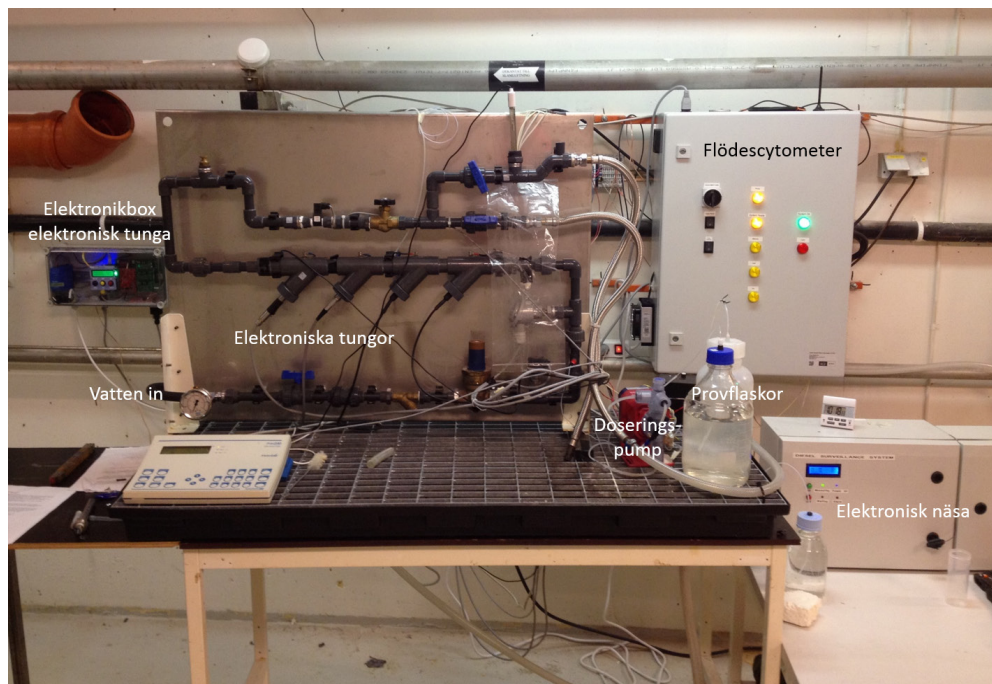


Elektronisk tunga och andra onlinesensorer för detektion av föroreningar i dricksvattennätet - en utvärdering

Per Jonsson, David Lindgren, Malin Asplund, Helena Stavklint, Malin Magounakis, Saeed Mokhlesi, Thomas Pettersson, Mats Eriksson, Fredrik Winquist, Christian Jonasson, Dag Ilver, Niklas Strömbeck



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Elektronisk tunga och andra onlinesensorer för detektion av föroreningar i dricksvattennätet - en utvärdering
Title of the report:	Electronic tongue and other online sensors for detection of contaminants in the drinking water network - an evaluation
Författare:	Per Jonsson, David Lindgren, FOI-Totalförsvarets forskningsinstitut. Malin Asplund, Helena Stavklint, Malin Magounakis, Tekniska verken i Linköping AB. Saeed Mokhlesi, Thomas Pettersson, DRICKS/Chalmers. Mats Eriksson, Fredrik Winqvist, Linköpings Universitet. Christian Jonasson, Dag Ilver, Acreo Swedish ICT. Niklas Strömbeck, Luode Consulting Oy Sweden.
Rapportnummer:	2018-15
Antal sidor:	72
Sammandrag:	Projektet har utvärderat olika onlinesensorer för att upptäcka föroreningar från avloppsvatten i dricksvattennätet. Flera kommersiella sensorer kunde detektera inläckage vid koncentrationer av avloppsvatten på cirka 0,7 procent, men bäst var den nyutvecklade sensor som kallas elektronisk tunga. Den kunde med låg sannolikhet för falsklarm detektera ner till åtminstone 0,05 procent avloppsvatten.
Abstract:	The project has evaluated various online sensors to detect contaminants from wastewater in the drinking water network. Several commercial sensors could detect inlet at concentrations of wastewater of about 0.7 percent, but the best was the newly developed sensor, known as the electronic tongue. It could with low probability of false alarms detect down to at least 0.05 percent of wastewater.
Sökord:	Fekal påverkan dricksvatten, onlinesensorer, tidig varning, elektronisk tunga
Keywords:	Faecal contamination drinking water, online sensors, early warning, electronic tongue
Målgrupper:	Vattenverk, leverantörer, forskare
Omslagsbilder:	Testtrigg och Sensationsensorerna vid testerna med brutet system Foto: Per Jonsson, FOI-Totalförsvarets forskningsinstitut
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens webbplats www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2018
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	15-115
Projektnummer:	
Projektets namn:	Utvärdering av elektronisk tunga och andra onlinesensorer för detektion och lokalisering av kemiska och biologiska föroreningar på dricksvattennätet
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Vinnova

Förord

Testerna och utvärderingen som beskrivs i denna rapport är delfinansierat av Svenskt Vatten Utveckling (SVU) men det är också en del av *Sensation III* (Vinnova Dnr. 2015-00451) inom Vinnovaprogrammet Utmaningsdriven innovation. Vinnovaprojektet leddes av Acreo Swedish ICT.

SVU-projektet *Utvärdering av elektronisk tunga och andra onlinesensorer för detektion och lokalisering av kemiska och biologiska föroreningar på dricksvattennätet* (Projekt nr 15-115) leddes av Tekniska verken i Linköping i samverkan med Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) och ett stort antal organisationer. Linköpings universitet, Acreo Swedish ICT och Loude Consulting Oy Sweden stod för sensorerna som testades och utvärderades. Sense2bits, SETEK och Swerea IVF bidrog till utvecklingen och testningen av sensorerna. Cactus Uniview tillhandahöll driftsystemet som loggade och sparade sensordata. Analysen av data genomfördes av FOI, IVL Svenska Miljöinstitutet, DRICKS Chalmers och respektive ägare av sensorerna. I projektets referensgrupp ingick dricksvattenproducenter och andra intressenter och experter: Kretslopp och vatten (Göteborg), Norrköping Vatten och Avfall, Norrvatten, Sydsvatten, Trollhättan Energi, Vivab, Växjö kommun, ALcontrol (heter numera SYNLAB) och DRICKS Chalmers.

Inom projektet upplevde vi att det var en styrka med den breda kompetens som parterna har tillfört. Samarbetet har fungerat mycket bra och det har inte blivit några större kulturkrockar trots våra olika bakgrunder och olika intressefokuser. Vi upplever att alla har varit öppensinnade och lärt av varandra.

Slutligen vill vi rikta ett stort tack till all personal vid Tekniska verken som gjorde projektet möjligt. Ett speciellt tack till Lennart Sanded och övrig personal vid avloppsverket och laboratoriet som förberedde och hjälpte till att installera all utrustning samt iordningställde proven, tog vattenprover och gjorde bakterieanalysen de dagar vi tillförde avloppsvatten och andra föroreningar. De löste alltid problemen som uppstod snabbt och smidigt.

Innehåll

Sammanfattning	6
Summary	7
1 Inledning	8
2 Bakgrund	9
3 Plan för tester och utvärdering	11
3.1 Scenario	13
4 Signalbehandling	15
5 Historiska data och långtidstester	18
5.1 Sensorer och mätpunkter	18
5.2 Analys av historiska data.....	19
5.3 Resultat från analysen.....	21
5.4 Slutsats från analysen	21
6 Tester med brutet system	23
6.1 Testlokal och testtrigg	23
6.2 Sensorer.....	27
6.3 Provtagning och analys.....	34
7 Resultat	36
7.1 Resultat från analysen.....	36
7.2 Elektronisk tunga	37
7.3 Övriga Sensorer	45
7.4 Sensorfusion.....	53
7.5 Slutsatser.....	53
8 Slutsatser och rekommendationer	56
9 Referenser	59
Bilaga 1 - Provprotokoll	62
Bilaga 2 - Generell metod för signalbehandling	64

Sammanfattning

Projektet har utvärderat olika onlinesensorer för att upptäcka föroreningar från avloppsvatten i dricksvattennätet. Flera kommersiella sensorer kunde detektera inläckage vid koncentrationer av avloppsvatten på cirka 0,7 procent, men bäst var den nyutvecklade sensor som kallas elektronisk tunga. Den kunde med låg sannolikhet för falsklarm detektera ner till åtminstone 0,05 procent avloppsvatten.

Vanliga problem som kan ge upphov till smitta via dricksvatten är gamla och läckande ledningsnät som ger tryckfall, eller felaktiga kopplingar som gör att ytvatten och avloppsvatten kan förorena dricksvattnet. Risken för inläckage av avloppsvatten ansågs i projektet vara det högst prioriterade scenariot. Med ett nätverk av sensorer i dricksvattennätet och ett effektivt övervakningssystem skulle man kunna upptäcka och lokalisera föroreningskällan och ingripa med nödvändiga åtgärder innan det förorenade vattnet når kunderna.

Projektet utfördes av Tekniska verken i Linköping i samverkan med Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) och ett stort antal andra aktörer. I en referensgrupp ingick ett antal svenska dricksvattenproducenter som ställde upp viktiga kriterier för onlinesensorer i dricksvattennätet. Sensorerna ska vara billiga, robusta, driftsäkra, anpassade för driftmiljön och kräva lite underhåll. De ska inte behöva förbehandling eller reagenser och bör helst mäta direkt på det trycksatta nätet. De bör helst vara generella, det vill säga upptäcka alla typer av föroreningar, men det är ett stort mervärde om de kan klassificera typen av förorening.

Den elektroniska tungan har vidareutvecklats inom Vinnovaprojektet Sensation III. Även de nya sensorerna flödescytometer och elektronisk näsa testades i projektet, liksom standardsensorer för konduktivitet, pH och kloröverskott, samt en avancerad sensor baserad på optisk absorbans. Testerna skedde i en rigg på avloppsreningsverket i Linköping under ett par månader då olika koncentrationer av avloppsvatten tillfördes. Även syntetiskt avloppsvatten och råvatten tillfördes vid några tillfällen. Två elektroniska tungor testades även vid en tryckstegringsstation respektive vid vattentornet under cirka ett år. Olika typer av signalbehandling undersöktes för att optimera larmalgoritmerna.

Resultaten visar att det är möjligt att upptäcka inläckage av avloppsvatten i dricksvattnet med hjälp av onlinesensorer. Även standardsensorer för konduktivitet och pH kunde detektera inläckage av avloppsvatten, men bäst resultat gav den elektroniska tungan. Sensorn för optisk absorbans hade en detektionsgräns mellan den elektroniska tungan och standardsensorerna. I anläggningar med större utspädning av avloppsvattnet än i Linköping kommer sensorerna förmodligen att ha en högre detektionsgräns.

För att det ska bli möjligt att övervaka dricksvattenkvaliteten med hjälp av onlinesensorer krävs det nära samverkan mellan sensortillverkare, dricksvattenproducenter och -distributörer, eftersom det behövs fortsatta tester och är så svårt att krävställa och bestämma prestandan för sensorerna för alla tänkbara vatten.

Summary

The project has evaluated various online sensors to detect contaminants from wastewater in the drinking water network. Several commercial sensors could detect inlet at concentrations of wastewater of about 0.7 percent, but the best was the newly developed sensor, known as the electronic tongue. It could with low probability of false alarms detect down to at least 0.05 percent of wastewater.

Common problems that can cause drinking water contamination are old and leaky conduits that cause pressure drops, or incorrect connections that allow surface water and wastewater to contaminate drinking water. The risk of wastewater leaking into the drinking water was considered in the project to be the highest priority scenario. With a network of sensors in the drinking water network and an effective monitoring system, one could detect and locate the source of pollution and intervene with the necessary measures before the contaminated water reaches the customers.

The project was carried out by the Tekniska verken i Linköping in collaboration with the Swedish Defense Research Agency (FOI) and a large number of other partners. A reference group included a number of Swedish drinking water producers who set up important criteria for online sensors in the drinking water network. The sensors should be cheap, robust, reliable, adapted to the operating environment and require little maintenance. They should not need pre-treatment or reagents and should preferably measure directly on the pressurized network. They should preferably be general, i.e. detect all types of contaminants, but it is a great added value if they can classify the type of contamination.

The electronic tongue has been further developed in the Vinnova project Sensation III. Also the new sensors flow cytometer and electronic nose were tested in the project, as well as standard sensors for conductivity, pH and chlorine, as well as an advanced sensor based on optical absorbance. The tests took place in a rig at the wastewater treatment plant in Linköping for a few months when different concentrations of wastewater were added. Synthetic sewage and raw water were also added on a few occasions. Two electronic tongues were also tested for approximately one year at a booster station and at the water tower, respectively. Different types of signal processing were investigated to optimize the alarm algorithms.

The results show that it is possible to detect wastewater in drinking water using online sensors. Even conductivity and pH sensors could detect wastewater, but the electronic tongue gave the best results. The optical absorbance sensor had a detection limit between the electronic tongue and the standard sensors. In plants with greater dilution of wastewater than in Linköping, the sensors are likely to have a higher detection limit.

In order to be able to monitor the drinking water quality using online sensors, close collaboration between sensor manufacturers, drinking water producers and distributors is required, as further testing is needed and it is difficult to claim and determine the performance of the sensors for all possible water.

1 Inledning

Utvärderingen som beskrivs i denna rapport var en del i *Sensation III* (Vinnova Dnr. 2015-00451) som var en följdinvestering (steg 3) inom Vinnova-programmet Utmaningsdriven innovation. Projektet syftade till att leverera ”innovativa online sensorlösningar och tjänster för säker och resurseffektiv hantering av vatten; med fokus på råvatten, dricksvattennät och industriellt processvatten”. I tidigare steg av projektet hade nya sensorer identifierats och utvecklats. Under *Sensation III* vidareutvecklades de mest intressanta sensorerna för att testa dem i realistiska miljöer.

Ett av Vinnovaprojektets arbetspaket syftade till att undersöka onlinesensorer för att mäta vattenkvaliteten i dricksvattennätet och denna del medfinansierades av Svenskt Vatten Utveckling. Det är testerna och utvärderingen av onlinesensorer för dricksvattennätet som beskrivs i denna rapport. Huvudsensorn var den elektroniska tungan, men även Sensationsensorerna flödescytometern och den elektroniska näsan testades tillsammans med standardsensorer för konduktivitet, pH, kloröverskott samt en avancerad kvalitetsensor baserad på optisk absorbans i många våglängdsband.

I nästa kapitel beskrivs bakgrunden och behovet av onlinemätning av vattenkvalitet på distributionsnätet. I Kapitel 3 beskrivs vilka parametrar som är viktiga för sensorer på distributionsnätet och hur utvärderingen designades. Signalbehandlingen är viktig för att sensorer ska fungera i ett driftssystem. Detta beskrivs översiktligt i inledningen av Kapitel 4. Detaljerna om signalbehandlingen som genomfördes finns i Bilaga 2 för den intresserade med den elektroniska tungan som exempel. För att få en uppfattning om hur den normala vattenkvaliteten varierar över tid undersökte vi data från befintliga sensorer ute på nätet vid några nyckelpunkter och på ett par av punkterna hade vi även elektroniska tungor under en längre tid. Beskrivningen av denna analys redogörs i Kapitel 5. Därefter beskrivs testerna med det brutna systemet där vi hade möjligheter att tillföra föroreningar i dricksvatten utan att det riskerade att läcka ut i distributionsnätet i Kapitel 6. Här beskrivs även sensorerna i detalj samt hur provtagningen och analysen genomfördes under testerna. Resultaten från utvärderingen av testerna redovisas i Kapitel 7. Rapporten avslutas med slutsatser och rekommendationer om hur onlinesensorer bör implementeras i ett dricksvattensystem.

2 Bakgrund

Vanliga problem på distributionsnätet som kan ge upphov till smitta är gamla och läckande ledningsnät (tryckfall, tryckstötter) eller felaktiga anslutningar till ledningsnätet som riskerar att ytvatten eller avloppsvatten kontaminerar dricksvattnet. Idag kan ca 40 % av dricksvattenrelaterade sjukdomsutbrott härledas till händelser i dricksvattenledningsnätet (Säve-Söderbergh et al. 2013). Ett exempel på felkoppling är utbrottet i Nokia, Finland, 2007 när den mänskliga faktorn gav upphov till att renat avloppsvatten pumpades in i vattenledningsnätet. Detta ledde till att stora delar av befolkningen infekterades, men också till att det var svårt att lokalisera föroreningskällan och det tog lång tid att återställa vattendistributionen till normalt tillstånd. Ett ytterligare fall är Jönköping där ett stort antal personer blev magsjuka efter att ha druckit dricksvatten. Där fann man att förorenat åvatten tryckts in i det kommunala nätet via en illegal korskoppling.

I dagsläget mäts framför allt flöde och tryck kontinuerligt på dricksvattennätet. Denna kontroll ger en bra överblick över den kontinuerliga driften så att större läckor eller driftstörningar upptäcks tämligen snabbt genom de övervakningssystem som används. Det finns dock tillfällen när de kontrollparametrar som idag mäts på dricksvattennätet inte är tillräckliga för att säkerställa kvaliteten till kunderna. Det kan exempelvis gälla om det blir en felkoppling. Detta kan även ske på kundens sida om förbindelsepunkten, helt utan VA-huvudmannens kännedom, och resultera i att avloppsvatten av misstag leds ut på nätet. Enda möjligheten att upptäcka ett sådant problem, innan vattnet redan konsumerats, är någon form av kvalitetssensor på dricksvattennätet. Med sensorer på nätet, tillsammans med ett effektivt övervakningssystem som snabbt kan detektera och rapportera förekomst av oönskade ämnen i dricksvattnet, finns möjlighet att upptäcka och lokalisera föroreningskällan och i tid ingripa med nödvändiga åtgärder innan vattnet når kunderna.

Nätverk med kommersiella sensorer för varning av föroreningar i dricksvattennätet har testats internationellt, bl.a. ett storskaligt test som genomförts av det amerikanska miljödepartementet (EPA) i Cincinnati (Hall & Szabo 2010). I Sensation har nya sensorer utvecklats för att bättre kunna detektera olika typer av föroreningar, med huvudfokus på fekal påverkan. Även om dessa sensorer inte kan upptäcka samtliga störningar i vattenkvaliteten så kommer ett första generationens sensornätverk baserade på dessa sensorer kunna varna för och lokalisera större, plötsliga kvalitetsförändringar där den befintliga manuella vattenprovtagningen som idag sker glest både i tid och rum riskerar att vara alldeles för sent ute.

Inom Vinnovaprojektet *Sensation III* (Online sensorsystem för resurseffektiv vattenhantering inom programmet Utmaningsdriven Innovation, steg 3) har sensortekniker vidareutvecklas och testas för onlinemätningar av vattenkvalitet. SVU har delfinansierat arbetet att utvärdera onlinesensornerna och utveckla algoritmer för diagnostik och larm för övervakning av vattenkvaliteten på dricksvattennätet.

Den elektroniska tungan är den mest utvecklade sensorn och den har testats på ett antal punkter i Tekniska verken i Linköpings distributionsnät för dricksvatten. En speciell mätpunkt har dessutom inrättats som är skild från dricksvattennätet via ett brutet, garanterat enkelriktat, vattenflöde. Här kan kontrollerad tillsats av vissa föroreningar ske utan hälsorisker. Genom att systematiskt tillsätta olika koncentrationsnivåer av till exempel avloppsvatten kan vi här testa sensorernas känslighet för vattenföroreningar och skatta var detektionsgränsen ligger. På denna mätpunkt har förutom tungan även kommersiellt tillgängliga sensorer samt Sensationsensorerna elektronisk näsa och flödescytometer testats. De två sistnämnda kräver mer underhåll än elektronisk tunga och kan bara mäta på ett sidoflöde. Den elektroniska näsan har dock tidigare uppvisat mycket låga detektionsgränser för vissa flyktiga ämnen, betydligt lägre än elektroniska tungan. Flödescytometern har dessutom förmåga att ge relativt specifik information om *E. coli*. Detta motiverade oss att inkludera dem i de systematiska testerna i brutet flöde.

3 Plan för tester och utvärdering

Redan i ansökan till projektet gjorde Tekniska verken, Linköpings universitet och FOI ett grovt förslag till hur tester och utvärdering skulle genomföras. För att förfina designen av försöken och bestämma utvärderingsmetodiken tog vi hjälp av slutanvändarna inom projektet som kom från organisationerna Kretslopp & Vatten (Göteborg Stad), Norrköping Vatten och Avfall, Norrvatten, Sydsvatten, Tekniska verken i Linköping, Trollhättan energi Växjö kommun och Vivab.

Eftersom dricksvattendelarna i tidigare steg av Sensation främst hade fokuserat på onlinesensorer vid råvattenintaget relaterades de första diskussionerna till dessa behov. Generellt för alla onlinesensorer är att de ska vara robusta och driftsäkra, vara anpassade för driftmiljön, inte ska behöva förbehandling och reagenser, ha automatisk, autonom funktion och drift med enkelt handhavande samt ha automatisk rengöring. Några tydliga skillnader i kravbilderna mellan råvattenintaget och i distributionsnätet identifierades och finns redovisade i Tabell 3.1.

Tabell 3.1 *Krav på onlinesensorer som sitter vid råvattenintaget respektive i distributionsnätet.*

Råvatten	Distributionsnätet
Dyrare sensorer	Enklare/billigare sensorer
Enstaka sensorer	Många sensorer
Specifika ämnen (t.ex. diesel, <i>E. coli</i>)	Helst generella, ska upptäcka "allt"
Gärna in situ	I närmast krav på in situ på det trycksatta nätet
Enklare att göra service	Svårare att göra service

För distributionsnätet finns några ytterligare tillägg i kravbilderna:

- Även om sensorer på distributionsnätet ska vara generella och upptäcka "allt" så är det ett stort mervärde att få en klassificering av vilken typ av förorening som har kommit in i dricksvattennätet, (biologiskt/kemiskt/avloppsvatten etc).
- På speciella ställen (t.ex. reservoarer) kan det vara intressant att detektera specifika ämnen (t.ex. *E. coli*) i distributionsnätet.
- Det är mycket intressant att placera sensorer där risken för inläckage är stor, t.ex. där spillvatten- och dricksvattenledningar finns i samma schakt eller nära varandra.
- Det är högre krav på tillförlitlighet, driftsäkerhet och säkerhet för distributionsnätet eftersom sensorerna är utspridda vilket medför att service och kontroll blir svårare och tidskrävande.
- Självdiagnostik är i princip nödvändig för distributionsnätet. Man behöver kunna upptäcka om sensorerna degraderas och/eller behöver service.
- Det finns behov av automatisk rengöring i distributionsnätet eftersom biofilm kan bli ett problem.

För testerna på dricksvattennätet planerades två typer av mätningar, båda i Tekniska verkens nät i Linköpings kommun. Dels ett långtidstest, där den

elektroniska tungan används på två platser under ett helt år, och dels tester i brutet system, där tre av Sensationsensorerna, den elektroniska tungan, den elektroniska näsan och flödescytometern, testas för föroreningar under kontrollerade förhållanden under ca 3 månader. Båda typerna av mätningarna skulle ske på biflöden.

Långtidstesterna bestämdes ske på följande två platser:

- Tryckstegringsstationen i Lingham, där tryck, flöde och kloröverskott redan mäts kontinuerligt.
- Vattentornet i centrala Linköping, där tryck och flöde redan mäts kontinuerligt.

Tryckstegringsstationen är intressant eftersom det där redan sitter online-sensorer och den utgör även knutpunkt för vidare distribution till mindre orter. Vid förorening ger tryckstegringsstationen goda möjligheter att agera genom att tillföra mer klor eller stoppa/omdirigera distributionen. Vattentornet valdes för att reservoarer är riskpunkter där föroreningar kan få stor spridning. Mätpunkter på huvudledningen diskuterades också, men de valdes bort pga. dålig tillgänglighet eller att avlopp saknades för biflödet.

För testerna i det brutna systemet valdes reningsverket i Nykvarn. Den främsta orsaken till detta val är att där finns det tillgång till brutet vatten, dvs. vatten som inte kan läcka tillbaka till distributionsnätet. Referensgruppen med slutanvändare menade att det är viktigast att snabbt upptäcka inläckage av avloppsvatten. Även om det finns andra möjliga föroreningar, både genom oavsiktliga och avsiktliga händelser, så är det störst sannolikhet för avloppsvatten och det kan ge stora konsekvenser, se föregående kapitel. För att få realistiska scenarier att testa så tog DRICKS (centrumbildning för dricksvattenforskning) vid Chalmers fram tre olika scenarier beräknade från två kända händelser och ett typiskt tryckfall på distributionsnätet. Dessa scenarier finns beskrivna i nästa avsnitt (Avsnitt 3.1).

För att värdera Sensationsensorerna skulle de jämföras med onlinesensorer som redan finns på marknaden. Följande referenssensorer valdes ut för testerna i det brutna systemet:

- Kloröverskott
- Konduktivitet
- pH
- Spektral optisk absorptions

Den första sensorn tillhandahölls av Tekniska verken och de tre sista av konsultföretaget Luode. Samtliga sensorer monterades i en testrigg med doseringspump som tagits fram av Linköpings universitet. Samtliga ut signaler från sensorerna kopplades till ett driftsystem antingen via analog signal (4–20 mA) eller annan standard. För försöken valdes ett externt driftsystem för att inte skapa några problem för det operativa driftsystemet.

Referensgruppen ansåg att det var viktigt att kunna relatera föroreningar till förekomsten av *E. coli* så därför skulle separata vattenprover tas då avloppsvattnet tillfördes. Proven skulle sedan analyseras i Tekniska verkens laboratorium. Även om laboratoriet inte är ackrediterat för bakteriemätningar ansågs det vara tillräckligt bra för ändamålet.

Detaljerna om hur testerna med brutet system slutligen genomfördes finns beskrivet i Kapitel 6.

Under tiden sensorerna och systemen färdigställdes gjordes en analys av historiska data från befintliga onlinesensorer på några punkter i Tekniska verkens nät, tre tryckstegringsstationer och vattentornet, där tryck, flöde och kloröverskott redan övervakades av befintliga sensorer. Detta gjordes för att få en uppfattning om hur dessa sensorer normalt varierade över tid och se om de kan utnyttjas som komplement till Sensationsensorerna. Denna analys genomfördes av FOI, IVL Svenska Miljöinstitutet och DRICKS vid Chalmers med stöd från Tekniska verken och redovisas i Kapitel 5.

För att utvärdera långtidstesterna och testerna i det brutna systemet utvecklades signalbehandling där olika typer diagnostik- och larmalgoritmer testades. Grunderna för denna signalbehandling beskrivs i Kapitel 4. En mer detaljerad beskrivning av ett sätt att tillämpa denna metodik på den elektroniska tungan finns i Bilaga 2. Detta arbete gjordes av FOI med stöd från av IVL Svenska Miljöinstitutet och DRICKS vid Chalmers. Dessutom analyserade varje sensortillverkare sina egna data för att förbättra prestandan kontinuerligt. Resultaten från testerna och signalbehandlingen finns beskrivet i Kapitel 7.

