalt være < 5 ved Al eller Fe-koagulering
TOC (mg C/L)	< 3.0	
Turbiditet (FNU)	< 0.2	Utløp fra hvert enkelt filter. Bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter
Partikkelantall (1/mL) 2-400 µm	< 500	Utløp fra hvert enkelt filter. Bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter

Det skal knyttes noen kommentarer til de ulike indikatorparametere for koaguleringsbarrierer slik de er angitt i Veilederen til Drikkevannsforskriften:

1. I alkaliske filterlag vil metaller normalt felle ut og fjernes svært effektivt, spesielt jern. For anlegg med slike filtre er det derfor ikke gitt at et lavt restmetallinnhold nødvendigvis er en god indikator for god drift - og en effektiv koaguleringsbarriere.
2. Turbiditet – i tillegg til å være en rimeligere og bedre on-line driftskontrollparameter – vil normalt være betydelig mer følsom for ugunstige drifts- og koaguleringsbetingelser enn farge og TOC. Dette gjelder også i de kritiske filtermodnings- og gjennombruddsfaser.
3. Renseeffekten (log-reduksjonen) av flere typer indikatororganismer og patogener kan reduseres betydelig ved en økning av filterutløpsturbiditeten fra 0.1 til 0.2 NTU. Norske erfaringer tilsier at godt drevne koaguleringsanlegg som regel oppnår utløpsturbiditeter på 0.1 NTU eller lavere i en stor del av driftstiden. Følgelig bør man vurdere å skjerpe indikatorkravet for utløpsturbiditet fra enkeltfiltre fra 0.2 til 0.1 NTU.
4. Utløpsturbiditeten bør holdes så lav som mulig også av hensyn til ledningsnett og de prosesser som foregår der. Dette fordi selv lave turbiditetsnivåer (< 0.2 NTU) har vist seg å kunne bidra betydelig til nedslamming av ledningsnett, med bløte avsetninger "soft deposits" som kan øke vekst og overlevelse av mikroorganismer, og således redusere kranvannets bruksmessige og hygieniske kvalitet.
5. Den norske drikkevannsforskriften/veilederen angir ingen krav til barrierestabilitet. Slike stabilitetskrav bør vurderes innført i det norske regelverket, eksempelvis ved at det stilles krav om at barriereindikatorene gitt i Tabell 3-1 skal være oppfylt i 95, 99 eller 100 % av driftstiden eller vannproduksjonen, slik man har det eksempelvis i USA.

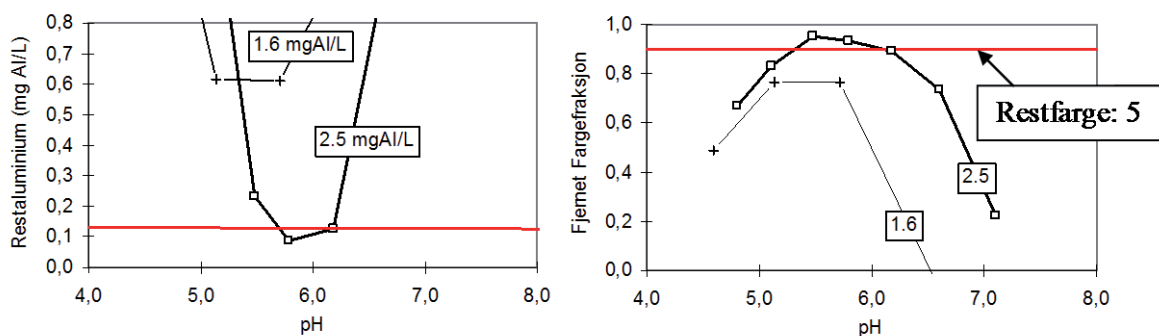
På bakgrunn av ovenstående punkter anbefales det også at det utarbeides varighetskurver for utløpsturbiditet fra så vel enkeltfiltre som rentvannstanker, og at slike legges inn som en rutine i driftskontrollsystemet. Dette vil være gode hjelpemidler i den daglige driften, bl.a. for å avdekke frekvens og grad av barrieresvikt samt eventuelle

avvikende driftssituasjoner og filterenheter. Slike varighetskurver vil i tillegg forenkle internkontrollen og Mattilsynets tilsyns- og kontrollfunksjon.

Koaguleringsforhold og vannkvalitet. Figur 3-2 viser typiske eksempler på hvordan ulike nivåer for koagulantdose og koagulerings-pH påvirker utløpsvannkvaliteten fra et filter. Her er kvaliteten på filterutløpsvannet målt som restinnhold av koagulant (aluminium) og farge for to ulike koagulantdoser og for en rekke ulike pH.

Turbiditet vil normalt være en enklere og bedre parameter enn restkoagulant, farge og TOC som barriereindikator og for karakterisering av driftsforhold på koaguleringsanlegg. Dette fordi turbiditet kan måles on-line på utløpet av hver filterenhet på en enkel og økonomisk overkommelig måte, og fordi utløpsturbiditeten er mer sensitiv for endringer i koaguleringsbetingelser (dose og pH) og belastningsforhold (filtreringshastighet). Figur 3-2 illustrerer tre viktige forhold ved koaguleringen:

- 1) For lave koagulantdoser gir normalt for høyt innhold av rest-koagulant
- 2) Økt koagulantdose gir et bredere optimalt pH-vindu som man kan drive innenfor
- 3) Det er normalt innholdet av restkoagulant (Al, Fe) og/eller utløpsturbiditeten som er bestemmende for koaguleringsbetingelsene (dose og pH) – ikke farge og TOC

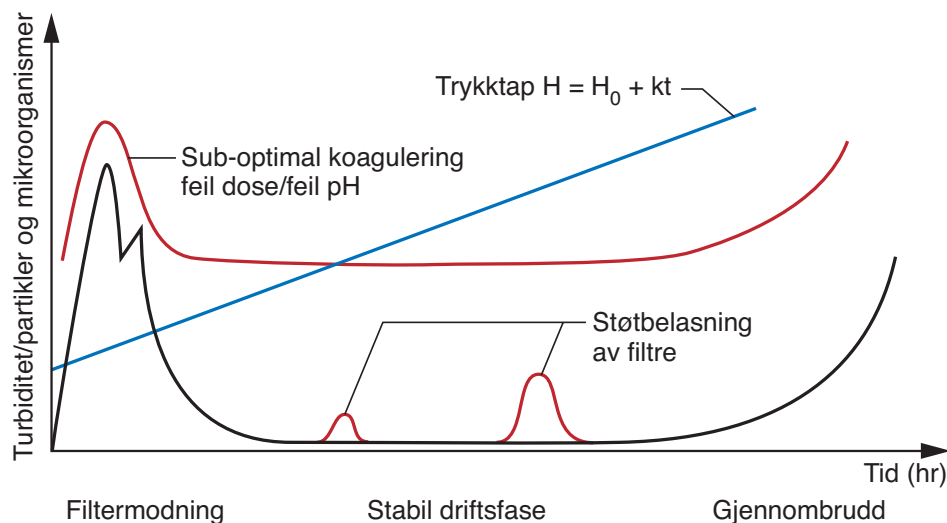


Figur 3-2 Typiske effekter av koagulantdose og koagulerings-pH på restaluminiuminnhold og grad av fargefjerning ved kontaktfiltrering (Aluminiumsulfat; Råvannsfarge 50 mg Pt/L).

Figur 3-3 illustrerer typiske forløp av utløpsturbiditet og trykktap i et filter under ulike driftsfaser:

- i) Optimal (sort kurve) kontra feilaktig (rød kurve) koagulering
- ii) Filtermodning
- iii) Støtbelastning av filtre
- iv) Gjennombrudd
- v) Trykktapsutvikling (blå kurve)

De ulike driftsfaser er utførlig beskrevet i Norsk Vann-rapport 188. Her skal påpekes at det under optimaliseringsforsøk er viktig at man driver prosessen i tilstrekkelig lang tid etter at nye driftsbetingelse er implementert (koagulantdose og pH) før vannprøver tas ut, normalt 2-3 timer. Videre er det viktig at vannprøver tas ut i en stabil driftsfase, og ikke under perioder med støtbelastninger, filtermodning, turbiditetsgjennombrudd, etc (Jfr. Fig. 3-3).



Figur 3-3 Forløp av utløpsturbiditet og trykktap i en typisk filtersyklus

Trykktap og trykktapsutvikling. Trykktapet i en filterseng øker som følge av partikkelavsetning, utfellinger og tetting av filterporer. Når filtersengen er veldimensjonert og godt tilpasset vannet som behandles vil trykktapet øke lineært med tiden så fremt andre forhold (primært filtreringshastigheten) holdes konstante.

En eksponentiell utvikling av trykktap er et tegn på at fnokkene i for liten grad evner å trenge ned i filtersengen og utnytte dennes dybde. Dette kan skje dersom man overdoserer filtreringshjelpemiddel (polymerforbindelser) som anvendes på enkelte anlegg for øke fnokkstyrke/fastholdingskrefter og derved filtersykluslengden, noe som tillater høyere filtreringshastighet og økt produksjonskapasitet.

En utflatende trykktapsutvikling tyder på gjennombrudd og "lekkasje" av partikler gjennom filtersengen, forhold som også normalt skal detekteres av et kontinuerlig målende turbiditeter eller partikkelteller på hvert filterutløp.

Filtersykluser avsluttes normalt når et eller begge av følgende forhold inntreffer (jfr. Figur 3-3):

1. Ved at det oppstår et (turbiditets)gjennombrudd i filteret, noe som medfører en brå forringelse av utløpsvannkvaliteten. Dette skyldes at filterets lagringskapasitet er oppbrukt under de anvendte prosessforhold (filterdesign, belastning, koagulantdose, polymerdose, osv)
2. Ved at den tilgjengelige trykkehøyden er oppbrukt, dvs. at trykktapet i filteret har nådd sin dimensjonerende verdi, noe som gjør at man ikke lenger kan opprettholde ønsket vannstrøm gjennom filteret

Det fremgår av det ovenstående at det er viktig å overvåke så vel utløpsvannkvalitet som trykktap i slike vannbehandlingsprosesser.

Barrieresvikt. Svikt i koaguleringsbarrierer kan oppstå som følge av uheldig prosessutforming og ugunstige driftsforhold, jf. Figur 3-2 og 3-3. Det er en rekke situasjoner som kan forårsake svikt i koaguleringsbarrieren:

1. Hel eller delvis svikt i koaguleringen (ikke-optimale verdier for koagulantdose og/eller koagulerings-pH)
2. Under filtermodning
3. Ved gjennombrudd i filtre

4. I perioder med støtbelastninger og (brå) hastighetsøkninger i filtertrinnet (eksempelvis ved innfasing av råvannspumper/pumpetrinn, og ved spyling av parallelle filterenheter)
5. Returstrømmer med ugunstig mengde og/eller sammensetning (spyleslam/slambehandling)
6. Mangelfull filterspyling og/eller dårlig filtertilstand (én eller flere filterenheter)
7. Utilstrekkelig prosessovervåking, styring og kontroll (mangelfull tilpasning av driftsbetingelser til endringer i råvannskvalitet, belastningsforhold, etc)

Uten koagulering er et dybdefilter å betrakte som et enkelt fysisk vannbehandlingstrinn uten noen effektiv barrierevirkning. Derfor blir koaguleringen og driften av dette prosesstrinnet et viktig punkt i en hygienisk sammenheng. Uten forkoagulering vil et filter fungere dårlig som hygienisk barriere, og det er rapportert om mindre enn 1 log reduksjon av *Cryptosporidium* i så vel GAC-filtre som to- og tremediafiltre uten forkoagulering. Likeledes er det rapportert om betydelige reduksjoner i rensegrad under perioder med svikt i koaguleringen (Emelko 2003), samt i perioder med belastningsøkninger på filteret, for eksempel som følge av spyling og/eller modning av parallelle filterenheter i samme prosesslinje.

3.4 Ressurseffektivitet, bærekraft og livsløpsanalyser

I tillegg til å oppfylle de generelle og sikkerhetsrelaterte vannkvalitetskrav, er det et stadig sterkere samfunnskrav at driften også må være ressurseffektiv og bærekraftig ut fra sosiale, økonomiske og miljømessige vurderingskriterier.

For koaguleringsanlegg innebærer dette blant annet at kjemikaliebruken skal være tilpasset råvannskvalitet og ledningsnett på en slik måte at:

- a. kjemikalier ikke går til spille eller brukes unødige
- b. at det ikke brukes unødige store mengder vann/spylevann ("low water footprint")
- c. at det ikke dannes unødige store mengder slam/avfall, drivhusgass ("low CO₂-footprint"), m.v.
- d. at driftskostnadene ikke blir høyere enn nødvendig for å ivareta gjeldende krav til vannkvalitet, hygienisk barriereeffekt og en sikker og ressurseffektiv drift

Livsløpsanalyser (LCA) kan anvendes for vurdering av miljømessige konsekvenser. Slike analyser kan utføres i henhold til internasjonale standarder (ISO-14040) og kan baseres på tilgjengelige databaser (f.eks. SIMAPRO) for beregning og sammenligning av miljøeffekter ("Eco-points") i ulike kategorier og relatert til en referansestandard.

Slike analyser inkluderer all relevant ressursbruk knyttet til produksjon, bruk og avhending av et produkt eller en prosess. For vannbehandlingsanlegg kan dette være energi- og ressurs-/materialstrømmer ved: i) bygging og bruk av vannbehandlings- og distribusjonsanlegg, ii) produksjon og bruk/transport av alle innsatsfaktorer (kjemikalier, energi, etc), iii) prosessering og transport av produkter (vann, slam, avfall), osv.

Ved bruk for driftsanalyse og optimaliseringstiltak kan dog LCA-analysen konsentreres om driftsmessige forhold, og forenkles til å omfatte kun de endringer i ressursbruk/produkter som anvendes og produseres under ulike aktuelle driftsforhold. I kapittel 8 gis det et konkret eksempel på hvordan LCA kan anvendes for å vurdere hvordan ulike sosiale, miljømessige og økonomiske bærekraftindikatorer påvirkes av bruken av ulike koagulanttyper og doser, ulike typer energiproduksjon (f.eks. vannkraft), etc. Analysene viser klart at slike vurderinger må baseres på konkrete, lokale forhold – analyser foretatt på generelt grunnlag vil kunne gi sterkt misvisende resultater.

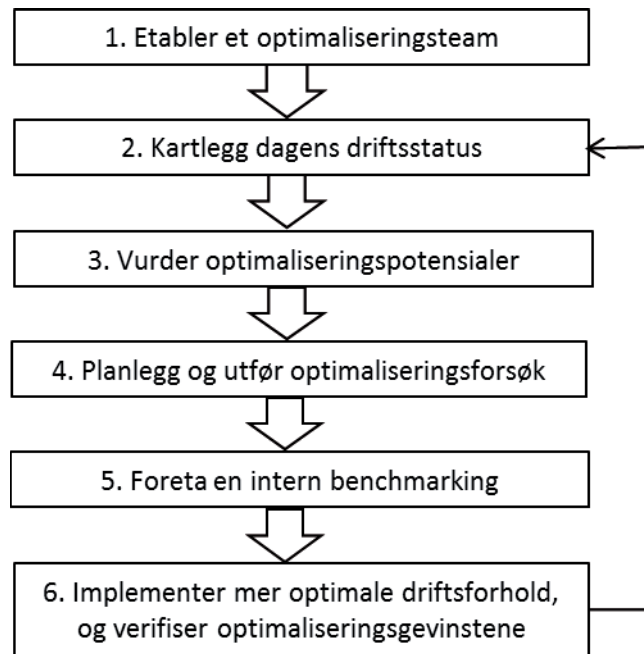
4. OPTIMALISERINGSPROSEDYRER

Dette er rapportens hovedkapittel og inneholder konkrete anbefalinger og beskrivelser av prosedyrer for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg:

- i. Hvordan organisere driftsstudier og optimaliseringstiltak?
- ii. Hvordan kartlegge dagens driftsstatus?
- iii. Hvordan identifisere optimale driftsforhold?
- iv. Hvordan – og i hvilken grad – bør resultatene implementeres, og hvordan finne riktig balansen mellom sikkerhet og bærekraft?

En anbefalt trinnvis tilnærming ("veikart") er beskrevet og illustrert (Figur 4-1) nedenfor.

1. Etabler et **optimaliseringsteam**, og alloker nødvendig tid og ressurser
2. Kartlegg **dagens driftsstatus** og driftsbetingelser, herunder filtersykluslengder, trykktaps- og belastningsforhold, spylerutiner og spylevannforbruk, øvrig ressursbruk (kjemikalier, energi, m.m.), slamproduksjon, m.v., samt råvanns- og rentvannskvalitet med særlig fokus på karakterisering av NOM. Bruk gjerne de karakteriseringsverktøy som er beskrevet i denne rapporten, og prøv så langt det er mulig å få med sesongvariasjoner/ekstremverdier. Ofte vil NOM-innholdet være høyest om høsten og lavest i vinter/vår-sesongen, og det kan derfor være gunstig å foreta en optimaliseringsrunde i hver av disse periodene.
3. Foreta en innledende grovvurdering av **potensialet for en sikrere og mer bærekraftig og ressursvennlig drift** ved å sammenligne dagens driftsstatus (DD fra trinn 2 over) med tilgjengelige erfaringsdata, empiriske modeller, etc.
4. Planlegg og gjennomfør **systematiske optimaliseringsforsøk**, og foreta valg av prøvepunkter, prøvetakingsfrekvens og analyseparametere for å identifisere optimale driftsforhold (ODF). I tillegg bør man identifisere eventuelle **tilpasninger** som må gjøres i anlegget før oppstart av optimaliseringsforsøkene, herunder mulighetene for: a) variasjon i dosering av koagulant og pH-justerende kjemikalier, b) bruk av en begrenset del av anlegget til disse forsøkene (en linje, ett filter), etc.
5. Foreta en **intern benchmarking** ved å sammenligne oppnådde resultater under dagens driftsregime (DD, trinn 2) med de identifiserte optimale driftsforhold (ODF, trinn 4), og **synliggjør derved de faktiske optimaliseringspotensialer** på anlegget.
6. **Vurder resultatene fra trinn 5 og implementer de endringer i driften som anses gunstige/ønskelige.** Verifiser deretter effektene av optimaliseringen etter en tids drift med optimale driftsbetingelser ved å sammenligne resultatene som nå oppnås med de resultatene som ble oppnådd med bruk av "gamle" driftsbetingelser (DD, trinn 2). Siden råvannskvalitet, vannforbruk og tilhørende driftsbetingelser vil variere med tiden, bør vurderinger av mulige optimaliseringspotensialer foretas med jevne mellomrom. Dette er således ingen engangsforeteelse, men en kontinuerlig prosess (illustrert via "loopen" i figur 4-1).



Figur 4-1 Seks viktige trinn i den foreslåtte optimaliseringsprosedyren

De seks trinnene i optimaliseringsprosessen skal beskrives nærmere i kapittel 4.1 til 4.6 nedenfor. Kapittel 5 beskriver noen diagnoseverktøy som kan anvendes under optimaliseringen, og i kapittel 6 gis det noen konkrete eksempler og resultater fra anvendelse av disse optimaliseringsprosedyrene på et antall vannverk.

4.1 Etablering av et optimaliseringsteam og allokering av nødvendige ressurser

Optimaliseringsteam: Erfaringer viser at driftsoperatører i mange tilfeller føler seg alene, og at ansvaret kan føles tungt når et anlegg har problemer med driften. Særlig på små og mellomstore anlegg kan det ofte være vanskelig å finne relevant hjelp og støtte fra andre i organisasjonen.

Det er derfor viktig å forankre optimaliseringstiltak i organisasjonens (vannverkets) ledelse og driftsorganisasjon. For dette formål anbefales det å etablere et optimaliseringsteam bestående av minst én representant fra ledelsen, driftsansvarlig person og én eller flere driftsoperatører. Det kan også være fordelaktig å etablere dialog med vannanalyselaboratoriet. I tillegg kan man gjerne involvere en eller flere representanter fra andre vannbehandlingsanlegg/kommuner i optimaliseringsteamet.

Optimaliseringsteamet vil ha ansvaret for planlegging og gjennomføring av optimaliseringsaktiviteten, herunder nødvendige forberedelser på anlegget før og under selve optimaliseringsforsøkene, kartlegging av driftsstatus, definering av potensial og mål for optimaliseringen samt vurdering og implementering av resultatene.

Ressursallokering: I en travelt hverdag med diverse presserende arbeidsoppgaver er det lett å nedprioritere optimaliseringstiltak og -forsøk. Det er derfor viktig å sette av nødvendig tid og andre ressurser til optimaliseringen slik at dette ikke blir en salderingspost. Det vil ofte også være slik at råvannskvaliteten varierer over tid, slik at det kan være nødvendig å gjennomføre optimaliseringsforsøkene innenfor en begrenset tidsperiode for å få sammenlignbare resultater. Optimaliseringstiltakene vil også

innebære prøveuttak og analyse ut over de vanlige rutiner, noe som krever ekstra arbeidsinnsats og innebærer ekstra analysekostnader. Ikke glem å varsle analyselaboratoriet om dette slik at de er forberedt på mottak av ekstra vannprøver og supplerende analyser ut over vanlige rutineparametere.

4.2 Kartlegging av driftsforhold og NOM-karakteristika

Dagens driftsstatus som referansebasis: En kartlegging av dagens driftsstatus (DD), dvs. anvendte driftsbetingelser, råvanns- og rentvannskvalitet, ressursbruk, slamproduksjon, etc vil danne et naturlig utgangspunkt og en referansebasis for etterfølgende optimaliseringstiltak. Det er derfor viktig med en god kartlegging av slike forhold. Dette vil også gi et sammenlignings- og referansegrunnlag for de resultater som oppnås under kommende optimaliseringsforsøk.

Råvannskvalitet, NOM-innhold og NOM-sammensetning: NOM-innholdet i råvannet vil normalt være direkte bestemmende for koagulantbehov og koaguleringsbetingelser. I motsetning til dette, vil en variasjon i råvannets turbiditetsnivå innenfor et område på 1-5 NTU bare i svært liten grad påvirke prosessbetingelser, koagulantbehov og oppnådd vannkvalitet.

Siden innhold og sammensetning av NOM er så viktig for koaguleringen, og siden disse forholdene kan variere mye over året, er det viktig å ha kartlagt NOM-innhold, sesongvariasjoner og ekstremverdier. I likhet med NOM-konsentrasjonen, gjerne målt som farge, UV-absorbans og/eller TOC, kan også NOM-sammensetning og -egenskaper variere over året. Slike endringer vil påvirke NOMs koagulerbarhet/koagulantbehov, biostabilitet, reaktivitet, og potensial for dannelselse av desinfeksjonsbiprodukter (DBP). Kapittel 5 gir en kort beskrivelse av ulike diagnoseverktøy som kan være til hjelp i en optimaliseringsprosess.

Det henvises til Veilederen for optimal drift av koaguleringsanlegg (Norsk Vann-rapport 188/2012) for en mer inngående beskrivelse av de relativt enkle og brukertilpassede verktøy som kan anvendes for karakterisering av NOM-sammensetning og egenskaper (NOM-fraksjonering, BDOC-analyser). En slik "utvidet" NOM-karakterisering vil skape et godt grunnlag for vurdering av et råvanns koagulerbarhet og oppnåelige renses effekter, samt for biologisk vekstpotensial og biostabilitet i behandlet vann og i distribusjonssystemet. En slik NOM-karakterisering vil i tillegg styrke grunnlaget for prosessvalg, dimensjonering og prosessstyring - med koaguleringsbetingelser som er godt tilpasset rådende råvannskvalitet, NOM-innhold og NOM-sammensetning.

Det henvises til kapittel 6 for eksempler på resultater fra utførte optimaliseringstiltak på en rekke vannverk, herunder også bruk av de overnevnte verktøy for driftsdiagnose og optimaliseringstiltak. Her finnes også et eksempel på bruk av livsløpsanalyse (LCA) som verktøy i optimaliseringsprosesser.

4.3 Forhåndsvurdering av driftsstatus og optimaliseringspotensialer

Innledende vurdering av driftsoptimaliseringspotensialene. Før man starter opp med selve optimaliseringsforsøkene (kap. 4.4), kan det være gunstig å foreta innledende vurderinger av eksisterende driftsforhold (driftsstatus), vannkvaliteter, NOM-karakteristikk, etc. Dette for å kartlegge hvorvidt det finnes et optimaliseringspotensial eller ikke – og hva dette består i. Slike forhåndsvurderinger (kap. 4.2 og 4.3) kan gjøres ved:

- i) å analysere NOM med hensyn til mengde, sammensetning og årstidsvariasjoner, og
- ii) ved å sammenligne innhentede data fra kartleggingen av dagens driftsstatus med

erfaringsdata og empiriske modeller for stipulering av koagulantbehov, slamproduksjon, filtersykluslengder, behandlings-kapasitet, m.v.

Empiriske modellverktøy som nevnt over finnes som eget vedlegg (Excel-workbook) til denne rapporten. Her kan man legge inn egne verdier for råvannskvalitet og driftsforhold, og estimere koagulantbehov, slamproduksjon, filtersykluslengder og produksjonskapasitet/netto vannproduksjon.

