



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W 18 013

Examensarbete 30 hp  
Maj 2018

# Online-instrumentering på avlopps- reningsverk

Status idag och effekter av givarfel på  
reningsprocessen

---

Marcus Ahlström



## REFERAT

### Online-instrumentering på avloppsreningsverk – status idag och effekter av givarfel på reningsprocessen

Marcus Ahlström

Effektiviteten av automatiserade reningsprocesser inom avloppsreningsverk beror ytterst på kvaliteten av de mätdata som fås från installerade instrument. Givarfel påverkar verkens styrning och är ofta anledningen till att olika reglerstrategier fallerar. Idag saknas standardiserade riktlinjer för hur instrumenteringsarbetet på svenska reningsverk bör organiseras vilket ger begränsade förutsättningar för reningsverken att resurseffektivt nå sina utsläppskrav. Mycket forskning har gjorts på att optimera olika reglerstrategier men instrumentens roll i verkens effektivitet har inte givits samma uppmärksamhet. Syftet med detta examensarbete har varit att undersöka hur instrumentering på reningsverk kan organiseras och struktureras för att säkerställa mätdata av god kvalitet och att undersöka effekter av givarfel på reningsprocessen.

Inom arbetet genomfördes en litteraturstudie där instrumentering på reningsverk undersöktes. Effekter av givarfel på reningsprocessen undersöktes genom att simulera en fördenitrifikationsprocess i *Benchmark Simulation Model no. 2* där bias och drift implementerades i olika givare. Simuleringar visade att positiva bias (0,10–0,50 mg/l) i en ammoniumgivare inom en kaskadreglering bidrar till att öka luftförbrukningen med cirka 4–25 %. Vidare resulterade alla typer av fel i DO-givare i den sista aeroba bassängen i en markant större påverkan på reningsprocessen än samma fel i DO-givare i någon av de tidigare aeroba bassängerna. Om den sista aeroba bassängen är designad för att hålla lägre syrehalter är DO-givaren i den bassängen den viktigaste DO-givaren att underhålla. Positiva bias (200–1 000 mg/l) i TSS-givare som används för att styra uttaget av överskottsslam bidrog till kraftiga ökningar av mängden ammonium med cirka 29–464 % i utgående vatten. Negativ drift i DO-givare visade att stora besparingar i luftningsenergi, cirka 4 %, var möjliga genom ett mer frekvent underhåll av DO-givarna.

Huruvida ett instrument lider av ett positivt eller negativt givarfel, bias eller drift, kommer att påverka hur mycket och i vilken mån reningsprocessen påverkas. Studien av givarfel visade att effekten av ett positivt eller ett negativt fel varierade och att effekten på reningsprocessen inte var linjär. Effekten av givarfel på reningsprocessen kommer i slutändan att bero på den implementerade reglerstrategin, inställningar i regulatorerna och på den styrda processen.

**Nyckelord:** Givarfel, bias, drift, givare, instrument, instrumentering, Benchmark Simulation Model no. 2, BSM2, aktivslamprocess, fördenitrifikation, avloppsvatten, avloppsrening

## ABSTRACT

### **Online sensors in wastewater treatment plants – status today and the effects of sensor faults on the treatment process**

*Marcus Ahlström*

The effectiveness of automated treatment processes within wastewater treatment plants ultimately depend on the quality of the measurement data that is given from the installed sensors. Sensor faults affect the control of the treatment plants and are often the reason different control strategies fail. Today there is a lack of standardized guidelines for how to organize and work with online sensors at Swedish wastewater treatment plants which limits the opportunities for treatment plants to reach their effluent criteria in a resource efficient manner. Much research has been done on ways to optimize control strategies but the role of sensors in the efficiency of the treatment plants has not been given the same level of attention. The purpose of this thesis has been to examine how instrumentation at wastewater treatment plants can be organized and structured to ensure good quality measurement data and to examine how sensor faults affect the treatment process.

Within the thesis a literature study was conducted where instrumentation at wastewater treatment plants was examined. The effects of sensor faults were examined by simulating a pre-denitrification process in *Benchmark Simulation Model no. 2* where off-sets (biases) and drift were added to measurements from different implemented sensors. The simulations showed that positive off-sets (0.10–0.50 mg/l) in an ammonium sensor within a cascaded feedback-loop adds to the energy consumption used for aeration by roughly 4-25%. It could further be shown that all types of faults in a DO sensor in the last aerated basin had significantly larger effect on the treatment process than the same fault in any of the other DO sensors in the preceding basins. If the last aerated basin is designed to have low DO concentrations the DO sensor in that basin is the most important DO sensor to maintain. Positive off-sets (200–1 000 mg TSS/l) in suspended solids sensors used for control of waste activated sludge flow contributed to large increases of ammonia, by 29-464%, in effluent waters. Negative drift in DO sensors showed that significant savings in aeration energy, roughly 4%, was possible to achieve with more frequent maintenance.