3.1 Scenario

DRICKS fick i uppgift att ta fram följande tre scenarier med olika höga halter avloppsvatten och *E. coli* i ledningsnätet:

- I. Normalfall (minst inläckage) – Inträngning i ledningsnät vid lågt tryck/tryckfall
- II. ”Everöd-fallet” – inträngning av spillvatten-förorenat dagvatten in i en lågreservoar
- III. ”Nokia-fallet” (värsta fallet) med inpumpat avloppsvatten i dricksvattennätet

Beräkningar av avloppsvatten och *E. coli*-halterna i scenarierna ovan gjordes enligt nedan:

- I. Det är svårt att bedöma halter av föreningar som kommer in i distributionsnät under en händelse med lågt eller negativt tryck. Mängden förorenat vatten som kan tränga in varierar beroende på bl.a. tryckfalllets varaktighet, storlek på läcka och mängden markvatten. Volymen inträngt markvatten kan beräknas med hjälp av ”orifice equation” (Besner et al., 2011). Från en studie av Malm (2015) kring riskanalyser i distributionsnätet, i samband med rörbrott, beräknades att den inträngande volymen markvatten för en ledning som blir trycklös. Halten inläckage i ledningen beräknades bli cirka 5 % markvatten i dricksvattenledningen.
Halten patogener i markvattnet runt dricksvattenledningar kan antas vara i samma storleksordning som halten patogener i råvattentäkter enligt Besner et al. (2011). Vi antar i detta scenario att markvattnet innehåller runt 100–1 000 CFU *E. coli*/100ml (typiskt värde för råvatten enligt Besner et al. (2010)), vilket motsvarar ca 0,1–1 % av rent spill-

vatten i markvattnet om *E. coli*-halten antas vara 105 CFU/100ml för spillvatten (Sokolova et al. 2015). Baserat på detta blir *E. coli*-halten i dricksvattnet ca 5–50 CFU/100ml, vilket motsvarar 0,005–0,05 % spillvatten i dricksvattnet (i ledningen).

- II. Orsaken till händelsen i Everöd sommaren 2015 var att dagvatten som förorenats med spillvatten, vid ett kraftigt regntillfälle, trängde in ”bakvägen” via en ledning in till vattenverkets lågreservoar och därmed förorenade dricksvattnet. Vi kan här anta att konsumenterna exponerades av förorenat dricksvatten från den 21 juni (regntillfället) till den 23 juni, då boende uppmanades att koka dricksvattnet. Kommunen räknar med att 536 konsumenter, en tredjedel av invånarna, insjuknat. Om vi använder QMRA-metoden för att uppskatta Rotavirus-halten under de 2 dagar, genom att räkna baklänges, så blir den 1,5 virus/l. Medelvärde av rotavirus i spillvatten är drygt 200 virus/l (Westrell et al. 2003) vilket innebär cirka 0,7 % av spillvatten i dricksvatten. Baserat på detta kan vi konstatera att halten *E. coli* i dricksvattnet då blir ungefär $0,007 \cdot 10^5 = 700$ CFU/100ml (åter antas orenat spillvatten innehålla 105 *E. coli*/100ml).
- III. För Nokia-händelsen enligt VAKA-rapporten (Aleljung, 2008) så pumpades ca 450 m³ ”tekniskt vatten” (renat avloppsvatten) under själva fel-händelsen, som varade under ca 60 h. Detta innebär att ett flöde på ca 2,1 l/s kontinuerligt pumpades in i dricksvattenledningen vidare ut till dricksvattnets huvudledning under denna period. Antal konsumenter som påverkades nedströms inträngningspunkten var ca 9 500 personer. Den genomsnittliga dricksvattenförbrukningen i hela staden med 30 000 invånare är $5\,500\text{m}^3/\text{dag} = 63,7$ l/s (enligt uppgifter från Nokias vattenverk) vilket innebär en förbrukning på 20,1 l/s för de 9 500 påverkade personerna. Då blir halten av avloppsvatten i dricksvattnet ca 10 % ($2,1/20,1 = 0,104$). Detta innebär ca 5 000 *E. coli*/100 ml i ledningsnätet om vi antar att halten *E. coli* i renat avloppsvatten är ca $5 \cdot 10^4$ CFU/100ml (Schönning, 2003; Dienus et al. 2016).

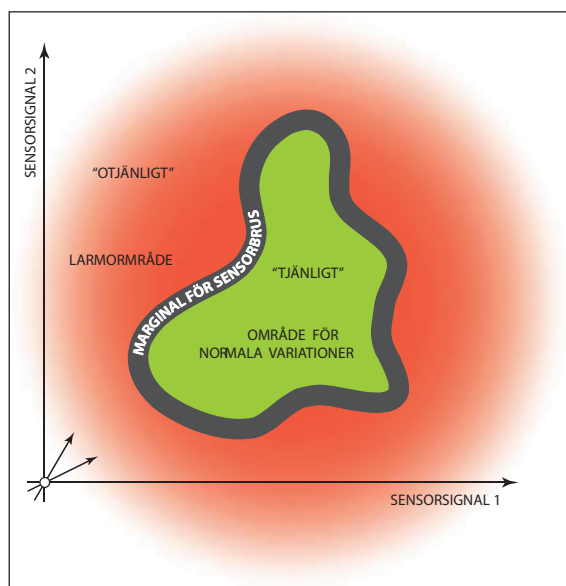
Sammanfattning av halter för de tre scenarierna framgår nedan:

- I. Normalfall: 5–50 CFU/100ml *E. coli* (0,005–0,05 % spillvatten)
- II. Everöd: 700 CFU/100ml *E. coli* (0,7% spillvatten)
- III. Nokiafallet: 5 000 CFU/100ml *E. coli* (10 % renat avloppsvatten)

4 Signalbehandling

Syftet med signalbehandlingen är att givet sensorer bedöma om ett flöde av dricksvatten är tjänligt eller inte. Det är dock troligtvis lika svårt att hitta ett perfekt sensorsystem som det är att definiera exakt vad som är rent dricksvatten. Att vattnet är tjänligt i bemärkelsen att det smakar bra och är fritt från ämnen som gör oss sjuka kan vara en bra utgångspunkt, men innebär också att vad som är tjänligt inrymmer ett ganska brett kemiskt och mikrobiellt spektrum. För att komma vidare definierar vi de kemiska och biologiska variationer som tjänligheten kan tillåta som *normala*. Med andra ord ska de *normala* variationer vi ser i vattenkvaliteten till vardags inte vara grund för oro, medan en förändring till onormalt omedelbart ska ge larm i det tilltänkta sensorsystemet.

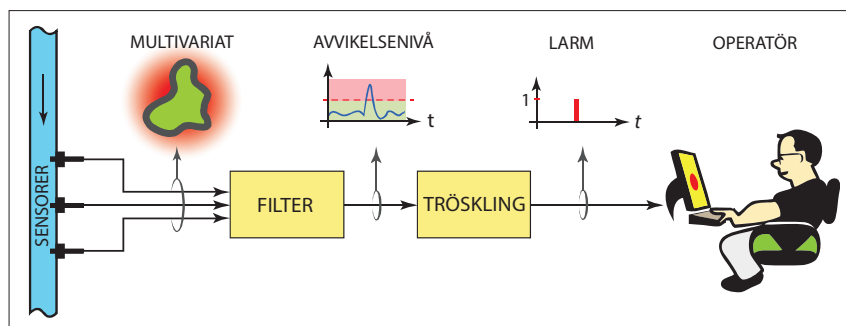
Med begreppet *sensorsystem* tas här höjd för att den omtalade larmförmågan inte nödvändigtvis kan ges av en enkel mätare, utan för att nå tillfredsställande prestanda så är vi beredda på att det kan krävas flera olika samverkande sensorer, sensortyper, och sensorer i kombination med avancerad signalbehandling för avvikelседetekktion. En förutsättning är att det finns en stark koppling mellan vattnets kvalitetsvariationer och sensorernas signalrum (multivariat). De normala variationerna ges idealiskt av ett avgränsat område i signalrummet, och mätningar eller sampel som ligger utanför detta område ska ge upphov till larm, se Figur 4.1. Troligtvis inkluderar systemet till och med sensorer som i sig saknar direkt koppling till vattnets tjänlighet, men som ändå krävs för att systemet ska ha tillgång till tillräckligt noggrann information om ledningsnätets driftläge, så kallade kompensatoriska sensorer. Vanliga exempel på kompensatoriska sensorer är givare för vattentemperatur och -flöde. Även tid på dygnet och året samt väderstatus kan man betrakta som sidofaktorer, då en del av de normala variationerna ofta är kopplade till dygns- och årscykler, såväl som att vattentäkten påverkas naturligt av regnvattenstillförsel och solinstrålning.



Figur 4.1

Illustration av multivariat, "flerdimensionellt", signalrum som resulterar från mätningar med ett flertal sensorer. Varje mätning eller sampel ger en koordinat i signalrummet. En god mental bild, om än något idealiserad, är att tjänligt vatten utgör ett avgränsat signalområde, till vilket normala och acceptabla kvalitetsvariationer är begränsade. Börjar det komma signaler utanför detta område ska systemet larma för kvalitetsavvikelse. Utöver normala variationer behöver hänsyn tas till signalbrus utan nödvändig koppling till vattenkvaliteten. Bruset kan uppstå i exempelvis känslig mätelektronik, i signaldigitaliseringen, i flödeskvavitationer runt sensorkroppen, och så vidare.

Enligt en enkel, men förvånansvärt generell modell för det tilltänkta systemet, så ger sensorerna en mångfald av signaler, ett multivariat, som bearbetas av ett filter. Filtrets uppgift är att filtrera bort eller undertrycka de normala variationerna, samtidigt som det onormala och potentiellt hälsofarliga förstärks. Filterutgången ska ge en utsignal med mycket låg amplitud så länge vattnet är OK, och ett värde som överskrider en välavvägd tröskelnivå så fort det finns anledning att ifrågasätta vattenkvaliteten, se Figur 4.2. En grundförutsättning för att systemet ska fungera är att sensorerna i en bemärkelse är känsliga för det vi något vagt definierat som otjänlighet.

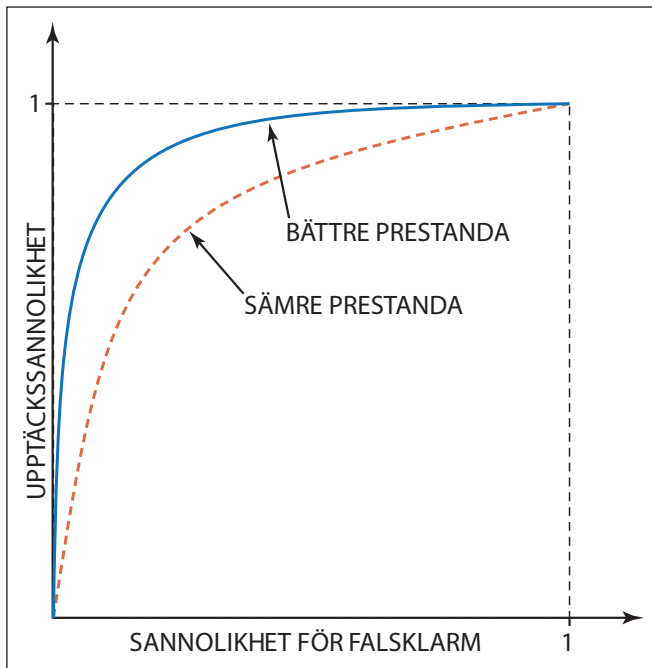


Figur 4.2 Modell för avvikelседetektion i vattenledning. Ett filter reducerar den multivariata sensorsignalen till en skalär avvikelсesignal. Så länge denna signal ligger under en lämpligt satt nivå, antas vattenkvaliteten ligga inom området för normala och acceptabla variationer. Om tröskeln överskrids larmar systemet operatören som får besluta om lämpliga åtgärder för larmverifiering, provtagning och eventuellt kokrekommendation.

I praktiken kommer vi aldrig att kunna bygga det perfekta sensorsystemet, utan upptäcktssannolikheten för en, till exempel, okänd förorening kommer att vara mindre än ett, och det kommer även att finnas en viss sannolikhet för falsklarm, se Figur 4.3. Balansen mellan upptäcktssannolikhet och falsklarm sätts av nivån på tröskeln, och är egentligen frikopplad från systemets prestanda.

Det får även betraktas som omöjligt att under utvecklingen av ett sensor-system avgränsa och testa alla exempel på tjänligt och otjänligt vatten, samt alla driftlägen i ledningsnätet, utan vi får hålla till godo med representativa mätexempel och därefter, baserat på vår sensorkunskap, extrapolera över obeprövade mätfall. I Sensation III har avvikelсefilter utvecklats genom studier av både normala (naturliga) variationer under långa perioder och exempel på vatten som under kontrollerade och säkra former förorenats (spikats) med företrädesvis avloppsvatten. Målsättningen är ett filter som anpassar sig långsamt (dygn) och reagerar på snabba avvikelser från det normala (timmar). De mätningar som huvudsakligen ligger till grund för utveckling och validering av signalbehandlingen är de som gjordes i Nykvarn mellan december 2016 och februari 2017. Elektronisk tunga (e-tunga) har ingått i sensorsviten, och då e-tungan visat sig vara en särskilt intressant sensor-kandidat så är metod- och resultatbeskrivningen i första hand tillägnad e-tungan. En generell metod att utvärdera mätdata från e-tungan beskrivs i detalj i Bilaga 2 och en alternativ och mer specifik signalbehandling beskrivs kortfattat i resultatdelens Avsnitt 7.2.3. Den förra metoden är med mindre

anpassningar generellt användbar även för andra sensortyper. I resultatdelen beskrivs även kortfattat möjligheten av att kombinera signalerna från e-tungan med mätningar av pH och konduktivitet.



Figur 4.3

Exempel på så kallade ROC-kurvor (receiver operator characteristics) som används för att karakterisera och jämföra avvikelse-detektorer. Idealiskt är sannolikheten för falsklarm lika med noll och sannolikheten för att en kvalitetsavvikelse detekteras lika med 1. Bland annat begränsad känslighet i sensorerna, begränsad kunskap om rådande driftläge och även begränsad kunskap om hur sensorerna reagerar på olika vattenkvaliteter leder till begränsad prestanda i sensorsystemet. I praktiken kanske man kan realisera en ROC lik den blå/heldragna. Den orangea/streckade ger troligtvis så dålig prestanda att systemet inte är attraktivt att använda. (Notera att dessa kurvor är illustrationer; de bygger inte på något verkligt system.)

5 Historiska data och långtidstester

Under 2015–2016 har Tekniska verken samlat in mätningar av tryck, flöde och kloröverskott på ett antal punkter i Linköpings ledningsnät för dricksvatten. Insamlingen har syftat till bättre förståelse för driftsdynamiken i ledningsnätet och speciellt hur denna potentiellt kan komma att påverka exempelvis kemiska, elektrokemiska och optiska sensorer för in situ kvalitetsövervakning online. Endast befintliga och ordinarie sensorer i ledningsnätet har använts i denna studie, alltså inte sensorer som är specialiserade för upptäckt av generella kvalitetsavvikelser. Sensorerna inkluderar givare för totalt kloröverskott, vilket är en bland flera vattenegenskaper (-kvaliteter) som kan bli viktig i ett tilltänkt övervakningssystem. Senare experiment på avloppsförorenat dricksvatten har dock visa att denna typ av kloröverskottsmätare som sitter ute i nätet idag inte är optimal för kvalitetsövervakning. Mätningarna har skett på rent dricksvatten (alltså endast de normala variationerna är utslagsgivande), så det finns i denna inledande studie inget syfte att nå fram till någon bedömning av systemprestanda. Istället är syftet att beskriva vanliga fenomen och identifiera tidsbundna variationer. I förlängningen ska vi då vara bättre rustade att utforma det tilltänkta sensorsystemet med mer specialiserade sensorer.

En något utförligare redogörelse för analysen av historiska data än den som ges här nedan hittas i en separat rapport (Lindgren et al. 2017).

På två av platserna där historisk data lagrades placerades två elektroniska tungor ut under hösten 2016 för att testa deras långtidsstabilitet och funktion under en längre tid.

5.1 Sensorer och mätpunkter

Tekniska verken har samlat in data för långtidstestet samt hjälpt till med att identifiera fenomen som uppstår till följd av klordosering, underhållsarbeten, pumpaktiviteter, elavbrott och så vidare. Dricksvattenproduktionen i Linköping är baserad på två oberoende ytvattentäkter och infrastrukturen inkluderar två verk, två torn och ett tjugotal tryckstegringsstationer utanför tätorten.

Sensorerna i studien utgörs av givare för

- *Kloröverskott (klorhalt), g/l*. Klor fungerar som desinfektionsmedel och tillsätts vattnet i förebyggande syfte. Doseringen baseras huvudsakligen på vattentemperaturen. Klor tillsätts automatiskt med hjälp av doseringspumpar på vattnets väg in i reservoarer. Vatten som pumpas förbi reservoarerna får klor tillsatt direkt på ledningen. Syftet med kloröverskottsmätningen är att övervaka utgående halten av klor från olika stationer och larma om värdet blir för lågt eller för högt. Mätarna kontrolleras regelbundet med manuella prover och kalibreras vid behov. Intervallet beror på var mätaren är placerad. På vattenverken kontrolleras de dagligen, på tryckstegringsstationerna 1–3 ggr/vecka eller vid behov. Mätarna

underhålls av mätartekniker enligt schema eller vid behov. Efter tillsatsen avtar vattnets klorhalt med tiden.

- *Ledningsstryck, Bar.* Trycksensorerna sitter i anslutning till tryckstegringsstationer som i regel består av pump och reservoar. Trycket mäts både på inkommande och utgående vatten.
- *Flöde, m³/h.* Även vattenflödet mäts vid tryckstegringsstationers in- och utgående vatten.

Mätplatserna har valts med avseende på tillgänglighet och relevans till tryckstegringsstationerna i

- Nybble,
- Bankekind, och
- Linghem

samt till Vattentornet i Berga. Anläggningarna i Linghem och Berga har efter studien kompletterats med elektroniska tungor, se exempel på data i Figur 7.5 och Figur 7.10.

Mätperioden för historiska data sträcker sig över drygt 8 månader under perioden 13 oktober 2015 till 19 juni 2016. Laboratoriet på Tekniska verken har genom laboratorieanalyser löpande koll på ingående råvattenkvalitet för att kunna anpassa reningsåtgärder och tillsats av klor. Nedan presenteras några av de intressanta effekter som vi noterat i mätdata.

5.2 *Analys av historiska data*

Resultat och slutsatser från studien bygger på förståelse för hur sensorsignalerna varierar över tid. De två kanske viktigaste orsakerna till periodiska variationer bottnar i årstid och konsumtionsvanor

Varmt på sommaren och kallt på vintern gäller även vattentemperaturen – denna skillnad ger upphov till en fundamental årstidsvariation. Under den varma perioden är den mikrobiella aktiviteten i tåkten högre, vilket i sin tur föranleder en högre dos av preventiv klortillsats. Under vårens snösmältning finns också anledning att förvänta en variation då ytvattentäkterna tillförs stora mängder smältvatten.

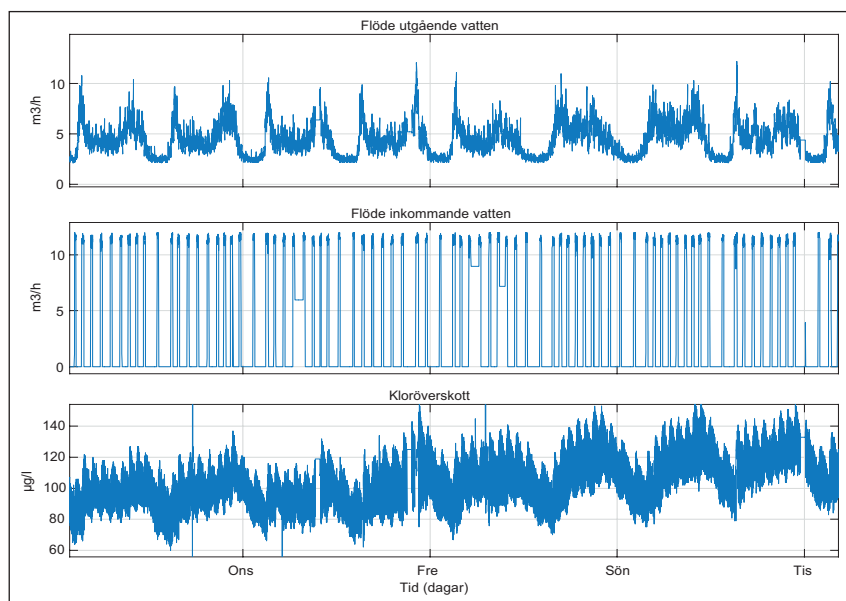
Konsumtionen är låg på natten och hög på morgonen. Det vatten som ackumulerats i reservoarer under natten påverkas av bland annat kloravgång och temperaturförändringar. Vid hög konsumtion är flödet stort och pumpaktiviteten hög. Pumpaktiviteten föranleder i sig en konsumtionsberoende periodicitet, då pumpar styrs till och från för att hålla en tankvolym över respektive under en min- och maxnivå. Det är inte ovanligt att pumpar körs regelbundet, till exempel en gång per dygn, för att flytta vattenvolymer som riskerar att bli för gamla i systemet.

De data som studeras här ger dock ingen evidens för årstidsvariationer, utan påståendet bygger dels på erfarenheten att kranvatten är kallare på vintern, dels på erfarenheter från tidigare mätkampanjer där vattentemperaturen loggades. I de tidigare studierna (Event-projektet) användes bland annat en elektronisk tunga med en signal som uppvisade en årstidsberoende komponent som delvis kunde förklaras med ett temperaturberoende.

Däremot syns en kraftig koppling till konsumtionen i aktuellt dataset. Figur 5.1 visar mätningar från Bankekind där flera periodiska fenomen är uppenbara. Flödesmätningen på det utgående vattnet från stationen får ses som en direkt konsumtionsmätning – denna sjunker i regel mot bottennivåer strax efter midnatt och stiger först runt klockan sex på morgonen. Då konsumtionen stiger på morgonen, töms reservoaren av, och en pump för nytt inkommande vatten börjar jobba mer intermittent.

Kloröverskottet sjunker med konsumtionen då halten automatiskt sjunker i det stillastående vattnet i reservoaren. Det finns ingen mekanism för att hålla klorhalten hög i stillastående reservoarvatten, utan nytt klor tillsätts endast i det strömmande (inkommande) vattnet. Det förklarar varför kloröverskottet stiger kraftigt på morgonen då vattenomsättningen i reservoaren ökar – kloröverskottet ökar direkt med inkommande vatten.

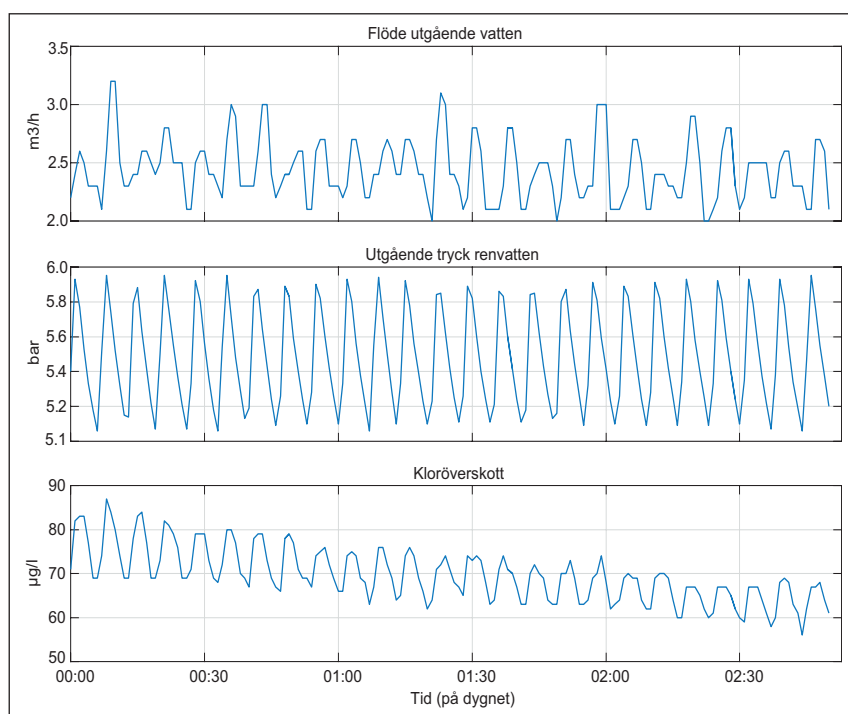
Intressant nog gäller samma förhållande för utgående vatten, vilket syns tydligt i Figur 5.2 som visar samma sensor i finare tidskala. Kloröverskottet korrelerar kraftigt med utgående tryck och flöde. En förklaring till detta kan vara att utgången inte enbart matas med vatten från reservoaren, utan även från biflöden som pumpas direkt från inkommande till utgående vatten utan att passera reservoaren.



Figur 5.1 Exempel på normala periodiska variationer i Bankekind, april 2016. Det utgående flödet uppvisar en dygnsbaserad konsumtionscykel med typiskt låg förbrukning under natten, och toppar under morgon och kväll. Det inkommande flödet fyller på reservoaren vid behov, vilket sker intermittent och oftare dagtid vid hög konsumtion. Kloröverskottet visar åtminstone tre överlagrade cykler. Den första är dygnsbaserad, med avtagande överskott under natten, då vattnet står still i reservoaren. Den andra cykeln är kopplad till inkommande vatten, vilket ger överskottshöjning. Den tredje cykeln är svår att identifiera i figurens skala, men närmare analys ger en tydlig periodicitet med intervallet 4,6 minuter. Den har koppling till det utgående vattenflödet.

5.3 Resultat från analysen

Fler exempel på signalvariationer hittas i Lindgren et al. (2017). Sammanfattningsvis konstateras att driftsdynamiken, som är en komplicerad funktion av bland annat konsumtion och intermittenta pumpaktiviteter, kraftigt påverkar kloröverskottet i vattnet. Dessa variationer är signifikanta, men inom ramen för vad som anses normalt för tjänligt dricksvatten. Det kan förväntas att känsliga sensorer som kandiderar som kvalitetsövervakare uppvisar ett liknande beteende – kraftiga signalvariationer inom ramen för vad som är normalt. Samtidigt behöver dessa sensorer vara mycket känsliga för små halter av sjukdomsalstrande och på annat sätt hälsovådliga ämnen, vilket blir en utmaning. För att uppnå önskad känslighet kommer det troligtvis att bli nödvändigt att kompensera för naturliga variationer baserat på indata från pumpstyrningslogik och även andra komponenter som påverkar driftläget.



Figur 5.2 Korrelation mellan flöde, tryck och kloröverskott i Bankekind, 10 november 2015. Det utgående trycket korrelerar med flödet på utgående vatten, och varierar påfallande regelbundet med en periodtid på 4,5-5 minuter under hela mätperioden. Spekulativt kommer denna regelbundenhet från aktiv tryckreglering via ett biflöde förbi reservoaren. Intressant nog verkar kloröverskottet ligga helt i fas med tryck- och flödescykeln.

5.4 Slutsats från analysen

Tekniska verken har på ett antal punkter i Linköpings ledningsnät samlat mätdata på kloröverskott, tryck och flöde under en sammanhängande tidsperiod på åtta månader. Data har studerats med syftet att bättre förstå hur drifts- och konsumtionsdynamiken i ledningsnätet ger upphov till

variationer i mätningarna. Dessa variationer har under mätperioden i regel varit helt normala, men i förlängningen ska erfarenheten användas för att utforma system som automatiskt kan detektera förekomsten av förorenat eller otjänligt vatten. Speciellt intressant var den kemiska sensor som ingick i studien, kloröverskottsmätaren. Kloröverskottet har en stark koppling till hur dricksvattnet flödar och lagras i ledningsnätet och uppvisar periodiska variationer kopplade till konsumtion och intermittenta pumpaktiviteter. En effektiv avvikelsetektor baserad på en eller flera sensorer med dynamik liknande kloröverskottet behöver troligtvis baseras på dynamiska modeller som kan förutspå inverkan av ledningsnätets driftläge, och troligtvis även på data från tryck och flödessensorer samt kunskap om pump- och ventilaktiviteter. Tidigare långtidsmätningar med elektronisk tunga har även visat på säsongsbundna variationer med koppling till temperatur och troligtvis även till olika nivåer av bioaktivitet.