Vedlegget viser også eksempler på beregninger av netto vannproduksjon under ulike driftsforhold, herunder figurer som viser produksjonskapasitetens sensitivitet for ulike driftsparametere. Det må understrekes av modellene produserer resultater av orienterende art, og at modellene gjerne kan re-kalibreres for å gi bedre tilpasninger til rådende lokale forhold (råvann, vannbehandlingsanlegg, driftsforhold).

Slike forhåndsvurderinger (NOM-diagnoseverktøy og modellestimater) vil normalt gi en god pekepinn om størrelsen på optimaliseringspotensialet og i hvilke retning man bør justere driftsbetingelsene. Eksempelvis vil man allerede i denne fasen kunne vurdere følgende forhold:

- Er den oppnådde vannkvalitet som forventet ut fra råvannskvalitet og NOM-karakteristika?
- Kan en dårlig rentvannskvalitet (eksempelvis høyt innhold av rest-koagulant) skyldes for lav koagulantdose og/eller feilaktig koagulerings-pH?
- Kan tidvis dårlig rentvannskvalitet skyldes mangelfull styring/justering av koaguleringsbetingelser til den aktuelle råvannskvalitet?
- Kan en høy slamproduksjon og tilhørende korte filtersykluser skyldes en overdosering av koagulant?
- Kan høye trykktap, korte filtersykluser og tilhørende redusert behandlingsskapasitet "tette"/dårlig spylte filtersenger?

4.4 Planlegging og gjennomføring av systematiske optimaliseringsforsøk

Forberedelser før oppstart. SINTEF har i samarbeid med vannverkseier gjennomført en rekke optimaliseringsforsøk i full skala. Normalt kan dette gjøres uten at det er nødvendig med store tilpasninger på anlegget, men i andre tilfeller må man installere midlertidige eller permanente prøvetakingspunkter og/eller doseringsopplegg for koagulant, syre/base, etc. Dosering av base og/eller syre vil ofte være nødvendig for å kunne variere koagulerings-pH innen de grenser man måtte ønske.

Noen ganger anvendes hele vannbehandlingsanlegget for optimaliseringsforsøkene, mens man i andre tilfeller anvender én behandlingslinje eller ett eller flere enkeltfiltre. Det kan også være aktuelt å bruke et eget pilotanlegg. Uansett må det finnes muligheter for en uavhengig variasjon av koagulantdose og koagulerings-pH i henhold til en systematisk forsøksmatrise (se under).

Planlegging av optimaliseringsforsøk og prøvetaking/analyser. Optimaliseringsforsøkene deles gjerne inn i to faser:

- 1) Kartlegging av anleggets "Koaguleringsprofil" (Forsøksserie K)
- 2) Kartlegging av anleggets "Filtreringsprofil" (Forsøksserie F)

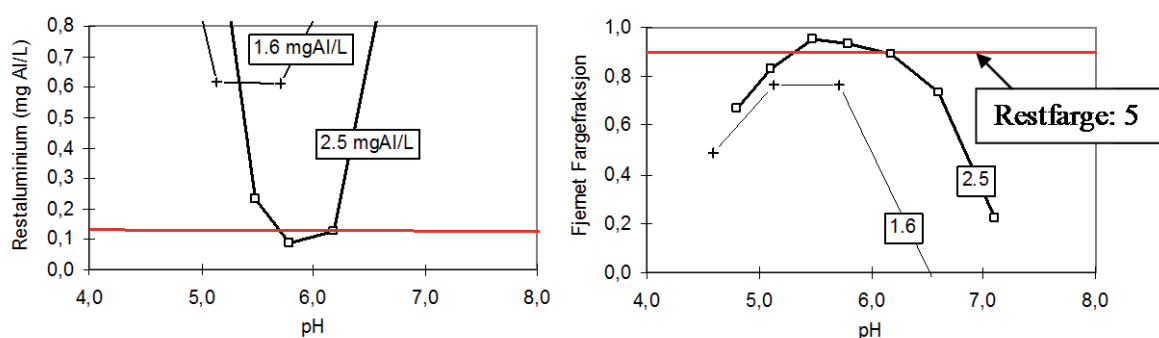
De enkelte forsøksserier og forsøk er i det følgende angitt med en K (for Koagulering) eller F (Filtrering) og et tall.

Fase 1: Kartlegging av anleggets koaguleringsprofil (K-forsøk)

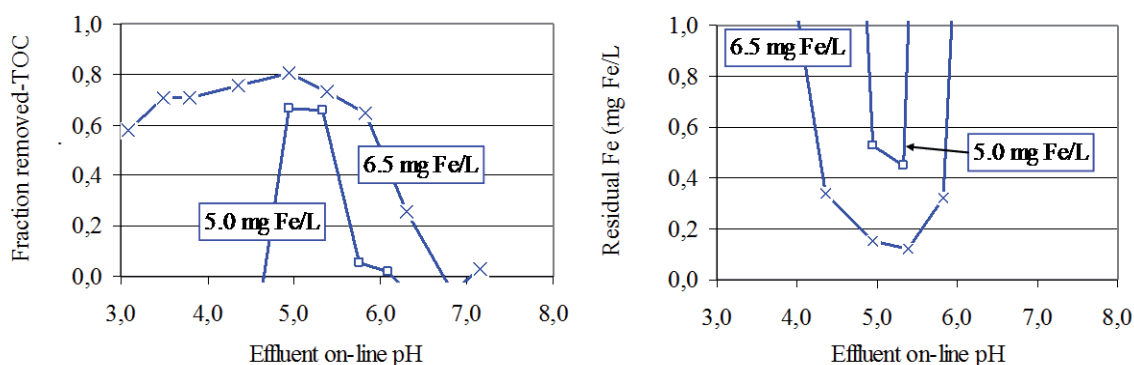
En kartlegging av hvordan vannkvaliteten påvirkes av ulike koaguleringsforhold kan gjøres via forsøk der man systematisk varierer nivåene for koagulantdose og koagulerings-pH.

Målet med disse forsøkene er å frembringe resultater som illustrert i figur 4-2, 4-3 eller 4-4. Her vises sammenhenger – og avhengigheter – mellom oppnådd vannkvalitet og anvendt koagulantdose og koagulerings-pH for ulike typer av koagulanter og filtre. Slike forsøk er viktige elementer i arbeidet med å lære sitt anlegg – og sitt råvann – bedre å kjenne.

Figur 4-4 illustrerer godt hvordan alkaliske filtre/filterlag kan redusere innholdet av restkoagulant, spesielt jern (Fe), mens andre barriereindikatorparametre påvirkes i liten grad (trubiditet, farge, TOC). Siden kravet til restkoagulantinnhold (0.15 mg Me/L) ofte er bestemmende faktor for nødvendig koagulantdose, innebærer dette at det finnes et potensial for bruk av lavere koagulantdoser ved slike koaguleringsanlegg (jf. kap. 5.2).

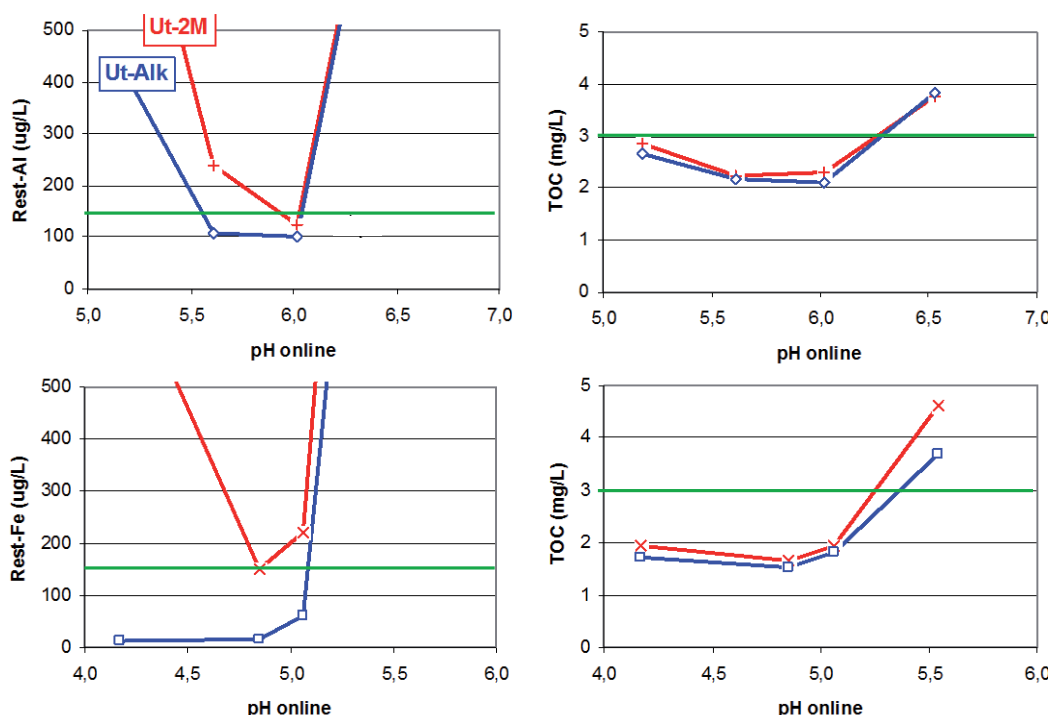


Figur 4-2 Typiske sammenhenger mellom koagulantdose (Al-sulfat), koagulerings-pH og utløpsvannkvalitet fra 2-media kontaktfiltrering i anthrasitt-sandfiltre.



Figur 4-3 Typiske sammenhenger mellom koagulantdose (Fe), koagulerings-pH og utløpsvannkvalitet fra 2-media kontaktfiltrering i anthrasitt-sandfiltre.

Etter at koaguleringsstrinnet er optimalisert som angitt (Fase 1), utføres forsøk med ulike filtreringshastigheter for å kartlegge hvordan dette påvirker filtreringsstrinnet (Fase 2). Disse filtreringsforsøkene utføres med de identifiserte, optimale koaguleringsbetingelsene.



Figur 4-4 Typiske sammenhenger mellom anvendt koagulantdose, koagulerings-pH og oppnådd utløpsvannkvalitet ved kontaktfiltrering i anthrasitt-sandfilter uten (Ut-2M) og med et alkalisk etterfilter (Ut-Alk). Koagulering med Al-sulfat (øverst) og Fe (nederst).

Tabell 4-1 viser et eksempel på en forsøksmatrise med forsøk i to faser som angitt over:

- Fase 1: Forsøk for optimalisering av koaguleringsforhold (K-forsøk)
- Fase 2: Forsøk for optimalisering av filtreringsforhold (F-forsøk)

Nedenfor følger detaljerte beskrivelser av hvordan slike optimaliseringsforsøk anbefales lagt opp og utført i henhold til forsøksmatrisen vist i Tabell 4.1.

Prøvetakingspunkter. Typiske punkter for vannprøvetaking er følgende:

- 1) Ubehandlet råvann
- 2) Koagulert vann
- 3) Forbehandlet vann (etter forsedimentering eller forflotasjon hvis dette finnes)
- 4) Filterutløpsvann
- 5) Samlestokk for desinfisert rentvann
- 6) Nettvann

Analyseparametere. For alle prøvetakingspunkter med unntak av koagulert vann vil aktuelle analyseparametere normalt være følgende:

- Turbiditet, pH, farge, UV-abs, TOC, DOC, rest-koagulant (Al, Fe), S, Cl

For koagulert vann:

- Suspendert tørrstoff (STS), Al, Fe, S, Cl, zetapotensial

Foruten de generelle vannkvalitets- og barriereindikatorparametre som inngår i listen nevnt over, vil analysen av suspendert stoffinnhold være viktig for å kunne beregne stofftilførselen/stoffbelastningen på filtertrinnet og på eventuelle forbehandlingstrinn. Slik

informasjon kan i neste omgang benyttes for stipulering av forventet slamproduksjon, filtersykluslengde, trykktapsutvikling, etc.

Tabell 4-2 angir et eksempel på prøvetakingspunkter med anbefalte analyseparametere fordelt på rutinemessige (hver gang) og periodevis analyse.

Tabell 4-1 Eksempel på forsøksmatrise for optimalisering av koagulerings- og filtreringstrinn, basert på systematiske endringer av eksisterende ("dagens") nivå for koagulantdose (D) og verdi for koagulerings-pH (V_D). Jf. beskrivelse på side 24.

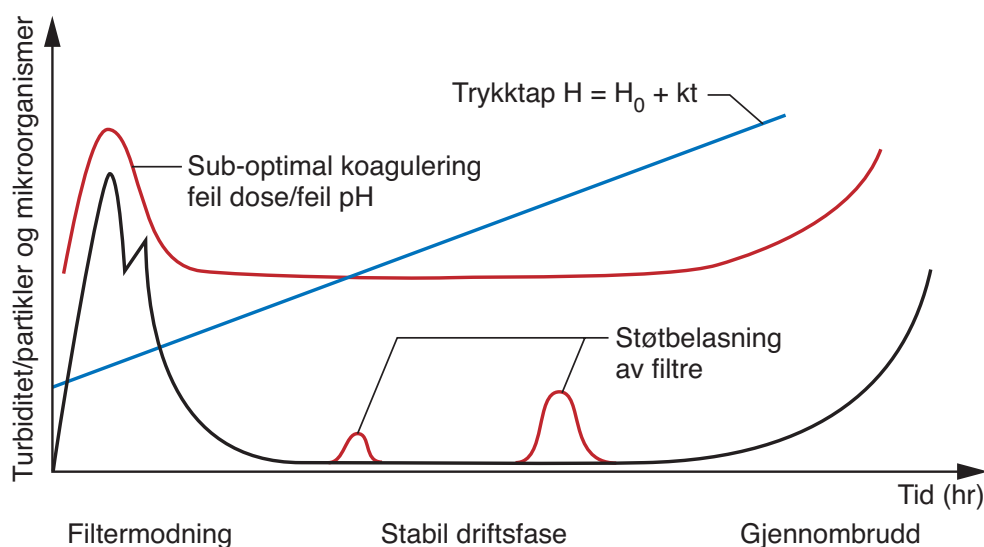
Fase 1: Koaguleringsoptimalisering (K-forsøk). Optimalisering av koagulantdose og koagulerings-pH						
Forsøk nr.	Innstillinger & Registreringer på anlegget					Kommentarer
	Koag dose (g Al eller Fe/m ³)	Koag-pH	Turbiditet ut filter (NTU)	Vannføring Q (m ³ /t)	Temp (°C)	
K0-A	Dagens (D)	Dagens (V _D)	R	R	R	Serie K0: Etabler referansebasis med dagens driftsforhold: Dose (D) og pH-verdi (V _D) Kjør 2-3 etterfølgende forsøk og Registrer (R) utløpsturb, vannføring og vanntemp ¹⁾
K0-B	D	V _D	R	R	R	
K1-A	D	V _D	R	R	R	Serie K1: Finn effekten av varierende koag-pH med bruk av dagens dose (D) Koag-dosen holdes konstant innen hver Serie. For Serie 1 anvendes en dose lik dagens (D)
K1-B	D	V _D +0.1	R	R	R	
K1-C	D	V _D +0.2	R	R	R	Start med et forsøk (K1-A) med dagens verdi for koag-pH (V _D)
K1-D	D	V _D +0.3	R	R	R	Kjør deretter flere forsøk med økende koag-pH (trinn på 0.1 pH-enhet) og konstant dose (D) inntil utløpsvannkvaliteten ikke lenger oppfyller kravene (K1-B til K1-D)
osv hvis ok utløpsvannkvalitet						
K1-H	D	V _D -0.1	R	R	R	Kjør så forsøk med avtagende koag-pH (fra V _D) på samme måte (K1-H til K1-J)
K1-I	D	V _D -0.2	R	R	R	
K1-J	D	V _D -0.3	R	R	R	Man har nå etablert en kurve som viser hvordan koag-pH påvirker vannkvaliteteten
osv hvis ok utløpsvannkvalitet						
K2-A	D-10%	V _D	R	R	R	Serie K2: Finn effekten av en endring i koag-pH ved et annet nivå for koagulantdose Kjør Serie K2 med en dosereduksjon hvis vannkvalitetskravene oppfylles med god margin (basert på historiske data og/eller på resultatene fra Serie K0/K1) ²⁾
K2-B	D-10%	V _D +0.1	R	R	R	
K2-C	D-10%	V _D +0.2	R	R	R	Dette eksempelet forutsetter at Serie K2 kan kjøres med en dosereduksjon (- 10 %) Kjør så enkeltforsøkene i Serie K2 med ulike verdier for koag-pH slik som i Serie K1: Høyere (K2A-K2D) og lavere (K2H-K2J) pH-nivå enn dagens anvendte verdi for koag-pH (V _D)
K2-D	D-10%	V _D +0.3	R	R	R	
osv hvis ok utløpsvannkvalitet						
K2-H	D-10%	V _D -0.1	R	R	R	
K2-I	D-10%	V _D -0.2	R	R	R	
K2-J	D-10%	V _D -0.3	R	R	R	
osv hvis ok utløpsvannkvalitet						
						Man har nå etablert en kurve som viser hvordan utløpsvannkvaliteteten påvirkes av koag-pH ved bruk av en koag-dose som er 10 % lavere enn dagens dose (D-10%)
K3-A	D-20 %	V _D	R	R	R	Serie K3: Finn effekten av en endring i koag-pH ved et tredje nivå for koagulantdose Kjør Serie K3 med en ytterligere dosereduksjon dersom vannkvalitetskravene ble oppfylt ved en eller flere verdier for koag-pH i Serie 2. Dette eksempelet forutsetter at dette er tilfellet
K3-B	D-20 %	V _D +0.1	R	R	R	
K3-C	D-20 %	V _D +0.2	R	R	R	Serie K3 kjøres derfor med en ytterlige dosereduksjon (- 20 %). Enkeltforsøkene i Serie K3 kjøres med ulike verdier for koag-pH slik som i Serie K1 og K2: Høyere (3A-3D) og lavere (3KH-3KJ) pH-nivå enn dagens anvendte verdi for koag-pH (V _D)
K3-D	D-20 %	V _D +0.3	R	R	R	
osv hvis ok utløpsvannkvalitet						
K3-H	D-20 %	V _D -0.1	R	R	R	Man har nå etablert en kurve som viser hvordan utløpsvannkvaliteteten påvirkes av koag-pH ved bruk av en koag-dose som er 20 % lavere enn dagens dose (D-20 %) Kjør flere serier med dosereduksjon bare dersom vannkvalitetskravene fortsatt oppfylles
K3-I	D-20 %	V _D -0.2	R	R	R	
K3-J	D-20 %	V _D -0.3	R	R	R	
osv hvis ok utløpsvannkvalitet						
K4-A	Høy (D+50 %)	V _D	R	R	R	Serie K4: Finn effekten av ulike koag-pH ved en økt (fremtidig) koagulantdose Kjør Serie K5 med en høyere koagulantdose enn dagens, eksempelvis 50 % høyere for å ta høyde for klimaendringer/fremtidig forringelse av råvannskvalitet
K4-B	D+50 %	V _D +0.1	R	R	R	
K4-C	D+50 %	V _D +0.2	R	R	R	Enkeltforsøkene kjøres som før med ulike verdier for koag-pH slik som i Serie K1-K4
K4-D	D+50 %	V _D +0.3	R	R	R	
osv hvis ok utløpsvannkvalitet						
K4-H	D+50 %	V _D -0.1	R	R	R	Man har nå etablert en kurve som viser hvordan utløpsvannkvaliteteten påvirkes av koag-pH ved bruk av en koag-dose som er 50 % høyere enn dagens dose (D+50 %)
K4-I	D+50 %	V _D -0.2	R	R	R	
K4-J	D+50 %	V _D -0.3	R	R	R	
osv hvis ok utløpsvannkvalitet						
1) Vannprøvetaking og analyse foretas som angitt i egen plan for dette. K-forsøkene kjøres inntil man oppnår en konstant utløpsturbiditet (3-5 timer) og vannprøver kan da tas						
2) Dersom historiske vannkvalitetsdata og/eller resultatene fra Serie K0 viser tidvis overskridelse av vannkvalitetskravene, utføres Serie K1 på samme måte som beskrevet over, men med en økt koagulantdose (D+10 %) - ikke redusert som vist over. Etterfølgende Serier (K2-) utføres så på samme måte som beskrevet over med trinnvis økt dosenivå inntil vannkvalitetskravene er oppfylt.						
Fase 2. Filtreringsforsøk (F-forsøk). Effekter av ulike filterbelastninger (Q) og ulike koaguleringsforhold ^{3,4)}						
F10-A	Dagens (D)	Dagens (V _D)	R	Dagens (D)	R	Serie F10: Kartlegging av referansebasis og filterbelastninger (dagens driftsforhold) Disse forsøkene utføres med dagens driftsbetingelser, og filtersyklusene kjøres helt til det oppstår turbiditetsgjennombrudd eller trykktapsterminering. Tre ulike filtreringshastigheter
F10-B	D	V _D	R	Lav (D-50 %)	R	
F10-C	D	V _D	R	Høy (D+50 %)	R	
F11-A	Optimal	Optimal	R	Dagens (D)	R	Serie F12: Kartlegg effektene av ulike filterbelastninger - med optimal koagulering Her kjøres forsøk med ulike filterbelastninger - eksempelvis 50, 100 og 150 % av dagens nivå, og med de koaguleringsforhold (dose og pH) som er funnet optimale
F11-B	Optimal	Optimal	R	Lav (D-50 %)	R	
F11-C	Optimal	Optimal	R	Høy (D+50 %)	R	
F12-A	Høy (D+50%)	Optimal	R	Dagens (D)	R	Serie F12: Kartlegg effektene av ulike filterbelastninger - med optimal koagulering Her kjøres forsøk med ulike filterbelastninger - eksempelvis 50, 100 og 150 % av dagens nivå, og med en fremtidig høy koagulantdose (D+50 %) og optimal pH
F12-B	Høy (D+50%)	Optimal	R	Lav (D-50 %)	R	
F12-C	Høy (D+50%)	Optimal	R	Høy (D+50 %)	R	
3) F-forsøkene kjøres med fulle filtersykluser inntil turbiditetsgjennombrudd eller trykktapsterminering						
4) Vannprøvetaking og analyse foretas som angitt i egen plan for dette. I disse langvarige syklusene foretas prøveuttak minst 2 ganger, for eksempel etter 2-4 timer og 8-10 timer						

Tabell 4-2 Prøvetakingspunkter og anbefalte analyseparametere

Prøvepunkt	Analyseparametere	
	Rutine	Periodevis
Råvann og filterutløpsvann, samt utløp fra evt forsed/-flot	pH, turb, alk, farge, UV-abs, TOC, DOC, Fe, Al, S, Cl, Ca, STS	NOM-fraksjoner (VHA, SHA, CHA, NEU), BDOC, ATP
Koagulert og/eller flokkulert vann	STS, Fe, Al, Ca, S, Cl	Zetapotensial

Tidspunkt for prøvetaking. Det er viktig at vannprøver tas ut på rett sted og til rett tid, dvs. innenfor den stabile driftsfasen (Figur 4-5). Etter en justering av driftsbetingelsene, bør vannprøver tas ut først når stabile vannkvalitetsforhold igjen er oppnådd. Tidspunktet for prøvetaking bør derfor baseres på en kalkulasjon av teoretiske oppholdstider i aktuelle prosesstrinn, og/eller på on-line målinger av vannkvalitet. For utløpsvann fra en filterenhet vil on-line turbiditetsmålinger gi en god indikasjon på hvorvidt stabile forhold er oppnådd eller ei. På anlegg med "normale" oppholdstider kan man som regel gjennomføre prøvetaking 2-4 timer etter at man har foretatt en endring i koaguleringsbetingelsene, jf. Figur 4-5. Dersom utløpsvannkvaliteten fra aktuelle filterenheter støtpåvirkes av at andre, parallelle filterenheter tilbakespyles, er det viktig at man ikke tar prøver under slike spyleperioder, jfr. "turbiditetstoppene" i Figur 4-5. Det er selvsagt også viktig å unngå prøvetaking i perioder med filtermodning og gjennombrudd.

Resultatene fra optimaliseringsforsøk som her beskrevet utgjør svært nyttig grunnlagsinformasjon for å lære sitt anlegg – og sitt råvann – bedre å kjenne. Resultatene og kunnskapen som ligger innbakt er også svært nyttig informasjon for å kunne møte mulige utfordringer med fremtidig økt råvannsfarge, siden det er den økte koagulantdosen som da kreves – og ikke den økte råvannsfargen i seg selv – som gjør at anlegget oppfører seg annerledes, med andre optimale pH-nivåer, andre utløpsvannkvaliteter og andre trykktapsforhold, filtersyklustlengder, spylefrekvenser, etc.



Figur 4-5 Illustrasjon av vannkvalitetsforløp i en typisk filtersyklus. Vannprøver bør tas i en driftsfase med stabil kvalitet på filterutløpsvann – ikke i perioder med filtermodning, støtbelastninger eller turbiditetsgjennombrudd/nært forestående gjennombrudd

Detaljerte beskrivelser av optimaliseringsforsøkene følger nedenfor:

Forsøksserie K0. K0-serien brukes for å etablere en referansebasis, og her kartlegges eksisterende driftsforhold og vannkvaliteter (dagens "driftspunkt"), jfr. Figur 4-6.

Her kjøres 2-3 forsøk (K0-A, K0-B, og evt. K0-C) med dagens driftsbetingelser (samme dose og pH som man anvender i dag). Dette for å kartlegge hvordan rå- og rentvannskvalitet, driftsforhold, m.m. varierer fra en dag til en annen.

Dersom resultatene fra to påfølgende forsøk K0-A og K0-B er nær identiske, kan man la det bli med disse to referanseforsøkene. Dersom K0-A og K0-B gir avvikende resultater, kjøres K0-C i tillegg.

Med dette har man etablert en referansebasis for vurdering av effektene av de kommende optimaliseringsforsøk – samt for beregning av optimaliseringsgevinster.

Forsøksserie K1. Etter at resultatene fra dagens drift er kartlagt i K0-serien, fortsetter man med forsøksserie K1 der man systematisk endrer koagulerings-pH fra ett forsøk til et annet, mens koagulantdosen holdes fast på samme nivå som før (som dagens).

Hvorvidt man bør starte det første forsøket K1-1 med en høyere eller lavere pH enn dagens (og som anvendt i K0-A til K0-C) er ikke så viktig. Her kan man gjerne bruke det som er enklest å få til i praksis.

Dersom forsøk K1-1 gir bedre utløpsvannkvalitet enn forsøkene i K0-serien, fortsetter man med å endre koagulerings-pH i det neste forsøket K1-2 i samme pH-retning. Slik fortsetter man med flere forsøk med nye pH-verdier inntil utløpsvannkvaliteten ikke lenger forbedres i forhold til foregående forsøk. Da startes neste forsøk med en pH-endring som går den andre veien i forhold til retningen på pH-endringen nevnt over (dvs. fra K0 til K1-1).

Et eksempel illustrerer gangen i forsøkene:

Forsøk K0-A, K0-B og K0-C gir en midlere utløpsturbiditet på 0.07 NTU etter at stabile forhold etablert, med en stabil utløpsturbiditet fra filteret (vanligvis etter 2-4 timers filtrering). Koagulerings-pH er 6.0 og dosen er 2.0 mg Al/L.

Forsøk K1-A kjøres så med en dose på 2.0 mg Al/L og en koagulerings-pH på 6.1. Utløpsturbiditeten stabiliserer seg nå på et nivå på 0.05 NTU, dvs en forbedring i forhold til foregående forsøk.

Neste forsøk K1-B kjøres så med samme dose, men med en koagulerings-pH på 6.3. Utløpsturbiditeten blir nå 0.10 NTU, dvs en forverring i forhold til foregående forsøk, men fortsatt med en turbiditetsverdi som er innenfor barriereindikatorverdien (0.2 NTU).

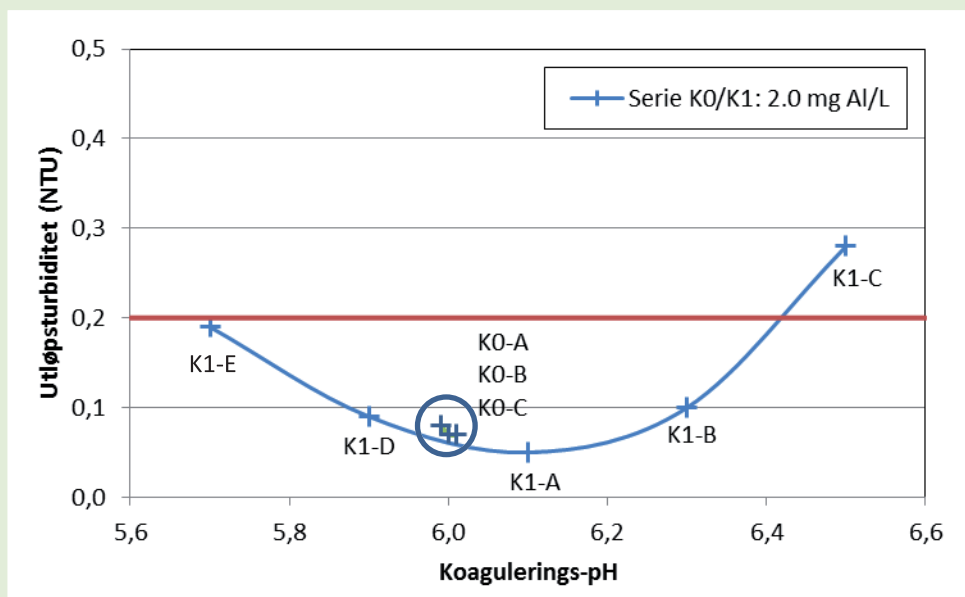
Man kunne nå ha kjørt neste forsøk med en lavere pH enn i K1-A, men for å gjøre bildet mer fullstendig kjører man et neste forsøk K1-C med samme dose, men med en koagulerings-pH på 6.5. Utløpsturbiditeten blir nå 0.28 NTU, dvs en klar forverring i forhold til foregående forsøk, og en turbiditetsverdi som indikerer en sviktende koaguleringsbarriere (> 0.2 NTU).

Det har nå liten hensikt å øke koagulerings-pH ytterligere, og neste forsøk K1-D kjøres derfor med samme dose, men med en lavere pH enn utgangspunktet (K0), dvs koag-pH 5.9. Utløpsturbiditeten blir nå 0.09 NTU, dvs en viss forverring i forhold til utgangspunktet (forsøk K0-A til K0-C). Turbiditeten er likevel godt innenfor barriereindikatorkravet på 0.2 NTU.

For å få et mer fullstendig bilde av koagulerings-vinduet man kan operere innenfor, utføres et siste forsøk K1-E med samme dose, men med en koagulerings-pH på 5.7. Utløpsturbiditeten blir nå 0.19 NTU, dvs en klar forverring i forhold til foregående forsøk og med en utløpsturbiditet svært nær barriereindikatorverdien.

Med disse forsøkene (K0 og K1-serien) har man kartlagt hvordan anlegget drives i dag (K0-A til K0-C), og hvordan anlegget responderer på ulike koagulerings-pH (K1-A til K1-E) når man anvender den eksisterende koagulantdosen på **2.0 mg/L**. Som vist i figur 4-6, har man nå fremskaffet den første kurven som er med på å definere anleggets koaguleringsprofil, herunder også "driftspunktet" som viser status for dagens drift. Dette utgjør referanseverdien for optimaliseringstiltakene og de kommende forsøksserier.

Resultatene viser at anlegget kunne ha operert med en marginalt høyere verdi for koagulerings-pH, men at anlegget i dag drives nær optimalt med hensyn til koagulerings-pH. Resultatene viser også at ved den rådende råvannskvalitet og driftsforhold for øvrig så oppfylles barriereindikatorverdien for utløpsturbiditet med god margin og innenfor et relativt bredt område for koagulerings-pH (5.7-6.4) når koagulantdosen er 2.0 mg Al/L.



Figur 4-6 Resultater fra forsøksserie K0 (dagens driftspunkt) og K1 (dagens koagulantdose).

Forsøksserie K2.

K2-serien utføres med et annet nivå på koagulantdosen enn i serie K1. Måten man kjører forsøk med ulike pH er helt analogt med det som er beskrevet under serie K1.

Men bør man anvende høyere eller lavere koagulantdose i serie K2 i forhold til serie K1?

Svaret på dette ligger i resultatene fra serie K1, nærmere bestemt i kurvens plassering i forhold til eksisterende vannkvalitetskrav (barriereindikatorkrav).

I eksempelet over (forsøksserie K1) ble laveste verdi for oppnådd turbiditet 0.05 NTU, dvs en vesentlig lavere verdi enn barriereindikatorverdien på 0.2 NTU. Dette viser at det her er rom for en reduksjon i koagulantdose - og derved også i kjemikalieforbruk og slamproduksjon på anlegget. Forsøksserie K2 kjøres derfor med en koagulantdose på **1.8 mg Al/L**, noe som representerer en dosereduksjon på 10 % i forhold til foregående serie.

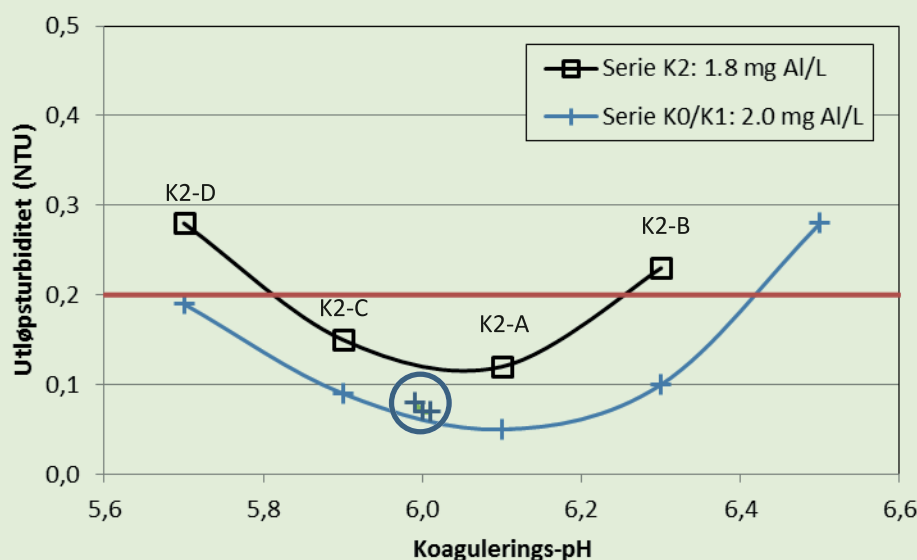
En fortsettelse av eksempelet over innebærer da følgende: Forsøk K2-A kjøres med en dose på 1.8 mg Al/L og en koagulerings-pH på 6.1. Utløpsturbiditeten stabiliserer seg nå på et nivå på 0.12 NTU.

Neste forsøk K2-B kjøres så med samme dose, men med en koagulerings-pH på 6.3. Utløpsturbiditeten blir nå 0.23 NTU, dvs en forverring i forhold til foregående forsøk og en overskridelse av barriereindikatorverdien (0.2 NTU). Med dette trenger man ikke å kjøre flere forsøk med høyere koagulerings-pH.

Neste forsøk K2-C kjøres derfor med en lavere pH (5.9) enn utgangspunktet i forsøk K2-A (6.1). Utløpsturbiditeten blir nå 0.15 NTU, dvs en viss forverring i forhold til K2-A, men fortsatt godt innenfor barriereindikatorkravet på 0.2 NTU.

Neste forsøk K2-D kjøres så med samme dose, men med en koagulerings-pH på 5.7. Utløpsturbiditeten blir nå 0.28 NTU, dvs en ytterligere forverring i forhold til foregående forsøk og med en utløpsturbiditet som indikerer svikt i koaguleringsbarrieren.

Med dette siste forsøket anses forsøksserie K2 for fullført, og man har kartlagt hvordan anlegget oppfører seg ved ulike koagulerings-pH for en koagulantdose på **1.8 mg/L** (10 % reduksjon). Som vist i figur 4-7, har man nå fremskaffet den andre kurven i anleggets koaguleringsprofil. Denne kurven viser hvordan anlegget responderer på ulike koagulerings-pH ved bruk av en lavere koagulantdose enn det som ble anvendt før optimaliseringen startet. Kurvens beliggenhet i forhold til barriereindikatorkravene indikerer hvorvidt det er rom for ytterligere reduksjoner i koagulantdose.



Figur 4-7 Resultater fra forsøksserie K2 med 10 % redusert koagulantdose (K0/K1 er tatt med for sammenligning).

Forsøksserie K3.

K3-serien utføres med et nytt nivå for koagulantdose. Siden resultatene viser at man fortsatt med relativt god margin evner å oppfylle barriereindikatorverdien for turbiditet (0.2 NTU) i serie K2, er det rom for en ytterligere reduksjon i koagulantdosen.

Forsøksserie K3 kjøres derfor med en koagulantdose på **1.6 mg Al/L**, dvs en reduksjon på 20 % i forhold til utgangspunktet (serie K0). Med denne dosen kjøres så forsøk med ulike pH – helt i tråd med det som er beskrevet over.

En fortsettelse av eksempelet over innebærer da følgende: Forsøk K3-A kjøres med en dose på 1.6 mg Al/L og en koagulerings-pH på 6.1. Utløpsturbiditeten stabiliserer seg nå på et nivå på 0.19 NTU, dvs svært nær barriereindikatorverdien på 0.2 NTU.

Neste forsøk K3-B kjøres så med samme dose, og med en koagulerings-pH på 6.3. Utløpsturbiditeten blir nå 0.44 NTU, dvs en klar forverring i forhold til foregående forsøk og en betydelig overskridelse av barriereindikatorverdien på 0.2 NTU. Med dette trenger man ikke å kjøre flere forsøk med høyere koagulerings-pH.

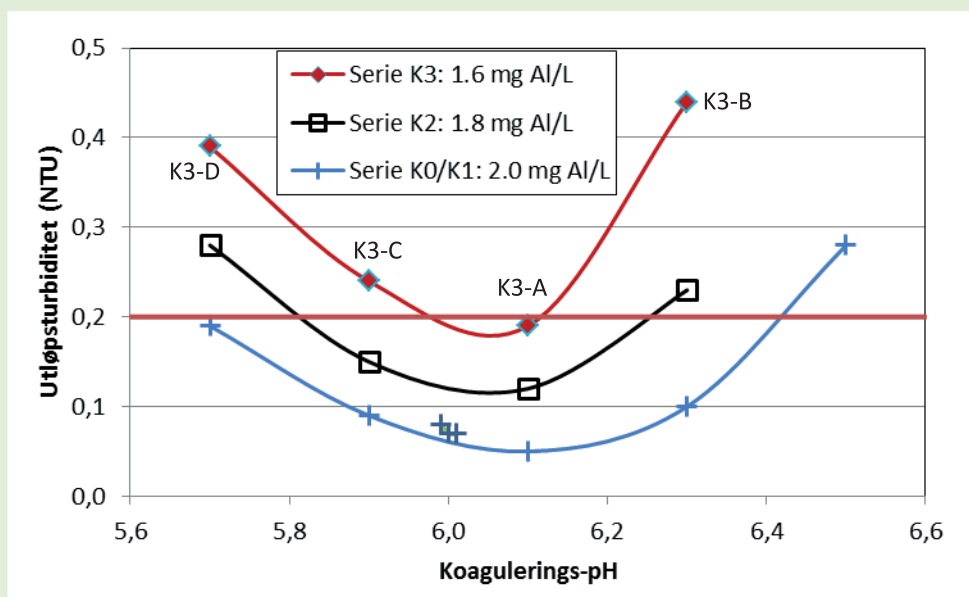
Neste forsøk K3-C kjøres så med samme dose, men med en lavere pH enn utgangspunktet i forsøk K3-A, dvs med en koag-pH på 5.9. Utløpsturbiditeten blir nå 0.24 NTU, dvs en viss forverring i forhold til utgangspunktet (ved pH 6.1), og en overskridelse av barriereindikatorkravet (0.2 NTU).

Neste forsøk K3-D kjøres så med samme dose, men med en koagulerings-pH på 5.7. Utløpsturbiditeten blir nå 0.39 NTU, dvs en ytterligere forverring i forhold til foregående forsøk og med en utløpsturbiditet som indikerer svikt i koaguleringsbarrieren.

Med dette anses forsøksserie K3 for fullført, og man har kartlagt hvordan anlegget oppfører seg ved ulike koagulerings-pH for en koagulantdose på **1.6 mg/L** (20 % dosereduksjon). Som vist i figur 4-8, har man nå fremskaffet den tredje kurven i anleggets koaguleringsprofil. Denne kurvens beliggenhet i forhold til barriereindikatorkravene indikerer at det nå ikke er rom for ytterligere reduksjoner i koagulantdose.

En dose på 1.6 mg Al/L representerer derved en absolutt minimumsdose for dette anlegget under de rådende forhold. Med denne lave dosen vil imidlertid det optimale pH-vinduet bli for snevert (6.0-6.1) til at anlegget kan drives på en sikker og robust måte. I praksis bør man derfor øke dosen noe for å gjøre anlegget lettere å drifte. Hvor mye vil avhenge av flere faktorer: størrelse og hastighet på variasjoner i råvannskvalitet, pH-, dose- og prosesskontrollsystemet, bemanningssituasjon, operatørkompetanse, osv. Ut fra resultatene i figur 4-8, vil en dose på 1.8 mg Al/L gi et optimalt pH-vindu på 5.8-6.2 på dette anlegget, noe som normalt vil være tilstrekkelig. På andre anlegg har det vist seg nødvendig med en praktisk minimumsdose opptil 25 % høyere enn en absolutt minimumsdose identifisert etter de prosedyrer som her er beskrevet.

Dersom barriereindikatorkravene hadde blitt oppfylt med god margin også i forsøksserie K3, hadde man gått videre med en ny forsøksserie med en enda lavere koagulantdose. Men som det fremgår av resultatene fra serie K3, evner man med den anvendte dosen på 1.6 mg/L akkurat å oppfylle turbiditetskravet (0.2 NTU) innenfor et svært snevert område for koagulerings-pH. Derved anses den absolutte minimumsdosen under de rådende forhold å være tilstrekkelig kartlagt for dette anlegget.



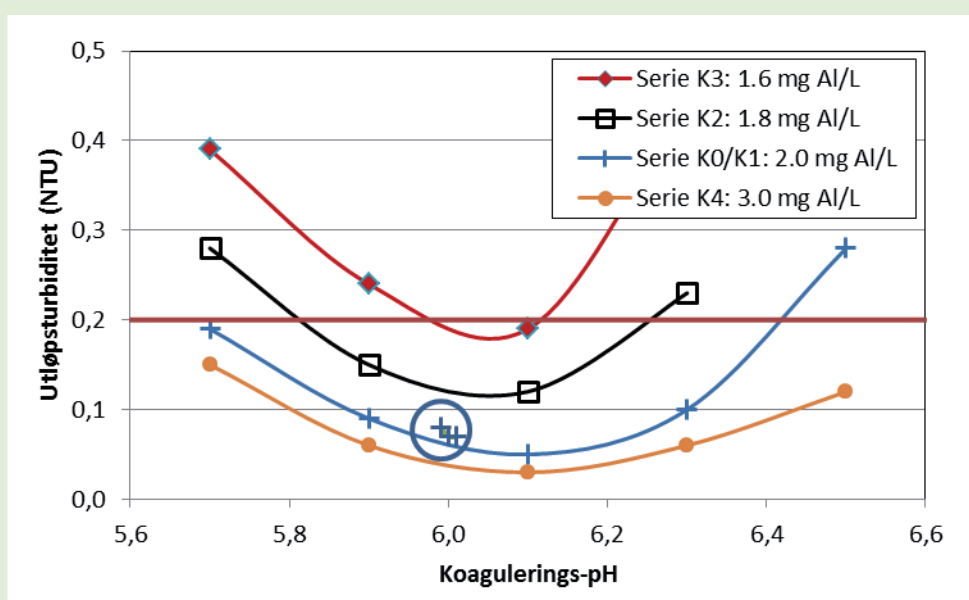
Figur 4-8 Resultater fra forsøksserie K3 med 20 % dosereduksjon (K0/K1 og K2 er tatt med for sammenligning)

Forsøksserie K4.

For å være forberedt på mulige effekter av klimaendringer og endringer i råvannskvalitet, anbefales imidlertid å utføre en supplerende forsøksserie med en høyere koagulantdose. Dette fordi klimaendringene mange steder gir økende nivå på råvannsfargen, noe som krever en økt koagulantdose.

Forsøksserie K4 utføres derfor med en høyere dose (for eksempel **3 mg/L**) etter de samme prosedyrer som beskrevet over, og som en føre-var handling i forhold til mulige effekter av klimaendringer på den fremtidige råvannskvaliteten. Man vil på denne måten være forberedt på – og bedre i stand til å møte en fremtidig situasjon med høyere råvannsfarge.

Som vist i figur 4-9, har man nå fremskaffet den fjerde kurven i anleggets koaguleringsprofil, noe som viser anleggets respons på bruk av en høy – og mulig fremtidig - koagulantdose.



Figur 4-9 Resultater fra forsøksserie K3 (K0, K1 og K2 er tatt med for sammenligning).

Med disse 4 forsøksserier er det vi kan kalle anleggets **koaguleringsprofil** godt kartlagt, og dette illustrerer på en god måte hvordan anlegget responderer på endringer i koagulantdose og koagulerings-pH (Figur 4-9).

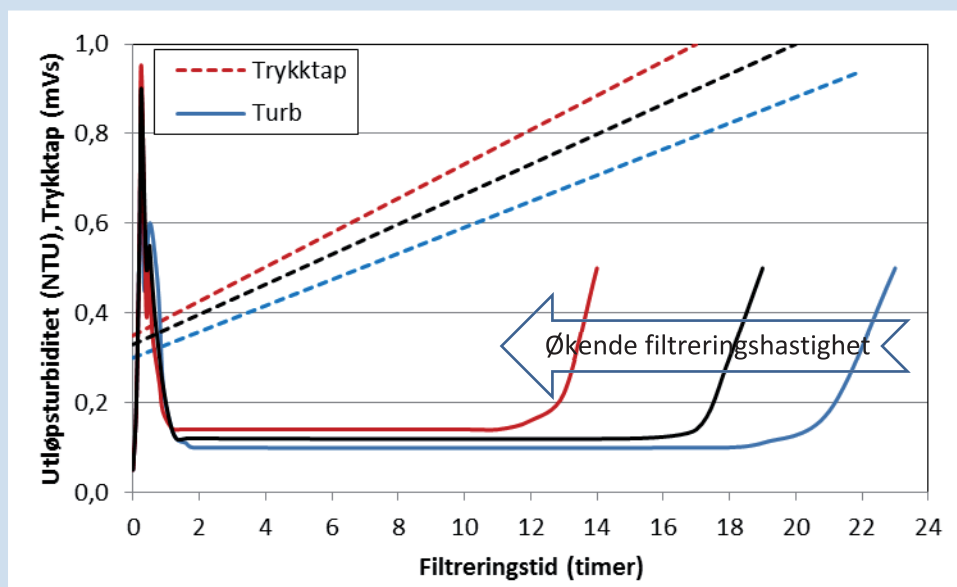
Fase 2: Kartlegging av anleggets filtreringsprofil (F-forsøk)

Etter at man som beskrevet over har kartlagt optimale koaguleringsforhold (dose og pH), bør man – med utgangspunkt i de optimale prosessbetingelser som ble funnet i fase 1 – kartlegge hvordan utløpsvannkvalitet, trykktapsforløp og filtersykluslengder påvirkes av driftsforhold som filtreringshastighet og koagulantdose.

En slik fase 2 av optimaliseringsforsøkene kan normalt begrenses til et fåtall forsøk med 3-4 ulike filtreringshastigheter og 2-3 nivåer av koagulantdose, jf. forsøksmatrisen vist nedenfor. For bedre å skille disse forsøkene fra koaguleringsforsøkene i fase 1 (K-seriene) nummeres filtreringsforsøkene (F-seriene) fra F10 og oppover.

Disse forsøkene har som hovedmål å fremskaffe informasjon som vist i Figur 4-10. Her kartlegges hvordan filtreringshastigheten påvirker utløpsvannkvalitet, filtermodning, trykktapsutvikling og filtersykluslengder (terminert av turbiditetsgjennombrudd og/eller trykktap).

I motsetning til K-forsøkene i fase 1 der forsøkene kunne avsluttes med prøvetaking etter at en stabil utløpsvannkvalitet (turbiditet) var oppnådd (vanligvis 2-4 timer), må F-optimaliseringsforsøkene kjøres med fulle filtersykluser helt til trykktapbegrensning eller turbiditetsgjennombrudd oppstår. For å få dette til, kan det være nødvendig å tvangskjøre anlegget/testfilteret og frikoble dette fra driftskontrollsystemet mens forsøket pågår (alarmnivåer, spyletidspunkter, etc).

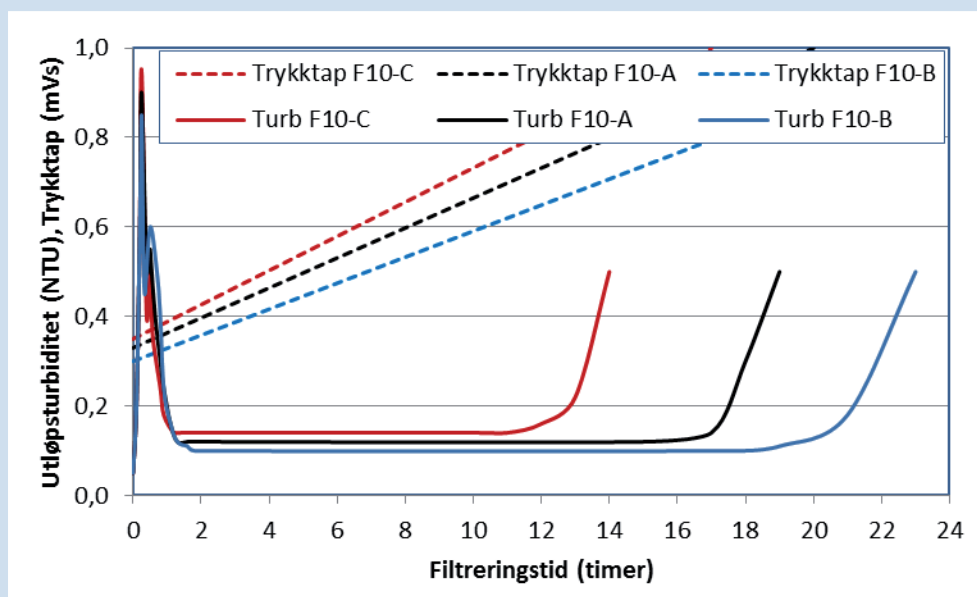


Figur 4-10 Illustrasjon av typiske resultater fra forsøksfase 2 – Identifikasjon av anleggets filtreringsprofil

Forsøksserie F10. F10-serien brukes for å etablere en referansebasis til dagens drift, og for å se effektene av endringer i filtreringshastighet når koaguleringsforholdene er som i dag.