6 Tester med brutet system

Vid testerna med det brutna systemet hade vi möjlighet att tillföra föroreningar (spika) i dricksvatten utan att riskera att kontaminera dricksvattennätet. Testerna pågick mellan 30 november 2016 och 3 februari 2017. Eftersom doseringsutrustningen inte fungerade vid de första testerna gjordes kalibreringstester med saltlösningar (NaCl) i början av december och den första lyckade spikningen med avloppsvatten gjordes 8 december 2016. Provprotokoll för hela perioden finns i Bilaga 1.

I nästa avsnitt beskrivs testlokalen och testtriggen med doseringen. Därefter beskrivs de sensorer som ingick vid testerna. Dessa inkluderar både Sensationsensorer och ett antal referenssensorer. För att utvärdera resultaten analyserades bakteriehalten vid de flesta spikningarna och denna procedur beskrivs i det avslutande avsnittet i kapitlet. Resultaten från testerna presenteras i Kapitel 7.

6.1 Testlokal och testtrigg

Testerna gjordes i Flotationshuset på Linköpings avloppsreningsverk, Nykvarnsverket, hos Tekniska verken. Lokalen var på många sätt ideal för testerna. I lokalen har Tekniska verken sitt system för att tillverka brutet vatten, dvs. vatten som inte kan läcka tillbaka in i dricksvattennätet, se Figur 6.1. Det brutna vattnet används på avloppsverket för spolning, rengöring mm, för att undvika backläckage. Vi kopplade upp vår testtrigg till detta sys-



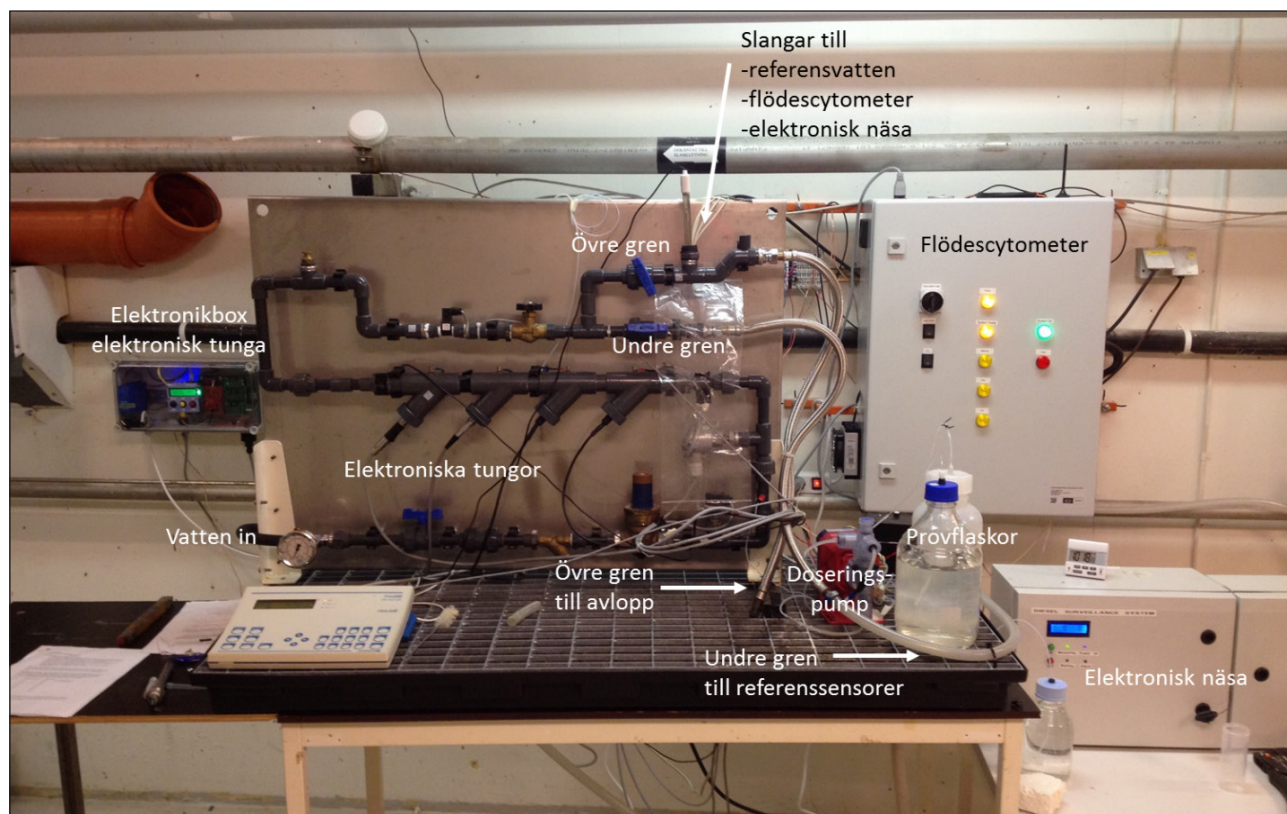
Figur 6.1

System för att generera brutet vatten, dvs. vatten fysiskt avskilt från dricksvattennätet. Den rostfria behållaren som är klädd med frigolit fylls på med vatten från dricksvattennätet i överkant av behållaren, ovanför vattenytan, så att inget backläckage är möjligt.

tem. På så sätt kunde vi få tillgång till vatten med dricksvattenkvalitet utan att riskera att förorena dricksvattennätet vid våra tester. I Flotationshuset fanns även gott om yta för testrigg, sensorer och kringutrustning. Miljön där liknar platser i dricksvattennätets infrastruktur där denna typ av sensorer kan sitta operativt i framtiden. Även om det finns värre exempel på driftsmiljöer, så gav platsen ett test på att sensorerna klarar realistiska förhållanden. Slutligen så hade vi enkel tillgång till avloppsvatten som vi normalt använde vid spikningarna.

Figur 6.2 visar testriggen och Sensationsensorerna. Vattnet från det brutna systemet kommer in nere till vänster. Innan första böjen reduceras trycket och ett önskat flöde kan ställas in. Vid testerna användes 850 ml/min. Efter första böjen tillsätts föroreningen med doseringspumpen (se detaljer nedan). I röret finns det lameller som göra att föroreningen blandas väl med inkommande vatten. Efter den andra böjen sitter det ett antal elektroniska tungor. Endast signalen från den nyaste versionen av elektroniska tungan (se Avsnitt 6.2.1) används i resultatdelen. I den översta delen av testriggen delar sig rören i två delar. I den övre grenen tas prover till flödescytometern (se Avsnitt 0) och elektroniska näsan (se Avsnitt 6.2.3) samt referensvatten till doseringssystemet. Därefter går denna gren till avloppet via testriggens tråg. Proven för bakterieanalysen togs från denna gren före tråget. Den undre grenen leder detta vatten vidare till referenssensorerna (se Avsnitt 6.2.4-6.2.7). På bilden syns även Elektroniska tungans elektronikbox samt flödescytometerns och elektroniska näsans apparatskåp.

En principskiss av doseringsutrustningen visas i Figur 6.3 till vänster. Spikningarna gjordes med en doseringspump (Iwaki Metering Pump EJ-

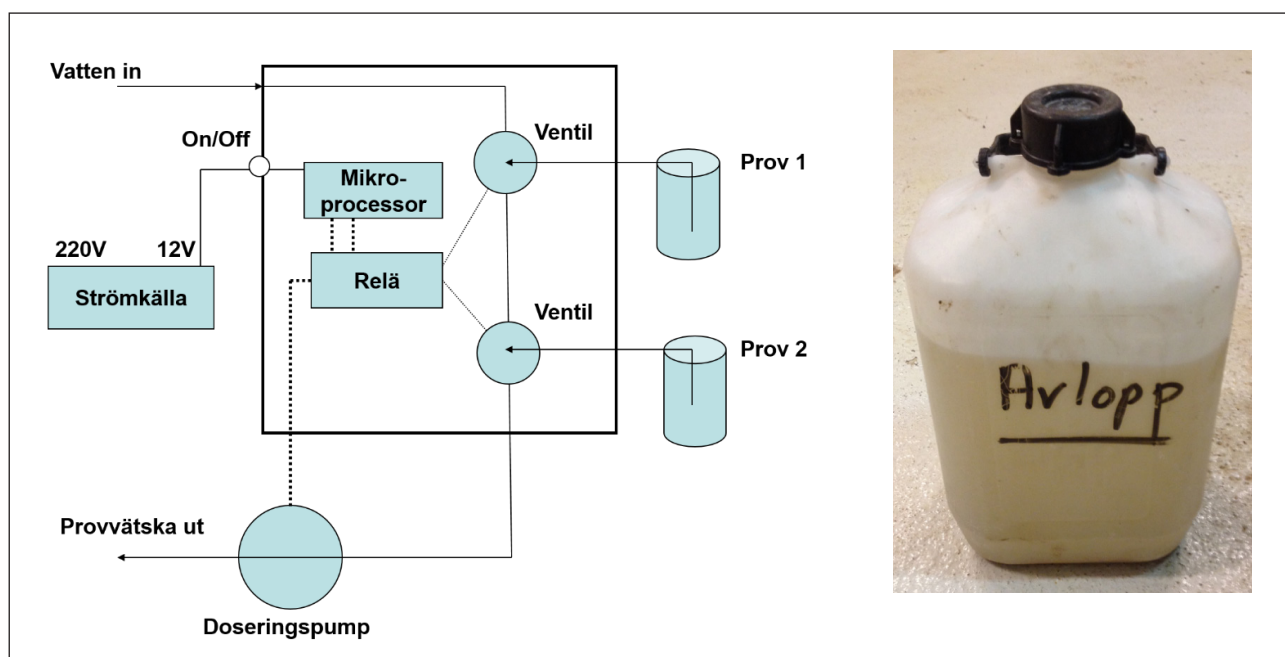


Figur 6.2 Testrigg och Sensationsensorer.

B11VCER) som styrdes av en mikroprocessor (Arduino Uno med klocka, kombinerat med ett reläkort). Mikroprocessorn styrde ventilerna och pumpfrekvens. Proven togs från två separata provflaskor (Prov 1 och Prov 2) och referensvattnet (Vatten in) togs från den övre armen av testriggen (på samma ställe som flödescytometern och den elektroniska näsan tog sina prov).

Dagen innan försöken togs avloppsprov i en dunk som fick stå och sedimentera över natten, se Figur 6.3 till höger. På morgonen för försöket fylldes i normalfallet Prov 1 med 140 ml avloppsvatten och 1 860 ml dricksvatten (7% lösning) medan Prov 2 fylldes med ca 2 l avloppsvatten (100% lösning). För att säkra doseringspumpens funktion utfördes en luftningsprocedur då luftningsventilen öppnades och doseringspumpen tickade med 2 pulser/sekund, först under 20 s med Prov 1 sedan 20 s med Prov 2. Ett pumps slag rymde 0,19 ml. Flödet i systemet var 850 ml/min. Luftningsproceduren syns normalt som en respons på de flesta sensorer, men tiden för luftning noterades inte i provprotokollet.

Tabell 6.1 visar hur doseringspumpen doserade en försöksdag mellan 10:00 och 14:00. Referensvattnet togs som redan nämnts från den övre armen av testriggen. Koncentrationen i tabellen är den som fås i normalfallet som beskrivs ovan, dvs. Prov 1 innehåller en lösning med 7% avloppsvatten och Prov 2 innehåller 100% avloppsvatten. Dessa nivåer anpassades för scenarierna som beskrevs i Avsnitt 3.1, där den första spikningen motsvarar den övre nivån i Scenario I, medan den tredje och fjärde spikningen motsvarar Scenario II respektive III. Den andra spikningen motsvarar inget scenario utan valdes för att få ett värde mellan Scenario I och II där koncentrationen ökade mer än tio gånger. Notera att Scenario III (Nokia) utgick från renat spillvatten med halva *E. coli*-koncentrationen jämfört med orenat spillvatten. Vi kunde inte injektera högre koncentrationer än 3,4%, så vi nådde inte riktigt 5% som hade motsvarat Scenario III. Två av dagarna (19



Figur 6.3 Principskiss av doseringsutrustningen till vänster och bild på dunk med avloppsvatten till höger.

och 24 januari 2017) användes lägre koncentrationer, och då hade Prov 1 en lösning med 1,5 % avloppsvatten och Prov 2 en lösning med 3,5 %.

Efter kl 14:00 tömdes provbägarna och fylldes på med dricksvatten och en sköljsekvens startade efter en timme som ibland kan ses i responsen från sensorerna.

Tabell 6.1 Schema för dosering en försöksdag.

Tid	Prov	Pumpfrekvens	Provflöde	Koncentration*
10:00-10:40	Referensvatten	0,5 puls/s	5,7 ml/min	0 %
10:40-11:00	Prov 1	0,5 puls/s	5,7 ml/min	0,05 %
11:00-11:40	Referensvatten	2,0 puls/s	28,5 ml/min	0 %
11:40-12:00	Prov 1	2,0 puls/s	28,5 ml/min	0,23 %
12:00-12:40	Referensvatten	0,5 puls/s	5,7 ml/min	0 %
12:40-13:00	Prov 2	0,5 puls/s	5,7 ml/min	0,67 %
13:00-13:40	Referensvatten	2,0 puls/s	28,5 ml/min	0 %
13:40-14:00	Prov 2	2,0 puls/s	28,5 ml/min	3,4 %

* Koncentration av avloppsvatten i normalfallet (Prov 1 med 7 % lösning och Prov 2 med 100 % lösning).

Förutom försöken med avloppsvatten gjordes tester med blankprov (22 december 2016 och 30 januari 2017), för att se att mätmetoden i sig inte introducerade respons på sensorerna. Vid dessa tester följdes schemat ovan, men provbehållarna innehöll rent dricksvatten. Vid ett tillfälle (31 januari 2017) gjorde vi tester med råvatten som togs vid intaget vid Råberga, ett av Tekniska verkens vattenverk. Slutligen gjorde vi två tester med syntetiskt avloppsvatten (1 och 3 februari 2017). Syntetiskt avloppsvatten är en blandning utan bakterier vars kemiska sammansättning ska efterlikna verkligt avloppsvatten. Receptet på blandningen är taget från Limbach et al. (2008) och visas i Tabell 6.2. Första dagen använde vi normalkoncentrationen och andra dagen en faktor fem högre koncentration.

Tabell 6.2 Recept på 50x koncentrerad syntetiskt avloppsvatten enligt Limbach et al. (2008).

Substans	Mängd
Peptone casein pancreatic digest	4,00 g
Meat extract	2,75 g
Urea	0,75 g
Sodium chloride	0,175 g
CaCl ₂ · 2 H ₂ O	0,10 g
MgSO ₄ · 7 H ₂ O	0,05 g
K ₂ HPO ₄	0,7 g
NaHCO ₃	4,9 g
Sterilized and filtrated water	1 000 ml

Tabell 6.3 visar en sammanfattning av testerna som gjordes. Detaljerna kan ses i provprotokollet i Bilaga 1. De flesta testerna gick som planerat. Vid ett av testerna användes en magnetisk omrörare i provflaskorna (14 januari 2017) men det ledde till att en av ventilerna satte igen under den andra spikningen för dagen. Därför användes inte den magnetiska omröraren vid fler tester.

Tabell 6.3 Sammanfattning av testerna som gjordes med det brutna systemet.

Substans	Koncentration	Antal dagar
Avloppsvatten	0,05 %-3,4 %	8
Avloppsvatten	0,01 %-0,1 %	2
Syntetiskt avloppsvatten	0,05 %-3,4 %	1
Syntetiskt avloppsvatten	0,27 %-17 %	1
Råvatten	0,05 %-3,4 %	1
Dricksvatten (blankprov)	0,05 %-3,4 %	2

6.2 Sensorer

Vid försöken användes de tre Sensationsensorerna elektronisk tunga, flödes-cytometer och elektronisk näsa. De analoga utsignalerna (4–20 mA) från dessa sensorer samt kloröverskottmätaren (se Avsnitt 4.2.7) kopplades till en Cactus C10 (Cactus 2017) som var kopplat via ett mobilmodem till ett fristående Cactus Eye driftsystem. Den elektroniska tungan och flödes-cytometern hade dessutom egna mobilmodem så att de kunde fjärrstyras och rådata kunde hämtas. Luodes utrustning (spectro::lyser, condu::lyser och pH::lyser, se Avsnitt 6.2.4–6.2.6) var kopplade via en switch till mobilmodemet och kommunicerade med Cactus Eye med protokollet Modbus. Rådata sparades även lokalt på utrustningen och kunde kopieras över på ett USB-minne på plats. I följande avsnitt beskrivs respektive sensor mer i detalj.

6.2.1 Elektroniska tungan

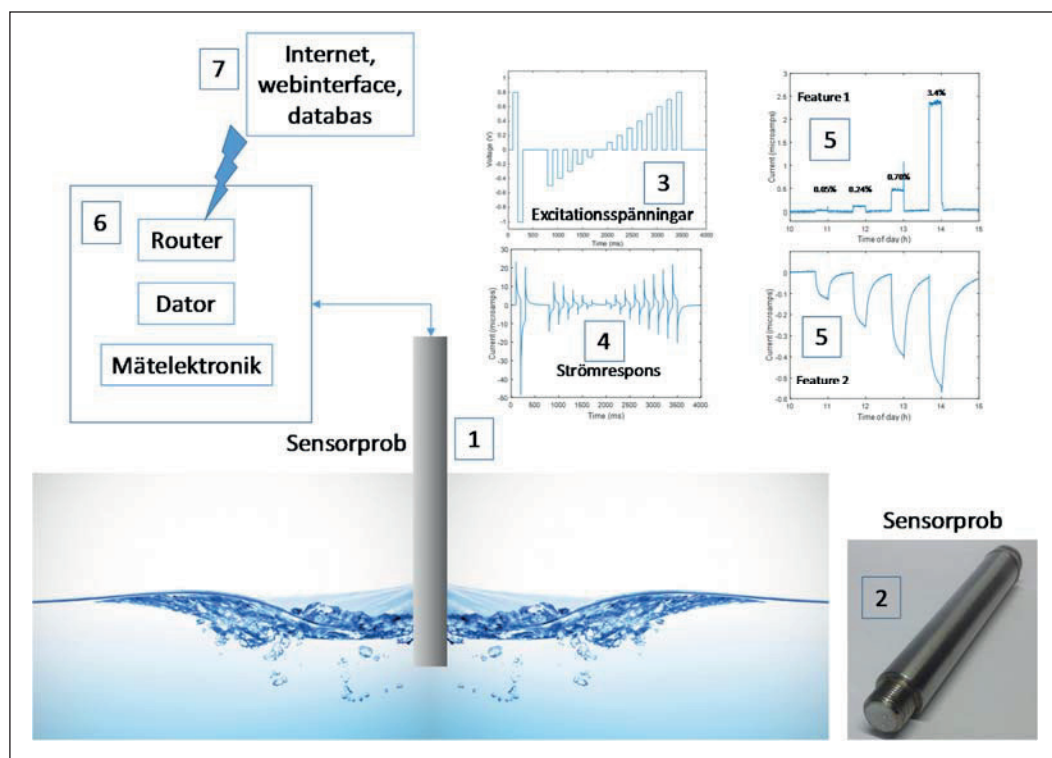
Tekniken elektronisk tunga bygger på en elektrokemisk sensor kombinerad med multivariat dataanalys och har utvecklats vid Linköpings universitet (Winqvist, Wide & Lundström 1997; Winqvist 2008). Tekniken kan bl.a. användas till att ge en tidig varning vid kemiska avvikelser från normala variationer i vattenkvaliteten (Eriksson et al. 2011; Winqvist, Olsson & Eriksson 2011). Framförallt är tekniken i denna applikation avsedd för detektion av avloppsvatten som indikator på patogena mikroorganismer, men många andra kemiska avvikelser kan också detekteras. En fördel med tekniken är att den är funktionell även vid de övertryck (upp till 10 bar) som förekommer i distributionsnätet och kräver därför inget sidoflöde vilket många andra kemiska sensortekniker gör.

Sensorn ska i första hand ge en varningssignal vid avvikelser och i andra hand informera om vilken typ av förorening det kan röra sig om (vi har i detta projekt framförallt tittat på avloppsvatten och konduktivitetsförändringar p.g.a. förändrad salthalt). Utsignalen kan vara kontinuerlig eller exempelvis ge olika larm beroende på avvikelens storlek. Efter det behöver en separat analys göras på vattnet med andra metoder för att fastställa mer exakt vilka mikroorganismer eller andra föroreningar som finns i vattnet.

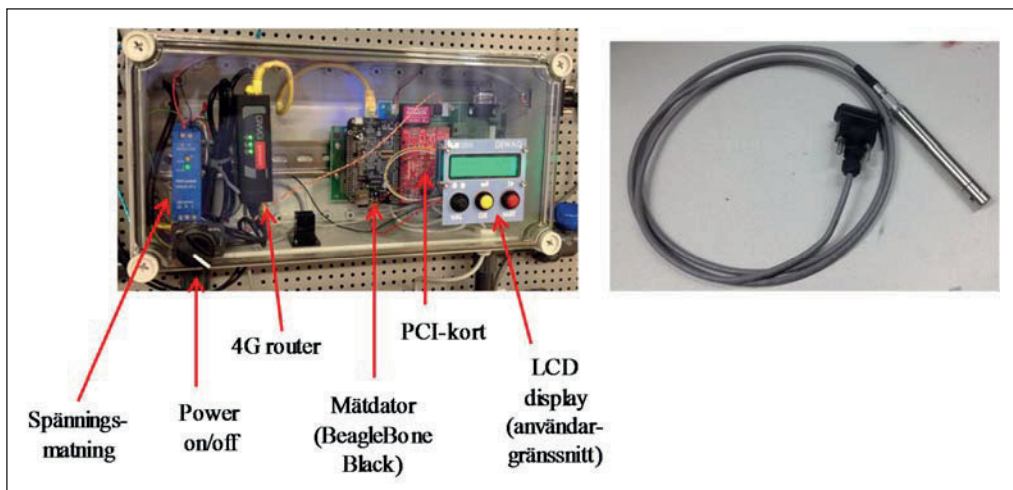
Principen för elektroniska tungan illustreras i Figur 6.4. En mätprob (1,2) med en eller flera arbetselektroder i ena änden (2) förs ned i den vätska som ska undersökas. Därefter appliceras spänningspulser (3) mellan arbets- och motelektrod i mätproben och den strömrespons (4) som då uppstår mäts

och utvärderas med multivariata metoder. Den här beskrivna mätmetoden brukar kallas pulsad voltmetri. Från mätdata kan olika typer av ut signaler genereras (5) som kan användas för att larma om vissa tröskelvärden överskrids. Strömresponsens utseende beror på vilka kemiska ämnen som finns i vattnet och vilka halter de har. För att kunna skilja på olika ämnen används spänningspulser med olika amplitud, ett s.k. pulståg av excitationsspänningar, samt arbetselektroder av olika material. En mätelektroniklåda (6) sköter mätningarna och skickar mätdata till en server som lagrar data i en databas (7). Mätdata kan därefter laddas ner från valfri plats via ett webinterface. Data kan nu utvärderas och studeras, bl.a. för utveckling av realtidsalgoritmer.

Figur 6.5 visar hur det sensorsystem som togs fram för fältmätningarna såg ut i praktiken. Storleken på lådan med mätelektroniken var i prototypen 37·19·13 cm (B·H·D). Mätproben var 12 cm lång och 1,5 cm i diameter. Den elektronik som visas i Figur 6.5 har utvecklats av Patrik Arvén, LiU och J2 Holding AB, i samarbete med FOI. All programmering av mät datorn (en BeagleBone Black med Linux som operativsystem och programmering i C och Python) och av den mätdataserver (PC med Linux som operativsystem och programmering i Javascript) där all rådata sparats har utförts av Sebastian Gustafsson, student på LiU.



Figur 6.4 Principskiss för den elektroniska tungan.



Figur 6.5 Det fysiska sensorsystemet för elektronisk tunga-mätning i fält. Till vänster visas mätelektroniken som bl.a. innehåller den dator som styr, mäter och kommunicerar. Till höger visas den sensorprob som förs in i vattnet och den kabel som är ansluten till mätelektronikburken.

6.2.2 Flödescytometern

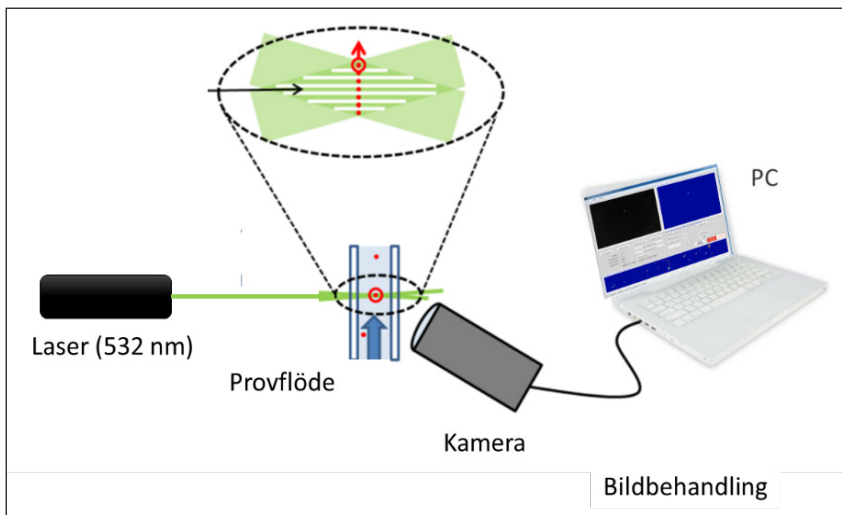
En flödescytometer för specifik detektion av bakterier i vatten har utvecklats av Acreo Swedish ICT AB. Metoden har tidigare använts för mätning av turberkulos, och inom Sensation och SVU-projektet 12-113 har systemet anpassats för detektion av *E. coli*, som är en indikator för fekal påverkan (Jonasson et al. 2015).

Till skillnad från konventionell flödescytometri, som är mer anpassad för laboratoriebruk, så har mätsystemet konstruerats för att matcha industriell miljö och göra hårdvaran ekonomiskt hållbar för aktörer inom dricksvatten. Den ger dessutom resultat inom ca 30 minuter vilket är snabbare än de flesta konkurrerande teknikerna. De *E. coli*-bakterier som eventuellt finns i vattenprovet märks automatiskt in specifikt med hjälp av antikroppar som har märkts in med färgmolekyler. En flödeskanal belyses med en laser och de inmärkta bakterierna detekteras med hjälp av laserinducerad fluorescens.

Mätsystemet består i huvudsak av tre delar:

1. En *biologisk del* som innefattar fluorescent inmärkning av *E. coli* baserad på specifika antikroppar med fluorescerande nano-partiklar (kvantprickar) bundna till sig.
2. Det *integrerade instrumentet* bestående av en optisk detektionsenhet, pumpar, slangar, styrelektronik, filter, mixningssteg samt kyld förvaring av reagensvätskan.
3. *PC med programvara* för styrning av mätsekvenser, analys av data och kommunikation med överordnat system.

Grundprincipen för instrumentet är att det vatten som man ska diagnostisera blandas med fluorescerande antikroppar som reagerar med (binder till) *E-coli*-bakterierna. Provvätskan belyses med en laser och med hjälp av en kamera kan man sedan detektera och räkna antalet bakteriepartiklar och utifrån det avgöra i vilken grad vattnet är kontaminerat. I Figur 6.6 nedan visas en schematisk bild som beskriver mätprincipen för Acreos så kallade videobaserade flödescytometer för online detektion av *E. coli*.



Figur 6.6 Mätprincipen för Acreos videobaserade flödescytometer för online detektion av *E. coli*. En grön laser lyser på provet och en kamera detekterar eventuella fluorescens-inmärkt bakterier som flödar förbi i provkanalen. Det hela styrs av en dator.