I serie F10 kjøres forsøk (F10-A, F10-B, og F10-C) med dagens koaguleringsbetingelser (eksisterende verdier for dose og pH). I F10-A anvendes dagens filtreringshastighet, mens man i forsøkene F10-B og F10-C anvender filtreringshastigheter som er henholdsvis 50 % lavere og 50 % høyere enn den man anvender i dag (F10-A).

Figur 4-11 illustrerer typiske resultater. Det fremgår at filtersyklusene i dag termineres med et turbiditetsgjennombrudd etter drøyt 16 timer, og at trykktapet da er nær 0.9 mVs. Videre er modningsperiodens lengde ca 40 minutter (turb < 0.2 NTU), og utløpsturbiditeten er 0.12 NTU i den stabile driftsperioden. Det fremgår tydelig at trykktapet øker og gjennombruddet kommer tidligere når filterbelastningen økes – filtersyklusene blir da kortere og filteret må tilbakespyles hyppigere.

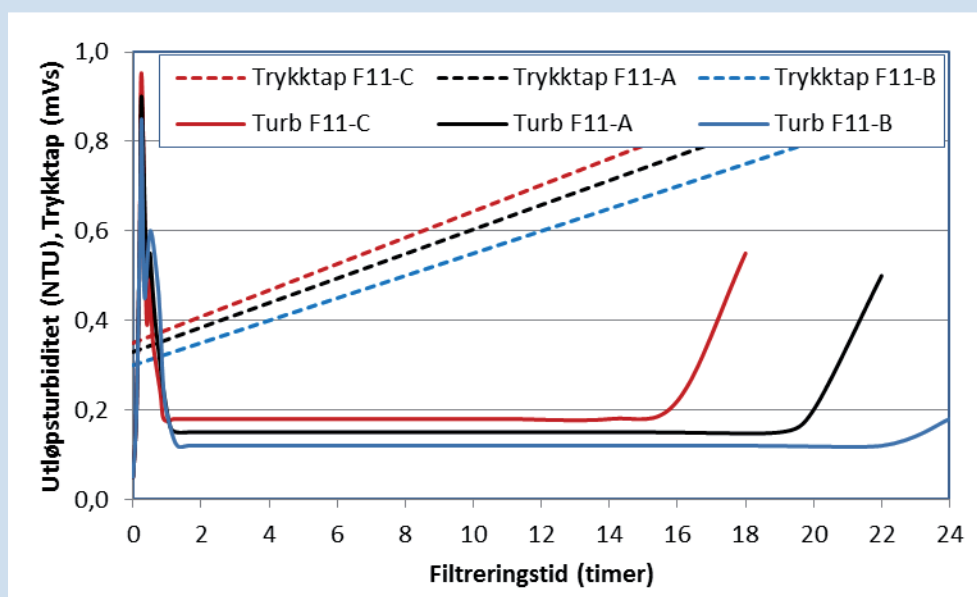


Figur 4-11 Typiske resultater fra forsøksserie F0 (forsøk med ulike filtreringshastigheter og dagens koaguleringsforhold)

Forsøksserie F11. Denne forsøksserien kjøres med de koaguleringsbetingelser (dose og pH) som ble funnet å være optimale ut fra resultatene i K-forsøkene i forsøksfase 1.

Her kjøres 3-4 forsøk (F11-A, F11-B, F11-C, osv) med ulike nivåer for filtreringshastighet, og med optimale koaguleringsforhold (fra K-forsøkene).

Dette for å kartlegge hvordan ulike filtreringshastigheter påvirker utløpsvannkvalitet, filtermodning, trykktapsutvikling og gjennombruddsforløp under optimale koaguleringsforhold. Typiske resultater er illustrert i Figur 4-12. Det fremgår tydelig at den reduserte koagulantdosen medfører langsommere trykktapsutvikling og forlengede filtersykluser. Dette innebærer reduksjoner i forbruket av kjemikalier og spylevann, samt redusert slamproduksjon og reduserte energikostnader til spyling. I et livsløpsperspektiv reduseres også energi- og drivstofforbruket til produksjon og transport av kjemikalier og slam.

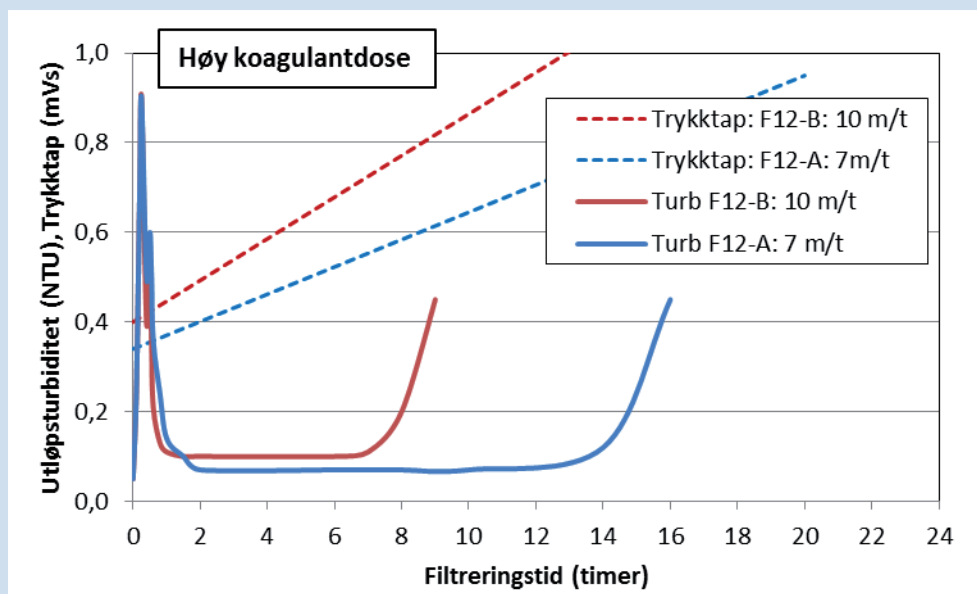


Figur 4-12 Typiske resultater fra forsøksserie F11 (med optimal koagulantdose)

Forsøksserie F12. Denne forsøksserien kjøres med en høy (fremtidig) koagulantdose og med en tilhørende optimal koagulerings-pH som identifisert i forsøksserie K4.

I serie F12 kjøres 2-4 forsøk (F12-A, F12-B, F12-C, F12-D) med ulike nivåer for filtreringshastighet, og med optimale koaguleringsforhold. Dette som en føre-var kartlegging av anleggets respons på ulike filtreringshastigheter i en fremtidig situasjon med økt råvannsfarge og økt koagulantbehov.

Figur 4-13 illustrerer typiske resultater, basert på to forsøk med høy koagulantdose og to ulike filtreringshastigheter. Man ser at filtersykluslengden blir tydelig redusert, og at trykktapsutviklingen går raskere.



Figur 4-13 Typiske resultater fra forsøksserie F12 (høy, mulig fremtidig koagulantdose)

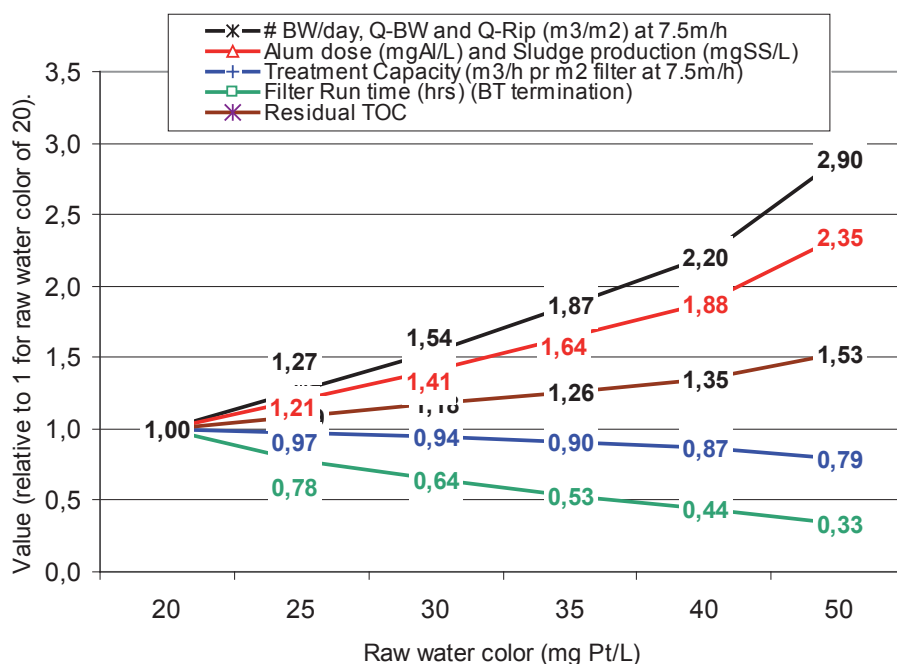
Flere runder med optimaliseringsforsøk? Ovenstående figurer fra koagulerings- og filtreringsoptimaliseringsforsøkene illustrerer hvordan koaguleringsanlegg normalt vil respondere på endringer i koagulerings-pH, koagulantdose og filtreringshastighet. For å

lette tolkningen av resultatene og for å isolere effektene av de foretatte endringer i prosessbetingelser, bør slike forsøk utføres i perioder der råvannskvaliteten er så konstant som mulig. I mange tilfeller vil én runde med optimaliseringsforsøk som beskrevet over gi nok informasjon til å drive anlegget på en optimal – eller nær optimal – måte.

Men på anlegg der råvannskvaliteten varierer mye over året, bør optimaliseringsforsøkene utføres i to eller flere runder for å kartlegge hvilke optimale driftsbetingelser som gjelder for ulike deler av variasjonsområdet. Det kan i slike tilfeller være fornuftig å gjennomføre optimaliseringsforsøk i to eller tre perioder av året, én gang med best forekommende råvannskvalitet (normalt på vinter/vår) og én gang med den dårligst forekommende råvannskvalitet (normal på senhøsten), og gjerne en gang med en midlere råvannskvalitet. Resultatene fra slike forsøksrunder vil da på en god måte illustrere spennvidden i optimale driftsforhold, man vil lære sitt råvann og sitt anlegg svært godt å kjenne, og man vil stå godt rustet til å finne de beste driftsforhold også for andre råvannskvaliteter.

Endringer i klima og råvannskvalitet. Noen vannverk, særlig i Sør-Norge har opplevd en betydelig økning i råvannets NOM-innhold i løpet av de siste tiår, herunder økt farge, UV-absorbans, TOC og DOC. Dette skyldes sannsynligvis en kombinasjon av reduserte tilførsler av sur nedbør og et varmere, våtere og villere klima med økt nedbørintensitet, økte nedbørmengder, mer løvskog, økt vekstsesong, høyere tregrense, etc.

Et økt NOM-innhold påvirker både dimensjonering og drift av koaguleringsanlegg i betydelig grad. Figur 4-14 nedenfor oppsummerer konkrete resultater fra et stort antall pilotforsøk der man har kartlagt hvordan et koaguleringsanlegg responderer når råvannskvaliteten (fargen) endres.



Figur 4-14 Modellerte effekter av økt råvannsfarge på sentrale driftsforhold i koagulerings-kontaktfiltreringsprosesser. Det er vist hvordan spylefrekvens, koagulant-behov, slamproduksjon, kapasitet, filtergangtid, og restinnhold av TOC påvirkes av en trinnvis økning av råvannsfarge fra en utgangsverdi på 20 mg Pt/L og opp til 50 mg Pt/L (2-M anthrasitt-/sandfiltre, Al-koagulering, 7.5 m/t), (Eikebrokk 2002)

Man har anvendt et råvann med farge 20 mg Pt/L som referanseverdi, og deretter kartlagt via en omfattende forsøksvirksomhet hvordan en trinnvis økning i råvannsfarge

fra 20 og opp til 50 mg Pt/L påvirker sentrale driftsforhold som koagulantbehov, slamproduksjon, filtersykluslengde og antall filtersykluser pr. døgn, rest-TOC, og produksjonskapasitet. Alle resultater er oppgitt i forhold til en referanseverdi på 1 som gjelder for et råvannsfargetall på 20.

Kontroll av koagulantdosen. Det har vist seg at enkelte anlegg har relativt dårlig kontroll på den faktiske koagulantdosen, noe som kan skyldes variasjoner i produktkvalitet, forhold ved preparering/utblanding av doseringsløsninger, utfelling og sedimentering i doseringsbeholdere, unøyaktigheter i doseringssystemer og varierende volumleveranser, etc.

Som en kontroll på anvendt koagulantdose, kan det derfor være fornuftig å foreta en analyse av innholdet av aktuelle metaller (tot-Al, tot-Fe) i prøver av doseringsløsning, råvann og koagulert vann. Forskjellen i konsentrasjon ("konsentrasjonsløftet") mellom prøver av råvann og koagulert vann bør være lik den dosen som oppgis å være tilsatt. Imidlertid viser erfaringen at dette ikke alltid stemmer.

Siden vanlig brukte Al og Fe-baserte koagulanter også har et relativt høyt innhold av anioner som sulfater og/eller klorider, kan konsentrasjonsøkningen av S og Cl også anvendes som en kontroll på faktisk tilsatt koagulantdose. Siden dette er relativt konservative stoffer som i liten grad holdes tilbake eller endres under vannbehandlingen, kan man da også anvende konsentrasjonsforskjellen mellom råvann og ferdig behandlet vann som et mål på anvendt dose. Fordelen med dette er at man unngår usikkerheten knyttet til hvorvidt alle utfellingsprodukter og/eller NOM-metallkomplekser som finnes i koagulert vann er fullstendig oppløst før analyse.

Ved å analysere for S og/eller Cl i råvann, koagulert vann og rentvann, kan man beregne konsentrasjonsløftet man får som følge av koagulantdoseringen. Ved å sammenholde dette konsentrasjonsløftet med koagulantens angitte innhold av S/Cl og Al/Fe i henhold til produktsertifikatet eller resultatet av en kjemisk analyse av doseringsløsningen, kan man regne seg tilbake til hvor mye koagulant som faktisk er dosert.

Benchmarking. Konvensjonell benchmarking er ingen riktig vei å gå for koaguleringsanlegg der hvert anlegg har sine egne unike forhold hva gjelder nedbørfelt og råvannskaraktistika, behandlingsteknologi, driftsprosedyrer, samt driftsorganisasjon og operatørstab.

Det sier seg selv at det er langt mer målrettet og slagkraftig å identifisere optimale driftsforhold - på sitt eget anlegg. Deretter kan man sammenligne "gamle" med nye, "optimaliserte" driftsforhold og justere driften i retning av en mer optimal driftssituasjon i den grad man selv ønsker.

4.5 Resultatvurderinger og intern benchmarking

Intern benchmarking. Etter at optimaliseringsforsøkene er gjennomført, bør man vurdere resultatene og foreta en intern benchmarking ved å sammenligne oppnådde resultater under dagens driftsregime (DD) med de identifiserte optimale driftsforhold (OD). Dette vil synliggjøre optimaliseringspotensialene på anlegget.

Det er imidlertid ikke sikkert at man bør ta ut hele det totale optimaliseringspotensialet. Ved å redusere koagulantdosen til en verdi nær den absolutte minimumsdosen, vil man i stor grad måtte operere anlegget innenfor svært snevre grenser for koagulerings-pH (jf. Figur 3-2). Dette innebærer at anleggsdriften blir mindre robust mot ytre påvirkninger og at anlegget blir vanskeligere å drive sikkert og stabilt. Ved å anvende en noe høyere koagulantdose enn den absolutte minimumsdosen, f.eks. en praktisk minimumsdose som er 25 % høyere, vil anlegget være lettere å drifte på en sikker og stabil måte.

Slike vurderinger går på å finne det rette "uttaket" av de identifiserte optimaliseringspotensialer – med andre ord den rette balansen mellom sikkerhet og bærekraft, slik som beskrevet i kapittel 4.6 nedenfor.

4.6 Implementering av optimale driftsforhold og verifisering av optimaliseringsgevinster

Implementer optimale driftsforhold – helt eller delvis. Som nevnt over er det viktig å finne den rette balansen mellom ressursbruk/koagulant-dose og sikkerhet/oppnådd vannkvalitet. Optimaliseringsbehovet eller optimaliseringspotensialet vil normalt synliggjøre et behov for endringer i den ene eller den andre retning, enten: a) behov for økt dose/endret pH for å oppnå tilfredsstillende vannkvalitet og/eller hygienisk sikkerhet, eller b) et potensial for redusert koagulantdose og/eller endret pH for å oppnå reduserte driftskostnader, redusert slamproduksjon, økt filtersykluspengde, redusert spylefrekvens og redusert spylevannsforbruk, mm.

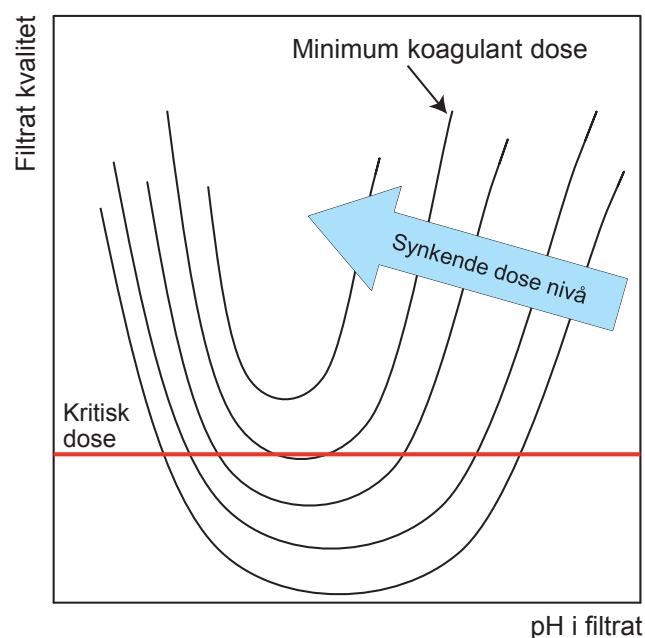
Det er viktig å foreta en vurdering av hvor store endringer som bør implementeres i den daglige driften og hvordan. Her er det viktig også å inkludere en vurdering av eventuelle ulemper og tiltak mot slike, eksempelvis økt lengde på filtermodningen som man enkelte steder kan oppleve når koagulantdosen reduseres. Dersom optimaliseringspotensialet er betydelig, kan endringene med fordel gjøres trinnvis.

Etter at resultatene fra optimaliseringsforsøkene foreligger, står man gjerne overfor to sentrale spørsmål som må vurderes nærmere under trinn 6 i optimaliseringsprosessen:

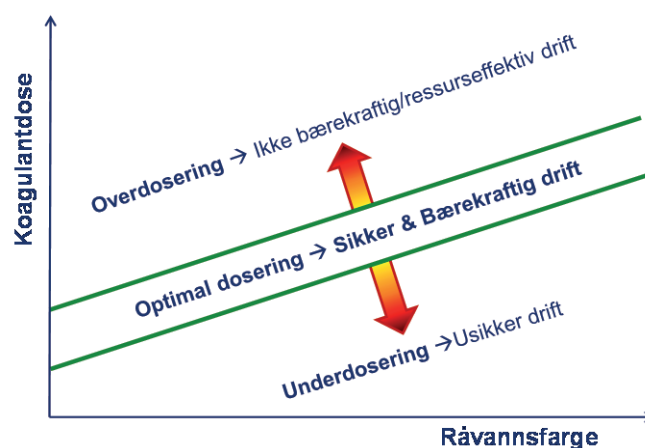
- I. Hvor mye av et identifisert optimaliseringspotensial kan/bør jeg ta ut uten at det går på bekostning av koaguleringsanleggets driftsvennlighet? Hvor mye kan koagulantdosen reduseres - og det optimale pH-vinduet innsnevres - uten at det går ut over anleggets driftsvennlighet og driftsstabilitet?
- II. Hvordan kan jeg finne den rette/beste balansen mellom sikkerhet og ressursbruk, slik at reduksjoner i ressursbruk, f.eks. koagulantdose, ikke går ut over vannkvalitet og (hygienisk) sikkerhet?

Disse forholdene er illustrert i figurene 4-15 og 4-16 nedenfor.

Verifiser og synliggjør optimaliseringsgevinstene. Så snart som mulig etter at nye, optimale driftsforhold er implementert, bør oppnådde optimaliseringsgevinster verifiseres og synliggjøres. Dette kan skje ved en sammenligning av oppnådde resultater (vannkvalitet, barriereeffektivitet og barrierestabilitet) og ressursbruk (kjemikalier, energi, spylevann, driftsøkonomi, etc), før og etter implementering av mer optimale prosessbetingelser.



Figur 4-15 Typiske resultater fra optimaliseringsforsøkene: Reduserte koagulantdoser snevrer inn bredden på det optimale pH-vindu, og medfører derved større utfordringer for driften (hver kurve i figuren representerer en konstant koagulantdose og ulike koagulerings-pH). Ved anvendelse av den identifiserte kritiske minimumsdosen oppfylles kravene til filtratkvalitet - f. eks. barriereindikatorverdiene for koagulerings-anlegg - kun innenfor et snevert pH-område.



Figur 4-16 Illustrasjon av balansen mellom sikker og bærekraftig drift: En overdosering innebærer sløsing med ressurser, mens en underdosering gir forringelser i vannkvalitet og barriereeffekt. En dosering innen det optimale området ivaretar begge disse hensyn – både sikkerhet og bærekraft.

5. NYTTIGE DIAGNOSE- OG ANALYSEVERKTØY

Til bruk i de innledende faser av en optimaliseringsprosess, herunder kartlegging av driftsforhold og vannkvalitet/NOM, samt forhåndsvurdering av driftsstatus og optimaliseringspotensialer (jf. kap. 4.2 og 4.3) skal her beskrives noen nyttige diagnose- og analyseverktøy.

5.1 NOM bestemmer koaguleringsbetingelsene

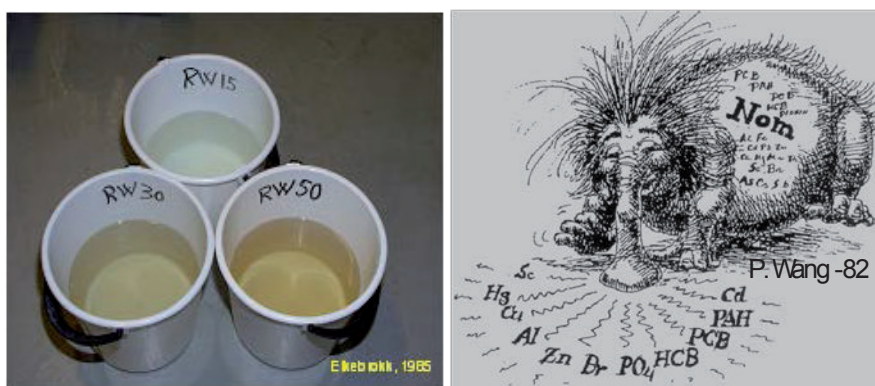
Koagulering av naturlig organisk materiale (NOM) innebærer betydelig høyere koagulant-behov og strengere krav til koagulerings-pH enn fjerning av partikler/turbiditet.

NOM-innholdet (Figur 5-1) vil derfor normalt være bestemmende for koagulerings-betingelsene i typisk norske råvann. NOM-innholdet kan måles på flere måter: Total (TOC) eller løst (DOC) organisk karbon, farge (mg Pt/L) eller UV-absorbans (1/cm eller 1/m).

NOM påvirker en lang rekke forhold innen behandling og distribusjon av drikkevann:

- NOM påvirker farge, lukt og smak på vannet
- NOM øker behovet for koagulant og desinfeksjonsmiddel (klor, ozon, UV)
- NOM påvirker desinfeksjonseffektiviteten og danner desinfeksjonsbiprodukter
- NOM påvirker stabilitet/fjerning av uorganiske partikler og mikroorganismer
- NOM påvirker mobiliteten og tilgjengeligheten av mikroforurensninger
- NOM påvirker korrosjonen av utstyr og ledningsmaterialer – også innomhus
- NOM påvirker vannets biologiske stabilitet, og kan gi biologisk vekst og biofilmdannelse – også innomhus
- NOM danner belegg (fouling) på membraner, blokkerer porer i aktivkullfiltre og utkonkurrerer lukt/smak og mikroforurensninger/miljøgifter i kampen om adsorpsjonsplasser
- NOM kontrollerer koaguleringsprosesser og påvirker all vannbehandling, inklusive barriereeffektivitet og log-reduksjoner av mikroorganismer inklusive patogener
- Økende NOM-innhold og økende sesongmessige variasjoner i mengde og sammensetning gir betydelige utfordringer for drift av koaguleringsanlegg og for driftskontrollsystemer

For å illustrere NOMs unike egenskaper hva gjelder affinitet til ulike stoffer inklusive miljøgifter, metaller og mikroforurensninger, er NOM ofte illustrert som en "støvsuger", jfr. Figur 5-1. Dette innebærer at en effektiv NOM-fjerning også betyr en effektiv fjerning av NOM-tilknyttede miljøgifter og mikroforurensninger.