De funktionella stegen i mätningen är:

1. Ett vattenprov pumpas in i systemet och filtreras grovt.
2. Vattnet blandas sedan med en reagensvätska (fluorescent markör) som gör att de *E-coli*-bakterier som eventuellt finns i vattenprovet märks in specifikt med fluorescerande antikroppar och kommer därmed att lysa (med en annan våglängd än den man exciterar med) när de flödar genom provkanalen.
3. Den blandade provvätskan (vatten + reagens) passerar sedan ett uppvärmt inkuberingssteg för att optimera inbindningen. Detta steg är utformat så att provet befinner sig i förhöjd temperatur under ett antal minuter då provet kontinuerlig pumpas genom systemet.
4. Provvätskan flödar sedan vidare till en optisk detektionsdel där en tunn flödeskanal belyses med en ljuskälla (grön laser).
5. Det emitterade ljuset från bakterierna detekteras kontinuerligt av en CCD-kamera. Filter framför detektorn används för att maximera den fluorescens signalen från bakterierna och minimera signalen från ljuskällan.
6. Videoströmmen från kameran analyseras av en mjukvara som räknar fram ett värde på antal detekterade *E. coli*-bakterier (eller mer troligt kluster av bakterier) vilket därmed ger en indikator på mängden fekal påverkan. Analysen görs i realtid på en inbyggd PC samtidigt som provet flödar genom instrumentet.
7. Resultatet (antal bakterier per volymenhet) kommuniceras via den analoga (4–20 mA)-utgången på instrumentet samt sparas lokalt på datorn. En indikator på instrumentets panel visar även om värdet överstiger en på förhand definierad larmnivå.

Hela mätsekvensen, från det att provvattnet pumpas in till att resultatet är klart, tar med nuvarande instrumentation ca 30 minuter att genomföra.

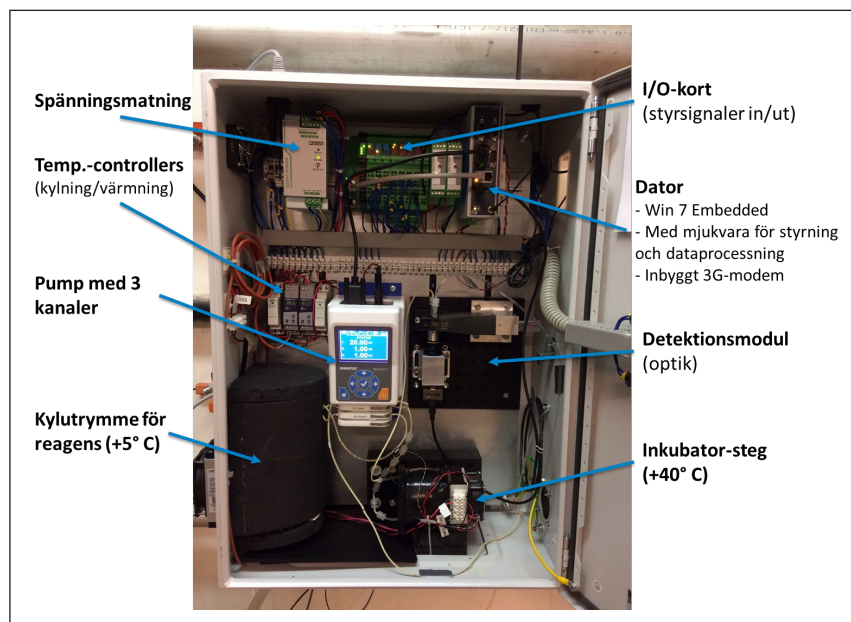
Instrumentets utvändiga mått är 700·500·250 mm. På framsidan finns en yttre styrpanel med ett antal lampor som indikerar instrumentet status

(t.ex. ström på/av, mätning pågår, fel, larm osv.). Det finns även knappar för aktivering av automatiserad mätning samt på- och avstängning av systemet. I Figur 6.7 kan man se en av de framtagna instrumentprototyperna som togs fram inom projektet, installerad ute på ett av vattenverken.

Figur 6.8 visar instruments insida och dess ingående delar. Inuti instrumentlådan finns elektronik för styrning och spänningsmatning, inbyggd dator (PC), optisk detektionsmodul, ett blandning- och inkubationssteg, en peristaltisk pump med tre kanaler samt kylutrymme (som håller runt 5° C) för reagensvätskan. Provvätskan pumpas in i instrumentet från utsidan och efter att mätningen är avslutad pumpas vätskan vidare ut till avloppet.



Figur 6.7 Instrumentprototyp installerad på Tekniska verken i Linköping för mätning på dricksvatten.

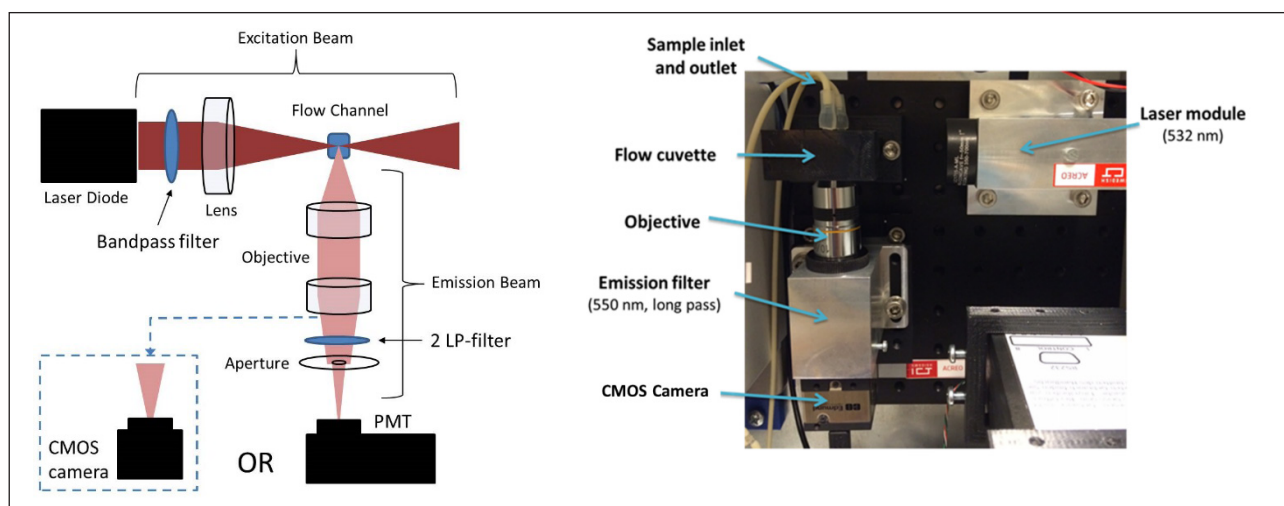


Figur 6.8 Bilden visar den instrumentprototyp som tagits fram inom ramen för projektet. Instrumentet innehåller bland annat elektronik för styrning och spänningsmatning, dator (embedded PC), optisk detektionsmodul, kylutrymme för reagensvätska, inkubations- och blandningssteg för vattenprovet samt en peristaltisk pump.

Figur 6.9 visar till vänster en översiktlig beskrivning av den optiska delen av mätsystemet och till höger hur motsvarande del ser ut i praktiken. Vid mätning flödar vattenprovet genom flödeskvyvetten (flow cuvette) som sitter monterad under den svarta plasthållaren i den högra bilden.

Excitationskällan utgörs av en grön laser (532 nm, 100mW). Framför laserkällan sitter ett bandpass-filter (532 nm) monterad i samma mekaniska hållare av aluminium. En lens (lens) används för att fokusera excitationsstrålen mot provkvyvetten (flow channel) där provet passerar. Kvyvetten är gjord av kvartsglas med en flödeskanal med innermåtten 38.8·0,01 mm och har slangkopplingar för vattenflödet.

På emissionssidan sitter långpassfilter (LP-filter) med brytvåglängd vid 550 nm för att filtrera ljus från laserkälla samt fluorescens från blågröna alger och annat biologiskt material med autofluorescens i det aktuella mätområdet. Som detektor används i den här prototypen en CCD-kamera från Edmund Optics. Kameran är egentligen optimerad för det synliga området men fungerar även i IR-området (ca 800–1 000 nm), dock med något sämre känslighet. Framför CCD-kameran sitter ett objektiv med 10x förstoring.



Figur 6.9 Till vänster: Schematisk bild som visar den optiska delen av mätsystemet. I det aktuella instrumentet har vi använt en CCD-kamera som detektor. Man skulle också kunna använda andra optiska detektorer, exempelvis ett fotomultiplikatorrör (PMT). Till höger: Den optiska detektionsmodulen så som den har implementerats i mätinstrumentet. Modulen innehåller CCD-kamera, kamerahus som innehåller emissionsfilter och objektiv, flödeskvyvett, kopplingar för in- och utflöde av provvätska samt lasermodul innehållande laser, filter och lens.

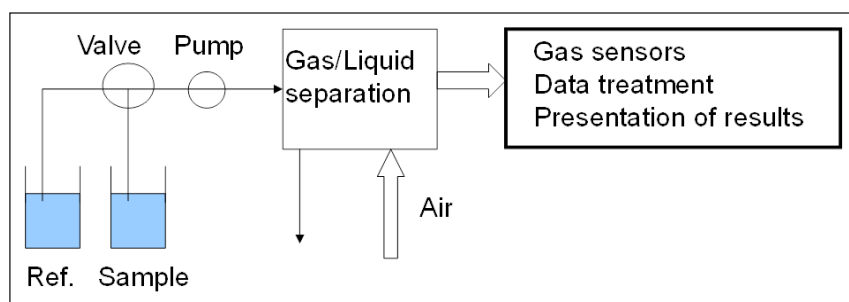
6.2.3 Elektroniska näsan

Tekniken ”Elektronisk näsa” användes i Sensation III-projektet i första hand till att ge en tidig varning vid petroleumförekomst i råvatten, men testades även för detektion av avloppsvatten i dricksvatten pga. potentiellt mycket bra detektionsgräns för flyktiga ämnen. En fältmätuppställning har tillverkats och testats på Görvälnverket i Järfälla (Norrvatten) i SVU-projektet ”Detektion av låga halter diesel i vatten” (SVU Proj.nr. 14-107). Metoden visade sig där vara kapabel att under onlinemätningar detektera ett fåtal ppb (part per billion, miljarddel) diesel i råvatten utan problem med de relativt höga halterna av humusämnen, vilket är en Akilleshäla för existerande kommersiell teknik (Winquist F. 2015). Tekniken kan både särskilja diesel från

andra ämnen och kvantifiera mängden diesel. Även andra flyktiga ämnen kan detekteras. Jämfört med den elektroniska tungan kräver dock den här tekniken ett litet sidoflöde av vatten.

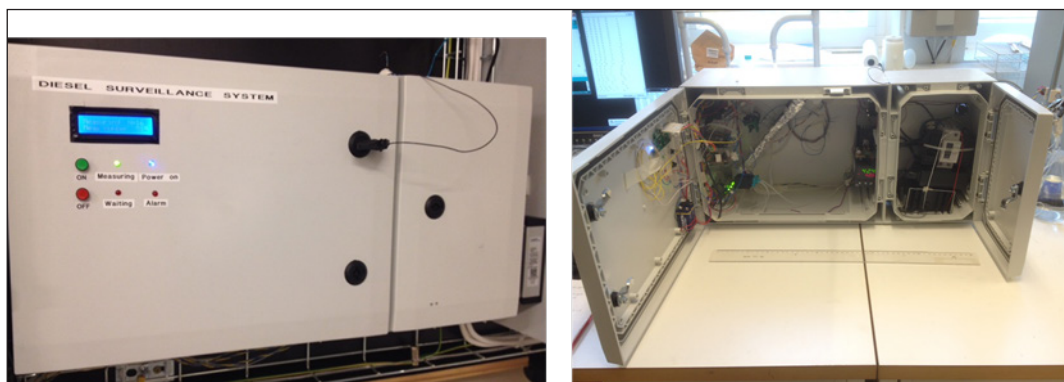
Tekniken bygger på en gassensormatrix i kombination med multivariat dataanalys och en ny, snabb och mycket effektiv extraktionsteknik som överför analyten (det som ska detekteras, t.ex. diesel) från vätskefas till gasfas. Molförhållandet i samma volym vätska och gas är ungefär 1 400/1, så vid fullständig övergång av ett ämne från vätskefas till gasfas (med samma volymer) blir koncentrationsförstärkningen 1 400 ggr. Detta innebär att systemet kan göras mycket känsligt. En gassensor som har en detektionsgräns på 1 ppm diesel i luft kan vid optimala förhållanden detektera ca 1ppb diesel i vatten.

Principen för elektroniska näsan illustreras i Figur 6.10. Tekniken är generellt avsedd för att detektera låga halter av flyktiga ämnen i en vätska genom att först överföra dem till gasfas. Mätupställningen överför med en pump växelvis prov- och referensvätska (rent vatten) till ett separationssteg (Gas/liquid separation) där vätskan värms så att flyktiga ämnen avges. En luftström för de flyktiga ämnena till en gassensormatrix där de detekteras. Anledningen till att en matrix av gassensorer används, snarare än en enskild gassensor, är att man vill kunna särskilja olika ämnen. Detta kan göras genom att kombinera signalerna från ett flertal gassensorer med olika selektivitet.



Figur 6.10 Principskiss för den elektroniska näsan.

Figur 6.11 visar hur det sensorsystem som togs fram för fältmätningarna såg ut i praktiken. Storleken på systemet är 60·30·17 cm (B·H·D).



Figur 6.11 Det fysiska sensorsystemet för e-näsa-mätning i fält.

6.2.4 spectro::lyser

spectro::lyser[®] är det kommersiella namnet på en optisk in situ-spektrometer från österrikiska s::can (s::can Messtechnik GmbH 2017d). Produkten har funnits på marknaden sedan början av 2000-talet, och företaget har sålt mer än 7 000 spektrometerbaserade system. spectro::lyserns konstruktion och funktion får därmed anses vara välkänd. spectro::lysern mäter spektral optisk absorbans i 256 st smala kanaler mellan ca 190 och 750 nm. Absorbansspektra omräknas sedan till olika vattenkvalitetsparametrar, t.ex. turbiditet, TOC, DOC, NO₃-N, Färgtal, UV254 m.fl. med hjälp av inbyggda rutiner. Absorbansspektra kan även utnyttjas av en speciell larmprogramvara kallad ana::tool, vilken tittar på relativa skillnader mellan olika spektra och larmar utifrån dessa. Programvaran bygger på multivariata analys i realtid. I denna studie var spectro::lysern och dess kontroller med ana::tool monterade på en tavla (s::can Messtechnik GmbH 2017b) med fler sensorer: en konduktivitets- och en pH-sensor (se nedan). Vattnet till tavlan togs från testriggens undre gren (se Figur 6.2).

6.2.5 Konduktivitet

Konduktiviteten mättes i genomflöde med en condu::lyser från s::can (s::can Messtechnik GmbH 2017a). Sensorn bygger på konventionell mätteknik av vattnets resistans med fyra elektroder.

6.2.6 pH

Även pH mättes i genomflöde med en pH::lyser från s::can (s::can Messtechnik GmbH 2017c). Tekniken är potentiometrisk och innefattar en icke-porös referenselektrod.

6.2.7 Kloröverskott

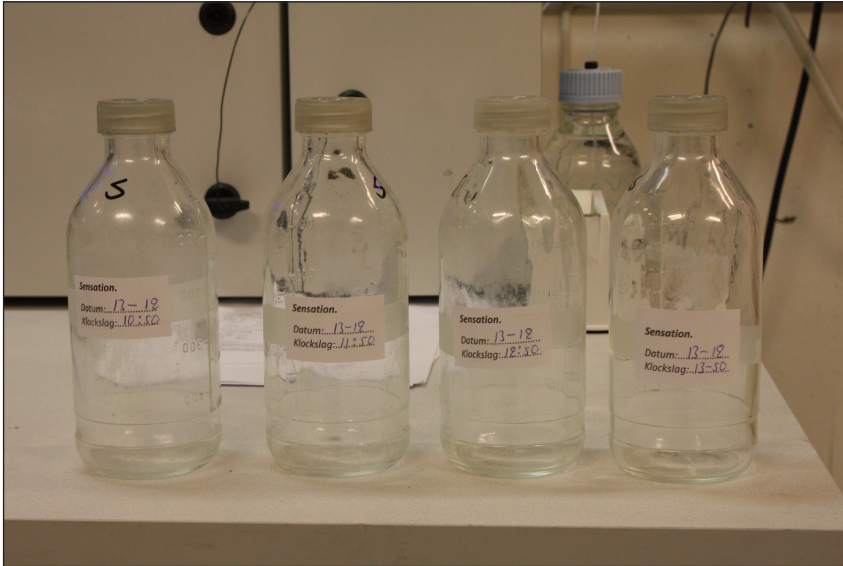
Det totala kloröverskottet mättes i genomflöde med en Dulcotest CTE 1-mA-0,5 ppm (ProMinent 2009) kopplat till en Dulcometer D1Cb/D1Cc. För att låta klorret hinna verka så introducerades 15 min fördröjning med hjälp av 60 m halvtums trädgårdsslang som monterades mellan utloppet på s::cans tavla och ingången på Dulcometern. Utloppet från Dulcometern leddes ner i avloppet.

6.3 Provtagning och analys

Vid de flesta av spikningarna togs vattenprover för analys. Proven togs från den övre grenen på testriggen (se Figur 6.2), dvs. samma gren som flödescytometern och den elektroniska näsan tog sina provflöden ifrån. Ungefär i mitten av de 20 min långa spikningarna togs prover i flaskor (se Figur 6.12) som senare analyserades på Tekniska verkens laboratorium. Metoden som användes var Standard SS 02 81 67:2 "Vatten undersökningar – Koliforma bakterier, termotoleranta koliforma bakterier och *Escherichia coli* i vatten". Testerna omfattar analys av koliforma bakterier (inkubation i 35 grader) och *E. coli* (inkubation i 44 grader). Vid dessa analyser avlästes endast miss-

tänkta *E. coli* utan efterföljande verifikation. Bakterietesterna hos Tekniska verken är inte ackrediterade men jämförs regelbundet med resultat från ackrediterade laboratorier med god överensstämmelse.

På grund av de höga koncentrationerna av bakterier så späddes provet innan analys vilket ökar osäkerheten i analyserna. Avläsning av koliforma bakterier var generellt svårare än för *E. coli* eftersom de koliforma bakterierna gav diffusare kolonier. Provprotokollet för spikningar och analys finns i Bilaga 1.



Figur 6.12 Flaskor förberedda för provtagning.

7 Resultat

Resultaten som presenteras bygger huvudsakligen på de experiment som genomförts med det brutna systemet (vatten som passerat ett återströmningsskydd) i avloppsreningsverket i Nykvarn under december 2016–februari 2017, men även resultat från långtidstesterna med elektroniska tungan på tryckstegringsstationen i Lingham redovisas.

De flesta av sensorerna loggades kontinuerligt under hela perioden, och vid 20 tillfällen tillsattes avloppsvatten, syntetiskt avloppsvatten, råvatten, rent vatten samt saltvatten i olika koncentrationer under kontrollerade och säkra former, se Kapitel 6 för detaljer om proven samt Bilaga 1 för provprotokoll.

Först beskrivs resultaten från bakterieanalysen och därefter resultaten från elektroniska tungan mer i detalj eftersom denna sensor gav bäst resultat. Resultaten för de övriga sensorerna beskrivs därefter översiktligt. I följande avsnitt undersöks sensorfusion mellan den elektroniska tungan och givare för pH och konduktivitet. Kapitlet avslutas med ett avsnitt om slutsatser från försöken med de olika sensorerna.

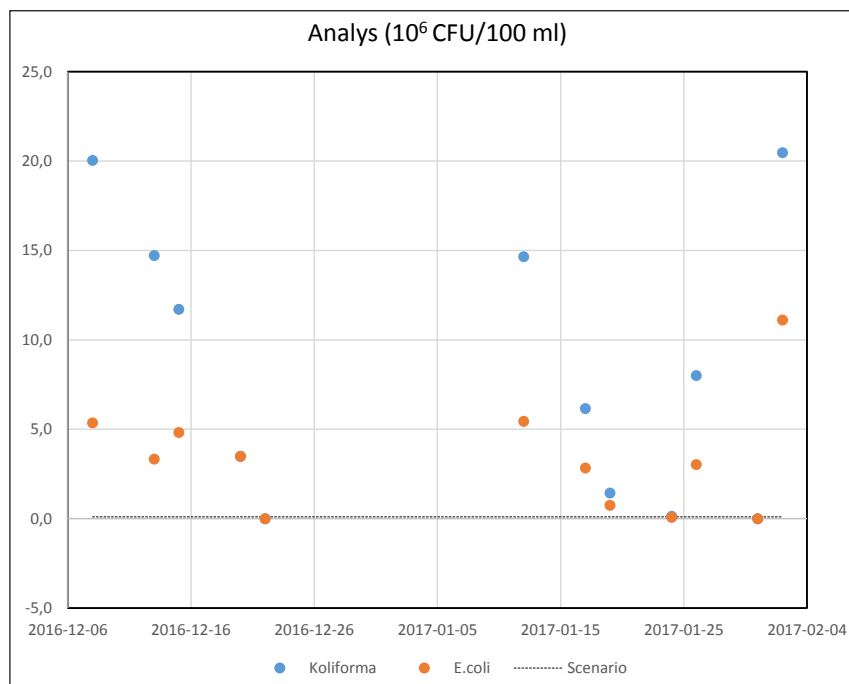
7.1 Resultat från analysen

En översikt av medelkoncentrationen av koliforma bakterier och *E. coli* i avloppsvattnet respektive mättag enligt bakterieanalysen visas i Figur 7.1. Här kan vi se att koncentrationen av *E. coli* generellt är betydligt högre av vad som antogs i scenarioräkningarna i Avsnitt 3.1. De två värdena som ligger på noll är spikningar med dricksvatten (blankprov) respektive råvatten. De två punkter med medelvärde under 10^6 CFU/100 ml är de två dagar där lägre koncentrationerna tillsattes (19 och 24 januari). Eftersom båda dessa dagar avviker markant från dagar med normalkoncentration så misstänker vi att tillredningen av dessa prov ger en lägre bakteriehalt. Eventuellt beror det på att en mindre mängd avloppsvatten användes och att koncentrationen av bakterier är lägre i det övre skiktet av dunken med avloppsvatten på grund av sedimenteringen.

Medelvärdet av *E. coli* för dagarna med normalkoncentration var $4,9 \cdot 10^6$ CFU/100 ml, dvs. nästan en faktor 50 högre än i scenarioräkningarna. *E. coli*-halten i avloppsvatten kan variera stort av många olika orsaker. Värdet mellan 10^3 – 10^8 CFU/100 ml är möjliga (Metcalf & Eddy 2003). I Tekniska verkens avloppsnät är det lågt inläckage av t.ex. dagvatten och annat vatten som späder avloppsvattnet och det har därför en hög *E. coli*-halt jämfört med riksgenomsnittet. Dessutom gjordes försöken under en period med liten nederbörd så resultatet är rimligt. Att värdet inte är extremt visar försöken på råvatten i Växjö i ett annat arbetspaket inom Sensation III. Där uppmättes i medeltal en *E. coli*-halt på $8 \cdot 10^6$ CFU/100 ml vid 5 olika provtagningar på avloppsvattnet, dvs. ännu lite högre.

Halterna spillvatten i dricksvattnet i de tre scenarierna påverkas inte av de höga *E. coli*-halterna, men däremot kan sensorernas känslighet för avloppsvatten vara sämre i anläggningar som har lägre *E. coli*-koncentration i sitt spillvatten pga. högre inläckage av vatten i sitt avloppssystem.

För att nå ungefär samma utslag på sensorerna med syntetiskt avloppsvatten så behövdes i allmänhet en fem gånger högre koncentration jämfört med det verkliga avloppsvatten, se nedan på respektive sensor.



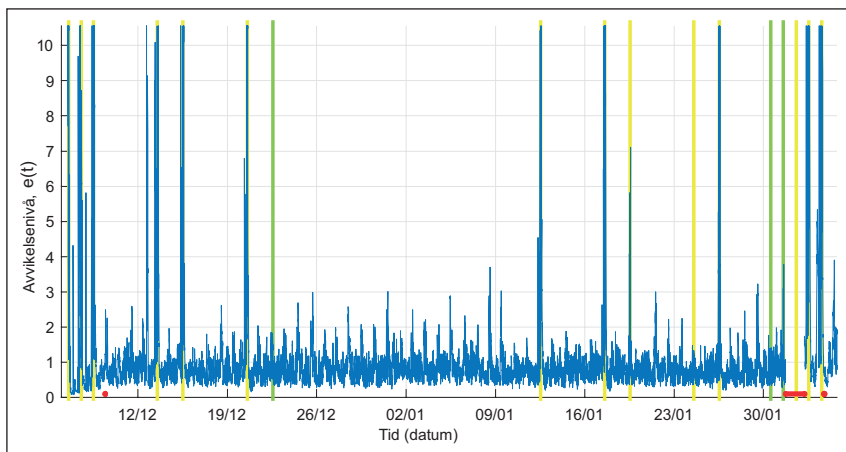
Figur 7.1

Resultaten av bakterieanalysen vid försöken med brutet system. Punkterna visar medelvärdet för 100 procentigt avloppsvatten uträknat från de fyra proverna respektive mät-dag. Enskilda analysvärden respektive mät-dag som avviker mer än en faktor tio från de övriga mätvärdena har uteslutits i medelvärdesbildningen. Där mätvärden för koliforma bakterier (blå) inte syns har de samma värde som *E. coli* (orange). Den streckade linjen är värdet som används för *E. coli* i scenarioräkningarna i Avsnitt 3.1 ($1 \cdot 10^5$ CFU/100 ml).

7.2 Elektronisk tunga

Elektroniska tungans rådata har utvärderats på ett par olika sätt. Vi börjar här med att titta på den mer generella metod som beskrivs i Bilaga 2 och som syftar till att detektera alla möjliga avvikelser. Denna metod har använts för mätningar från hela mätperioden. I kapitel 7.2.3 beskrivs två mer specifika metoder med inriktning mot detektion av avloppsvatten där den ena metoden endast kunde appliceras på mätdata efter den 1 februari 2017 då en uppgradering av e-tungans mätsekvens (mjukvaruuppdatering) gjordes, vilket medförde att rådata fick betydligt bättre signal/brusförhållande. Tyvärr hann vi bara göra ett fåtal mätningar efter denna uppgradering, så vi kan bara troliggöra att en betydande prestandaförbättring för avloppsdetek-tion då erhöles, men vi har inte tillräckligt statistiskt underlag för att jämföra med de utvärderingar som initialt presenteras och som domineras av data från mätperioden innan e-tungan var uppgraderad.