Figur 5-1 Naturlig organisk materiale (NOM) og farge i vann: Fargetall på 15, 30 og 50 mg Pt/L (B. Eikebrokk, 1985), samt illustrasjon av NOMs "støvsugereffekt" (P. Wang 1982).

Et økt NOM-innhold vil altså normalt innebære økt koagulantbehov. Koaguleringsanleggene anvender imidlertid ulike strategier for tilpasning av koagulantdosen til den råvannskvaliteten:

1. En fast dosering over året - som dekker "worst case" av råvannskvalitet
2. En koagulantdose som justeres jevnlig i henhold til endringer i råvannskvalitet – basert på erfaringsmodeller for koagulantdose som funksjon av råvannsfarge (jfr. beregningsverktøy i vedlegget og Rapport 188-2012)
3. En koagulantdosering som styres via en algoritme i driftskontrollsystemet ut fra on-line målinger av råvannsfarge farge eller UV-absorbans. Her vil det normalt legges inn en overstyring med relativt snevre maksimums- og minimumsgrenser for å hindre svikt i koaguleringen dersom det skulle oppstå feil i on-line måleutstyret
4. Noen anlegg, primært i England og USA styrer koaguleringsprosessen etter overflateladningen på koagulerte partikler, siden det har vist seg at koaguleringen foregår best ved en ladning nær null eller svakt negativ (zetapotensialmålere, streaming current detectors).
5. Norske erfaringer med zetapotensialmålinger av koagulert vann (SINTEF) tyder på at best koagulering synes å oppstå i det samme området som det som rapporteres i litteraturen, det vil si ved en svak negativ ladning (et zetapotensial mellom null og minus 10 mV). Resultatene er likevel ikke tilstrekkelig konsistente til styringsformål fordi man kan få så vel gode som dårlige resultater for en og samme verdi for zetapotensial. Norske råvann inneholder også ofte så lite NOM og krever så lave koagulantdoser at signalet blir for usikkert og/eller for lavt i forhold til måleutstyrets sensitivitet og deteksjonsgrense

5.2 NOM-sammensetning, koagulerbarhet og biostabilitet

Hurtigfraksjonering av NOM. Koagulerbarheten, koagulantbehovet og andelen av NOM (TOC) som kan fjernes ved koagulering avhenger ikke bare av NOM-innholdet, men også av sammensetningen av NOM. Ved hurtigfraksjonering av NOM kan vannets innhold av løst organisk karbon klassifiseres i hydrofobe og hydrofile fraksjoner.

Det er normalt slik at de hydrofobe og sterkt fargede NOM-fraksjoner med opphav fra nedslagsfeltet (alloktont materiale), og som omfatter de typiske humusfraksjoner som dominerer i typisk norsk overflatevann, fjernes lettere og mer effektivt ved koagulering enn de hydrofile og mer lavmolekylære fraksjoner som i større grad er organisk materiale med opphav i algevekst, mikrobiologiske prosesser, etc. i selve vannkilden (autoktont materiale).

Nøytrale, hydrofile NOM-fraksjoner kan i svært liten grad fjernes ved koagulering. Dette innebærer at råvann med en høy andel av nøytrale, hydrofile NOM-fraksjoner bør behandles med andre metoder enn koagulering. Ulike råvann kan derfor ha ulik koagulerbarhet – selv om TOC-innholdet er det samme.

I Norge domineres NOM-innholdet normalt av hydrofobe humusfraksjoner (> 70-80 %) med opprinnelse i nedbørfeltet (planterester, løv, barnåler, etc). Norsk overflatevann er derfor i regelen godt koagulerbart, med vanlige renseeffekter i området 90-95 % for farge og UV-absorbans, og 60-70 % for TOC.

Klimaendringene kan imidlertid påvirke dette bildet. Redusert tilførsel av sur nedbør, et varmere klima, økt nedbørmengde, økt nedbørintensitet og økt utvasking av næringsstoffer har gitt, og kan gi fortsatt økt NOM-innhold, noe som påvirker koagulantbehov og øvrige driftsforhold ved koaguleringsanlegg i betydelig grad. Men klimaendringene kan også medføre en økt andel av algegenerert, hydrofil og vanskelig

koagulerbar NOM, noe som kan utløse behov for oppgradert vannbehandling og/eller supplerende vannbehandlingstrinn.

En fraksjonering av NOM (DOC) i ulike hydrofobe og hydrofile fraksjoner vil derved kunne gi informasjon om koagulerbarhet og forventede renseeffekter ved koagulering.

En hurtigfraksjoneringsmetode for NOM som er adoptert fra Australian Water Quality Center (AWQC) og som er anvendt av SINTEF på flere norske vannverk siden 2002, deler vannets DOC inn i 4 fraksjoner (Chow et al, 2004):

1. VHA (very hydrophobic acid)
2. SHA (slightly hydrophobic acid)
3. CHA (charged hydrophilics)
4. NEU (neutral hydrophilics)

VHA og SHA omfatter høymolekylære humus og fulvussyrer, og disse fraksjonene vil normalt dominere i norske drikkevannskilder. Grunnet de mange dobbeltbindinger som absorberer lys, er også fargen og UV-absorbansen i vannet i hovedsak knyttet til disse to humusfraksjonene, som har sin opprinnelse i nedslagsfeltet. CHA og NEU inneholder mer lavmolekylært organisk stoff, og er i større grad knyttet til algeprodusert organisk stoff.

Innholdet av hydrofobe NOM-fraksjoner korrelerer normalt godt med vannets spesifikke UV-absorbans ($SUVA = UV\text{-absorbans (m}^{-1})/DOC \text{ (mg} \cdot \text{L}^{-1})$). En høy SUVA-verdi ($> 3\text{-}4 \text{ L m}^{-1} \text{ mg}^{-1}$) indikerer derfor et høyt innhold av aromatiske forbindelser med konjugerte dobbeltbindinger (med farge og UV-absorbans) - og et godt koagulerbart råvann (Edzwald and Tobiason, 1999).

Siden vannets TOC-innhold består av både koagulerbare og ikke-koagulerbare NOM-fraksjoner, vil vannets farge eller UV-absorbans ofte være et bedre mål for den koagulerbare NOM-fraksjonen enn vannets totale TOC eller DOC-innhold. Dette gjenspeiles også i det faktum at man i godt drevne anlegg ofte kan oppnå renseeffekter på over 90 % med hensyn til farge og UV-abs, men sjelden over 60-70 % med hensyn til TOC. Dette innebærer også at dersom man ønsker å styre prosessen etter råvannskvalitet, så vil farge eller UV-absorbans være en bedre og mer representativ styringsparameter for koaguleringsprosessen enn TOC.

Tabell 5-1 indikerer i tråd med dette hvilke rensegrader for DOC som kan forventes ved koagulering av råvann med ulike SUVA-verdier. I Norge vil vi som nevnt tidligere ofte finne råvann med SUVA-verdier i området på 3.5-5, noe som derved indikerer god koagulerbarhet.

Tabell 5-1 Sammenheng mellom SUVA, NOM-sammensetning og koagulerbarhet (Edzwald and Tobiason, 1999).

SUVA	Composition	Coagulation	DOC Removals
> 4	Mostly Aquatic Humics, High Hydrophobicity, High MW	NOM Controls, Good DOC Removals	> 50 % for Alum, Little Greater for Ferric
2-4	Mixture of Aquatic Humics and Other NOM, Mixture of Hydrophobic and Hydrophilic, Mixture of MWs	NOM Influences, DOC Removals Should be Fair to Good	25-50 % for Alum, Little Greater for Ferric
< 2	Mostly Non-Humics, Low Hydrophobicity, Low MW	NOM has Little Influence, Poor DOC Removals	< 25 % for alum, Little Greater for Ferric

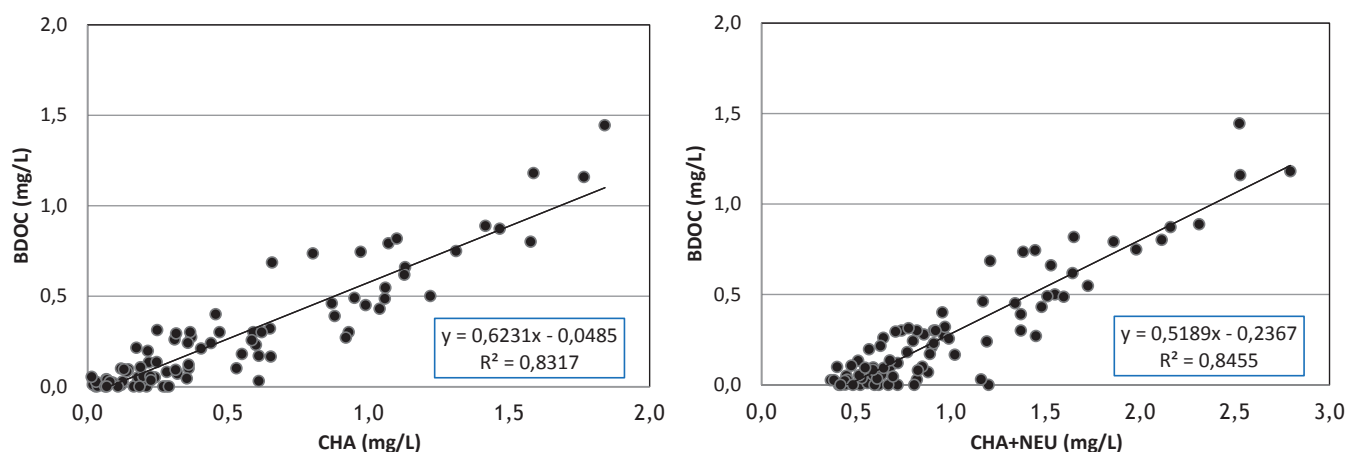
Biostabilitet og BDOC-analyser. De hydrofile NOM-fraksjoner (CHA og NEU) viser seg også – i motsetning til de hydrofobe fraksjoner (VHA og SHA) – å være bionedbrytbare. Resultater fra en lang rekke analyser av NOM-fraksjoner og bionedbrytbarhet (målt som bionedbrytbar organisk karbon, BDOC) i inn- og utløpsvann fra et titalls norske vannverk viser en klar korrelasjon ($R^2 > 0.84$) mellom BDOC og innholdet av CHA (og NEU). Ingen slik sammenheng kunne påvises mellom BDOC og de hydrofobe fraksjoner VHA og SHA (Eikebrokk, 2012).

Disse undersøkelsene viser også noen andre forhold som skal nevnes her:

- NEU-fraksjonen er generelt vanskelig å fjerne ved koagulering, men innholdet av denne fraksjonen er normalt lavt i norske råvann uten særlige algeproblemer
- De andre fraksjonene (VHA, SHA og CHA) er normalt godt koagulerbare, men renseeffekten for CHA varierer ofte mer med tid og sted enn renseeffektene for VHA og SHA-fraksjonene
- Med utgangspunkt i en NOM-fraksjonering av råvann kan man derfor stipulere hvor godt koagulerbart et råvann er (i hovedsak bestemt av NEU-innholdet), og hvor stor andel av den totale DOC som kan forventes fjernet ved koagulering
- Vannets biologiske vekstpotensial – målt som BDOC – er lavt i typisk norske råvann uten vesentlig algevekst, og dette reduseres ytterligere etter koagulering til et BDOC-nivå svært nær null
- Vekstpotensialet (BDOC) er nært korrelert til innholdet av de hydrofile NOM-fraksjoner (CHA og NEU). Vannets innhold av disse NOM-fraksjoner må derfor holdes under kontroll i produsert/distribuert vann for å unngå biologiske vekstproblemer på nettet

Som nevnt i punktlisten viste resultatene fra disse undersøkelsene en svært god korrelasjon mellom biodegraderbar organisk karbon (BDOC) og innhold av de hydrofile NOM-fraksjoner (CHA/NEU), jfr. Figur 5-2 (ingen korrelasjon ble funnet mellom BDOC og de hydrofobe fraksjoner VHA og SHA).

Hvilken BDOC-verdi man bør legge seg på for å unngå vekstproblemer på nettet avhenger av flere faktorer som temperatur, konsentrasjon av næringssalter primært fosfor, sporstoffer, restklorinnhold, osv. For typiske kaldtvannsystemer uten restklor er det likevel antydnet maksimalverdier på 0.15-0.3 mg BDOC/L. Ut fra kurvene i Figur 5-2 innebærer dette at CHA og CHA+NEU-konsentrasjonene i rentvann bør holdes under henholdsvis 0.5 og 1.0 mg/L.



Figur 5-2 Korrelasjon mellom BDOC og CHA (til venstre), og mellom BDOC og CHA+NEU (høyre) i råvann og utløpsvann fra ulike rensetrinn i et titalls vannverk i Norge med ulike vannbehandlinger (Eikebrokk 2012)

5.3 Eksempler på diagnose av koagulerings- og filtertrinn

Det henvises til Norsk Vann-rapport 188 (kapittel 6.20) for nærmere beskrivelser av metoder for hurtigfraksjonering av NOM og andre diagnoseverktøy (BDOC). Her skal imidlertid gis noen illustrerende eksempler på hvilken informasjon slike diagnoseverktøy kan gi.

Resultater fra NOM-fraksjonering og BDOC-analyser av råvann og rentvann fra koaguleringsanlegg i Norge viser normalt følgende:

- Norske råvann fra innsjøer er normalt godt koagulerbart, med sterk dominans av den hydrofobe, fargede og UV-adsorberende VHA-fraksjonen (60-80 % av total DOC). Følgelig blir nivående for spesifikk UV-absorbans (SUVA) også høye (3-5 L/mg m)
- Innholdet av hydrofile og mer bionedbrytbare fraksjoner er normalt lavt (sum CHA+NEU < 10-20 %)
- Innholdet av dårlig koagulerbar NEU er normalt (< 10-15 %), og utgjør derved normalt sett ingen begrensning for anvendelse av koaguleringsprosesser for norske overflatevann
- Råvannet er normalt biologisk stabilt, med BDOC nivåer lavere enn 0.0-0.2 mg/L. Dette er fordi naturens renovasjonsvesen (mikroorganismer samt rense- og adsorpsjonsprosesser i jordsmonn) bryter ned det aller meste av NOM i nedbørfelt og vannkilder – der oppholdstidene ofte er betydelige
- Oppnådde renseeffekter ved godt drevne koaguleringsanlegg vil normalt ligge i området 70-90 %, 60-80 %, 80-95 % og < 10 % for henholdsvis VHA, SHA, CHA og NEU, og 50-70 % for total DOC. Renseeffektene øker normalt med økende andeler av hydrofob NOM (særlig VHA) og økende SUVA
- Koagulert vann er normalt enda mer biologisk stabilt enn råvannet, med BDOC-verdier i området 0.0-0.1 mg/L. Dette bekreftes av ATP-målinger (energibærere i levende celler) som normalt indikerer noe biologisk aktivitet i råvann og svært begrenset aktivitet i rentvann – i tråd med BDOC-verdiene

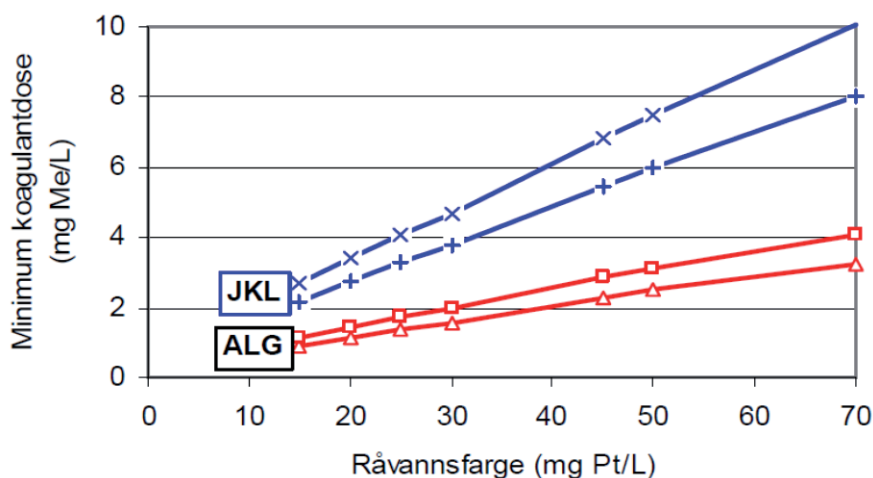
Koaguleringsens effekter og egenskaper synliggjøres også godt ved sammenlignende NOM-fraksjonering, BDOC og ATP-analyser fra anlegg med annen type vannbehandling, eksempelvis ozonering-biofiltrering (OBF) og nanofiltrering (NF). Typiske resultater er følgende (se Norsk Vann-rapport 188-2012 for mer informasjon):

- Koagulering fjerner mer NOM og DOC enn OBF, men mindre enn NF
- Biostabile råvann blir enda mer biostabile etter koagulering eller NF
- Ozonering overfører biostabile, hydrofobe NOM-fraksjoner (VHA, SHA) til mer bionedbrytbare, mer lavmolekylære og mer hydrofile fraksjoner (CHA, NEU), noe som også gir en vesentlig økning i biologisk vekstpotensial, BDOC.
- Økningen i BDOC vil være størst ved ozonering av råvann med høyt NOM-innhold og derved høyt ozonbehov
- For å unngå problemer med biologisk vekst på nettet, må OBF-anlegg dimensjoneres slik at tilstrekkelig lav BDOC oppnås ut fra biofilteret (< 0.2-0.3 mg BDOC/L), og dette begrenser normalt anvendelse av OBF-metoden til råvann med lave til moderate NOM-innhold (farge < 20-30 mg Pt/L?)
- En god korrelasjon kan normalt settes opp mellom BDOC og hydrofile NOM-fraksjoner (CHA, NEU). Dette betyr at man også kan indikere hvilke grenseverdier for CHA og NEU man bør holde seg innenfor for å unngå biologiske problemer med biologisk vekst på nettet

Empiriske modeller. Det finnes en rekke empiriske modeller som kan anvendes for estimering av driftsforhold ved koaguleringsanlegg, eksempelvis koagulantbehov, slamproduksjon, filtersyklustlengder, netto vannproduksjon, etc (Eikebrokk et al. 2009). Se Norsk vann-rapport 188-2012 for en nærmere beskrivelse av disse.

Noen eksempler på anvendelse av noen slike modeller er gitt nedenfor, og det henvises til vedlegget for mer utførlige beskrivelser og anvendelser.

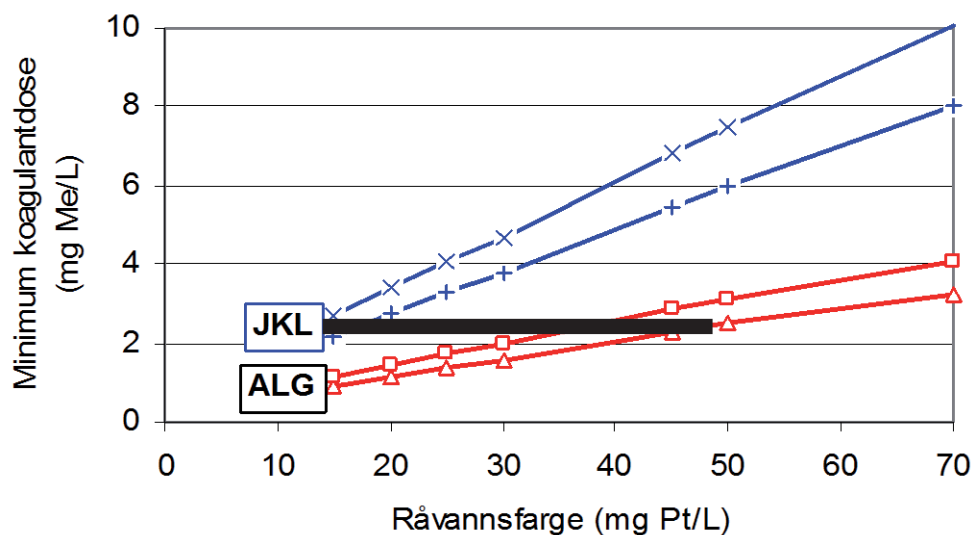
Figur 5-3 viser som et eksempel estimerte/modellerte minimumsdoser (nedre kurve) og praktiske minimumsdoser (øvre kurve) for koagulering av råvann med fargetall i området 10-70 mg Pt/L med jernkloridsulfat (JKL) og aluminiumsulfat (ALG). Det fremgår at man på mengdebasis trenger om lag dobbelt så mye Fe som Al for koagulering av vann med samme farge. Siden molmassen for Fe (55.8) er om lag dobbelt så høy som for Al (27.0), innebærer dette at koagulantbehovet på molbasis (mmol/L) blir om lag det samme for de to koagulanter. Men optimal koagulerings-pH er som før nevnt svært forskjellig (grovt sett pH 4-5 for Fe, og pH 5.5-6.5 for Al). Siden restmetall normalt er bestemmende for koagulantdosen, vil anlegg med alkaliske etterfiltre eller alkaliske filterlag kunne anvende noe lavere koagulantdoser (anslagsvis 20-40 %) enn det denne modellen predikterer. Potensialet synes størst ved bruk av jernholdige koagulanter. Eventuelle forskjeller i koagulantbehov mellom ulike typer anlegg (med eller uten alkaliske filterlag; kontinuerlig spyling, etc) er imidlertid dårlig kartlagt, og potensialet for redusert kjemikaliebruk som følge av anleggstype og utforming synes pr. dato å være lite utnyttet.



Figur 5-3 Modellerte absolutte (nederste kurve) og praktiske minimumsdoser (øverste kurve) ved Fe (JKL)- eller Al-basert (ALG) koagulering av råvann med farge i området 10-70 mg Pt/L. Figuren er basert på kontaktfiltrering i to-media filtre antrasitt-sand filtre (Eikebrokk, 2003; Eikebrokk et al. 2006; 2007)

Modellbaserte grovvurderinger av koaguleringsforhold. Ut fra den ovenfor angitte modellen (Figur 5-3) vil et råvann med farge eksempelvis 30 mg Pt/L kreve absolutte og praktiske minimumsdoseringer i området 1.6-2.0 mg Al/L for aluminiumsulfat og 3.8-4.7 mg Fe/L ved jernbasert koagulering.

Ved å kartlegge anvendte koagulantdoser og råvannskvaliteter over for eksempel et driftsår på et gitt koaguleringsanlegg, og plote variasjonsområdene for disse parameterne inn i modellen, fremkommer resultater som vist i Figur 5-4.



Figur 5-4 Modellerte (røde og blå kurver) og faktisk anvendte koagulantdoser (svart kurve) for et koaguleringsanlegg under optimalisering. Variasjonsområder for råvannskvalitet og koagulantdose (ALG) i det driftsåret som her er kartlagt illustreres via henholdsvis bredde og tykkelse (høyde) på den svarte linjen.

Figur 5-4 forteller følgende:

- Ved dette anlegget anvendes en fast koagulantdose – uansett årstid og råvannskvalitet (farge)
- Den anvendte koagulantdosen ligger godt over nødvendig minimumsnivå i store deler av året – og koaguleringsbetingelsene burde i denne perioden ikke være til hinder for en effektiv behandlingsbarriere. En slik overdosering har imidlertid selvsagt negative følger for ressursforbruk, sykluslengder, driftskostnader og slamproduksjon. Barriereeffekten påvirkes også indirekte av dette ved at filtersyklusene som følge av den økte slamproduksjonen blir kortere enn nødvendig. Følgelig blir også frekvensen høyere enn nødvendig hva gjelder tilbakespyling, filtermodning, m.v., noe som har en hygienisk implikasjon via et økende antall "hygienisk mer tvilsomme" perioder per tidsenhet
- I periodene med de høyeste råvannsfargetall anvendes imidlertid en koagulantdose som er nær det absolutte minimumsnivå. Dette indikerer økt risiko for overskridelse av Veilederens barriereindikatorverdier og mulig svikt i behandlingsbarrieren. Følgelig bør man ved dette anlegget være på vakt når råvannsfargen overstiger verdier på 35-40. Da befinner man seg mellom anbefalte praktiske og absolutte minimumsnivåer for koagulantdosering, og det optimale pH-vinduet kan derved også være smalt, noe som innebærer ytterligere driftsutfordringer
- Ut fra vurderinger av sikkerhet/barrierefunksjon og bærekraft/ressursbruk burde man ved dette anlegget vurdere alternative former for prosessstyring slik at koaguleringsbetingelsene bedre kan tilpasses råvannskvaliteten

Summasjonskurver for turbiditet. I Veiledningen for drift av koaguleringsanlegg (Norsk Vann-Rapport 188-2012) beskrives summasjonskurver for utløpsturbiditet fra enkeltfiltre (percentiler for utløpsturbiditet mot driftstid over eksempelvis et driftsår) som et godt verktøy for å vurdere barriere-effektivitet og barrierestabilitet i koaguleringsanlegg. Slike verktøy kan ha stor nytteverdi ikke bare for ansvarlig driftspersonell og for internkontrollen ved et vannverk, men også for tilsynsmyndighetene (Mattilsynet).