Tungans avvikelsevenivå utvärderad med den generella metoden för hela mätperioden visas överskådligt i Figur 7.2. De kraftigaste stegringarna är i regel kopplade till tillsatta föroreningar, vilket är positivt. Det noteras dock att det även finns dygnsknutna stegringar med koppling till andra mer regelbundna, normala fenomen i dricksvattnet. Vissa av dessa stegringar riskerar att ge falsklarm. Vi kommer här inte att försöka identifiera bakomliggande

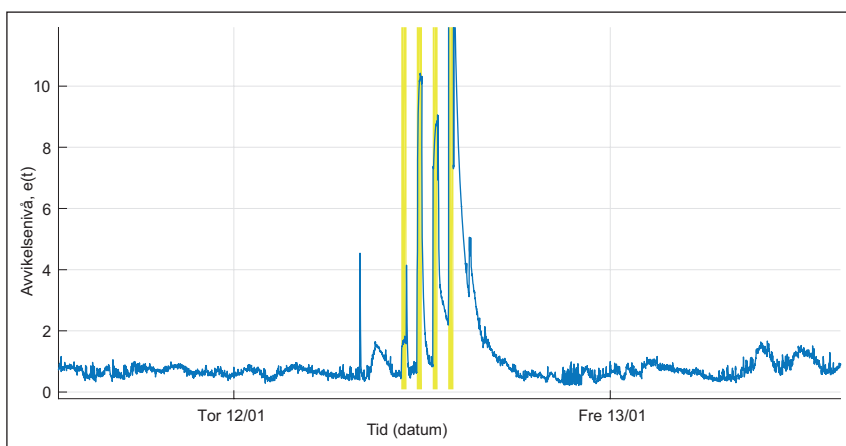


Figur 7.2

Avvikelsenivå för e-tunga under drygt två månaders mätning i Nykvarn 2016-2017. Gul bakgrund indikerar de tillfällen då föroreningar tillsatts (spikningar). Grön bakgrund indikerar tillsats av råvatten eller kontrolltillsats av dricksvatten. Vid spikning med förorening (gult) förväntas en förhöjd avvikelsenivå, men det är förstås svårt att urskilja detaljerna i denna skala (se följande bilder). Tjock (röd) linje/markering vid nollnivån indikerar driftstörningar/avbrott. Notera att diagrammet är avklippt vid amplituden 10,5 för att i lämplig skala belysa primärt larmområde, vilket torde ligga i intervallet 3-5.

fenomen, utan snarare konstatera att det generella filter som beskrivits i Bilaga 2 har förbättringspotential – till exempel att modellfönstret förlängs till ett dygn eller mer. Då föroreningar under experimenten tillsatts dagligen under vissa perioder har detta dock inte varit aktuellt att testa (då modellfönstret kontamineras blir resultaten missvisande).

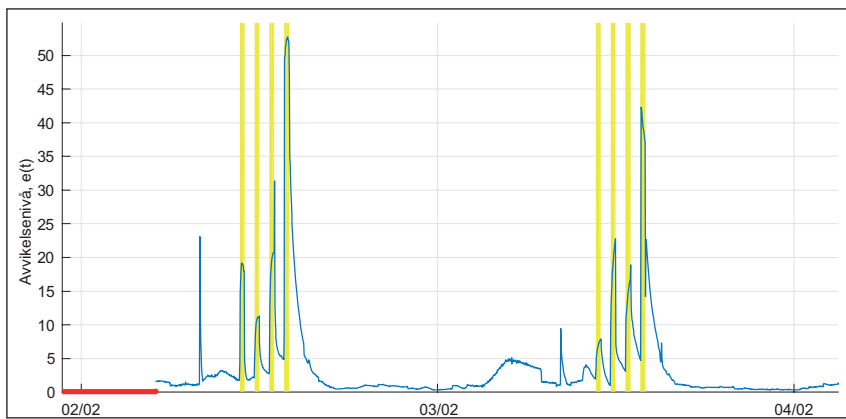
Även om det finns förbättringspotential i filtret, så är resultaten överlag positiva. Som nyanserade exempel belyser vi speciellt de två experiment (spikningar) då e-tungan svarade som sämst respektive som bäst på avloppsvatten under mätperiodens totalt 10 spikningar med avloppsvatten, se Figur 7.3 och Figur 7.4. De koncentrationer av avloppsvatten som testats regelbundet är 0,05 %, 0,23 %, 0,7% samt 3,4 %. Egentligen är det endast koncentrationer på nivån 0.05 % som är utmanande i studien; i Figur 7.3 är 0,05 %-responsen möjligtvis tvivelaktig, men i Figur 7.4 mycket kraftfull. Enligt Figur 7.2 torde en larmgräns som inte ger alltför frekventa falsklarm ligga på nivån 4, cirka.



Figur 7.3

Avvikelsenivå för e-tunga vid mätning i Nykvarn, utsnitt för spikning 12 januari 2017. Gul (grå) bakgrund indikerar spikningar med avloppsvatten i stigande koncentration; 0,05 %, 0,23 %, 0,7 % respektive 3,4 %, vilket uppskattats ge en koncentration av E. coli-bakterier på 2,2, 17, 34 respektive 16 tusen per 100 ml. Varje spikning tar 20 minuter och upprepas med en timmes intervaller. Avvikelse toppen ett par timmar före första spikningen är en reaktion på labbförberedelser, då pumpsystemet sköljs igenom. Notera att avvikelsenivån inte är proportionell mot koncentrationen av avloppsvatten, vilket beror på att filtret relativt snabbt börjar anpassa sig till den förhöjda signalnivån. 12 januari är ett pessimistiskt exempel då e-tungan av olika anledningar ger en svag respons.

Efter experimentet i Nykvarn har en e-tunga även loggat data i en tryckstegringsstation i Lingham strax utanför Linköping under en längre tid. Här har det dock inte funnits möjlighet att tillsätta föroreningar till dricksvattnet, vilket gör det svårare att avgöra vilken prestanda e-tungan ger i just denna installation. Ett fyramånaders utsnitt av avvikelsenivån visas i Figur 7.5. Det noteras att i jämförelse med Nykvarn i Figur 7.2 så ger normal-

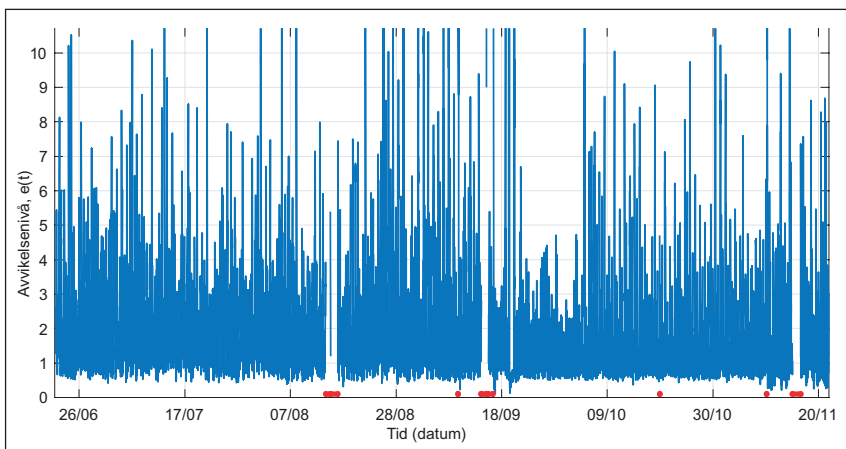


Figur 7.4

Avvikelsenivå för e-tunga vid mätning i Nykvarn, utsnitt för spikning 2-3 februari 2017. Den 2 februari: samma koncentrationer av avloppsvatten som i Figur 7.3 men med uppskattad koncentration av *E. coli*-bakterier på 5, 18, 90 respektive 480 tusen per 100 ml. Även här syns responsen på den sköljningen som föregår spikningen kl. 8. 2 februari är ett optimistiskt exempel då e-tungan (och även andra sensorer i uppställningen) ger en mycket kraftig respons. Notera att e-tungan uppgaderades 1 februari 2017 vilket medförde ett förbättrat signal/brusförhållande. Det högfrekventa bruset har reducerats märkbart, jämför med Figur 7.3 Den 3 februari användes syntetiskt avloppsvatten med koncentrationerna 0,25 %, 1,2 %, 3,5 % respektive 17 %.

variationerna betydligt större toppar, vilket troligtvis innebär avsevärt lägre känslighet. Tryckstegringsstationens betydligt snabbare normalvariationer, pga större flödesvariationer och fler pumpstarter, är troligtvis bakgrunden, och för att komma tillrätta med detta behöver filtret anpassas bättre, exempelvis vad avser temperaturkompensering och modellfönster.

Temperatursensorn i e-tungan som långtidstestades i vattentornet gick tidigt sönder. Vi har därför inte kunnat utvärdera med signalbehandlingsmetoden i denna position eftersom responsen varierar starkt med vattentemperaturen. Utan möjlighet till temperaturkompensation fungerar e-tungan inte tillfredställande så tyvärr fick vi inga användbara mätningar vid detta test.



Figur 7.5

Avvikelsenivå för e-tunga under drygt fyra månaders mätning i Lingham 2017. Jämfört med mätningen i Nykvarn (Figur 7.2) har filtret betydligt svårare att undertrycka normala variationer, vilket leder till avsevärt lägre känslighet. Orsakerna till detta är inte helt klarlagda, men uppställningen i Lingham är betydligt mer utsatt för konsumtionsvariationer och snabbare temperaturskiftningar pga. större flödesvariationer och fler pumpstarter. Filtret behöver troligtvis anpassas för att bättre kompensera för detta.

7.2.1 Utvärdering av e-tunga med ROC

För att analysera med ROC (receiver operator characteristics, se Figur 4.3 som jämförelse) behöver data indelas i följande kategorier:

- A. Aktiva mätningar från de intervall då förorening med avloppsvatten (inklusive syntetiskt) med en viss koncentration (0,05 %) tillsatts.
- B. Bakgrundmätningar på förmodat rent vatten.
- C. Mätningar från perioder där det råder osäkerhet rörande vattenkvaliteten, eller från intervall då annan förorening eller koncentration än den som stipulerats under A tillsatts.

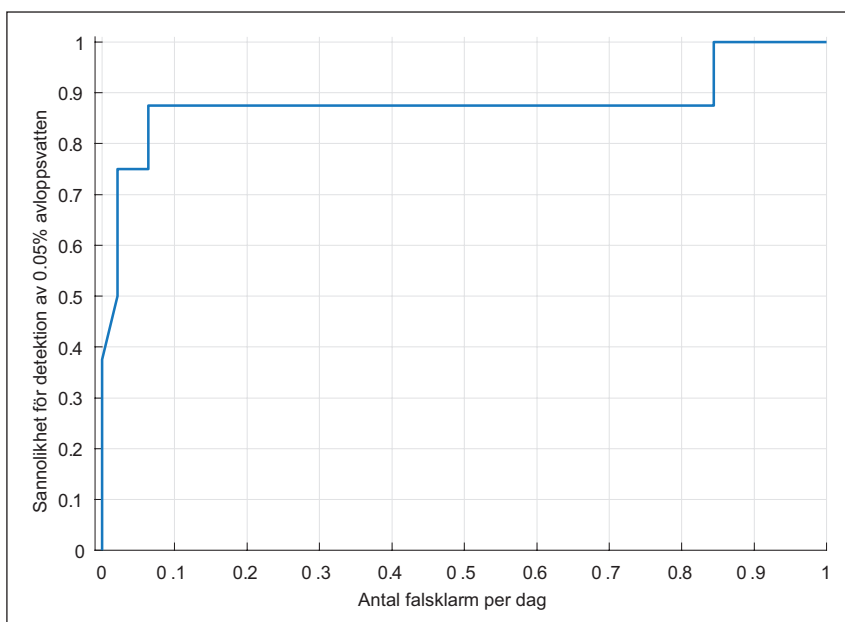
Mätningar ur kategori A bildar underlag för detektionssannolikheten (TPR), som beräknas som antal detektioner/antal föroreningsintervall (spikningar).

Ett föroreningsintervall ger upphov till en detektion om minst en mätning under intervallet överskrider en detektionströskel. Denna detektionströskel varieras då detektorns karakteristik analyseras nedan. Intervallen sträcker sig över 20 minuter och innefattar ca 120 mätningar. I datasetet finns 35 föroreningsintervall där koncentrationen av avloppsvatten överskrider 0,05 %. Det finns 8 föroreningsintervall där koncentrationen är exakt 0,05 %. Det finns även föroreningsintervall med lägre koncentrationer, men då dessa inte gett signifikant signalutslag med den analysmetodik som för närvarande är utvecklad, ingår dessa inte i analysen och mätningar från dessa intervall hänförs till kategori C.

Mätningar ur kategori B bildar underlag för falsklarmsfrekvensen (FPR), som här beräknas som antal detektioner/mättid för B. Enheten är *antal falsklarm per dygn*. Mättiden för kategori B är 47,4 dagar. Beräkningen av antalet detektioner (falsklarm) skiljer sig från motsvarande beräkning för kategori A. En detektion räknas här som ett tidsintervall då en eller flera mätningar (ur kategori B) lägger sig över detektionströskeln. För att särskilja två detektionsintervall från varandra krävs minst två timmar mellan mätningar som ligger över tröskeln. Med andra ord räknas ett godtyckligt antal mätningar över tröskeln som endast en detektion om den största tidsdifferensen mellan två på varandra följande mätningar över detektionströskeln är mindre än två timmar.

Mätningar ur kategori C används inte i analysen.

Som nämnts är det med befintligt statistiskt underlag endast relevant att studera föroreningar med koncentrationen 0,05 %. I studien saknas nämligen exempel på icke detekterade föroreningar (falska negativa) med högre koncentration än 0,05 % för en tröskelnivå som samtidigt ger noll falsklarm. Å andra sidan ger lägre koncentrationer (0,01 %) ingen signifikant signal att analysera. ROC-kurva för 0,05 % avloppsförorening visas i Figur 7.6.



Figur 7.6
ROC-kurva för e-tunga för avloppsvatten med koncentration 0,05 %.

En tolkning av ROC-kurvan kan vara att om en acceptabel falsklarmsfrekvens är 0,1 falsklarm per dag (i genomsnitt ett falsklarm var tionde dag) så

blir sannolikheten att upptäcka en förorening med 0,05 % avloppsvatten uppskattningsvis 88 % (i 7 fall av 8; den missade detektionen är då den 12 januari, se figur Figur 7.3). För att nå högre detektionssannolikhet måste man acceptera en falsklarmssannolikhet som är 0,84 per dag, dvs. ett falsklarm nästan varje dag.

7.2.2 Detektionsgräns för e-tunga

En gängse definition på en sensors *detektionsgräns* är att signalen ska överstiga 3σ , där σ^2 är brusvariansen. Är 0,05 % över eller under e-tungans detektionsgräns med denna definition? Det är svårt att besvara frågan direkt utifrån de mätningar som gjorts hittills, då det statistiska underlaget är förhållandevis klen för denna typ av analys. Indikativt kan man dock jämföra den ROC-kurva som ges av en exakt normalfördelning (gaussisk process) med variansen σ^2 och med de två hypotetiska medelvärdena 0 respektive 3σ , med den som skattats för tungan enligt föregående avsnitt. Ett enkelt räkneexempel indikerar att ROC-kurvan för denna ideala ”gaussdetektor” är betydligt bättre än för e-tungan.

Räkneexempel, jämförelse med ROC-kurva för gaussprocess

Vi utgår från att ett föroreningsintervall är 20 minuter, vilket med mätintervall 10 s ger motsvarande 120 stickprov från gaussfördelningen. Sannolikheten att missa en detektion under ett mätintervall är densamma som att alla dessa stickprov med (medelvärdet) ligger under en viss larmtröskel l , och denna är i sin tur $[F(l,3,1) - F(-l, 3,1)]^{120}$, där $F(\cdot, \mu, \sigma)$ representerar den kumulativa normalfördelningsfunktionen. Mot exempelvis $l = 5,07$ svarar enligt detta samband detektionssannolikheten 0,9. Via simulering av falsklarmsdefinitionen i föregående stycke så blir falsklarmsfrekvensen vid samma tröskel ($l = 5,07$) lika med 0,003 (ca 1 falsklarm per år). En punkt på gaussdetektorns ROC-kurva är alltså $[0,003, 0,9]$. Denna punkt dominerar e-tungans prestanda. Vidare implicerar exempelvis 0,1 falsklarm per dag en larmtröskel på $l = 4,38$, vilket i sin tur ger detektionssannolikhet 1,00 ... och alltså ytterligare en punkt som klart dominerar e-tungan, $[0,1, 1,00 \dots]$. Här har alltså ROC-kurvan för en gaussisk process med signalnivån (”detektionsgränsen”) 3σ jämförts med den för e-tungan skattade ROC-kurvan. Jämförelsen har gjorts för två indikativa nivåer på larmtrösklen, och för båda nivåerna ger gaussprocessen ett överlägset resultat.

Detta räkneexempel ger alltså inget stöd för hypotesen att e-tungans detektionsgräns är $\leq 0,05$ % avloppsvatten med den signalbehandling som har beskrivits ovan.

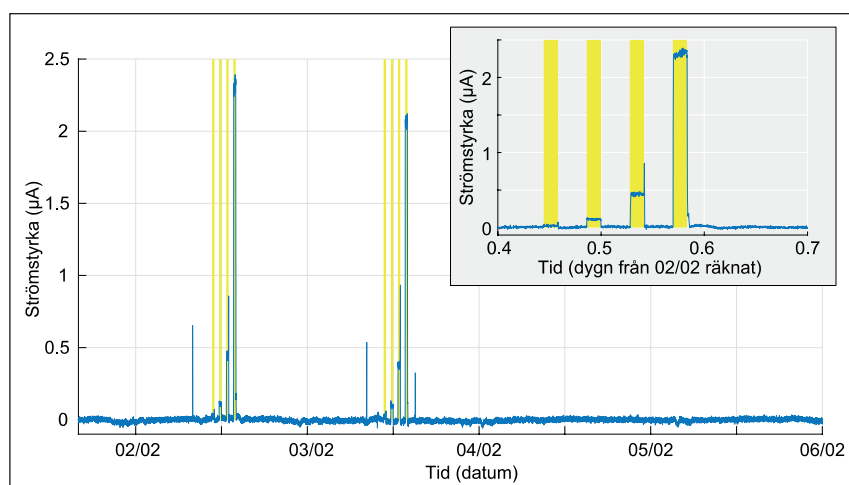
7.2.3 Alternativ signalbehandling efter uppgradering av elektroniska tungan

1 februari 2017 gjordes, som nämnts ovan, en uppgradering av elektroniska tungan som medförde att rådatasignalens signal/brus-förhållande avsevärt förbättrades. Vi hann tyvärr bara göra ett fåtal mätningar efter denna uppgradering och har därför inte ett statistiskt underlag för att jämföra med den utvärdering som gjorts ovan som domineras av mätningar före den 1 februari 2017. Vi kan dock troliggöra att en prestandaförbätt-

ring åstadkoms som gör det möjligt att detektera spillvattenkoncentrationer $< 0,05\%$.

I den ovanstående, mer generella avvikelseanalysen har samtliga data från den elektroniska tungan utnyttjats och särdrag (features) har plockats fram automatiskt via en principalkomponentanalys för att hitta olika typer av avvikelser i vattenkvaliteten. Ett annat alternativ är att istället manuellt välja ut vissa data och använda dessa som särdrag i en realtidsalgoritm. Denna variant illustrerades i Figur 6.4 där delfigurerna 5 visar resultatet för två olika sådana särdrag som är bra på att detektera avloppsvatten. Nedan beskrivs en utvärdering gjord med dessa två särdrag. Notera att dessa särdrag alltså inte har tagits fram automatiskt av det filter så som användes ovan och vars princip är beskrivet i Bilaga 2. Det blir alltså svårt att direkt jämföra resultaten nedan med dem som presenterades ovan.

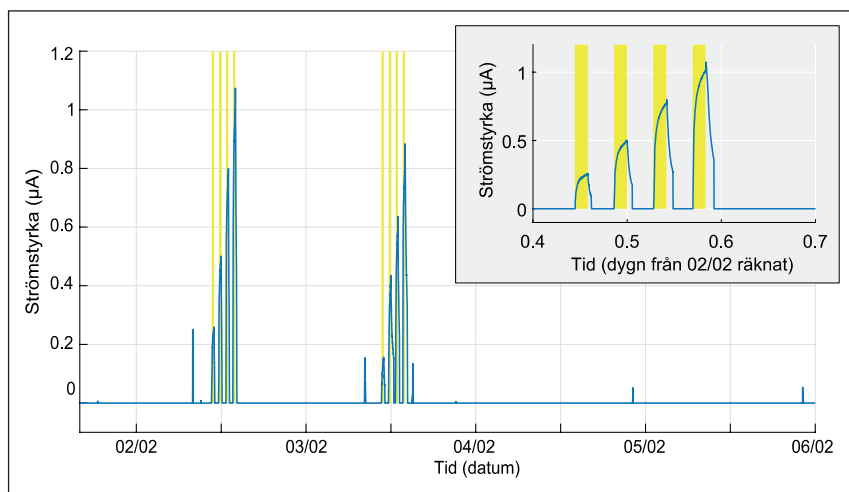
Figur 7.7 visar resultatet för den enklaste formen av särdrag, särdrag 1, där endast en datapunkt per strömrespons för bara från en av de tre elektroderna har utnyttjats. Denna mätpunkt är starkt beroende av konduktiviteten i vätskan och reagerar därför framförallt på konduktivitetsförändringar. Eftersom temperaturen varierar vid mätningarna och mätsignalen är temperaturberoende, har en temperaturkompensation gjorts för att generera utsignal 1. Den infogade figuren visar en uppförstoring i tidsled av utsignalen vid de avloppsdoseringar som gjordes under det första dygnet (se figurtexten). Några fördelar med denna utsignal är att den ger en väldigt snabb respons och att den är hyfsat proportionell mot avloppskoncentrationen. En nackdel är att den har svårt att detektera den lägsta avloppskoncentrationen.



Figur 7.7

Utsignal 1 som är baserad på särdrag 1 som är starkt beroende av vattnets konduktivitet. Mätdata för drygt fyra dygn i Nykvarn visas. De gula staplarna indikerar doseringar med olika halter avloppsvatten in i huvudflödet. 2 februari 2017 användes inkommande avloppsvatten som gav upphov till koncentrationerna 0,05 %, 0,23 %, 0,7 % resp. 3,4 % vid sensorn. Den infogade bilden visar en uppförstoring av tidsförloppet för dessa doseringar. 3 februari 2017 användes syntetiskt avloppsvatten som gav upphov till koncentrationerna 0,25 %, 1,2 %, 3,5 % resp. 17 % vid sensorn. Utöver doseringarna sker renspolningar av doseringssystemet som ger upphov till de tre snabba "spikarna" i responsen utanför de gula områdena i huvudfiguren.

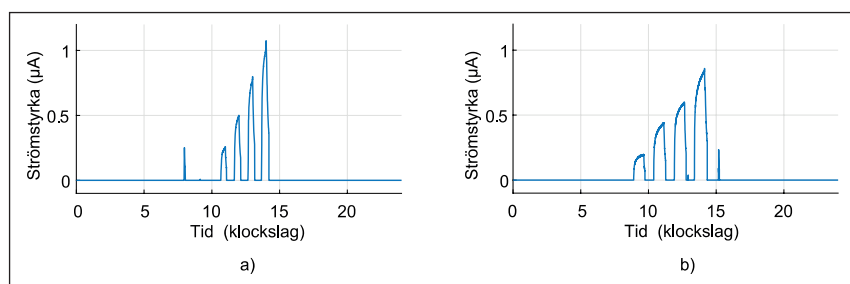
Figur 7.8 visar resultatet från ett andra särdrag, särdrag 2, där fler mätdatapunkter från strömresponsen har använts. Dessa datapunkter är mindre känsliga för konduktivitetsförändringar och visar framförallt på förändringar hos de redox-reaktioner som äger rum på ytan hos arbetselektrodena. Här har en annan algoritm använts för att generera utsignalen (utsignal 2). Fördelen med denna utsignal är att den är mycket känsligare för låga halter än utsignal 1. Några nackdelar är att responsen är långsammare (minuter snarare än sekunder innan ett stabilt värde uppnås), olinjär i koncentrationsberoendet och att algoritmen kräver relativt snabba koncentrationsförändringar för att ge en respons.



Figur 7.8

Utsignal 2 baserad på särdrag 2 som är starkt beroende av redoxaktiviteten vid elektrodyrtorna. Mätperioden och doseringarna är desamma som i Figur 7.7 De gula staplarna indikerar tidsintervallen för avlopps-doseringarna. Utöver doseringar sker renspolningar av doserings-systemet som ger upphov till de fem snabba "spikarna" i responsen som observeras utanför "de gula områdena". Den infogade bilden visar en uppförstoring av tidsförloppet för utsignalen vid avloppsdoseringarna den 2 februari 2017. Även den lägsta koncentrationen, 0,05 % som äger rum kring tiden 0,45 dygn, ger tydlig respons för detta särdrag.

Mätningarna i Figur 7.8 ägde alltså rum efter en uppgradering av e-tungan och det var först då som särdrag 2 blev användbart. Tyvärr var dessa de sista doseringarna som gjordes i Nykvarn vilket gjorde att vi inte hade möjlighet att reproducera resultaten. Däremot gjordes liknande avloppsdoseringar vid ett senare tillfälle vid mätningar på dricksvatten i Lammhults vattenverk. Figur 7.9 visar en jämförelse mellan resultaten för avloppsdoseringen i Nykvarn och den i Lammhult.



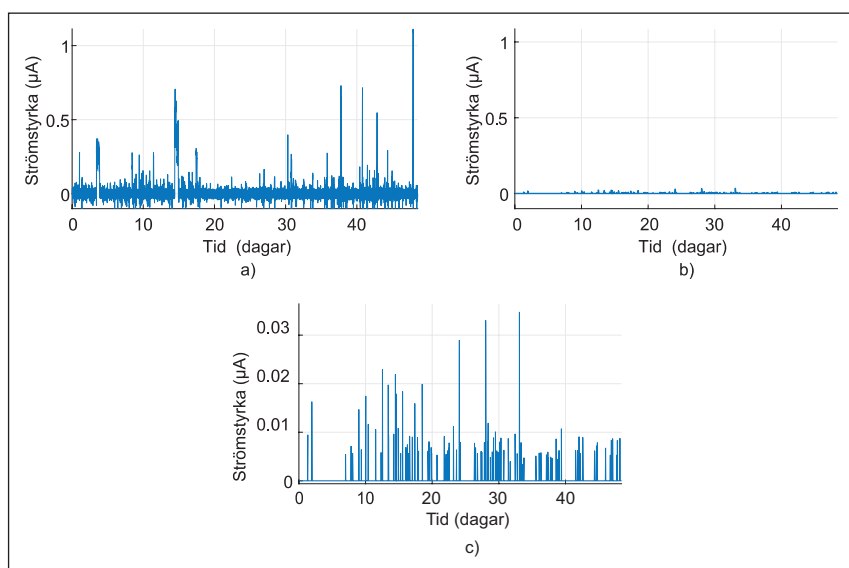
Figur 7.9

a) Samma data som i figur 7.8 med responserna för avloppskoncentrationerna 0,05 %, 0,23 %, 0,7 % resp. 3,4 % uppmätt i Nykvarn 2 februari 2017. Responsspiken ungefär kl. 8 beror på en sköljning av dosersystemet.

b) Mätningar i Lammhultsverket i Växjö kommun 9 november 2017 med en annan e-tunga än i Nykvarn och med avloppskoncentrationerna 0,05 %, 0,2 %, 0,5 % och 2.0 %. Doseringarna skedde här under lite längre tider och responstopparna är därför lite bredare. Responsspiken strax efter kl. 15 beror på en sköljning av dosersystemet.

Figur 7.10 visar hur utsignalerna, för samma två särdrag som vid Nykvarns-mätningarna, ser ut vid 54 dygns mätningar i tryckstegringsstationen i Lingham. I detta fall görs inga avloppsdoseringar och vi har ingen information om att vattenkvaliteten ska ha varierat under mätperioden. Parametrarna i algoritmen för att generera utsignal 1 behövde ändras för att minska antalet falsklarm, medan algoritmen som genererar utsignal 2 är densamma som vid Nykvarnmätningarna ovan. Utsignal 1 (Figur 7.10 a) ger upphov till så höga signaler så att en hel del falsklarm kommer att genereras även för en så hög tröskel som 0,3 µA som motsvarade 0,7 % avloppsvatten vid Nykvarnförsöken. Utsignal 1 visar därmed liknande förhöjda brus i Lingham jämfört med Nykvarn som den automatiska algoritmen, se Figur 7.5. Utsignal 2 (Figur 7.10 b och c) däremot är betydligt stabilare i Lingham under samma mätperiod. Denna utsignal ger ifrån sig strömspikar som maximalt är knappt 0,04 mA, dvs. ungefär en faktor 5 mindre än responsen som erhålls för 0,05 % avlopp enligt Figur 7.9. Därför är det troligt att e-tungan skulle kunna detektera ner till (och kanske under) 0,05 % avloppsvatten med låg falsklarmssannolikhet med utsignal 2 även vid denna mätpunkt,

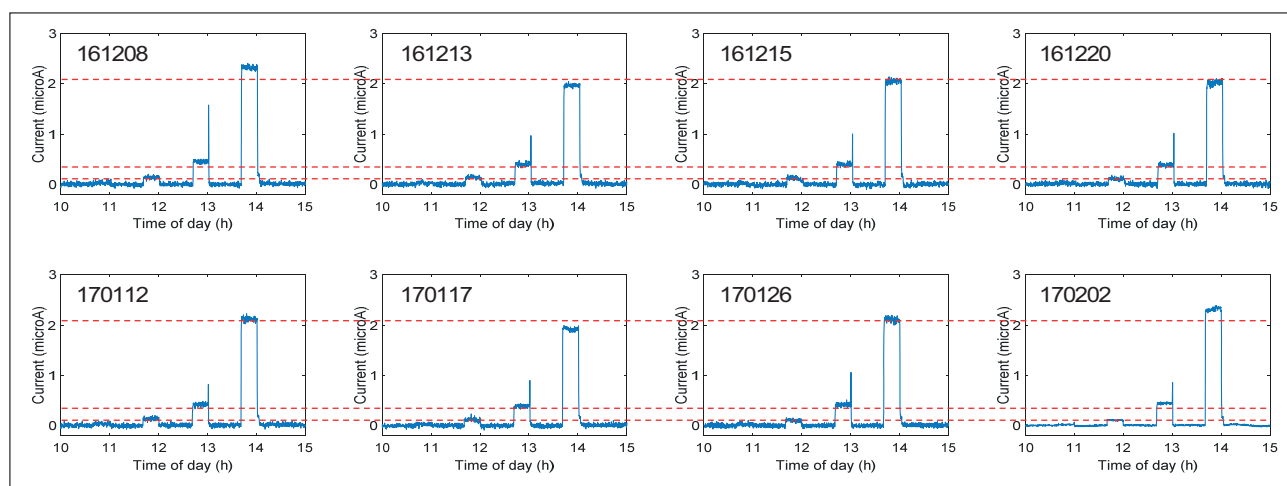
men eftersom inga spikningar har gjorts vid denna mätpunkt kan vi dock inte säga det med säkerhet.



Figur 7.10

Samma särdrag som vid Nykvarn-mätningarna har här använts för att generera ut signaler för en annan e-tunga under 54 dygn (170621-170813) vid tryckstegringsstationen i Lingham. a) Särdrag 1 ger en relativt brusig utsignal trots att algoritmparametrarna har ändrats för att minimera brus och drift. b) Särdrag 2 ger en utsignal med betydligt mindre brus. c) Samma data som i b-figuren uppförstort i y-led. I båda fallen vore det önskvärt med en larmtröskel kring 0,1-0,2 mA, vilket ser ut att fungera bra för utsignal 2, medan utsignal 1 genererar många falsklarm för en sådan tröskel.

Eftersom särdrag 2 bara kunde användas för de sista dagarna vid Nykvarn (efter att mätinställningarna ändrades 2017-02-01) så har vi i projektet inte haft möjlighet att studera långtidsstabiliteten av detta särdrag. För särdrag 1 har vi däremot en mätserie för hela perioden i Nykvarn och Figur 7.11 visar att sensorn verkar kunna användas utan någon tydlig degradering för detta särdrag. Det fanns en farhåga att en sensor där elektrokemiska reaktioner äger rum på en metallyta skulle få sämre signal med tiden pga. att det bildas beläggningar på elektrodytorna, men så tycks inte vara fallet för särdrag 1. Figuren visar också att det inte är någon avsevärd skillnad i responsen för 12



Figur 7.11 Elektroniska tungans respons för avloppsvatten under nästan 2 månader. Figurerna visar hur utsignal 1, baserat på särdrag 1, ser ut vid de åtta olika tillfällen under perioden 8 december 2016 till 2 februari 2017 då sensorn utsätts för fyra avloppspulser med koncentrationerna 0,05 %, 0,23 %, 0,7 % resp. 3,4 %. De röda streckade linjerna är hjälplinjer för att jämföra responsen för de tre högsta koncentrationerna. En viss variation kring medelvärdena kan noteras men inte någon kontinuerlig degradering. Notera att vi spikade med avloppsvatten och att dessa prover togs vid olika tillfällen (i samband med mätningarna) och därför kan skilja i innehåll från gång till gång, se Bilaga 1 för analysresultaten. Notera även att inför den sista mätningen (2017-02-02) har mätinställningarna ändrats så att mätsignalen blir betydligt mindre brusig.

januari jämfört med 2 februari 2017, dvs. ”styrkan” på avloppet mätt som konduktivitetsförändring verkar inte vara särskilt stor trots att bakteriehalten skilde mycket vid de två tillfällena, se Figur 7.1 och Bilaga 1. Eftersom det var samma mätprob som användes under hela perioden kan vi även konstatera att det fortfarande finns en tydlig signal kvar för särdrag 2 efter att proben varit installerad i mer än två månader. Däremot vet vi som sagt inte hur detta särdrag skulle ha sett ut i början av mätperioden ifall uppgraderingen hade gjorts tidigare.

7.3 Övriga Sensorer

Vid försöken i Nykvarn var det flera sensorer som gav dåliga utslag vid spikningarna med föroreningarna. Varken elektroniska näsan eller kloröverskottet gav några användbara utslag vid spikningarna och flödescytometern gav utslag först de sista dagarna vid försöken. De övriga sensorerna gav utslag åtminstone vid de högre koncentrationerna av föroreningar. Resultaten visas översiktligt för hela perioden samt vid spikningarna de två sista dagarna (2–3 februari 2017) då utslagen var tydligast för de flesta sensorerna. Notera att *E. coli*-halten den 2 februari var den klart högsta under hela mätperioden (se Figur 7.1 och Bilaga 1). Vi har tolkat de tydliga sensorsignalerna och den höga *E. coli*-halten som att avloppsvattnet var ovanligt koncentrerat denna dag. Notera dock att varken konduktiviteten eller särdrag 1 på e-tungan visar nämnbart förhöjda värden denna dag jämfört med andra dagar.

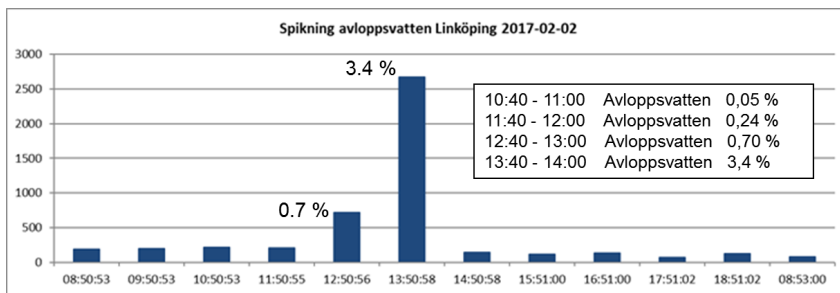
7.3.1 Flödescytometer

Efter några upprepade försök att detektera spikning med avloppsvatten i dricksvatten på Tekniska verken justerade vi ett antal mätparametrar (mätvolym och flödeshastighet genom optikdelen). Efter den justeringen lyckades vi i slutet av fälttestet att detektera en spikning ner till en gräns på 0,7 % (avloppsvatten i dricksvatten), se Figur 7.12. Denna nivå motsvarar ungefär de detektionsnivåer vi har lyckats mäta i labbet i liknande spikningstester. Då har vi kommit ner till runt 0,5 % avloppsvatten i dricksvatten.

Den begränsade känsligheten beror på att flödescytometern i dess nuvarande utförande inte klarar av att mäta enstaka bakterier i vatten. Det vi istället detekterar och räknar är kluster av bakterier. Under försöken på Tekniska verken i Linköping lät man dessutom avloppsvattnet stå och sedimentera innan dekantering i samband med att spikningen genomfördes. Detta minskar ytterligare förekomsten av bakteriekluster i det vatten vi mäter på och därmed våra chanser att detektera lägre nivåer.

För att uppnå tillräcklig känslighet skulle vi behöva byta ut delar av optiken och detektorn (kameran). Kanske krävs även ytterligare minska den volymen vatten vi mäter på. Även vissa förbättringar i mjukvara kan behöva göras för att kunna detektera enskilda bakterier.

Det vi däremot kan konstatera utifrån de analyser som gjorts med hjälp av fluorecensmikroskop parallellt med mätningarna i projektet är att inbindningen av de fluorescerande antikropparna till bakterier i avloppsvatten ser ut att fungera väl.

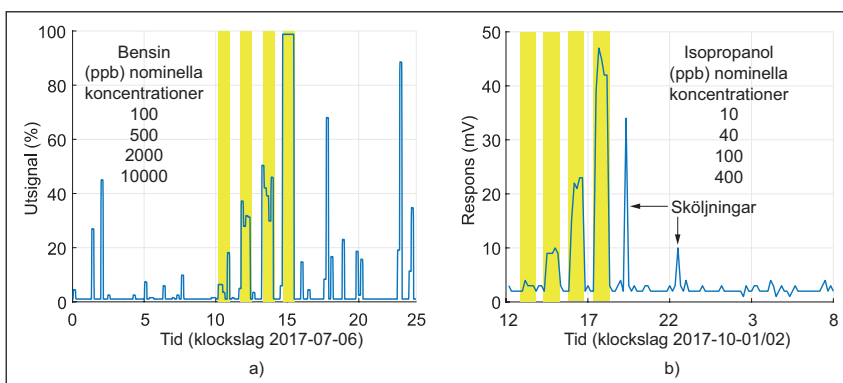


Figur 7.12 Efter justering av några mätparametrar kunde vi till slut detektera en nivå på 0,7 % avloppsvatten i dricksvatten under ett av de sista spikningsförsöken som genomfördes på Tekniska verken i Linköping. Den vertikala skalan (y-axeln) visar antalet träffar (antalet bakterierkluster som räknats) vid respektive mätning.

7.3.2 Elektroniska näsan

Den elektroniska näsan hade problem att detektera avlopp av två anledningar. Dels stördes mätningarna av en mängd spikar i mätdatat som berodde på kondensation följt av förångning i det nykonstruerade gassensorutrymmet där detektionen sker och dels berodde det på att känsligheten för avlopp visade sig vara låg. Vid senare mätningar på petroleumprodukter i råvatten (efter att fältmätningarna på dricksvatten var avslutade) visade sig e-näsan ha en god känslighet för dessa och det gick även att eliminera kondensationsproblemet. Detta illustreras av Figur 7.13.

I Figur 7.13 a visas responsen för fyra halter av bensin (100–10 000 ppb) i råvatten vid fältmätningar i Lamnhultsverket i Växjö kommun. De gula staplarna illustrerar när bensindoseringarna ägde rum. Utanför dessa tidsintervall noteras ett stort antal störande kondensationsspikar under det dygn som illustreras i figuren. Vid fältmätningarna på dricksvatten noterades liknande kondensationsspikar (de såg olika ut från gång till gång beroende på vilka åtgärder för att eliminera dem som hade vidtagits). Skillnaden vid dricksvattenmätningarna var att ingen respons för avlopp kunde detekteras



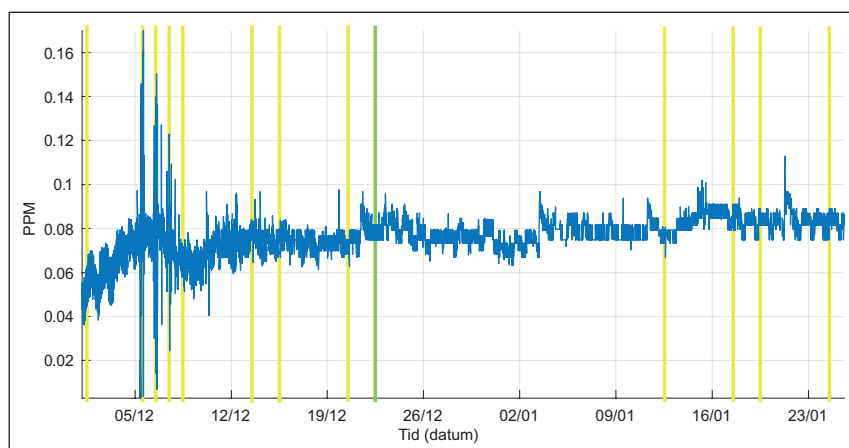
Figur 7.13 a) E-näsans respons under 1 dygn (170706) med bensindoseringar i Lamnhultsverket under de tidsintervall som illustreras av de gula staplarna och med de nominella bensinkoncentrationer som anges i figuren. Utanför dessa tidsintervall noteras stora störningar i form av spikar i data. b) Doseringar med isopropanol på labb hos LiU 171001 kl. 12:00 till 171002 kl. 08:00. De gula staplarna indikerar tidsintervall där isopropanolspikningar gjordes med de koncentrationer som anges i figuren.

bland de störande kondensationsspikarna. Slutsatsen blev därför helt enkelt att e-näsan var betydligt mindre känslig för avlopp än vad e-tungan är.

Till sist eliminerades kondensationsspikarna genom ytterligare omkonstruktion av detektionsdelen med gassensorerna. Detta illustreras av Figur 7.13 b som visar 20 timmars mätningar i labbet på LiU där doseringar sker med isopropanol. De stora responser som syns beror på de fyra isopropanoldoseringarna med olika koncentrationer (vid de gula staplarna) och på två sköljsekvenser. Ett visst brus kan noteras utanför dessa tidsintervall men amplituden på detta brus är flera storleksordningar mindre än de kondensationsspikningar som tidigare hade stört mätningarna.

7.3.3 Kloröverskott

Mätningarna av det totala kloröverskottet pågick fram till den 25 januari då instrumentet stängdes av. Figur 7.14 visar en översiktlig responskurva för det totala kloröverskottet för perioden. Förutom vid spikningar med saltlösningarna i början av testerna (5–7 december) så gav instrumentet inga tydliga utslag vid spikningarna. Man kan se tendenser till signal vid de högsta koncentrationerna, men utslaget är inte signifikant jämfört med de naturliga variationerna.



Figur 7.14 Kloröverskott Nykvarn 2016-2017.

En förklaring till att signalen är svag är att instrumentet mäter det totala kloröverskottet. När dricksvatten kloreras sker följande reaktioner



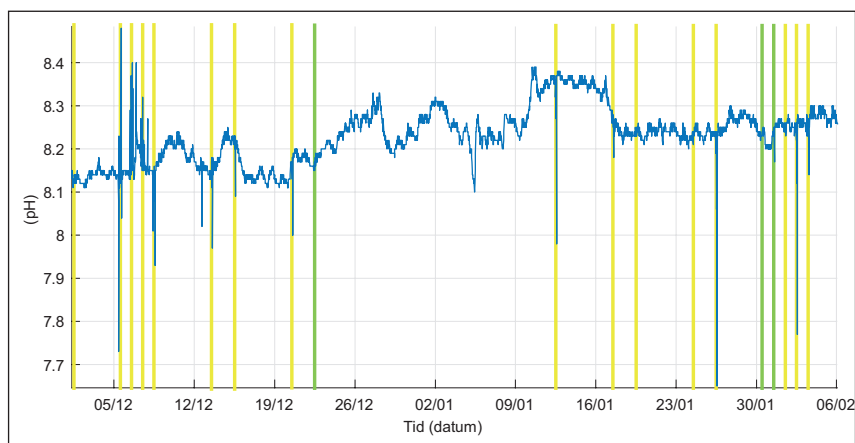
Fritt klor innehåller både underklorosyra (HOCl) och hypoklorit (OCl⁻). I vatten där ammonium eller organiskt kväve förekommer sker reaktioner mellan ammonium och klor där olika former av kloraminer kan bildas (beroende av pH-värdet, klordos, etc.). Kloraminer brukar kallas ”bundet klor”. Det totala klorer i vattnet består av både fritt klor och bundet klor.

Ammoniumkoncentrationerna i avloppsvatten är hög och när den reagerar med fritt klor bildas kloraminer som fortfarande är en del av det totala klorer men inte fritt klor och det är därför som inga betydande ändringar sker på det totala klorer, se t.ex. Olivieri et al.(1986).

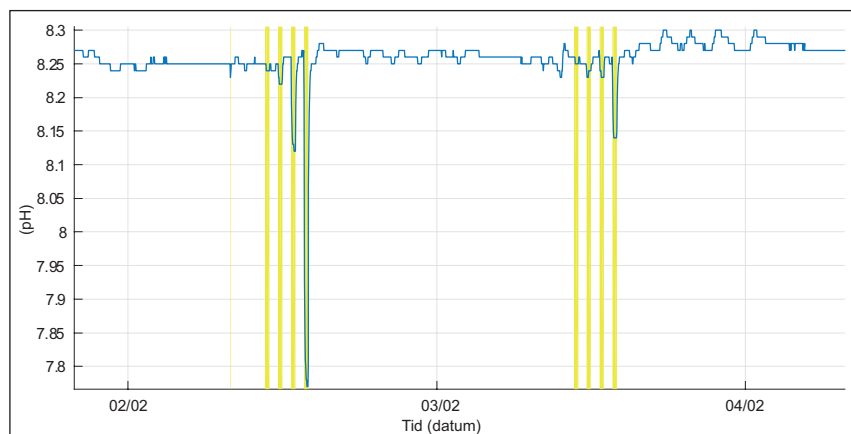
Det hade förmodligen varit bättre att använda en mätare för fritt kloröverskott för att detektera avloppsvatten precis som Hall & Szabo (2010) skrev i sin rapport. Orsaken till att vi använde en mätare för totalt kloröverskott är att det är denna typ av sensorer som finns installerade på tryckstegringsstationerna i Tekniska verkens dricksvattennät och det är också totalt kloröverskott som Svenskt Vatten rekommenderar producenterna att använda för att mäta klor i dricksvatten.

7.3.4 pH

Responserna från pH-mätaren för hela perioden visas i Figur 7.15. Här kan man se att de normala variationerna av pH-värdet är stora i förhållande till pH-förändringarna vid spikningarna. De plötsliga förändringarna vid spikningarna borde dock gå utnyttja för en avvikelstdetektering genom att undertrycka de naturliga variationerna med en lämplig filterfunktion. Sensorns känslighet är dock relativt låg, se Figur 7.16. Vid nivån 0,7 % ser man en respons för avloppsvatten. För att nå liknande respons för syntetiskt avloppsvatten krävs en koncentration av 17 %. Detta indikerar att pH inte kan användas för att detektera små inläckage av avloppsvatten i dricksvattennätet.



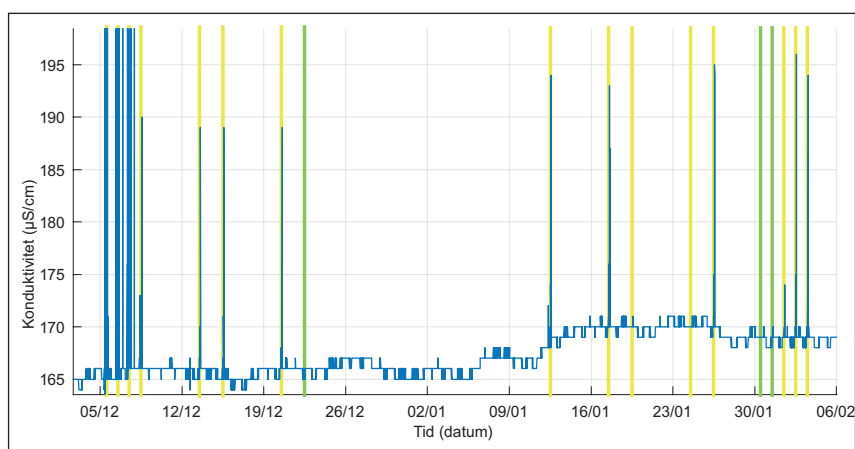
Figur 7.15 pH, Nykvarn 2016-2017.



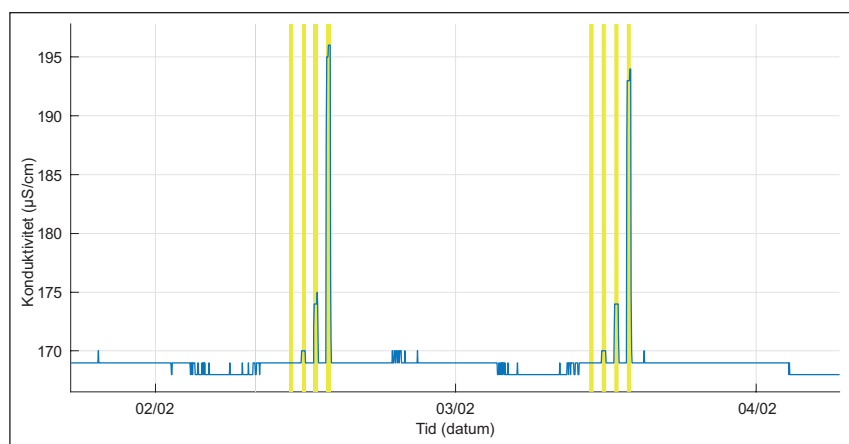
Figur 7.16 pH, Nykvarn februari, 2017. 2 februari spikning med avloppsvatten med koncentrationerna 0,05 %, 0,23 %, 0,7 %, 3,4 %. Den 3 februari användes syntetiskt avloppsvatten med koncentrationerna 0,25 %, 1,2 %, 3,5 % respektive 17 %.

7.3.5 Konduktivitet

Responsen från konduktivetsmätaren för hela perioden visas i Figur 7.17. Vid kalibreringen med NaCl i början av perioden är signalen extra tydlig. Man kan dock se detekterbara signaler för de flesta spikningsdagarna med normalkoncentration. Få signaler utanför spikningsperioderna kan ge upphov till falsklarm. Däremot är känsligheten för de låga koncentrationerna sämre, se Figur 7.18. Man kan se en respons för 0,23 % avloppsvatten, men den blir signifikant först vid 0,7 %. Konduktivetsmätaren ger liknande utslag för dagen med syntetiskt avloppsvatten. Notera dock att koncentrationen av syntetiskt avloppsvatten är 5 gånger högre än dagen med avloppsvatten. I figuren går också att se en stark signalkvantisering motsvarande utslaget av 0,23 % avloppsvatten. En konduktivetsmätare med högre upplösning skulle troligtvis ge bättre resultat.



Figur 7.17 Konduktivitet, Nykvarn 2016-2017.



Figur 7.18 Konduktivitet, Nykvarn februari, 2017. 2 februari spikning med avloppsvatten med koncentrationerna 0,05 %, 0,23 %, 0,7 %, 3,4 %. Den 3 februari användes syntetiskt avloppsvatten med koncentrationerna 0,25 %, 1,2 %, 3,5 % respektive 17 %.

7.3.6 spectro::lyser

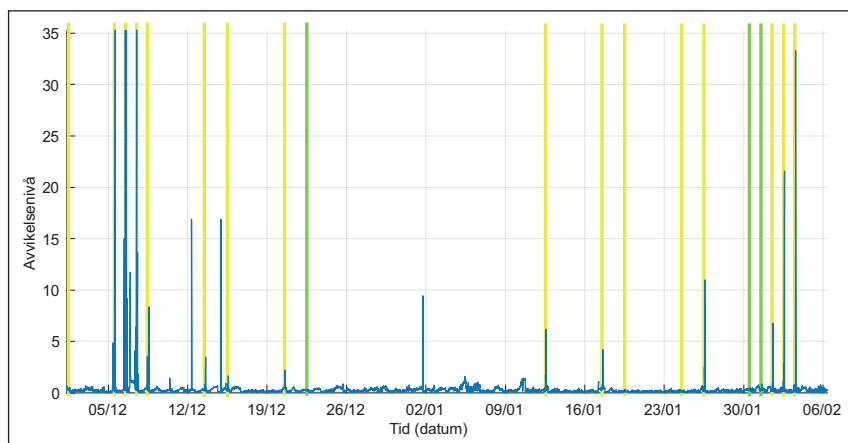
Resultaten från spectro::lyser kan presenteras på flera olika sätt. Det man mäter är optisk absorbans i 256 smala kanaler mellan c:a 190 och 750 nm.

Med hjälp av inbyggda algoritmer kan man räkna ut olika vattenkvalitetsparametrar som presenteras för användaren. Hur algoritmerna är utformade är instrumenttillverkarens företagshemlighet, men det finns möjlighet att kalibrera algoritmerna för ett specifikt vatten. I detta fall har vi inte gjort denna typ av kalibrering. Däremot samlades data i några veckor före spikningarna för att instrumentet skulle få normalnivåerna för vattnet på denna plats.

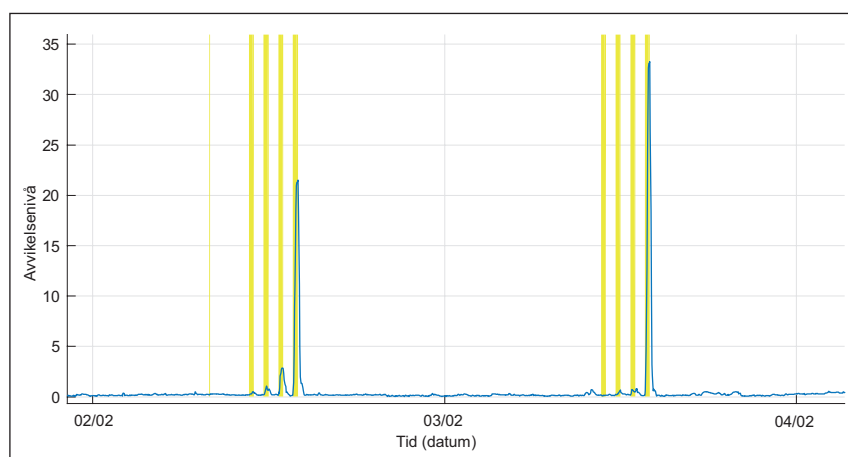
Vi har här valt att undersöka på spektral avvikelse, relativ turbiditet och nitrathalt. Den spektrala avvikelsen är den parametern som normalt ger bäst respons för okända föroreningar. Turbiditet och nitrathalt är andra parametrar som man även skulle kunna mäta med andra instrument.

Spektral avvikelse

Figur 7.19 visar den spektrala avvikelsen för hela perioden. Vid de flesta spikningar med normalkoncentration kan man se en respons. Vid några tillfällen så syns signaler utanför spikningsperioderna som inte syns i andra instrument, t.ex. 2017-01-01. I övrigt varierar signalen lite. I Figur 7.20 visas mätningarna de två sista dagarna. Man kan se en respons för 0,05 % avloppsvatten men den är inte signifikant. Först vid 0,23 % eller 0,7 %



Figur 7.19 Avvikelsenivå baserad på spektrometri, Nykvarn 2016-2017.

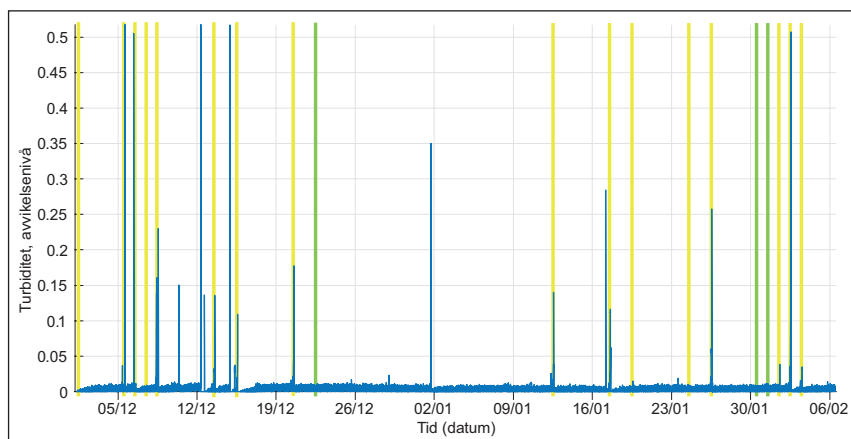


Figur 7.20 Avvikelsenivå baserad på spektrometri, Nykvarn februari, 2017. 2 februari spikning med avloppsvatten med koncentrationerna 0,05 %, 0,23 %, 0,7 %, 3,4 %. Den 3 februari användes syntetiskt avloppsvatten med koncentrationerna 0,25 %, 1,2 %, 3,5 % respektive 17 %.