Summasjonskurver for utløpsvannkvalitet fra enkeltfiltre kan utvilsomt utgjøre et enkelt og effektivt verktøy for å vurdere barriereeffektivitet og barrierestabiliteten i koaguleringsanlegg. Men slike summasjonskurver kan også anvendes for å vurdere driften, robustheten i denne samt avdekke sub-optimale forhold for øvrig.

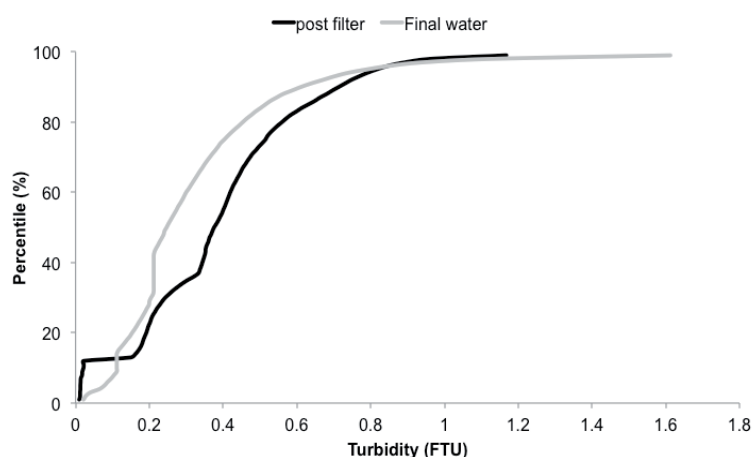
Figur 5-5 er et eksempel på dette, og viser to summasjonskurver for utløpsturbiditet, henholdsvis fra filtertrinnet (samlestokk fra filtertrinnet) og fra ferdig behandlet vann (utløp fra rentvannsbasseng). Figuren dekker en driftsperiode på 1.5 år ved Amlaird Water Treatment Works i Skottland (Eikebrokk et al. 2014). Kurvene ble satt opp på basis av turbiditetsdata fra driftskontrollsystemet med 5 minutters loggeintervaller. Slike analyser kan bidra til å identifisere eventuelle problemer i vannbehandlingen samt indikere mulige årsaker til slike. Turbiditetskurvene kan tolkes som følger:

- Kurven (filterutløp) bør være nær vertikal i området rundt 50-percentilen. Hvis ikke, er dette en indikasjon på at filteret ikke fungerer optimalt
- Den vertikale delen (dvs. området rundt 50-percentilen) bør utgjøres av lave turbiditetsverdier (0.1 eller lavere). Hvis dette ikke er tilfellet (slik som i figuren), er dette en indikasjon på at koaguleringen ikke drives optimalt
- Turbiditetskurven bør ikke ha en "hale" (dvs. høye turbiditetsverdier for de høyeste percentilene). Hvis dette er tilfellet (slik som vist på figuren), er dette en indikasjon på at filterspylingen ikke er optimal og/eller at modningsvannet ikke håndteres godt nok (eksempelvis kjøring av modningsvann til avløp i for kort tid)
- Kurvene for filterutløp og rentvannsutløp bør være nær sammenfallende. Hvis ikke, er dette en indikasjon på post-filter effekter, eksempelvis sedimentering, etterfelling, etc

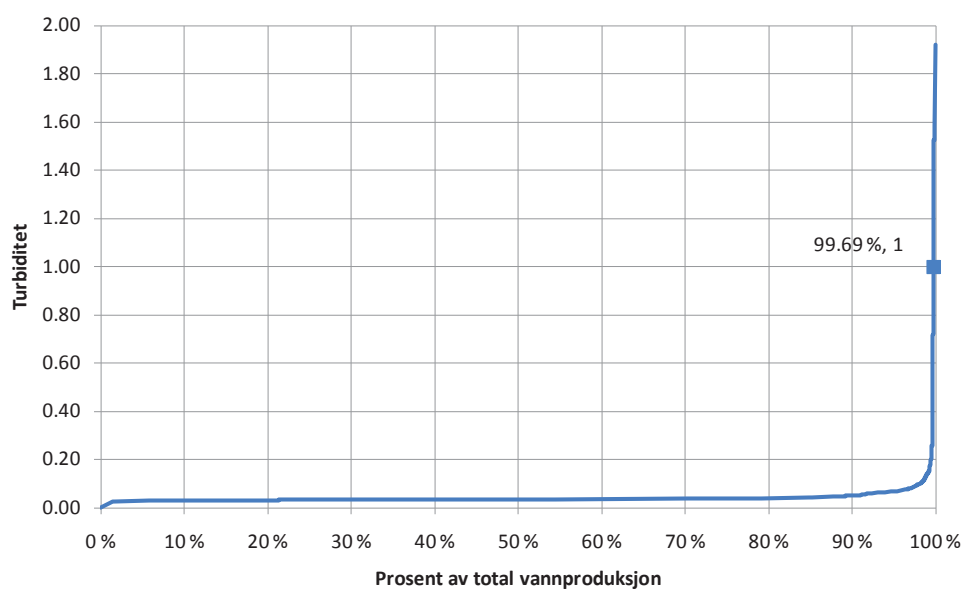
Kurvene i Figur 5-5 indikerer ut fra en slik tolkning følgende problemer på anlegget:

- Problemer i filtertrinnet: filterkurven er ikke vertikal rundt 50-percentilen)
- Problemer i koaguleringstrinnet: 50-percentilene ligger på et for høyt turbiditetsnivå (0.2-0.4 FTU), mens målet var 0.1 eller lavere
- Problemer med filterspyling og/eller filtermodning: en lang hale for de øvre percentiler (>90))

Figur 5-6 viser til sammenligning summasjonskurven for turbiditet i rentvannet fra et norsk koagulereingsanlegg. Denne kurven angir ikke de samme svakheter som anlegget i Figur 5-5, bortsett fra at også dette anlegget har en hale av høye turbiditetsverdier, noe som indikerer tilstedeværelse av optimaliseringspotensialer knyttet til filtermodning og spyleropplegg.



Figur 5-5 Summasjonskurver for turbiditet for filterutløpsvann og rentvann (Eikebrokk et al, 2014)



Figur 5-6 Summasjonskurve for turbiditet i rentvann fra et norsk koaguleringsanlegg (angitt som percentiler av vannproduksjon i løpet av et driftsår)

6. EKSEMPELSTUDIER

Her skal presenteres noen eksempler på utførte driftsoptimaliseringstiltak, med ulike hovedformål med optimaliseringen:

- i) Bedring av vannkvalitet/barrierefunksjon: manglende oppfyllelse av barriereindikatorverdier for koaguleringsanlegg
- ii) Redusert ressursbruk: med ivaretagelse av god vannkvalitet og barrierefunksjon
- iii) Kapasitetsøkning uten prosess- og bygningsmessige utvidelser
- iv) Underlag for valg av vannbehandlingsprosess, dimensjonering og drift (pilotforsøk)

Hovedformålet med optimaliseringen er også angitt under omtalen av hvert enkelt vannverk.

6.1 Vannverk A

Bakgrunn og mål for optimaliseringen

Dette vannverket, som benyttet Al-koagulering og direktefiltrering, hadde i lengre tid forsøkt å oppnå godkjenning, men hadde ikke evnet å oppnå slik godkjenning grunnet manglende oppfyllelse av gjeldende vannkvalitetskrav. Det var spesielt kravet til rest-aluminium og i noen grad TOC man hadde problemer med å oppfylle.

Hovedformål med optimaliseringen var derfor som angitt i punkt i) over: Bedring av vannkvalitet/barrierefunksjon.

Resultater

En optimalisering utført i henhold til prosedyrene som er beskrevet i denne rapporten viste raskt at anlegget anvendte for lave koagulantdoser i forhold til den rådende råvannskvaliteten.

En oppjustering av koagulantdosen løste vannkvalitetsproblemene og gjorde at vannkvalitets- og barriereindikatorkravene kunne oppfylles.

Den økte koagulantdosen medførte imidlertid en økt slamproduksjon, og man valgte derfor å oppgradere vannbehandlingsanlegget med et eget forseparasjonstrinn før filtertrinnet og utvidet slambehandling.

6.2 Vannverk B

Bakgrunn og mål for optimaliseringen

Dette direktefiltreringsanlegget benyttet koagulering med Al-sulfat (ALS) og oppfylte alle vannkvalitetskrav, herunder også kravene til barriereindikatorverdier for koaguleringsanlegg (Tabell C i veiledningen til drikkevannsforskriften) med god margin.

Man ønsket imidlertid å undersøke hvorvidt det var rom for en mer ressurseffektiv og bærekraftig drift, dvs. redusert forbruk av koagulerings- og korrosjonskontrollkemikalier og tilhørende reduksjoner i produsert mengde slam, samt redusert spylefrekvens, spylevannsforbruk, modningsvannmengde, etc. Man ønsket også å identifisere potensialet for reduserte driftskostnader.

Optimaliseringsprosjektet omfattet en analyse av råvann og rentvannskvalitet og eksisterende driftsforhold. Anvendte koaguleringsbetingelser ble sammenlignet med erfaringsdata og modeller for doseringsmengder. Denne innledende analysefasen ble

fulgt opp av en fase med planlegging og utførelse av systematiske optimaliseringsforsøk i full skala med variasjon av koagulantdose og koagulerings-pH med tilhørende vannprøvetaking og analyse. Koagulantdosen ble redusert i trinn på 2 mg ALS/L fra en anvendt dose på 22 mg ALS/L og ned til en laveste testet dose på 12 mg ALS/L, dvs. 7 ulike doseringsnivåer. For hvert nivå av ALS-dose ble koagulerings-pH variert innen området pH 5.5-6.5. I hvert forsøk ble det foretatt registrering av aktuelle driftsdata, og det ble tatt ut prøver for analyse av råvann, koagulert vann og behandlet vann. Siden anlegget hele tiden produserte rent vann, måtte endringene i driftsbetingelser fra et forsøk til det neste skje i små trinn, og man måtte hele tiden overvåke kvaliteten på rentvannet og trendene i dette.

Optimaliseringsforsøkene hadde flere formål:

1. Å kartlegge status i forhold til driftssikkerhet, dvs. hvor ligger utløpsvannkvaliteten fra enkeltfiltrene i forhold til de etablerte barriereindikatorkrav for koaguleringsanlegg (Veilederens Tabell C)
2. Å kartlegge robustheten i driften, dvs. kartlegge hvilke handlingsrom man har i forhold til endring av driftsbetingelser - under fortsatt oppfyllelse av rådende vannkvalitets- og barriereindikatorkrav
3. Å kartlegge potensialet for en mer bærekraftig og ressursvennlig drift, dvs. identifisere i hvilken grad man kan redusere forbruket av koagulanter og andre kjemikalier, energi, spylevann, osv.
4. Å kartlegge potensialet for reduksjoner i slamproduksjon, spylevannsforbruk, m.v.
5. Å lære eget anlegg generelt bedre å kjenne - ved å utføre forsøk og anvende driftsbetingelser man ikke normalt utfører under rutinemessig drift
6. Å utgjøre ledd i arbeidet med å identifisere hvordan anlegget responderer på ulik råvannskvalitet og ulike koaguleringsforhold, herunder også på effekter av klimaforandringer (økt NOM, etc)

Bruk av unødig høye koagulantdoser vil påvirke vannkvalitet og barriereeffektivitet/sikkerhet negativt ved å redusere filtersykluspengden og øke frekvensen av filterspylinger og filtermodninger, dvs. perioder der anlegget opererer med et noe redusert vannkvalitets- og sikkerhetsnivå. Videre kan en filterdrift med stor stofftilførsel til filteret gi tidligere gjennombrudd og raskere trykktapsutvikling/høye trykktap. Dette kan skape lokale undertrykk i filtersengen og frigjøring av luftbobler ("kokende filtersenger"), med dramatiske følger for behandlingskapasiteten.

Hovedformål med optimaliseringen på dette anlegget var derfor som angitt i punkt ii) over: Redusert ressursbruk - med ivaretagelse av god vannkvalitet og barrierefunksjon.

Resultater

Vurderinger og diagnoser: Under optimaliseringsforsøkene (se resultatene fra disse under) ble det foretatt vurderinger av råvann, NOM, vannbehandling og optimaliseringspotensialer. Noen resultater er vist i Tabell 6-1 nedenfor.

Forsøket som er beskrevet i Tabell 6-1 inngikk i optimaliseringsforsøkene. Den anvendte koagulantdosen var derfor lav (1.5 mg Al/L; 0.066 mg Al/mg Pt; 0.31 mg Al/mg DOC). Normalt ble det anvendt en dose på 2 mg Al/L på dette anlegget.

Følgende forhold kan nevnes:

- En SUVA på 3.4 indikerer et relativt godt koagulerbart råvann, men en høyere SUVA er relativt vanlig i norske overflatevann
- Et innhold av en "ikke-koagulerbar" NEU-fraksjon på bare 0.4 mg DOC/L indikerer også et relativt godt koagulerbart råvann, noe resultatene i Tabell 6-1 bekrefter

- Innholdet av NEU øker noe (fra 0.4 til 0.5 mg/L) i vannbehandlingen, et forhold som er ganske normalt for koaguleringsanlegg
- Et innhold av hydrofil NOM (CHA+NEU) på bare 0.7 mg/L i råvann og rentvann indikerer et relativt biostabilt vann som ikke burde medføre særlige problemer med biologisk vekst (kimtall) i ledningsnettet
- Rentvannet (utløpsvannet fra testfilteret) oppfyller kravene til vannkvalitet, inklusive barriereindikatorverdiene. Siden fargetallet er nær barriereindikatorverdien, anses den anvendte koagulantdosen (1.5 mg Al/L) å være nær minimumsdosen for dette råvannet under de rådende driftsforhold

Tabell 6-1 Kvalitet på råvann og rentvann under optimaliseringsforsøkene - Vannverk B.

	<u>Råvann</u>	<u>Rentvann</u>
Turbiditet (NTU)	0.27	0.10
Farge (mg Pt/L)	23	5
UV-abs (1/m)	16.0	5.5
SUVA (L/mg m)	3.2	1.9
DOC (mg/L)	4.9	2.8
VHA	3.4	1.5
SHA	0.8	0.6
CHA	0.3	0.2
NEU	0.4	0.5
Rest-Al (mg Al/L)	0.07	0.02

Optimaliseringsforsøk: En fullskala optimalisering utført i henhold til prosedyrene som er beskrevet i denne rapporten avdekket et potensial for drift med en betydelig redusert koagulantdose – og tilhørende slamproduksjon – på hele 40 %. Selv med en slik dosereduksjon kunne de generelle vannkvalitetskravene og barriereindikatorverdiene likevel oppfylles med god margin. Bredden på pH-vinduet for optimal koagulering ble imidlertid betydelig innsnevret, noe som innebærer økte krav til kompetanse og årvåkenhet i driften av anlegget.

En overdosering i slikt omfang som anvendt på dette anlegget gir en relativt enkel drift av koaguleringsprosessen. Dette fordi pH-vinduet for en optimal koagulering blir vidt. Ulempen er at dette gir unødig høy slamproduksjon og unødig korte filtersykluser grunnet stor stofftilførsel til filtertrinnet med en dertil hørende rask trykktapsutvikling og tidlige turbiditetsgjennombrudd. Dette øker frekvensen av filterspylinger og etterfølgende filtermodninger med tilhørende redusert barriereeffektivitet, og det gir økt mengde modningsvann og en viss reduksjon i anleggets produksjonskapasitet (netto vannproduksjon). I tillegg medfører den høye koagulantdosen et betydelig pH-fall og økt behov for base (lut, kalkvann) til pH-kontroll i koaguleringsstrinnet. Driftskostnadene vil selvsagt også påvirkes i negativ retning.

Figur 6-1 viser hvordan barriereindikatorverdien for restaluminium (utløpsvannkvaliteten fra testfilteret) ble påvirket av de anvendte verdier av koagulantdose og koagulerings-pH. Barriereindikatornivået for restaluminium (0.15 mg/L) for restaluminium er vist som en rød linje i figuren. Anvendte driftsbetingelser før optimaliseringsforsøkene (referansebetingelsene) var 22-23 mg ALG/L og pH 6.3, noe som også er angitt på figuren ("Driftspunktet").

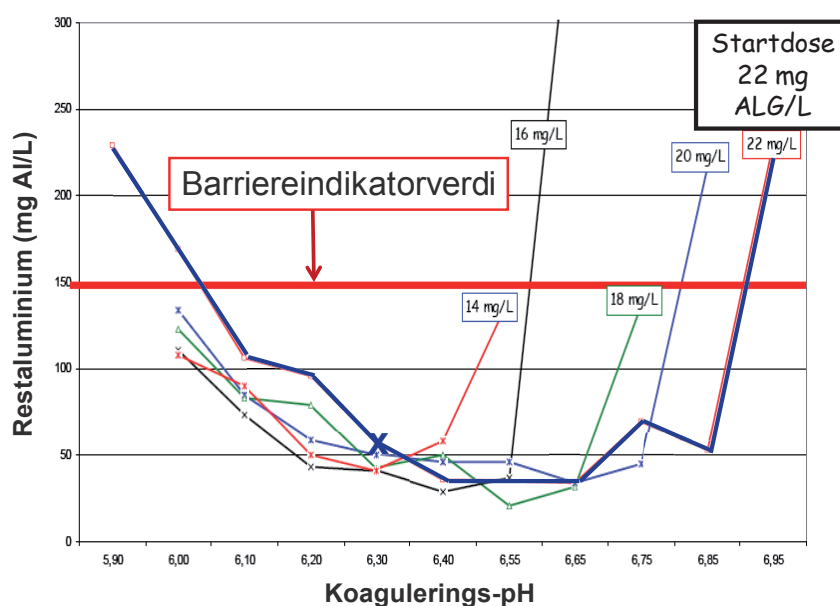
Figur 6-2 viser på tilsvarende måte hvordan verdien av andre barriereindikatorparametere ble påvirket av koagulantdose og koagulerings-pH. De aktuelle barriereindikatorverdier for koagulering (Veilederens Tabell C) er vist med grønt, henholdsvis 0.2 NTU for turbiditet, 0.15 mg/L for rest-Al, 5 mg Pt/L for farge og 3 mg/L for TOC.

Figur 6-3 viser nivået for anvendte koagulantdoser for tre driftsår sammenlignet med modellpreksjoner av absolutte (rød) og praktiske minimumsdoser (blå) for å oppfylle veilederens krav til vannkvalitet/barriereindikatorverdier for koaguleringsanlegg. Dette er gjort for de registrerte spennvidder i råvannskvalitet (råvannsfarge) i de tre årene (Jf. Vedlegg og Rapport 188/2012). Det fremgår av figuren at man uten unntak befinner seg langt fra den nedre grenseverdien for koagulantdose, noe som tyder på at dette anlegget drives med doser som gir svært liten risiko for svikt i koaguleringsbarrieren. Dataene i figuren omfatter imidlertid rentvannet (samlestokk), mens barriereindikatorene i Drikkevannsforskriftens veileder går på utløpsvannkvalitet fra enkeltfiltre.

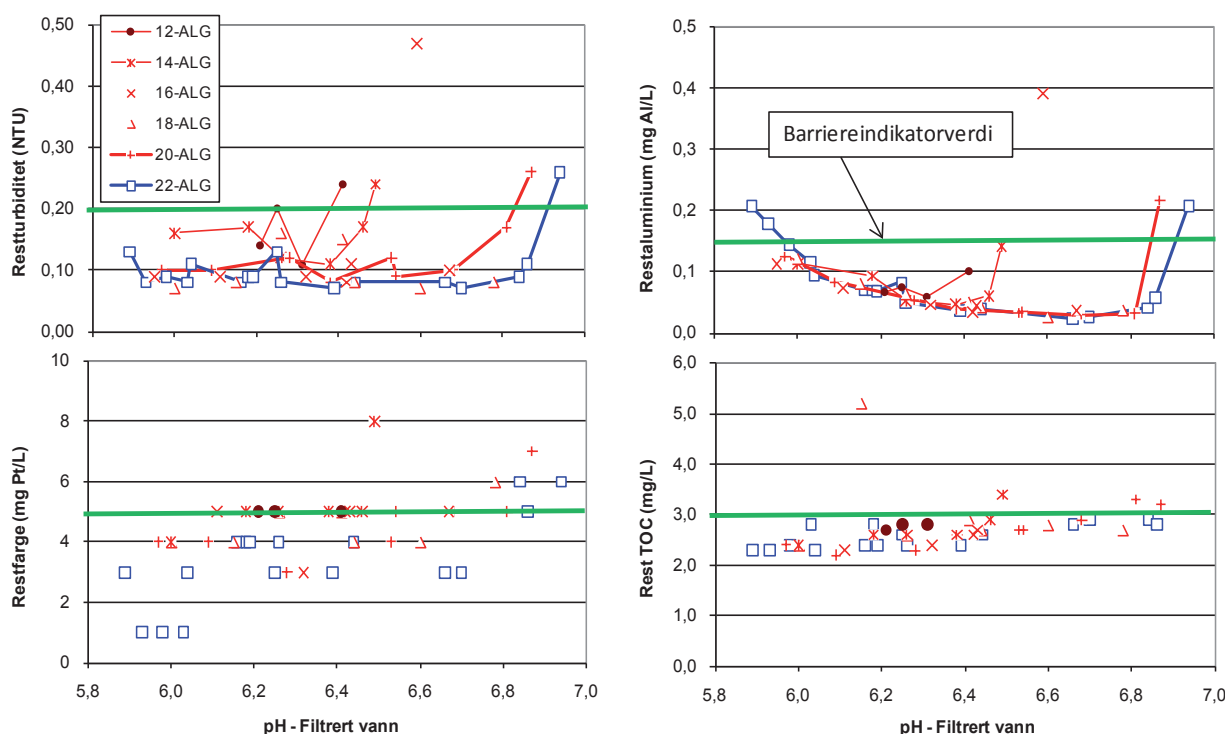
Resultatene i Figur 6-3 indikerer altså at man synes å ha god kontroll på vannkvalitet og hygienisk sikkerhet i koaguleringsstrinnet, og at kravene til relevante barriereindikatorer (rest-Al, turbiditet) oppfylles med god margin. Men figuren indikerer også et betydelig potensial for reduksjoner i koagulantdose, noe som vil gi en mer ressurseffektiv, kostnadseffektiv og en mer bærekraftig drift. Dette gjelder særlig i de perioder av året der råvannsfargen er lavest. Her ligger man godt over begge modell-linjene, også den som gjelder for en praktisk minimumsdosering.

Selv om redusert ressursbruk, økt kostnadseffektivitet og økt bærekraft er de viktigste drivkreftene for reduksjon i koagulantdose, har dette også indirekte sikkerhetsmessige fordeler. Dette går i første rekke på at en redusert dose vil gi redusert slamproduksjon og redusert stoffbelastning på filtertrinnet, noe som gir økt filtersyklustid, redusert spylefrekvens og et mindre antall filtermodninger pr. tidsenhet. Videre vil dette gi redusert trykktap og økt kapasitet i anlegget.

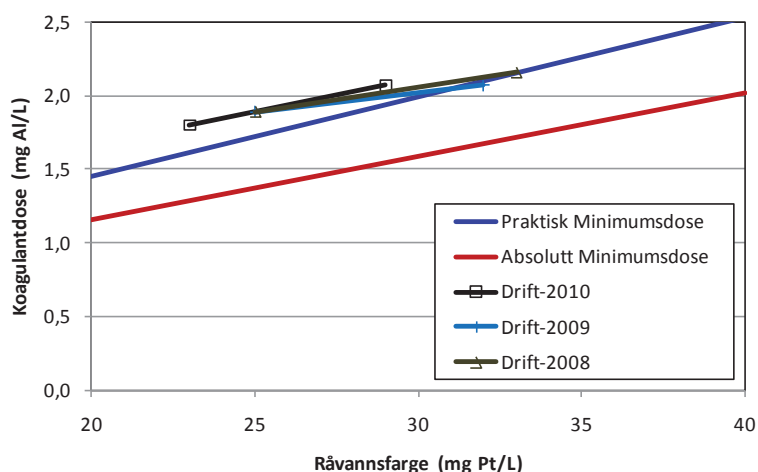
Sist, men ikke minst viser Figur 6-4 de estimerte besparelser som kan oppnås i koagulant- og pumpekostnader ved å redusere koagulantforbruket til aktuelle nivåer. Utgangspunktet var referansenivået på 22-23 mg ALG/L (jf. driftspunktet i Fig. 6-1).