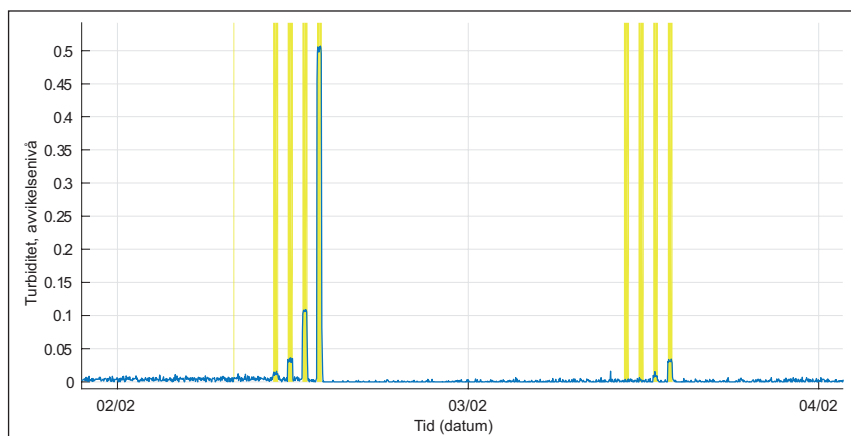
avloppsvatten blir responsen signifikant. Responsen för syntetiskt avloppsvatten är ca 5 gånger svagare, precis som för de flesta andra sensorerna. Möjligtvis är responsen för de lägsta koncentrationerna av syntetiskt avloppsvatten något sämre.

Relativ turbiditet

Den relativa turbiditeten som redovisas i Figur 7.21 och Figur 7.22 är instrumentdata som har högpassfilterats och skalats så att värdet ligger i intervallet [0,1]. Denna korrigering gjordes för att turbiditeten ökade långsamt med tiden, från strax under 4 FTU vid början till drygt 7 FTU i slutet av perioden. Värdet för det ofiltrerade värdet var som mest 12 FTU vid spikningarna. Notera att dessa värden inte är kalibrerade. I Figur 7.21 visas responsen för den relativa turbiditeten över hela perioden. Vid de flesta spikningar av normalkoncentration kan man se en respons. Även här syns signaler utanför spikningsperioderna som inte syns i de andra instrumenten, t.ex. 2017-01-01. I Figur 7.22 kan man se en respons för 0,05 % avloppsvatten men den blir signifikant först vid 0,23 % avloppsvatten. Responsen för syntetiskt avloppsvatten är betydligt svagare än för de flesta andra sensorer.



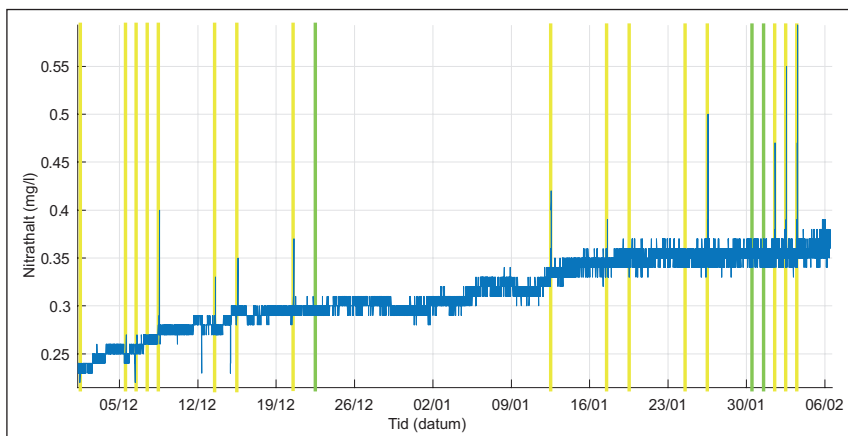
Figur 7.21 Turbiditetsmätning, högpassfilterad och normerad, Nykvarn 2016-2017. Amplituden är klippt vid 0.5 för att bättre visa de svaga signalerna och brusnivån.



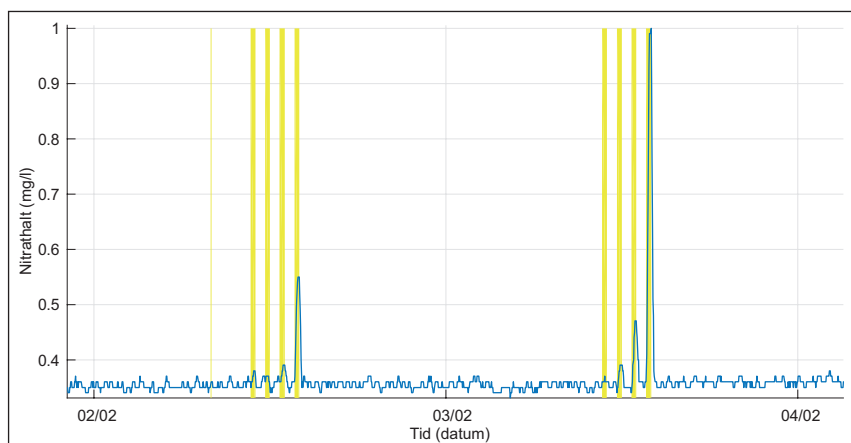
Figur 7.22 Turbiditetsmätning, högpassfilterad och normerad, Nykvarn februari, 2017. 2 februari spikning med avloppsvatten med koncentrationerna 0,05 %, 0,23 %, 0,7 %, 3,4 %. Den 3 februari användes syntetiskt avloppsvatten med koncentrationerna 0,25 %, 1,2 %, 3,5 % respektive 17 %.

Nitrathalt

Figur 7.23 visar den uppskattade nitrathalten för hela perioden. Man kan se en respons vid de flesta av spikningarna med normalkoncentration, men normalnivån driver relativt mycket. Figur 7.24 visar dock att det är framför allt den högsta koncentrationen (3,4 % avloppsvatten) som detekteras. Till skillnad från de andra sensorerna är signalen för syntetiskt avloppsvatten nästan lika starka som för riktigt avloppsvatten, jfr t.ex. 3,4 % avloppsvatten med 3,5 % syntetiskt avloppsvatten.



Figur 7.23 Nitrathalt, Nykvarn 2016-2017.



Figur 7.24 Nitrathalt, Nykvarn februari, 2017. 2 februari spikning med avloppsvatten med koncentrationerna 0,05 %, 0,23 %, 0,7 %, 3,4 %. Den 3 februari användes syntetiskt avloppsvatten med koncentrationerna 0,25 %, 1,2 %, 3,5 % respektive 17 %.

Sammanfattning spectro::lyser

Det går att detektera koncentrationer avloppsvatten ner till ca 0,23 % med flera av de uträknade parametrarna. Precis som med den elektroniska tungan går det att förbättra algoritmerna för att detektera oönskade föroreningar i dricksvattnet. Det går även att öka känsligheten genom att använda en längre mätcell än vad som användes vid dessa försök. Frågan är dock om man kan undertrycka responsen från de naturliga variationerna så att falsklarmssannolikheten inte blir för hög. I likhet med den elektroniska tungan kan spectro::lyser klassificera vilken typ av förorening en avvikande respons beror på. I spectro::lyser fall görs det med hjälp av absorptionspektra.

7.4 Sensorfusion

E-tungan är väsentligen känsligare för avloppsvatten än övriga testade sensorer. Går det ändå att få en ännu bättre respons genom att kombinera e-tungan och övriga sensorer med hjälp av sensorfusion? Tre metodexperiment där e-tungan kombinerats med givare för pH och konduktivitet har gjorts:

1. Regression baserat på PLS (partial least squares) av e-tungans principalkomponenter $r(t)$, pH samt konduktivitet.
2. Neuralt nätverk (binär klassificering) av e-tungans principalkomponenter $r(t)$, pH samt konduktivitet.
3. Neuralt nätverk (binär klassificering) av e-tungans avvikelsevenivå $e(t)$, pH samt konduktivitet.

Av dessa försök visade sig nummer 3 ge mest lovande resultat. En ROC-analys där tungans individuella prestanda jämfördes med fusionen visade dock att fusionen inte ledde till någon signifikant förbättring. Detta baserat på underlaget från mätningar på avloppsvatten i Nykvarn 2016–2017. En anledning till detta synbart något pessimistiska resultat kan vara att e-tungan är känsligare för avloppsvatten än de pH- och konduktivitetsgivare som användes vid försöket. Det är troligt att resultatet skulle bli annorlunda med ett bredare spektrum av föroreningar, under vilket de olika sensortyperna kompletterar varandra bättre; om vid sidan av avloppsvatten även kemikalier testas för vilka pH- eller konduktivitetsgivare är känsligare än e-tungan.

7.5 Slutsatser

Signalbehandling för upptäckt av kvalitetsförändringar i dricksvatten har beskrivits konceptuellt. En adaptiv algoritm för kontinuerlig kvalitetsövervakning har presenterats och utvärderats på elektronisk tunga (e-tunga) på data insamlade under två månader i flödande dricksvatten i Nykvarn i Linköping. Även andra sensorer som pH, konduktivitet, kloröverskott och UV/visuell spektrometri har utvärderats som kandidater till kvalitetsövervakning. Fokus har varit på förmågan att upptäcka låga koncentrationer av avloppsvatten som tillsatts vattenflödet under kontrollerade och säkra experiment.

Av testade sensorer uppvisade endast e-tungan potential att kunna upptäcka den lägsta koncentrationen som testades systematiskt vid försöket: 0,05 %. Vid falsklarmsfrekvensen 0,1 falsklarm om dagen är detektionssannolikheten för en abrupt tillsatts av 0,05 % avloppsvatten under 20 minuter 0,88 med den automatiska algoritmen beskriven i Bilaga 2. Dessa slutsatser bygger dock till största delen på mätningar gjorda innan en uppgradering av e-tungan gjordes som avsevärt förbättrade mätsignalens signal/brusförhållande. Med en alternativ signalbehandling utifrån särskilda särdrag för avloppsvatten som beskrivs i Avsnitt 7.2.3 så finns det en möjlighet att nå ännu bättre prestanda. Denna signalbehandling kunde endast genomföras på några få spikningar, så för att bekräfta att en ännu bättre prestanda kan nås krävs mer tester som inte var möjliga att genomföra inom detta projekt.

En djupare analys av de övriga sensorerna har inte gjorts eftersom de som bäst kunde detektera 0,23 % avloppsvatten med en rimlig falsklarmsannolikhet. Den lägre känsligheten hos dessa sensorer visade sig bland annat vid testerna av sensorfusion mellan e-tunga, pH och konduktivitet, som inte gav bättre resultat än för e-tungan ensamt.

Sensationsensorerna flödescytometern och den elektroniska näsan kunde inte visa en bättre känslighet än elektroniska tungan. Den elektroniska näsan hade problem med kondensation vid gassensorn och kunde inte heller påvisa en liknande förstärkningseffekt för avloppsvatten så som observerats för diesel och bensin. Flödescytometern å sin sida hade för låg känslighet för enskilda *E. coli*-bakterier och kunde främst detektera kluster av bakterier. I preparationen av avloppsvattnet och vid doseringen filtrerades de flesta kluster bort och flödescytometern kunde endast som bäst detektera koncentrationer kring 0,7 % avloppsvatten.

Standardsensorerna konduktivitet och pH har en viss förmåga att detektera de högre koncentrationerna av avloppsvatten, från ca 0,7 % avloppsvatten, medan det totala kloröverskottet inte gav någon detekterbar signal. Enligt litteraturen kan mätningar av fritt kloröverskott ge bättre möjligheter till detektion av avloppsvatten, men detta testades inte vid försöken.

spectro::lyser hade möjligheter att detektera avloppsvatten ner till ca 0,23 %. En intressant aspekt var att instrumentets uträknade värde för turbiditet gav i princip samma känslighet för avloppsvatten som algoritmen för spektral avvikelse. Det kan vara intressant att testa om en standardmätare för turbiditet kan ge liknande känslighet.

Vid bakterieanalysen visade det sig att koncentrationen av *E. coli* generellt var ca 50 gånger högre i avloppsvattnet än vad vi antog i scenariobereäkningarna i Avsnitt 3.1. Tekniska verken i Linköping har en hög koncentration tack vare lågt inläckage av annat vatten, t.ex. dagvatten, till avloppsledningsnätet. Mätningarna gjordes dessutom under en relativt torr period under vintern. För anläggningar med mer utspätt avloppsvatten kommer sensorernas känslighet för avloppsvatten troligen vara lägre. Som en första approximation kan man skala med faktorn mellan anläggningens *E. coli*-koncentration i spillvattnet och medelkoncentrationen vid dessa försök, $5 \cdot 10^6$ CFU/100 ml. Det finns dock stora osäkerheter i denna approximation. Vi antar här att variationen i avloppsvattnets *E. coli*-koncentration främst beror på olika inläckage av annat vatten, men det kan finnas andra orsaker. Kopplingen mellan *E. coli*-koncentrationen och kemiska sammansättningen (elektronisk tunga, konduktivitet, pH) respektive optiska egenskaper (spectro::lyser) kan dessutom variera med olika avloppsvatten. Slutligen behöver inte sensorresponsen vara linjär med avloppskoncentrationen. Därför är det svårt att förutse sensorprestanda på andra dricksvattenanläggningar utan fler försök.

Under förutsättningarna som gällde vid testerna på Tekniska verken klarar flera av sensorerna både scenario II (Everöd-fallet) och scenario III (Nokia-fallet). Scenario I (Normalfallet) var däremot betydligt svårare att detektera. Endast den elektroniska tungan klarade av att detektera den övre gränsen i detta scenario (0,05 % avloppsvatten) med låg falsklarmssannolikhet.

Både den elektroniska tungan och spectro::lyser är generellt känslig mot ett brett spektrum av variationer i vattenmediet, varför de normalt är beroende av avancerad signalbehandling som undertrycker dagliga och normala variationer som inte har egentlig bäring på dricksvattnets tjänlighet. Det finns fortfarande potential att förbättra signalbehandlingen. Ett tydligt exempel var skillnaden mellan e-tungan i Nykvarn och den som satt i en tryckstegringsstation i Lingham där den generella vattenkvaliteten ändras snabbare. Där klarade inte den generella avvikelsetekniken som togs fram för Nykvarn att på ett tillfredställande sätt filtrera bort snabba övergångar i driftläget. Däremot tycktes signalbehandlingen som byggde på ett av särdragen för avloppsvatten vara mindre känslig för variationerna. Eftersom tillsatser av avloppsvatten inte var möjlig vid denna plats kan vi dock inte specificera sensorns känslighet och prestanda i den mätpunkten. Fortsatta studier bör därför inriktas på att testa e-tunga och andra onlinesensorer vid olika driftplatser med nya mätserier, med längre intervaller mellan tillsatsexperimenten, tillsats vid olika klockslag, systematisk tillsats av lägre koncentrationer, samt helst tillsats av ett bredare spektrum av kemikalier. Då har man möjlighet att förlänga e-tungans modellfönster och förbättra förmågan att anpassa sig till olika driftplatser alternativt testa olika särdrag för specifika föroreningar för längre perioder.

Även om testerna gav lovande resultat för att upptäcka inläckage av avloppsvatten i dricksvattennätet så behövs fler tester göras innan man kan driftsätta onlinesensorer för detta ändamål. Eftersom sensorerna ska upptäcka ett generellt hot mot vattenkvaliteten måste sensorerna i de allra flesta fall trimmas in för det vatten som finns där de ska mäta och de föroreningarna som kan förväntas läcka in uppströms den mätpunkten.

8 Slutsatser och rekommendationer

Testerna i detta projekt visar att det är möjligt att upptäcka inläckage av avloppsvatten i dricksvattnet med hjälp av onlinesensorer. Även standardsensorer för konduktivitet eller pH kunde detektera de högre koncentrationerna av inläckage, ca 0,7 % avloppsvatten, vilket betyder att de klarade detektera två av scenarierna vi ställde upp, Nokia- och Everöd-händelserna. Bäst resultat gav dock den elektroniska tungan som kunde detektera ner till 0,05 % avloppsvatten med låg falsklarmssannolikhet, vilket var den övre gränsen i Scenario I med inträngning i ledningsnät vid lågt tryck/tryckfall. Mjukvaruuppgraderingen av den elektroniska tungan i slutet av testperioden indikerar att en ännu bättre prestanda kan nås. Den något mer avancerade sensorn för spektral optisk absorbans, spectro:lyser, hade en detektionsgräns någonstans mellan den elektroniska tungan och standardsensorerna.

Naturlig utspädning av avloppsvattnet förväntas ge högre detektionsgränser. Bakterianalysen vid försöken visar att koncentrationen av *E. coli* var betydligt högre (50 ggr) än vad som antogs i scenarioberäkningarna. Det beror troligen på att Tekniska verkens avloppsnät har ett förhållandevis lågt inläckage av t.ex. dagvatten som späder avloppsvattnet vilket medför en högre *E. coli*-halt jämfört med riksgenomsnittet. Sensorernas detektionsgränser räknat i andelar avloppsvatten kommer alltså förmodligen att variera med spädningsgraden i respektive VA-anläggning, ju högre utspädning av avloppsvattnet desto högre detektionsgräns förväntas.

De nya typer av vattenkvalitetssensorer som ska kunna upptäcka ”alla” farliga föroreningar och helst även klassificera typen (t.ex. avlopp) mäter inte nödvändigtvis direkt på den eller de parametrar som man önskar upptäcka. I detta projekt använde sensorerna helt olika parametrar för att upptäcka avloppsvatten. Den elektroniska tungan använde elektrokemiska egenskaper, spectro:lyser optiska egenskaper och flödescytometern koncentration av *E. coli*. Detta gör det mycket svårare för slutanvändarna att kravställa denna typ av sensorer och för sensortillverkarna att specificera sensorns prestanda på ett lämpligt sätt. Därför kommer det krävas fler mätserier vid olika driftplatser och med olika typer av föroreningar för att visa vilka föroreningar och koncentrationer sensorerna klarar av.

Att genomföra de tester som krävs för att fastställa sensorernas prestanda på olika driftplatser är inte trivialt, speciellt möjligheten att tillföra föroreningar. Tillsatserna måste göras utan att riskera konsumenternas hälsa. Det var därför tillsatser av föroreningar endast gjordes i Nykvarn där vi hade tillgång till brutet vatten och avlopp, vilket gjorde att föroreningarna inte kunde läcka tillbaka till dricksvattnenätet. Däremot hade vi ingen möjligheter att tillföra något i tryckstegringsstationen i Lingham eftersom det är en livsmedelklassad lokal vilket medförde stora restriktioner för att vi skulle kunna testa några föroreningar där. Därför är det viktigt att utveckla metodik och utrustning för att kunna genomföra tester med föroreningar säkert för konsumenterna och på ett acceptabelt sätt för dricksvattenprodu-

centerna. Ett steg i denna riktning gjordes i ett av de andra arbetspaketen i Sensation, där sensorer för råvattenintaget testades. För deras tester byggdes portabla enheter för brutet vatten så att testtriggarna kunde flyttas mellan olika vattenverk i Sverige. Mer utvecklingsarbete krävs dock för att möjliggöra test och verifiering av sensorernas funktion i livsmedelklassade lokaler och på andra känsliga platser.

Nya typer av kvalitetssensorer kan också komma att ställa krav på kunskap om vattnets lokala och temporala variationer. Analysen av historiska data på tryckstegringsstationer visade att det fanns starka korrelationer mellan tryck, flöde och det totala kloröverskottet. Det är troligt att många vattenkvalitetssensorer kommer att påverkas av tidsberoende processer som konsumtionsmönster, tryck, flöde, klortillsatser etc. Därför behöver man anpassa diagnostik- och larmalgoritmer för respektive driftplats så att de naturliga och ofarliga variationerna i vattenkvaliteten inte döljer utslag från föroreningar. Med bättre kunskap kan man förmodligen utnyttja data från andra onlinesensorer, t.ex. tryck och flöde, för att minska påverkan av de ofarliga variationerna i larmalgoritmerna.

För att övervaka vattenkvaliteten i dricksvattennätet krävs många distribuerade sensorer. På sikt vill man kunna styra distributionsnätet med hjälp av data från sensorerna, t.ex. stänga ventiler då sensorerna larmar om föroreningar i nätet. Då är det viktigt att man har en hög IT-säkerhet så man kan lita på sensordata. I ett annat arbetspaket i Sensation genomfördes en generisk IT-säkerhetsanalys av distribuerade sensorer som beskriver risker och hur man kan hantera dessa (Rodhe & Hunstad 2017). Vill man införa distribuerade kvalitetssensorer i ett driftsystem behöver man göra en specifik säkerhetsanalys av hela processen för att hitta och åtgärda eventuella brister eller svagheter.

Även om det återstår en del arbete så visar projektet att det är möjligt att övervaka dricksvattenkvaliteten med hjälp av onlinesensorer. För att nå dit krävs dock en nära samverkan mellan sensortillverkare, dricksvattenproducenter och -distributörer i och med att det är så svårt att kravställa och bestämma prestandan för sensorerna för alla tänkbara vatten. Ett exempel på en sådan samverkan såg vi vid ett studiebesök i Nederländerna.

I projektet fanns möjlighet att följa med personal från Sydvatten till Vitens som ansvarar för produktionen och distributionen av dricksvatten till över 5 miljoner konsumenter i nordvästra Nederländerna. De har installerat ett femtiotal onlinesensorer av typen EventLab från Optiqua för att övervaka dricksvattenkvaliteten. Sensorn bygger på en Mach-Zender interferometer som mäter vattnets brytningsindex noggrant. Denna sensor är helt generell, dvs. den ger ingen information om vilken typ av förorening som kan ha läckt in, bara att den kemiska sammansättningen har ändras på något sätt. För att serva de ca femtio sensorerna hade Vitens en person som lade ca 1/5 av sin tjänst på detta. Vitens har en vision att vara proaktiv, d.v.s. upptäcka problem innan de påverkar kunderna. För detta har de länkat samman olika system. Dessa analyseras och presenteras gemensamt på en skärm för driften. Förutom vattenkvalitetssensorer finns t.ex. info om pågående underhållsarbeten på ledningsnätet, eventuella brandkårsutryckningar, avvikelser i flödesbilden på ledningsnätet (läckdetektion), mikrobiologiska analysre-

sultat, kartläggning av inkommande klagomål till kundtjänst (även de som kundtjänst inte hinner besvara), och kommentarer på Twitter. Förutom sin eget arbete ingår de även i EU-projektet *Smart water for Europe* (sw4eu.com) där även andra onlinesensorer testas. En kort rapport om studiebesöket finns sammanställt (Pott, Bergengren, Persson & Jonsson 2016).

En liknande samverkan mellan sensortillverkare, forskare och slutanvändare har initierats i Sverige efter de goda resultaten med den elektroniska tungan vid från fältmätningarna. Avknopningsföretaget sense2bits AB tillsammans med Linköpings universitet och Tekniska verken har påbörjat ett arbete att definiera en "minimum viable product" (MVP). Denna ska baseras på Tekniska verkens kravspecifikation och kommer att innebära vissa omkonstruktioner av såväl sensorproben som elektroniken för att passa Tekniska verkens kravbild. Denna MVP-sensor är tänkt att testas i centrubildningen DRICKS, ett ramprogram för dricksvattenforskning som koordineras av Chalmers och finansieras av Svenskt Vatten Utveckling och kommersiella partners i projektet. Tanken är att testerna av MVP-sensorn ska leda fram till en första kommersiell produkt.

I DRICKS-projektet som löper 2018–2020 kommer den elektroniska tungan på nytt att testas och utvärderas i ett befintligt distributionsnät med start under hösten 2018. Dessa tester bygger vidare på erfarenheterna från Sensationprojektet. I skrivande stund har en funktionell sensor i samverkan med slutanvändare redan definierats. I DRICKS ska även förutsättningarna för en trådlös elektronisk tunga utredas och en prototyp specificeras. I ett större sensornätverk kan man inte förutsätta att kabel för strömförsörjning och kommunikation finns framdraget till alla önskvärda mätpunkter. På sikt behöver därför en variant av sensorn utvecklas som kan uppnå lång drifttid med endast batterier och/eller energy harvesting som energikällor.

Den elektroniska tungan kommer också att testas i två nystartade projektet där Linköpings universitet och sense2bits AB arbetar tillsammans med ett Stockholmskonsortium bestående av Ericsson, Telia, Stockholm stad, Stockholm Vatten & Avfall, KTH och Stockholms universitet: Dels gäller det Vinnova UDI-steg-1-projektet Water Pollution Detection for the Smart Cities of the Future och dels internet-of-things-projektet Water Monitoring Networks i Vinnovas IoT-utlysning. Här vill man ta fram ett digitaliserat vattenövervakningsverktyg för morgondagens smarta och hållbara städer för att ge tillgång till rent och hälsosamt dricksvatten. Syftet med lösningen är att upptäcka förändringar i vattenkvaliteten för att kunna spåra föroreningar och introducera tidiga åtgärder. Den elektroniska tungan är en del i detta. Vidare är tanken att vattenövervakning ska vara ett integrerat område för smarta städer och projektet kommer att undersöka hur vattenrelaterad information kan förbättra kunskap och beslutsfattande inom andra områden, såsom trafik, luftkvalitet och urbanisering.

9 Referenser

Aleljung, P., Hagelin, H., & Ylinenpää, J-E. (2008). *Vattenburen smitta orsakad av korskoppling Nokia, Finland november 2007 – Observatörsstudie av VAKA i samverkan med Krisberedskapsmyndigheten april 2008*.

Livsmedelsverket, Stockholm.

Besner, M.-C., Broseus, R., Lavoie, J., Di Giovanni, G., Payment, P., Prévost, M., (2010). Pressure monitoring and characterization of external sources of contamination at the site of the payment drinking water epidemiological studies. *Environmental Science and Technology* 44 (1), pp. 269–277. doi: 10.1021/es901988y

Besner, M-C.; Prévost, M.; & Regli, S., (2011). Assessing the Public Health Risk of Microbial Intrusion Events in Distribution Systems: Conceptual Model, Available Data, and Challenges. *Water Research*, 45(3), pp. 961-979. doi: 10.1016/j.watres.2010.10.035.

Cactus (2017). Produktblad Cactus C10.

http://cactus.se/docs/151201_C10_Produnktblad.pdf [2017-12-18]

Dienus, O., Sokolova, E., Nyström, F., Matussek, A., Löfgren, S., Blom, L., Pettersson, T.J.R. & Lindgren, P.-E. (2016). Norovirus Dynamics in Wastewater Discharges and in the Recipient Drinking Water Source: Long-Term Monitoring and Hydrodynamic Modeling. *Environmental Science & Technology*, 50(20), pp. 10851-10858. doi:10.1021/acs.est.6b02110

Eriksson, M., Lindgren, D., Bjorklund, R., Winqvist, F., Sundgren, H. & Lundström, I. (2011). Drinking water monitoring with voltammetric sensors, *Procedia Engineering* 25, pp. 1165-1168. doi:10.1016/j.proeng.2011.12.287

Hall, J. & Szabo, J. (2010). Security and Preparedness – On-line Water Quality Monitoring in Drinking Water Distribution Systems: A Summary Report of USEPA Research and Best Practices. *Journal – American Water Works Association*, 102(8), pp. 20-22.

Jonasson, C., Benselfelt, T., Ilver, D. & Olofsson L. (2015). *Utvärdering av onlinesystem för tidig varning av fekal påverkan i råvatten baserad på interferensmodulerad flödescytometri* (Rapport Nr 2015-16). Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.

Limbach, L. K., Bereiter, R., Müller, E., Krebs, R., Gälli, R. & Stark, W. J. (2008). Removal of Oxide Nanoparticles in a Model Wastewater Treatment Plant: Influence of Agglomeration and Surfactants on Clearing Efficiency. *Environmental Science & Technology*, 42(15), 5828–5833. doi: 10.1021/es800091f

Lindgren, D., Andersson, S., Asplund M., Jonsson P. & Mokhlesi S. (2017). *Leverabel – Rapport om resultat från analys av historiska data*, Vinnova 2015-00451 SENSATION III, Stockholm.

- Malm, A., Bergstedt, O., Axelsson, G., Barregård, L., Forsberg, B., Ljungqvist, J. & Pettersson, T. (2015). *Bedömning av hälsorisker på ledningsnätet vid läcklagning* (Rapport Nr 2015-22). Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm
- Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4. uppl. Reviderad av Tchobanoglous, G., Burton, F. L. & Stensel, H. D. Boston: McGraw-Hill.
- Olivieri, V. P., Snead, M. C., Krusé, C. W., & Kawata, K. (1986). Stability and effectiveness of chlorine disinfectants in water distribution systems. *Environmental Health Perspectives*, 69, pp. 15-29. doi: 10.1289/ehp.866915
- ProMinent (2009). Operating Instructions DULCOTEST CTE. <https://www.prominent.com/resources/OperatingInstructions/English/559/BA-DT-106-12-09-4spr-low.pdf> [2017-12-18]
- Pott, B.-M., Bergengren, A., Persson, T. & Jonsson, P. (2016) *Studiebesök i Nederländerna 2 december 2015*, Vinnova 2015-00451 SENSATION III, Stockholm.
- Rodhe, I. & Hunstad A. (2017). *Leverabel-Rapport-Generisk säkerhetsanalys av distribuerade sensorer*, Vinnova 2015-00451 SENSATION III, Stockholm.
- s::can Messtechnik GmbH (2017a) Datasheet condu::lyser for drinking water. http://s-can.at/plugins/system/vm_multiupload_attachment/js/multiupload/server/uploads/conduyser_dw_EN.pdf [2017-12-18]
- s::can Messtechnik GmbH (2017b) Datasheet micro::station for drinking water. http://s-can.at/plugins/system/vm_multiupload_attachment/js/multiupload/server/uploads/microstation_dw_EN.pdf [2017-12-18]
- s::can Messtechnik GmbH (2017c) Datasheet pH::lyser for drinking water. http://s-can.at/plugins/system/vm_multiupload_attachment/js/multiupload/server/uploads/phlyser_dw_EN.pdf [2017-12-18]
- s::can Messtechnik GmbH (2017d) Datasheet spectro::lyser for drinking water. http://s-can.at/plugins/system/vm_multiupload_attachment/js/multiupload/server/uploads/spectrolyser_dw_EN.pdf [2017-12-18]
- Schönning, C. (2003). *Risk för smittspridning via avloppsslam* (Rapport 5215), Naturvårdsverket och Socialstyrelsen, Stockholm.
- Sokolova, E., Petterson, S. R., Dienus, O., Nyström, F., Lindgren, P.-E. & Pettersson, T.J.R. (2015). Microbial risk assessment of drinking water based on hydrodynamic modelling of pathogen concentrations in source water. *Science of the Total Environment*, 526, 177-186. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.040
- Säve-Söderbergh, M., Malm, A., Dryselius, R. & Toljander J. (2013). *Mikrobiologiska risker vid dricksvattendistribution - översikt av händelser, driftstörningar, problem och rutiner* (Rapport Nr. 19). Livsmedelsverket, Stockholm.

- Westrell, T., Bergstedt, O., Stenström, T.A. & Ashbolt, N.J. (2003). A theoretical approach to assess microbial risks due to failures in drinking-water systems. *International Journal of Environmental Health Research* 13, pp. 181–197. doi: 10.1080/0960312031000098080
- Winquist, F., Wide, P. & Lundström, I. (1997), An electronic tongue based on voltammetry, *Analytica Chimica Acta* 357, pp. 21-31. doi: 10.1016/S0003-2670(97)00498-4
- Winquist, F. (2008), Voltammetric electronic tongues – basic principles and applications, *Microchimica Acta* 163, pp. 3-10. doi: 10.1007/s00604-007-0929-2
- Winquist, F., Olsson, J. & Eriksson M. (2011), Multicomponent analysis of drinking water by a voltammetric electronic tongue, *Analytica Chimica Acta* 683, pp. 192–197. doi: 10.1016/j.aca.2010.10.027
- Winquist F. (2015). *Detektion av låga halter diesel i vatten* (Rapport Nr 2015-03). Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.

Bilaga 1 - Provprotokoll

Datum	Klocksag	Prov	NaCl (mM)	Avlopps- vatten	Dricks- vatten	Koliforma, 35°C (antal/100 ml)	Spädning, koliforma	E. coli, 44°C (antal/100 ml)	Spädning, e- koll	Koliforma Kvot/1M	E. coli Kvot/1M	Koliforma/ E. coli	Kommentar
2016-11-30	10:40 - 11:00	Avloppsvatten-misslyckat		0,05%		0	0	0					Misslyckades
2016-11-30	11:40 - 12:00	Avloppsvatten-misslyckat		0,35%		0	0	0					Misslyckades
2016-11-30	12:40 - 13:00	Avloppsvatten-misslyckat		0,70%		0	0	0					Misslyckades
2016-11-30	13:40 - 14:00	Avloppsvatten-misslyckat		5,0%		0	0	0					Misslyckades
2016-12-01	10:40 - 11:00	Avloppsvatten-misslyckat		0,05%		0	0	0					Misslyckades
2016-12-01	11:40 - 12:00	Avloppsvatten-misslyckat		0,35%		0	0	0					Misslyckades
2016-12-01	12:40 - 13:00	Avloppsvatten-misslyckat		0,70%		0	0	0					Misslyckades
2016-12-01	13:40 - 14:00	Avloppsvatten-misslyckat		5,0%		0	0	0					Misslyckades
2016-12-05	11:25 - 11:45	Test med NaCl	0,3			-	-	-					
2016-12-05	12:25 - 12:45	Test med NaCl	2,15			-	-	-					
2016-12-05	13:25 - 13:45	Test med NaCl	1,4			-	-	-					
2016-12-05	14:13 - 14:40	Test med NaCl	8,9			-	-	-					Nollspik i början
2016-12-06	10:40 - 11:00	Test med NaCl	0,85			-	-	-					
2016-12-06	11:40 - 12:00	Test med NaCl	4			-	-	-					
2016-12-06	12:40 - 13:00	Test med NaCl	0,85			-	-	-					
2016-12-06	13:40 - 14:00	Test med NaCl	4			-	-	-					
2016-12-07	10:40 - 11:00	Test med NaCl	0,5			-	-	-					
2016-12-07	11:40 - 12:00	Test med NaCl	2,8			-	-	-					
2016-12-07	12:40 - 13:00	Test med NaCl	0,17			-	-	-					
2016-12-07	13:40 - 14:00	Test med NaCl	0,8			-	-	-					
2016-12-08	10:40 - 11:00	Avloppsvatten		0,05%		9 000	1 000	2 000	100	18,0	4,0	4,5	
2016-12-08	11:40 - 12:00	Avloppsvatten		0,24%		53 000	1 000	16 000	1 000	22,1	6,7	3,3	
2016-12-08	12:40 - 13:00	Avloppsvatten		0,70%		20	10	20	10	0,0	0,0	1,0	Troligen problem vid provtagning
2016-12-08	13:40 - 14:00	Avloppsvatten		3,4%		>184000	1 000	184 000	1 000	>5,4	5,4	>1,0	
2016-12-13	10:40 - 11:00	Avloppsvatten		0,05%		4 700	100	1 700	100	9,4	3,4	2,8	
2016-12-13	11:40 - 12:00	Avloppsvatten		0,24%		11 900	100	8 200	100	5,0	3,4	1,5	
2016-12-13	12:40 - 13:00	Avloppsvatten		0,70%		149 000	1 000	28 000	1 000	21,3	4,0	5,3	
2016-12-13	13:40 - 14:00	Avloppsvatten		3,4%		790 000	10 000	85 000	1 000	23,2	2,5	9,3	
2016-12-15	10:40 - 11:00	Avloppsvatten		0,05%		11 000	1 000	2 300	100	22,0	4,6	4,8	
2016-12-15	11:40 - 12:00	Avloppsvatten		0,24%		13 000	1 000	12 000	1 000	5,4	5,0	1,1	
2016-12-15	12:40 - 13:00	Avloppsvatten		0,70%		66 000	1 000	31 000	1 000	9,4	4,4	2,1	
2016-12-15	13:40 - 14:00	Avloppsvatten		3,4%		340 000	10 000	180 000	10 000	10,0	5,3	1,9	
2016-12-20	10:40 - 11:00	Avloppsvatten		0,05%		>16000	1 000	16 000	1 000	>32,0	32,0	>1,0	
2016-12-20	11:40 - 12:00	Avloppsvatten		0,24%		>8000	1 000	8 000	1 000	>3,3	3,3	>1,0	
2016-12-20	12:40 - 13:00	Avloppsvatten		0,70%		>19000	1 000	19 000	1 000	>2,7	2,7	>1,0	
2016-12-20	13:40 - 14:00	Avloppsvatten		3,4%		>150000	10 000	150 000	10 000	>4,4	4,4	>1,0	
2016-12-22	10:40 - 11:00	Blankprov				0	1	0	1	0,0	0,0	0,0	Spikningar med dricksvatten
2016-12-22	11:40 - 12:00	Blankprov		3,4%		1	1	0	1	0,0	0,0	0,0	Spikningar med dricksvatten
2016-12-22	12:40 - 13:00	Blankprov		0,70%		3	1	0	1	0,0	0,0	0,0	Spikningar med dricksvatten
2016-12-22	13:40 - 14:00	Blankprov		3,4%		12	1	0	1	0,0	0,0	0,0	Spikningar med dricksvatten

Datum	Klockslog	Prov	NaCl (mM)	Avlopps- vatten	Dricks- vatten	Koliforms, 35°C (antal/100 ml)	Spädning, koliforma	E.Koli, 44°C (antal/100 ml)	Spädning, e-koli	Koliforma kvot/1M	E.coli kvot/1M	Koliforma/ E.coli	Kommentar
2017-01-12	10:40 - 11:00	Avloppsvatten		0,05%		9 000	1 000	2 200	1 000	18,0	4,4	4,1	
2017-01-12	11:40 - 12:00	Avloppsvatten		0,24%		22 000	1 000	17 000	1 000	9,2	7,1	1,3	
2017-01-12	12:40 - 13:00	Avloppsvatten		0,70%		150 000	10 000	34 000	10 000	21,4	4,9	4,4	
2017-01-12	13:40 - 14:00	Avloppsvatten		3,4%		340 000	10 000	16 000	10 000	10,0	0,5	21,3	
2017-01-17	10:40 - 11:00	Avloppsvatten		0,05%		2 000	100	1 700	100	4,0	3,4	1,2	
2017-01-17	11:40 - 12:00	Avloppsvatten		0,24%		12 000	1 000	8 000	1 000	5,0	3,3	1,5	
2017-01-17	12:40 - 13:00	Avloppsvatten		0,70%		50 000	10 000	14 000	1 000	7,1	2,0	3,6	
2017-01-17	13:40 - 14:00	Avloppsvatten		3,4%		290 000	10 000	90 000	10 000	8,5	2,6	3,2	
2017-01-19	10:40 - 11:00	Avloppsvatten		0,01%		170	10	90	10	1,7	0,9	1,9	
2017-01-19	11:40 - 12:00	Avloppsvatten		0,05%		300	100	140	100	0,4	0,3	1,5	
2017-01-19	12:40 - 13:00	Avloppsvatten		0,03%		300	100	200	100	1,2	0,8	1,5	
2017-01-19	13:40 - 14:00	Avloppsvatten		0,1%		2 900	100	1 200	100	2,4	1,0	2,4	
2017-01-24	10:40 - 11:00	Avloppsvatten		0,01%		10	10	10	10	0,1	0,1	1,0	Omrörare
2017-01-24	11:40 - 12:00	Avloppsvatten		0,05%		90	10	20	10	0,2	0,0	4,5	Omrörare
2017-01-24	12:40 - 13:00	Avloppsvatten		0,03%		<100	10	<100	10	0,0	0,0	-	Spikning misslyckades
2017-01-24	13:40 - 14:00	Avloppsvatten		0,1%		<100	10	<100	10	0,0	0,0	-	Spikning misslyckades
2017-01-26	10:40 - 11:00	Avloppsvatten		0,05%		3 000	100	1 700	100	6,0	3,4	1,8	
2017-01-26	11:40 - 12:00	Avloppsvatten		0,24%		12 000	1 000	4 800	1 000	5,0	2,0	2,5	
2017-01-26	12:40 - 13:00	Avloppsvatten		0,70%		100 000	10 000	28 000	1 000	14,3	4,0	3,6	
2017-01-26	13:40 - 14:00	Avloppsvatten		3,4%		230 000	10 000	92 000	10 000	6,8	2,7	2,5	
2017-01-30	10:40 - 11:00	Blankprov			0,70%	-	-	-	-	-	-	-	Spikningar med dricksvatten
2017-01-30	11:40 - 12:00	Blankprov			3,4%	-	-	-	-	-	-	-	Spikningar med dricksvatten
2017-01-30	12:40 - 13:00	Blankprov			0,70%	-	-	-	-	-	-	-	Spikningar med dricksvatten
2017-01-30	13:40 - 14:00	Blankprov			3,4%	-	-	-	-	-	-	-	Spikningar med dricksvatten
2017-01-31	10:40 - 11:00	Råvatten		0,05%		<10	10	<10	10	0,0	0,0	-	
2017-01-31	11:40 - 12:00	Råvatten		0,24%		<10	10	<10	10	0,0	0,0	-	
2017-01-31	12:40 - 13:00	Råvatten		0,70%		20	10	10	10	0,0	0,0	2,0	
2017-01-31	13:40 - 14:00	Råvatten		3,4%		40	10	10	10	0,0	0,0	4,0	
2017-02-01	10:40 - 11:00	Syntetisk avloppsvatten		0,05%		-	-	-	-	-	-	-	Ingen provtagning
2017-02-01	11:40 - 12:00	Syntetisk avloppsvatten		0,24%		-	-	-	-	-	-	-	Ingen provtagning
2017-02-01	12:40 - 13:00	Syntetisk avloppsvatten		0,70%		-	-	-	-	-	-	-	Ingen provtagning
2017-02-01	13:40 - 14:00	Syntetisk avloppsvatten		3,4%		-	-	-	-	-	-	-	Ingen provtagning
2017-02-02	10:40 - 11:00	Avloppsvatten		0,05%		13 000	1 000	5 000	1 000	26,0	10,0	2,6	
2017-02-02	11:40 - 12:00	Avloppsvatten		0,24%		18 000	10 000	18 000	10 000	7,5	7,5	1,0	
2017-02-02	12:40 - 13:00	Avloppsvatten		0,70%		240 000	10 000	90 000	10 000	34,3	12,9	2,7	
2017-02-02	13:40 - 14:00	Avloppsvatten		3,4%		480 000	10 000	480 000	10 000	14,1	14,1	1,0	
2017-02-03	10:40 - 11:00	Syntetisk avloppsvatten		0,25%		-	-	-	-	-	-	-	Ingen provtagning
2017-02-03	11:40 - 12:00	Syntetisk avloppsvatten		1,2%		-	-	-	-	-	-	-	Ingen provtagning
2017-02-03	12:40 - 13:00	Syntetisk avloppsvatten		3,5%		-	-	-	-	-	-	-	Ingen provtagning
2017-02-03	13:40 - 14:00	Syntetisk avloppsvatten		17%		-	-	-	-	-	-	-	Ingen provtagning

Bilaga 2 - Generell metod för signalbehandling

Det antas här att indata kommer från en eller flera sensorer som ger mätningar (sampler) regelbundet, där mätningarna från varje mättillfälle t samlas i en n -dimensionell mätvektor $y(t) \in \mathbb{R}^n$. Här beskrivs ett filter för avvikelседetektion som långsamt anpassar en normalmodell bestående av ett medelvärde och en kovariansmatrix till serien av mätvektorer. Utdata från filtret är en positiv skalär avvikelseenivå som indikerar hur mycket de senaste mätningarna avviker från normalmodellen. Filtret består översiktligt av följande steg som beskrivs mer detaljerat nedan.

1. Urval av modelldata
2. Kompensering (temperatur)
3. Medelvärdeskattning (*moving average*)
4. Särdragsextraktion
5. Detektion

Det filter som beskrivs här nedan fungerar generellt för olika sensortyper, men har i Sensation III främst tillämpats på, och anpassats till, e-tungan. Därför är metodexempel hämtade från arbetet med e-tungan.

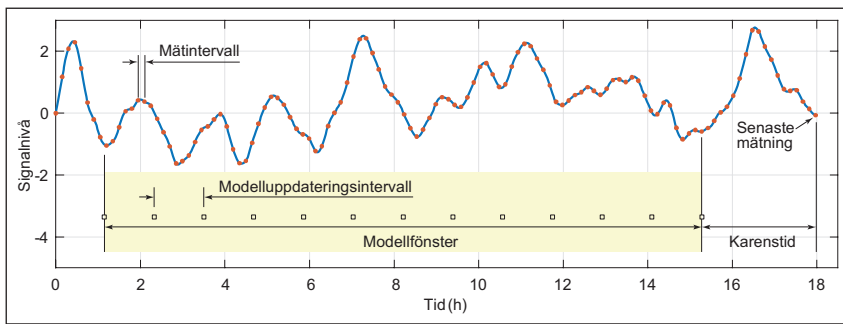
B2.1 Urval av modelldata

Här noteras att filtret är avsett att användas kontinuerligt, online, vilket kräver en metodik för urval av modelldata i den till synes oändliga strömmen av mätningar. Med begreppet modelldata menas de data som ska anses vara representativa för de normala variationerna, det vill säga tjänligt vatten. I praktiken kommer här modelldata i sin tur representeras av en kompakt matematisk modell som tillåter att den senaste mätningen snabbt kan utvärderas och avvikelser upptäckas. Grunden för urvalet beskrivs i Figur B2.1. Ett antal parametrar i urvalet balanserar uppenbarligen prestanda mot beräkningskostnader och även känslighet mot förmåga att upptäcka långsamma förändringar.

En avvägning som fungerat bra för e-tungan är modellfönster = 8 h, mätuppdateringsintervall = 1 h, karenstid = 3 h. Mätintervallet för e-tungan är 10 s.

B2.2 Kompensering

Med hjälp av kompensering undertrycks ovidkommande signalvariationer med hjälp av hjälpgivare, till exempel givare för temperatur, flöde och tryck. Nedan förklaras hur temperaturkompenseringen gjorts för e-tungan, vår elektrokemiska mätmetod är naturligt temperaturkänslig, samtidigt som små temperaturvariationer saknar bäring på vattenkvaliteten. Med hjälp av en temperaturgivare ska alltså inverkan av naturliga men i praktiken ofrånkomliga temperaturvariationer på e-tungans utsignal i görligaste mån undertryckas. Dricksvattentemperaturen varierar långsamt med årstiden, men det är framförallt snabba variationer (minuter upp till någon timme)



Figur B2.1 Urval av modelldata för en fiktiv signalnivå. Sensorerna genererar mätningar i regelbundna mätintervaller, typiskt några sekunder eller någon minut. Filtrets utdata utgörs av den senaste mätningens avvikelse från normalmodellen. Normalmodellen skattas delvis på de signalvariationer som ligger i modellfönstret, men även på ett medelvärde som skattas under en längre period (med äldre data). Modellfönstret påverkar känslighet, anpassningstid och även krav på beräkningskapacitet. Längden på modellfönstret bör vara minst 8 h, helst flera dygn. Ytterligare en avvägning mellan prestanda och beräkningskapacitet görs via modelluppdateringsintervallet, vilket typiskt kan vara någon timme. Karenstiden förhindrar att modellen alltför snabbt anpassar sig till (nyttillkomna) föroreningar i vattnet. Karenstiden ska väljas så att en bra balans mellan känslighet (kort karens) och förmåga att upptäcka långsamt varierande föroreningar (lång karens) uppnås, typiskt 1–3 h.

som följer på variationer i konsumtion, flöde, pumpaktiviteter och så vidare som utmanar filterdesignen. Ytterligare en utmaning är att temperaturens koppling till e-tungan inte är konstant, utan de parametrar som styr kompenseringen behöver hela tiden automatiskt anpassas till e-tungans driftläge. E-tungan har en inbyggd temperaturgivare för detta ändamål.

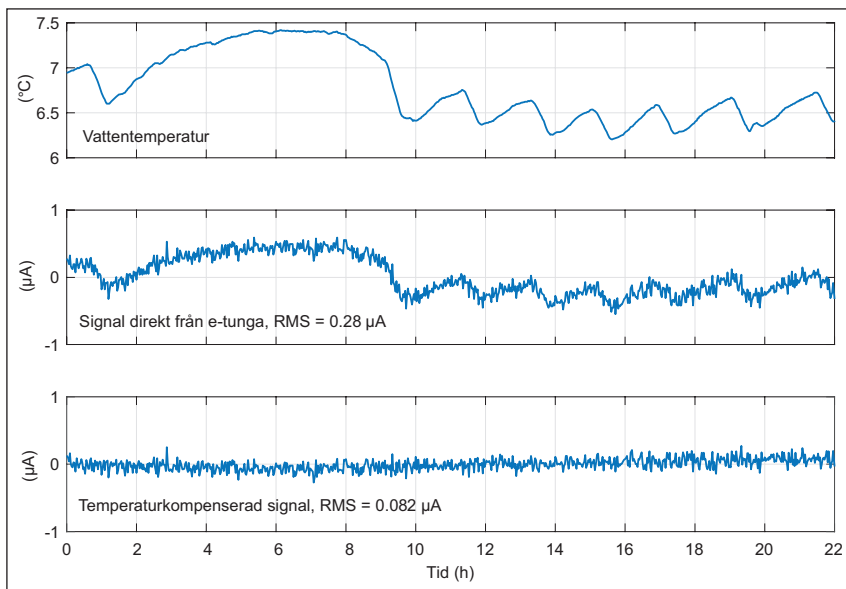
Det antas att temperaturens inverkan på mätsignalen $y(t)$ följer det additiva sambandet

$$y(t) = x(t) + m(t) + c(t)T(t) + \varepsilon(t),$$

där $x(t) \in \mathbb{R}^n$ antas svara mot vattenkvaliteten, $m(t) \in \mathbb{R}^n$ ett långsamt varierande medelvärde (baskurva), $T(t)$ är temperaturen, $c(t) \in \mathbb{R}^n$ representerar ett okänt men långsamt varierande samband mellan temperatur och utsignal, samt $\varepsilon(t) \in \mathbb{R}^n$ en stokastisk process som i vid bemärkelse representerar mätbrus. Givet data i modellfönstret skattas $c(t)$ med hjälp av linjärregression. Detta förfarande bygger på antagandet att den genomsnittliga influensen av $x(t) + m(t)$ och $T(t)$ och under en längre period kan frikopplas med hjälp av ett frekvensselektivt filter. Innan regressionen mellan T och y så filtreras tidsserierna med ett tredje ordningens Butterworthfilter av nollfastyp. Genom frekvensanalys av mätningarna från Nykvarn har brytfrekvenserna i bandpassfiltret valts till respektive $1/(170 \text{ min})$ respektive $1/(7 \text{ min})$, men dessa parametrar kan eventuellt behöva lokal anpassning då e-tungan flyttas till andra miljöer. Om $\hat{c}(t)$ får beteckna skattat temperaturberoende så ges den kompenstrade utsignalen av

$$y_k(t) = y(t) - \hat{c}(t)T(t).$$

Figur B2.2 visar exempel på e-tungans temperaturberoende, och resultatet av ovan beskrivna kompenseringsmetodik.



Figur B2.2 Kompensering av e-tungans temperaturberoende. I mellan-diagrammet identifieras ett önskat temperaturberoende som behöver kompenseras. I bottendiagrammet har detta gjorts med hjälp av linjärregression med förfilterade regressorer.

B2.3 Medelvärdeskattning

Avvikelsefiltret fungerar genom att förstärka plötsliga förändringar i förhållande till en långsamt varierande bakgrund (normalvariation). Medelvärdeskattningens uppgift i denna process är att långsiktigt anpassa filtret till sensorns och mätsystemets driftläge eller baskurva (moving average). Medelvärdet i sig antas vara ointressant; det skattas enbart för att subtraheras från sensornsignalen, som därefter normalt ska variera runt värdet noll. För e-tungan har vi valt en rekursiv skattning,

$$\begin{aligned}\hat{m}(0) &= y_k(0), \\ \hat{m}(t+1) &= \hat{m}(t) \cdot (1-\lambda) + y_k(t+1) \cdot \lambda,\end{aligned}$$

för $t = 1, 2, \dots$, där glömskefaktorn satts till $\lambda = 0,003$, vilket med e-tungans mätintervall om 10 s ger en tidskonstant om ca 1 h. Signal efter subtraktion av medelvärdet blir

$$y_z(t) = y_k(t) - \hat{m}(t),$$

B2.4 Särdragsextraktion

Särdragsextraktionen reducerar den n -dimensionella mätvektorn till $m \ll n$ variabler som syftar till att vara en effektiv representation av sensorns signalrum. Reduktionen (eller komprimeringen) underlättar efterföljande bearbetning, och är idealiskt genomförd så att all relevant signalinformation för att uppnå god detektion bibehålls.

För e-tungan används principalkomponentanalys (PCA) som särdragsextraktion, vilket är en enkel, välbeprövad och robust metod, dock inte nödvändigtvis optimal. Principalkomponentanalysen har implementerats som en gles singularvärdesfaktorisering av mätmatrisen $Y_z \in \mathbf{R}^{k \times n}$ i vilken k stycken mätvektorer $y_z^T(t)$ från modellfönstret stackats,

$$Y_z \approx USV^T,$$

från vilken $V \in \mathbf{R}^{n \times m}$ används som en linjärprojektion för nya mätningar,

$$y_v(t) = S^{-1} V^T y_z(t) \in \mathbf{R}^m,$$

S är en diagonalmatrix med singulära värden vilken här standardiserar mätningarna mot $\text{STD}=1$. Därigenom anpassas förstärkningen i filtret automatiskt till insignalens amplitud. Faktorn U används inte.

Dimensioner för e-tungan är: $n = 1,2 \cdot 10^4$, $m = 10$, $k = 2\ 880$.

B2.5 Detektion

Sista steget i avvikelsefiltret är detektorn som bildar en standardiserad avvikelsernivå givet särdragsvektorn $y_v(t)$. Först bildas ett standardiserat RMS-värde,

$$r(t) = \sqrt{\frac{1}{m} y_v^T(t) y_v(t)},$$

som idealiskt har väntevärdet 1 för normala variationer och >1 vid avvikelser. För att göra detektorn robust mot starkt avvikande värden (outliers) används slutligen ett temporalt medianfilter med fönsterlängd b ,

$$e(t) = \text{median}[r(\tau)]_{\tau=t-b}^t.$$

För e-tungan har $b = 7$ valts, vilket visserligen ger en responsfördröjning på ca 30 sekunder, men i gengäld ett betydligt robustare resultat med färre falsklarm.

Avvikelsenivån $e(t)$ är avvikelsefiltrets utkomst och kan som i Figur 4.2 användas med lämplig tröskelnivå för att generera operatörsalarm. Valet av tröskelnivån är en avvägning mellan falsklarm och detektionssannolikhet, vilket visats i resultatdelen.



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svenskvatten@svenskvatten.se
www.svenskvatten.se