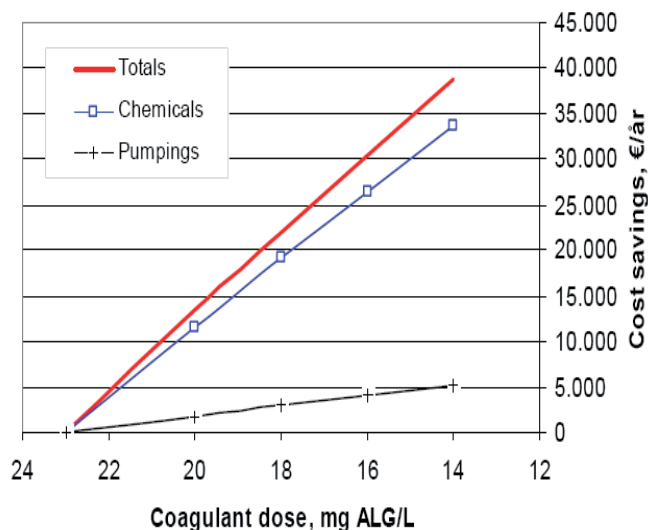
Figur 6-1 Eksempel på resultater fra optimaliseringsforsøk ved Vannverk B. Startdose (22 mg/L) og start-pH (6.3). Anleggets "Driftspunkt" er markert med et kryss i figuren.



Figur 6-2 Resultater fra optimaliseringsforsøk ved Vannverk B: Oppnådde verdier for aktuelle barriereindikatorer ved bruk av 6 ulike nivå for koagulantdoser (12-22 mg Al/L) og variasjon av pH i området 5.9-6.9.



Figur 6-3 Vannverk B: Faktisk anvendte nivåer for koagulantdose og registrert spennvidde i råvannskvalitet i tre påfølgende driftsår (2008, 2009 og 2010), sammenlignet med modellerte verdier for anbefalt absolutt (rød kurve) og praktisk minimums-dosering (blå kurve).



Figur 6-4 Estimerte besparelser (Euro, €) i kjemikalie- og pumpekostnader ved aktuelle nivåer for koagulantforbruk ved anlegg B (Eikebrokk et al, 2007).

Følgende slutninger kan trekkes ut fra optimaliseringsresultatene ved vannverk B:

1. Koagulerings-pH bør aldri styres utenfor området 6.0-6.8 på dette anlegget - uansett hvilken koagulantdose som anvendes
2. Optimal verdi for koagulerings-pH reduseres, og området for optimal koagulerings-pH snevres inn når koagulantdosen reduseres
3. Kravet til restaluminium (< 0.15 mg/L) synes å definere nedre grense for koagulerings-pH, mens turbiditet, rest-Al og til dels farge definerer øvre pH-grense
4. Turbiditet synes å være en god og sensitiv parameter for filterstyring og barrierevurderinger: den gir tidlig varsel, den er sensitiv for endringer i prosessbetingelser og den er enkel å måle on-line
5. Optimaliseringsforsøkene avdekket et betydelig potensial for reduksjon av koagulantdosen, fra normalnivået på 22-23 mg ALS/L som ble anvendt før optimaliseringsforsøkene og ned til 14-16 mg/L (27-36 % reduksjon). Dette vil gi en tilsvarende reduksjon i slamproduksjonen på anlegget
6. Reduserte driftskostnader som følge av optimaliseringstiltakene kan utgjøre opptil 30-40000 €/år (240-320 000 NOK/år) for koaguleringskjemikalier og pumpeenergi til filterspyling. I tillegg kommer ikke-kvantifiserte kostnadsreduksjoner knyttet til mindre behov/forbruk av pH-styringskjemikalier (CO_2 , kalk), lavere produksjons- og transportvolum for kjemikalier, samt lavere produksjonsvolum, transportbehov og energiforbruk ved slambehandling.
7. Selv om resultatene viste at det er fullt mulig å oppfylle alle krav til vannkvalitet ved en dose helt nede på 12 mg ALS/L (45 % reduksjon), blir det optimale pH-vinduet da såpass smalt (6.0-6.4) at det vil kunne gå ut over driftsvennligheten av anlegget
8. Resultatene fra disse optimaliseringsforsøkene faller godt sammen med de doseringsnivåene man kan få fra modellprediksjoner (jfr. Vedlegg), og de synliggjør et betydelig potensial for besparelser i koagulantforbruk ved dette anlegget

6.3 Vannverk C

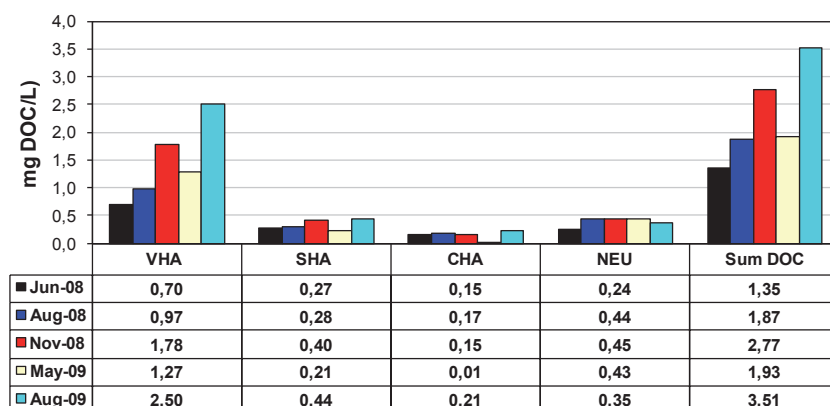
Bakgrunn og mål for optimaliseringen

Dette vannverket (Fe-koagulering og kontaktfiltrering i 3-M filtre med alkalisk bunnlag) oppfylte alle vannkvalitetskrav, herunder også kravene til barriereindikatorverdier for koaguleringsanlegg (Tabell C i veiledningen til drikkevannsforskriften) med god margin. I likhet med vannverk B nevnt over ønsket man imidlertid også her å undersøke hvorvidt det var rom for en mer bærekraftig drift, dvs. redusert forbruk av koaguleringskemikalier og tilhørende reduksjoner i slamproduksjon, spylefrekvenser, spylevannsforbruk, modningsvannmengde, etc.

Hovedformål med optimaliseringen på dette anlegget var derfor som angitt i punkt ii) over: Redusert ressursbruk - med ivaretagelse av god vannkvalitet og barrierefunksjon.

Resultater

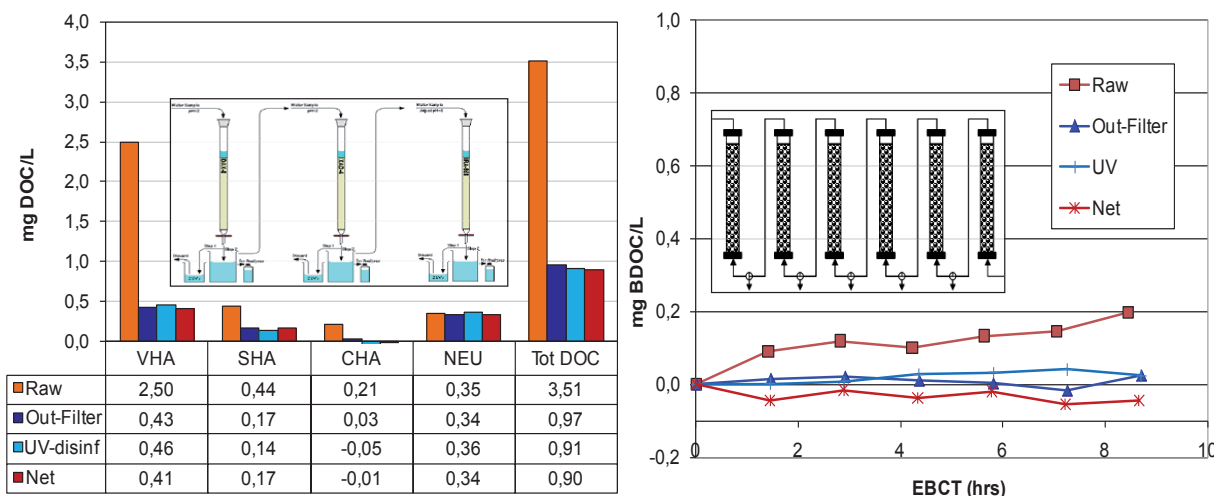
Diagnoser av vann og vannbehandling. Figur 6-5 viser innholdet av DOC og de ulike NOM-fraksjoner i råvannsprøver uttatt til ulike årstider ved dette anlegget. Som vist er variasjonene betydelige, men råvannet domineres av lett koagulerbare VHA, SHA og CHA-fraksjoner. God koagulerbarhet indikeres også at den høye SUVA-verdien som ligger i området 4.5-5. Konsentrasjonen av ikke-koagulerbar NEU er begrenset (< 0.5 mg/L), og konsentrasjonen av hydrofil NOM (CHA+NEU) er lav (0.4-0.6 mg/L).



Figur 6-5 Sesongvariasjon i konsentrasjoner av DOC og NOM-fraksjoner i råvann fra vannverk C.

Ut fra denne råvannsdiaagnosen skulle man forvente et godt resultat av koaguleringen, samt et biostabilt vann - på grunn av det lave innholdet av bionedbrytbar NOM.

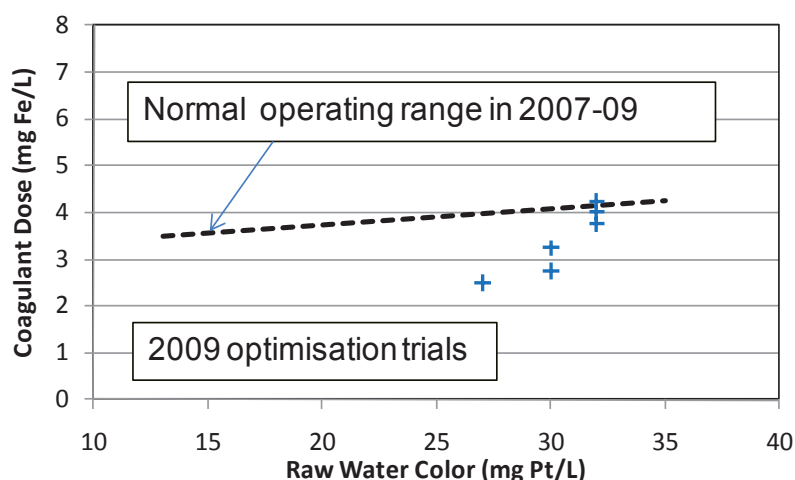
Resultatene i Figur 6-6 viser at dette holder stikk. DOC-innholdet i denne typiske prøveserien avtar fra 3.5 mg/L i råvannet til 1.35 mg/L i rentvannet. NEU-innholdet påvirkes lite av koaguleringen, mens de andre NOM-fraksjonene fjernes effektivt, i særlig grad VHA (den dominerende NOM-fraksjonen) og CHA. For BDOC reduseres konsentrasjonen fra 0.2 mg/L i råvannet til en verdi nær null i behandlet vann. Det fremgår også av resultatene at konsentrasjonene av de ulike NOM-fraksjoner og BDOC er om lag de samme etter UV-desinfeksjon og ute på distribusjonsnettet.



Figur 6-6 Eksempel på konsentrasjoner av DOC, NOM-fraksjoner og BDOC i råvann, filterutløpsvann, UV-desinfisert vann og nettvann fra vannverk C.

Fullskala optimaliseringsforsøk. En optimalisering utført i henhold til prosedyrene som er beskrevet i denne rapporten avdekket et betydelig potensial for reduksjon av koagulantdosene som ble anvendt ved dette vannverket.

Dette er illustrert i Figur 6-7 som viser anvendte koagulantdoser og spennvidde i råvannsfarge for årene 2007-2009. Figuren viser også data for koagulantdoser og råvannsfarge under optimaliseringsforsøkene i 2009.



Figur 6-7 Data for råvannsfarge og anvendte koagulantdoser under vanlig drift (2007-2009) og under optimaliseringsforsøk (2009) ved anlegg C (Eikebrokk et al. 2010)

Optimaliseringsforsøkene avdekket et potensial for å redusere koagulantdosen – og den tilhørende slamproduksjonen – med opp til 40 %. Så vel de generelle vannkvalitetskravene som barriereindikatorverdiene for koaguleringsanlegg kunne likevel oppfylles med god margin. Bredden på pH-vinduet for optimal koagulering ble imidlertid betydelig innsnevret, noe som innebærer økte krav til kompetanse og årvåkenhet i driften av anlegget.

Det viste seg imidlertid på dette anlegget at man fikk en uønsket bieffekt av den reduserte koagulantdosen: En nær fordobling av modningsperiodens lengde. Et botemiddel mot dette er å øke koagulantdosen når et filter er i modning. Lengden på

filtermodningsperioden kan reduseres ytterligere ved å øke filtreringshastigheten under filtermodningen.

På dette anlegget valgte man å anvende den opprinnelige og høye koagulantdosen (ca. 4 mg/L) mens et filter var i modning, og så gå over til en lavere dose (ca. 2-2.5 mg/L) når ingen filtre var i modning. Dersom et anlegg har mange parallelle filtre slik at ett filter er i modning nesten til enhver tid, kan det være en alternativ løsning å dosere ekstra koagulant bare til det filteret som er i modning. Dette vil kreve ekstra utstyr i anlegget, men kan være lønnsomt og vil gi de samme fordeler. Det kan også være aktuelt å tilsette koagulant til siste del av spylevannet, slik at metallhydroksider kan felle ut i filtersengen under filterspylingens siste fase. Sengen blir derved "ladet" opp med nye hydroksid-adsorbenter før innløpsvann igjen ledes inn på filteret når spylingen er ferdig. Så vidt vites er det imidlertid ingen norske anlegg som benytter denne løsningen.

Den valgte optimaliserte driftsformen på dette anlegget ga derved følgende resultat:

- En reduksjon i totalt koagulant-forbruk på 30-40 %, samt redusert forbruk av alkalisk masse/lut
- Nær den samme modningstiden som før – og samme mengde modningsvann
- Opprettholdelse av god rentvannskvalitet mht turbiditet, farge, TOC og rest-jern
- Redusert slamproduksjon
- Redusert stoffbelastning på filterne og lenger gangtid mellom hver spyling
- Mindre forbruk av spylevann
- Reduserte utgifter til slambehandling
- Redusert energiforbruk
- Reduserte kostnader til produksjon og transport av kjemikalier og slam

Driftsomleggingen krevde ingen fysiske inngrep i anlegget, kun en omprogrammering av driftskontrollsystemet.

6.4 Vannverk D

Bakgrunn og mål for optimaliseringen

Dette vannverket (kontaktfiltrering i 3-M filtre med alkalisk bunnlag) oppfylte alle vannkvalitetskrav, herunder også kravene til barriereindikatorverdier for koaguleringsanlegg (Tabell C i veiledningen til drikkevannsforskriften) med god margin. I likhet med vannverkene B og C over ønsket man imidlertid også her å undersøke hvorvidt det var rom for en mer bærekraftig drift, dvs. redusert forbruk av koaguleringskjemikalier og tilhørende reduksjoner i slamproduksjon, spylefrekvenser, spylevannsforbruk, modningsvannmengde, etc.

Hovedformål med optimaliseringen på dette anlegget var derfor som angitt i punkt ii) over: Redusert ressursbruk - med ivaretagelse av god vannkvalitet og barrierefunksjon.

Resultater

En optimalisering utført i henhold til prosedyrene som er beskrevet i denne rapporten viste at anlegget anvendte for høye koagulantdoser i forhold til den rådende råvannskvaliteten, med tilsvarende effekter som beskrevet for vannverk B og C over. Optimaliseringsforsøkene avdekket et potensial for å redusere koagulantdosen – og den tilhørende slamproduksjonen - med hele 40 %. Så vel de generelle vannkvalitetskravene som barriereindikatorverdiene for koaguleringsanlegg kunne likevel oppfylles med god margin. Bredden på pH-vinduet for optimal koagulering ble imidlertid betydelig innsnevret, noe som innebærer økte krav til kompetanse og årvåkenhet i driften av anlegget.

6.5 Vannverk E

Bakgrunn og mål for optimaliseringen

Dette vannverket (Al-koagulering, flokkulering, lamellsedimentering og filtrering i 2-M anthrasitt-sandfiltre) oppfylte alle vannkvalitetskrav, herunder også kravene til barriere-indikatorverdier for koaguleringsanlegg (Tabell C i veiledningen til drikkevannsforskriften).

I forbindelse med en ny, potensiell storforbruker av vann ønsket man imidlertid å undersøke hvorvidt produksjonskapasiteten på det eksisterende anlegget kunne økes betydelig, uten å måtte foreta en kostbar utvidelse og/eller overgang til andre vannbehandlingsmetoder.

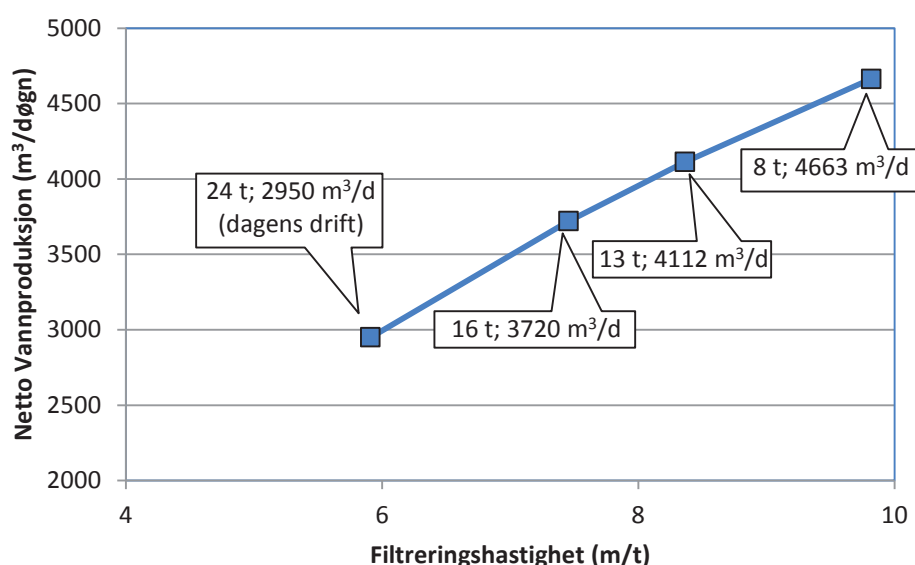
Hovedformålet med optimaliseringsforsøkene på dette anlegget var derfor som angitt i punkt iii) over: Kapasitetsøkning uten prosess- og bygningsmessige utvidelser.

Resultater

Fullskala optimaliseringsforsøk viste at anlegget kunne øke produksjonsnivået med opp til 30-40 % - uten kostbare utvidelser og bygningsmessige endringer.

Optimaliseringsforsøkene (fase 2: Ulike filtreringshastigheter) viste hvordan anleggets produksjonskapasitet kunne økes ved å øke filtreringshastighetene (Figur 6-8). Dette lot seg gjøre via en optimalisering av koagulant- og polymerforbruk (filtreringshjelpemiddel) utført i henhold til prosedyrene som er beskrevet i denne rapporten.

Produksjonsøkningen kunne skje uten at dette gikk på bekostning av vannkvalitet og barrierefunksjon, og med ivaretagelse av tilstrekkelig lange filtersykluser (> 8 timer) slik at frekvensen av filterspyling og filtermodning, spylevannsforbruk og nedetid (til filterspyling, modning, etc) ble opprettholdt på et rimelig lavt nivå. Figur 6-8 angir også hvilke nivåer av filtersykluslengde og netto vannproduksjon som ble oppnådd for de ulike filtreringshastigheter som ble anvendt i forsøkene. Man ser at en filtreringshastighet på nær 10 m/t gir en filtersykluslengde på 8 t , noe som er nær den anbefalte minimumsgrensen. I vedlegget til denne rapporten finnes beregningsverktøy og eksempler på beregninger av netto vannproduksjon fra filteranlegg.



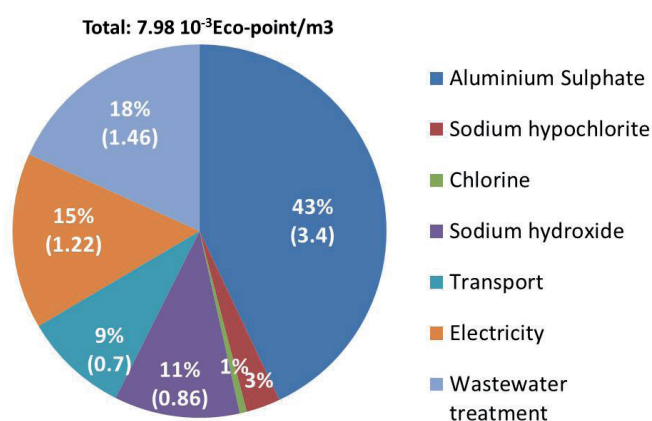
Figur 6-8 Sammenheng mellom anvendt filtreringshastighet og produksjonskapasitet ved vannverk E (Resultater fra optimaliseringsforsøk, fase 2: Filteroptimalisering)

6.6 Vannverk F

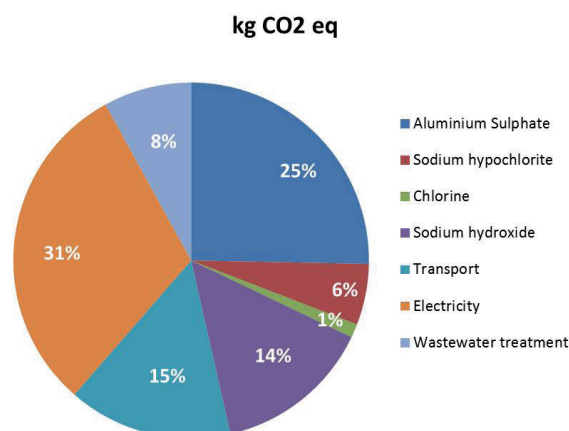
Optimaliseringstiltak i henhold til prosedyrene som her er beskrevet viste at man på dette anlegget lå helt på grensen til å oppfylle kravene til barriereindikatorverdier for koaguleringsanlegg (Veiledningens Tabell C). Forsøkene viste at en mindre økning i koagulantdose og/eller en mindre reduksjon i koagulerings-pH ville forbedre vannkvalitet og barrierefunksjon.

Som del av EU-prosjektet TRUST (www.trust-i.net) ble det også gjennomført livsløpsanalyser (LCA) knyttet til driften av dette vannbehandlingsanlegget. Blant resultatene fra disse analysene kan nevnes følgende (Figur 6-9): Den største miljømessige effekten var knyttet til produksjon og bruk av koagulanten (granulær Al-sulfat), noe som utgjorde 3.4 mEco-points (43 %) av totalt 7.98 mEco-points pr. m³ produsert vann. Med hensyn til CO₂-produksjon (Figur 6-10) utgjorde elektrisiteten det største bidraget (31 %) av totalt 0.0464 kg CO₂-ekvivalenter pr. m³ produsert vann.

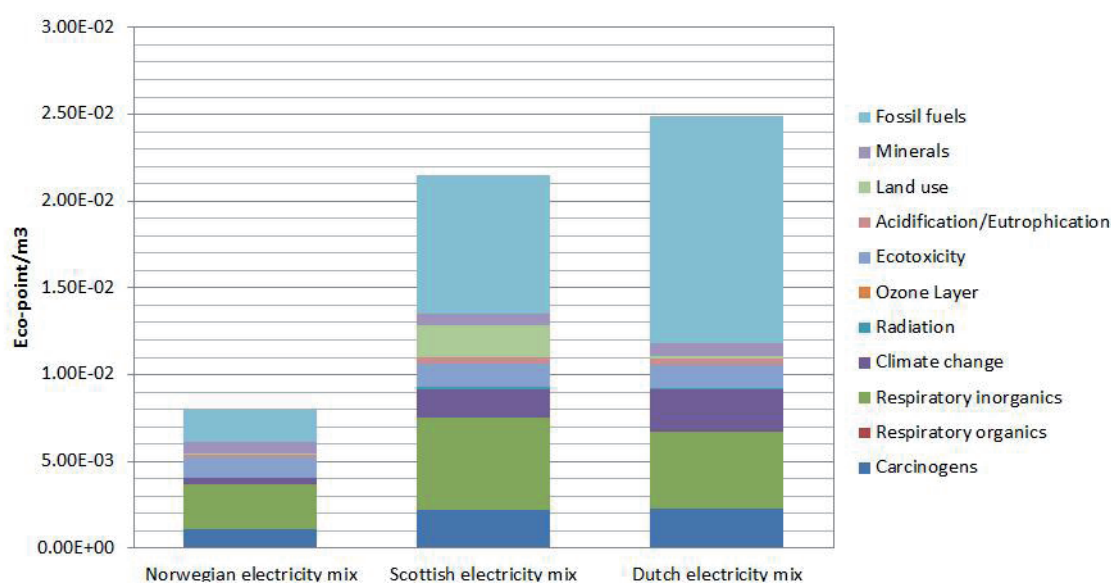
Måten elektrisiteten blir produsert på har svært stor betydning for CO₂-utslipp og miljøeffekter (Figur 6-11). Med en skotsk (31 % kull, 29 % atomkraft, 18 % naturgass, 2 % olje, 20 % fornybar) eller nederlandsk produksjonsmiks (59 % naturgass, 25 % kull, 4 % atomkraft, 12 % fornybar) blir miljøeffektene henholdsvis 2.5 og 3 ganger høyere enn for den norske produksjonsmiksen (99.06 % vannkraft). Dette forholdet illustrerer til fulle viktigheten av å basere LCA-analyser på lokale forhold.



Figur 6-9 Beregnede miljøeffekter (Eco-points) ved drift av vannbehandlingsanlegg F (Eikebrokk et al, 2014)



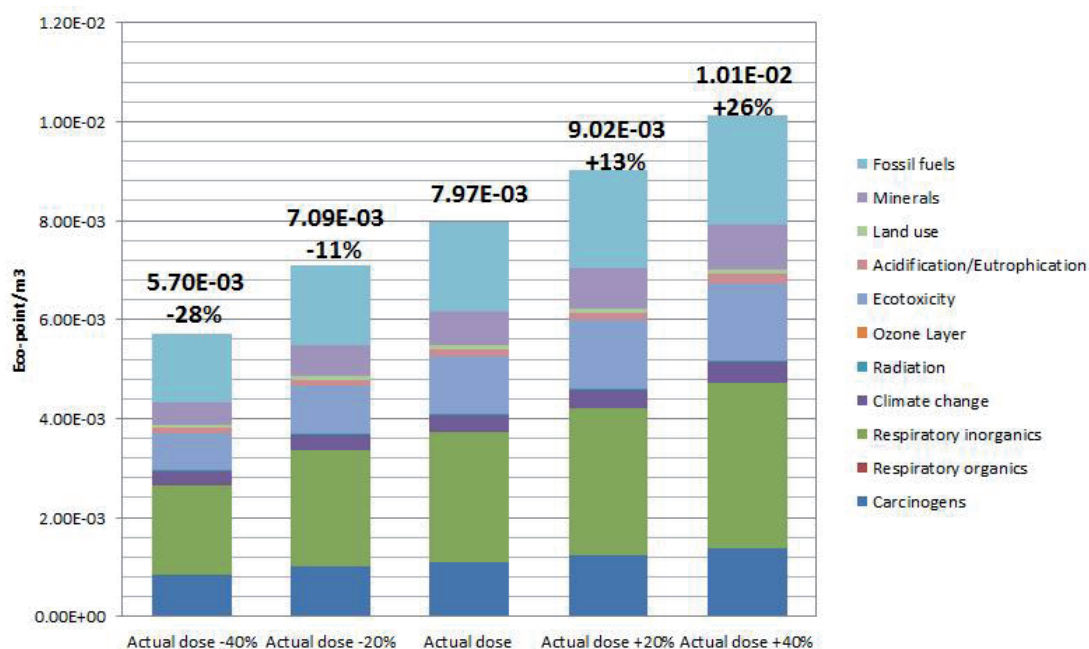
Figur 6-10 Beregnet CO₂-fotavtrykk (totalt 0.0464 kg CO₂-ekv/m³) ved drift av vannbehandlingsanlegg F (Eikebrokk et al, 2014)



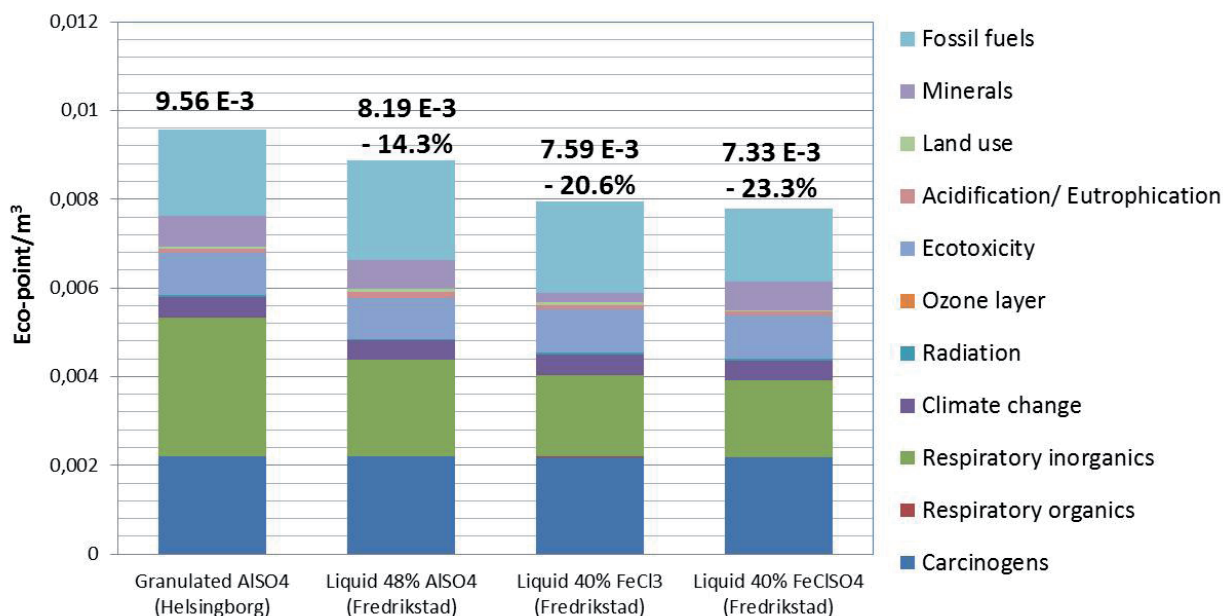
Figur 6-11 Beregnede miljøeffekter (Eco-points/ m^3 produsert vann) ved drift av vannbehandlingsanlegg F ved ulike produksjonsformer for elektrisitet (Eikebrokk et al, 2014)

Den anvendte type og dose av koagulant påvirker bildet i betydelig grad. Figur 6-12 viser hvordan ulike koagulantdoser påvirker miljøeffektene, mens Figur 6-13 viser effekten av en overgang til andre typer koaguleringsmiddel. Det fremgår at den totale miljøbelastningen (Eco-points/ m^3) kan reduseres med 14,3% ved en overgang fra dagens granulære Al-sulfat til flytende Al-sulfat, og med 20,6 og 23,3% ved overgang til henholdsvis Fe-klorid og Fe-kloridsulfat.

Disse resultatene viser nok en gang at LCA-analyser må baseres på lokale forhold for å ikke å gi misvisende resultater.



Figur 6-12 Beregnede miljøeffekter (Eco-points/ m^3 produsert vann) ved drift av vannbehandlingsanlegg F ved ulike doser granulær Al-sulfat (± 40 % av anvendt dose) (Eikebrokk et al, 2014)



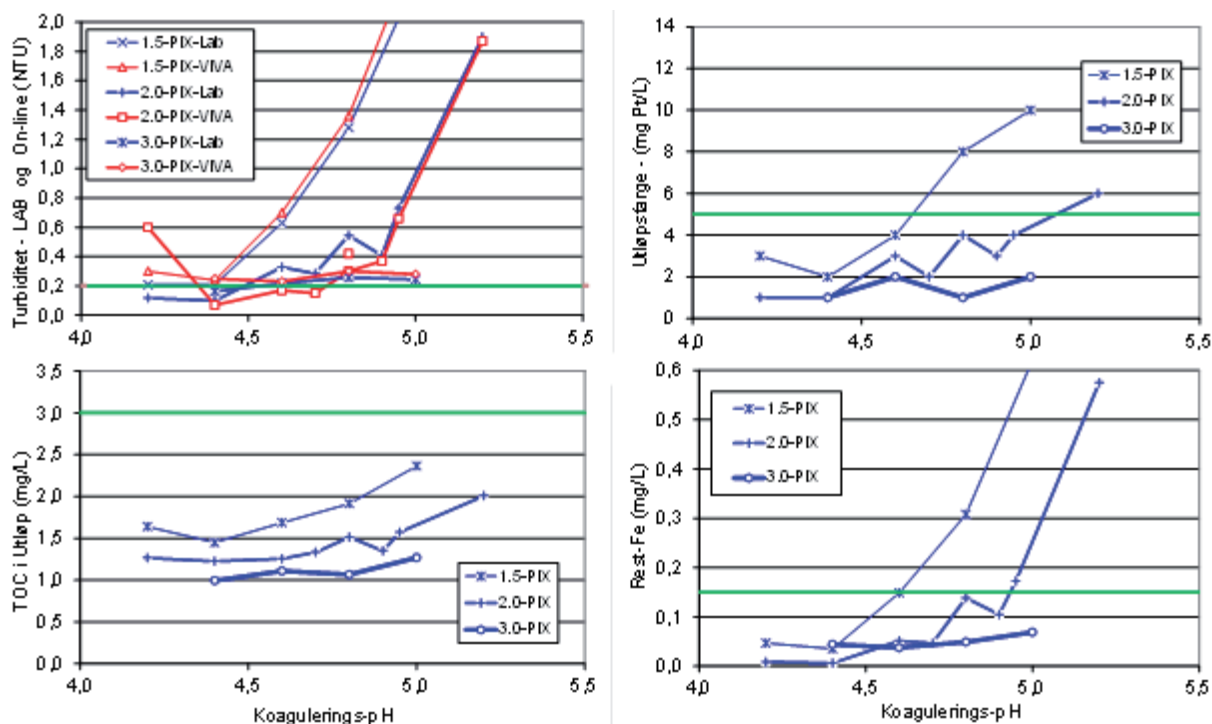
Figur 6-13 Beregnede miljøeffekter (Eco-points/m³ produsert vann) ved overgang fra granulær Al-sulfat til flytende Al-sulfat, Fe-klorid eller Fe-kloridsulfat ved vannbehandlingsanlegg F (Eikebrokk et al, 2014)

6.7 Vannverk G

De beskrevne optimaliseringsprosedyrene er også anvendt i flere pilotstudier med hovedmål å bedre grunnlaget for valg av fremtidig vannbehandlingsprosess, dokumentere effekten av koagulering på vannkvalitet og barriereindikatorer, samt identifisere sentrale drifts- og dimensjoneringskriterier.

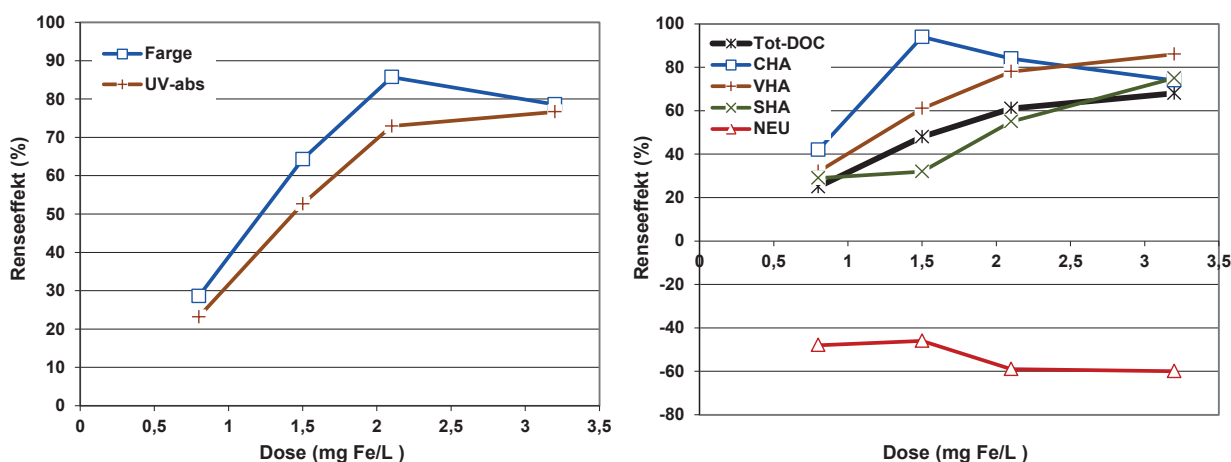
Figur 6-14 viser resultater fra slike optimaliseringsforsøk, der man har koagulert med jernkloridsulfat forut for en kontaktfiltrering i 3-media filtre bestående av anthrasitt, sand og filterkalk. Det er anvendt Fe-doser i området 1.5-3.0 mg/L og koagulerings-pH i området 4.2-5.2. Figuren viser hvordan utløpskonsentrasjonene av barriereindikatorparameterne turbiditet, farge, TOC og rest-koagulant (Fe) i uttatte vannprøver påvirkes av anvendt koagulantdose og koagulerings-pH. For turbiditet er det også angitt verdier målt on-line. Nivåene for barriereindikatorverdier angitt i drikkevannsforskriftens veileder (Tabell C) er angitt som grønne linjer i figuren.

Resultatene viser at barriereindikatorkravene til farge og TOC oppfylles over et bredt spekter av koagulantdoser og koagulerings-pH, mens kravene til rest-Fe og i særlig grad turbiditet stiller større krav til optimalisering av dose og pH. Optimale doser og pH for koagulering og kontaktfiltrering av dette råvannet (farge 14 mg Pt; TOC 3 mg/L) ble satt til henholdsvis 2.0 mg Fe/L og pH 4.4.



Figur 6-14 Resultater fra optimaliseringsforsøk ved Vannverk/pilotanlegg G: Oppnådde verdier for aktuelle barriereindikatorer ved bruk av 3 ulike nivåer for koagulantdoser (1.5-3.0 mg Fe/L) og 4-8 nivåer av koagulerings-pH i området 4.2-5.2.

Figur 6-15 viser hvordan renseeffektene for farge, UV-absorbans, DOC og de ulike NOM-fraksjoner påvirkes av dose og pH. Som vist er NEU-fraksjonen ikke koagulerbar, og konsentrasjonen av denne økte faktisk som følge av koaguleringsprosessen. BDOC-verdien, som var lav i råvannet (<0.1 mg/L), ble ytterligere redusert til et nivå nær null etter koaguleringen.



Figur 6-15 Resultater fra optimaliseringsforsøk ved Vannverk/pilotanlegg G: Oppnådde renseeffekter for farge, UV-abs, DOC og ulike NOM-fraksjoner ved ulike Fe-doser og pH.

7. REFERANSER

American Water Works Association (AWWA) 1997. *Opflow*, No. 6, June 1997

Chow C., Fabris R., and Drikas M. (2004). A rapid fractionation technique to characterise natural organic matter for the optimisation of water treatment processes. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 53(2), 85-92

Edzwald, J.K. and Tobiason, J.E. (1999). Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. *Water Sci. Techn.* 40, 9, 71-79

Eikebrokk, B., Azrague, K., Beerendonk, E., Jarvis, P. and Weir, P. (2014) Safe and sustainable water supply: Status of operation performance. TRUST-report D41.1, www.trust-i.net

Eikebrokk, B. (2012) Brown waters in Norway: Characterization and treatment. *IWA World water Congress & Exhibition*, Busan, Korea, 16-21 Sep 2012

Eikebrokk, B., Thorvaldsen, G., Seim, A., Aasen, A. og Sekse, M. (2010). Optimalisering av vannbehandlingen: Et første skritt mot en sikrere og mer bærekraftig vannforsyning? *Proc. 7th Nordic Drinking Water Conference, Copenhagen, Denmark, June 2010*

Eikebrokk, B., Østerhus, S.W. and Thorvaldsen, G. (2009) Modelling of NOM removal by coagulation. In: Hoven and Kazner (Eds): *TECHNEAU: Safe Drinking Water from source to Tap – State of the art and perspectives*, pp. 391-404 © IWA Publishing 2004, ISBN: 1843392755, ISBN 13: 9781843392750

Eikebrokk, B., Juhna, T., Melin, E. and Østerhus, S.W (2007) *Water treatment by enhanced coagulation and ozonation-biofiltration: Intermediate report on operation optimization procedures and trials*. Techneau-report D5.3.1A. <http://www.techneau.eu>

Eikebrokk, B., Juhna, T. and Østerhus, S.W. (2006). *Water treatment by enhanced coagulation: Operational status and optimization issues*. Techneau-report D5.3.1A. <http://www.techneau.eu>

Eikebrokk, B., Vogt, R. and Liltved, H. (2004). NOM increase in Northern European source waters: discussion of possible causes and impacts on coagulation/contact filtration processes. *Water Science and Technology: Water Supply Vol 4 No 4 pp 47-54* © IWA Publishing 2004

Eikebrokk, B. (2002). Increasing color in Norwegian raw waters: Potentials for the optimization of coagulation processes. *Proceedings: The 3rd Nordic Water Supply Conference, Gothenburg, Sweden, September 2002*

Eikebrokk, B. (2000). Effects of coagulant type and coagulation conditions on NOM removal from drinking water. In: H.H. Hahn, E. Hoffmann and H. Ødegaard (Eds): *Chemical Water and Wastewater Treatment VI*, pp 211-220, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. ISBN 3-540-67574-4

Emelko, M. B. (2003) Removal of viable and inactivated *Cryptosporidium* by dual- and tri-media filtration. *Water Research*, 37, 2998-3008

Utgitte Norsk Vann Rapporter

(Tidligere kalt NORVAR-rapporter)

20. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Sluttrapport
- 20a. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling
- 20b. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering
- 20c. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning
- 20d. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam
21. NORVAR's årsberetning 1991
22. EDB i VAR-teknikken. Fase 1 - kravspesifikasjoner m.m. Status-beskrivelse og forslag til videre arbeid (*Utgått*)
- 23a. Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontroll-håndbok for VA-anlegg.
- 23b. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og omegn avløpsanlegg
- 23c. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk
- 23d. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. Informasjon, avvik og tiltak, verne- og sikkerhetsarbeid, opplæring
- 23e. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved vannbehandlingsanlegg
- 23f. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved avløpsrenseanlegg
- 23g. Interkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Oltedalen kloakkrenseanlegg
- 23h. Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Smøla vannverk
- 23i. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportsystemet. Eksempel fra Nedre Eiker kommune
24. NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor
25. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam
26. Installering av gassmotor for strømproduksjon ved rensanlegg
27. Mottak og behandling av avvannet råslam ved rensanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform
28. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt
29. Regnvannsoverløp
30. Utvikling og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren (*Utgått*)
31. PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr.1993. Leverandører, produkter, konsulenter (*Utgått*)
32. Bruk av statiske metoder (kjemometri) for å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann
33. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere
34. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finnister
35. Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier (*Utgått*)
36. Filter som hygienisk barriere
37. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning
38. NORVAR-prosjekter 1992/93 (*Utgått*)
39. Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget rensanlegg (*Utgått*)
40. Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover
41. Metri-tel. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune (*Utgått*)
42. Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekt.
43. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk
44. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994
45. Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminium-klorid høsten 1993 Kartlegging av slam- slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993-94
46. Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll
47. Strategidokument for industrikontroll
48. NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt
49. Grunnundersøkelser for infiltrasjon - små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging og separate avløpsanlegg (*Erstattet av 178/10*)
50. Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok (*Erstattet av 145/05*)
51. Slambehandling
52. Bruk av slam i jordbruket
53. Bruk av slam på grøntarealer
54. Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder (*Erstattet av 145/05*)
55. Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
56. Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til kvalitet. Vannverkenes erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen
57. Trykkreduksjon. Håndbok og veileder
58. Karbonatisering på alkaliske filter
59. Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier
60. Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt rensanlegg
61. Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett
62. Veileder i planlegging av spyling og pluggkjøring av vannledningsnett
63. Mal for godkjenning av vannverk
64. Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge
65. Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett
66. EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren
67. Filter som hygienisk barriere - fase 3
68. Korrosjonskontroll ved Stange vannverk
69. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Siler/finnister
70. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Store slamavskillere samt underlag for veileder
71. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 3. Veileder for valg av rensemetode ved utslipp til gode sjøresipienter
72. Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging i VA-sektoren
73. Etablering av NORVARs VA-infotorg. Bruk av internett som kommunikasjonsverktøy (*Utgått*)
74. Informasjon fra NORVARs faggruppe for EDB og IT. Spesialrapport - 5. Utgave Beskrivelse av 34 EDB-programmer/Moduler for bruk i VA-teknikken (*Erstattet av 133/03*)
75. NORVARs faggruppe for EDB og IT. IT-strategi i VA-sektoren. (*Erstattet av 133/03*)
76. Dataflyt-klassifisering av avløpsledninger. (*Erstattet av 150/07*)
77. Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt
78. Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere
79. Informasjonssystem for drukkkevann, forprosjekt
80. Sjekkliste/veiledninger for prosjektering og utførelse av VA-hoved og stikkledninger - sanitærinstallasjoner
81. Veileder. Kontrahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise
82. Veileder for prøvetaking av avløpsvann
83. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering (*Erstattet av 145/05*)
84. Forfall og fornyelse av ledningsnett
85. Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken
86. Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
87. Kalsiumkarbonatfiltre for korrosjonskontroll. Utprøving av forskjellige marmormasser
88. Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune
89. VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov
90. Actiflo-prosjektet ved Flesland ra
91. Vurdering av "slamfabrikk" for Østfold
92. Informasjon om VA-sektoren - forprosjekt
93. Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
94. Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner
95. Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
96. Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger
97. Slamforbrønning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)
98. Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov
99. Veiledning i dokumentasjon av utslipp
100. Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester
101. Status og strategi for VA-opplæringen
102. Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg

103. Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering
 104. Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
 105. Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
 106. Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering
 107. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave
 108. Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater
 109. Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen
 110. Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg
 111. Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune
 112. Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp
 113. Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
 114. Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
 115. Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tikk
 116. Scenarier for VA-sektoren år 2010
 117. VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Erstattet av 134/03*)
 118. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (*Erstattet av 138/04*)
 119. Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling
 120. Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
 121. Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
 122. Prosessen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner
 123. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter
 124. Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1
 125. Mal for forenklet VA-norm
 126. Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie
 127. Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene - en samarbeidsmodell
 128. Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt
 129. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger
 130. Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg
 131. Effektivisering av avløpssektoren
 132. Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
 133. IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
 134. VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Oppdateres årlig på www.norskvann.no*)
 135. Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
 136. Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
 137. Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (*erstattet av 181/2011*)
 138. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
 139. Erfaringer med klorering og UV-stråling av drikkevann
 140. NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
 141. Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
 142. NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
 143. Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløst vannledning ved arbeid på ledningsnett
 144. Veiledning i overvannshåndtering (*Erstattet av 162/08*)
 145. Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
 146. Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
 147. Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
 148. Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
 149. Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
 150. Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
 151. Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
 152. Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
 153. Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
 154. Norm for tagkoding i VA-anlegg
 155. Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
 156. Veiledning for oljeutskilleranlegg
 157. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
 158. Termoplastrør i Norge – før og nå
 159. Håndbok i kildeopsporing i avløpssystemet
 160. Driftserfaringer med membranfiltrering
 161. Helsemessig sikkert vannledningsnett
 162. Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
 163. Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
 164. Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
 165. Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
 166. Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
 167. Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
 168. Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
 169. Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
 170. Veileder til god desinfeksjonspraksis
 171. Erfaringer med lekkasjekontroll
 172. Trykktap i avløpsnett
 173. Veiledning for bruk av støpejernsrør
 174. Hygienisering av avløpsslam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting
 175. Vann og avløp for nye i bransjen – læreplan E-læring og samlinger
 176. Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene
 177. Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – problemoversikt og status
 178. Grunnundersøkelser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg
 179. Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp
 180. Fjernavlesning av vannmålere
 181. Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
 182. Prøvetaking av avløpsvann og slam
 183. Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri
 184. Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
 185. Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag
 186. Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak
 187. Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak
 188. Veiledning for drift av koaguleringsanlegg
 189. Håndbok for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg
- Rapportserie B:
- B1: Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
 - B2: PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
 - B3: Kvalitetshøving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
 - B4: Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og status. Forprosjekt.
 - B5: Utslipp fra bilvaskehaller
 - B6: Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
 - B7: Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
 - B8: Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
 - B9: Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
 - B10: Vannkilden som hygienisk barriere
 - B11: Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
 - B12: Drikkevann i media
 - B13: Silslam – mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.
 - B14: Klimatilpassningstiltak i VA-sektoren - forprosjekt
 - B15: Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene
 - B16: Veiledning for kartlegging av energibruk VA-sektoren
- Rapportserie C:
- C1: Sårbarhet i vannforsyningen
 - C2: Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnett
 - C3: Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
 - C4: Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling
 - C5: Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen - veiledning
 - C6: I veien for hverandre - Samordning av rør og kabler i veigrunnen
 - C7: Forvaltningspraksis ved norsk damsikkerhet

De mest aktuelle rapportene ligger som PDF-filer på www.norskvann.no



- Norsk Vann er en ikke-kommersiell interesseorganisasjon for vann- og avløpssektoren (VA-sektoren). Organisasjonen skal bidra til å oppfylle visjonen om rent vann ved å sikre VA-sektoren funksjonelle rammevilkår og legge til rette for kunnskapsutvikling og kunnskapsdeling.
- Norsk Vann eies av norske kommuner, kommunalt eide VA-selskaper, kommunenes driftsassistanser for VA og noen private andelsvannverk. Norsk Vann representerer ca 360 kommuner med over 95 % av landets innbyggere. Virksomheten finansieres i hovedsak gjennom kontingenter fra medlemmene.
- Norsk Vann styres av eierne gjennom årsmøtet og av et styre sammensatt av representanter fra eierne.

- I Norsk Vanns prosjektsystem gjennomføres hvert år prosjekter for ca. 6 mill. kroner
- Det er praktiske og aktuelle spørsmål innenfor vann- og avløp som utredes
- Deltakerne foreslår prosjekter, styrer gjennomføringen og får full tilgang til alle resultater



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no