Whether a sensor is affected by a positive or a negative fault, be it off-set or drift, will affect how much and in what way the treatment process will be affected. The study of sensor faults showed that the effect of a positive or a negative fault varied and that the effect on the treatment process was not linear. The effect of a sensor fault on the treatment process will ultimately depend on the implemented control strategy, settings in the controllers and on the controlled process.

**Keywords:** Sensor faults, off-set, bias, drift, sensor, instrument, instrumentation, Benchmark Simulation Model no. 2, BSM2, activated sludge process, pre-denitrification, wastewater, wastewater treatment

*Department of Information Technology, Uppsala University, Box 337, SE-751 05  
Uppsala, ISSN 1401-5765*

## FÖRORD

Denna uppsats var den avslutande delen av civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och arbetet motsvarar 30 högskolepoäng. Projektet har varit ett samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet och ett doktorandprojekt om feldetektion på Uppsala universitet. Sofia Andersson och Oscar Samuelsson vid IVL Svenska Miljöinstitutet har varit handledare för projektet, Bengt Carlsson vid Institutionen för informationsteknologi har varit ämnesgranskare och Björn Claremar vid Institutionen för geovetenskaper har varit examinator. Både ämnesgranskaren och examinatorn är aktiva vid Uppsala universitet.

Jag vill rikta ett stort tack till mina handledare Sofia Andersson och Oscar Samuelsson för ovärderlig hjälp, vägledning och många otroligt givande konversationer under projektets genomförande. Jag vill tacka för att ha fått möjligheten att genomföra mitt examensarbete på IVL Svenska Miljöinstitutet vilket har varit en ofantligt lärorik och inspirerande miljö. Jag vill också tacka min ämnesgranskare Bengt Carlsson för goda råd och med hjälpen att hitta detta examensarbete.

Slutligen vill jag tacka alla mina vänner som har stöttat mig under arbetets gång och som har spenderat otaliga timmar med mig på Geocentrum under alla mina år i Uppsala.

*Marcus Ahlström*

*Uppsala, maj 2018*

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

### Online-instrumentering på avloppsreningsverk – status idag och effekter av givarfel på reningsprocessen

*Marcus Ahlström*

Avloppsrening är en av samhällets många viktiga men dolda funktioner som ofta glöms bort. Inom avloppsreningsverken renas det inkommande avloppsvattnet från olika typer av föroreningar, däribland fasta föremål, näringsämnen i form av kväve och fosfor, organiskt material och andra skadliga ämnen. Syftet med avloppsvattenreningen är att skydda människor mot avföringsburna sjukdomar och minska mänsklig påverkan på miljön genom att minska utsläpp av övergödande och syreförbrukande ämnen till mottagande sjöar och vattendrag. Samtidigt som det finns miljökrav på reningsverken finns det också ekonomiska krav på att hushålla med resurser och att hålla kostnaderna för driften av reningsverken nere. Sammantaget ger kraven som ställs på reningsverken upphov till ett behov av resurseffektiva reningsprocesser.

Ett konventionellt reningsverk består typiskt av tre delsteg: mekanisk, biologisk och kemisk rening där det biologiska reningssteget kan vara det viktigaste ur miljösynpunkt. I det biologiska reningssteget avlägsnas kväve och organiskt material genom användandet av den så kallade aktivslamprocessen. Det aktiva slammet består av olika typer av mikroorganismer som kan bryta ner organiskt material och omvandla det övergödande kvävet i avloppsvattnet till ofarlig kvävgas. Det krävs både syrefattiga och syrerika miljöer i olika delar av det biologiska reningssteget för att reningen ska fungera. Inom de syrefattiga miljöerna kan organiskt material brytas ner och nitrat omvandlas till kvävgas och inom de syrerika miljöerna kan ammonium omvandlas till nitrat. Ammonium är den huvudsakliga kvävekällan i avloppsvattnet och måste omvandlas till nitrat innan kvävgas kan bildas. Det inkommande avloppsvattnet till reningsverket är syrefattigt vilket betyder att syre måste tillsättas för att kvävereningen ska fungera.

För att styra de olika reningsprocesserna används olika automatiska reglersystem. I praktiken styrs syresättningen i det biologiska reningssteget genom att regulatorer styr ett ventilläge i en ledning så att olika mängder luft kan pumpas in i vattnet. Regulatorn är kopplad till ett mätinstrument, en syregivare, som mäter syrehalten i bassängen och regulatorn kan automatiskt justera ventilläget så att de önskade syrenivåerna, börvärdet, hålls i bassängen. Börvärdet till syrerregulatorerna kan antingen sättas manuellt eller så kan det styras av en överordnad regulator med hjälp av så kallad ammoniumåterkoppling. Med ammoniumåterkoppling styrs börvärdet på syrehalten i de syresatta bassängerna så att det utgående vattnet från reningsverket innehåller en bestämd ammoniumhalt.

Hur effektiv en regulator är på att styra sin process beror på de mätvärden som kommer från mätinstrumentet. Om instrumentet mäter fel kan det exempelvis resultera i att för lite syre tillsätts processen vilket försämrar kvävereningen eller att för mycket syre tillsätts vilket tillför onödiga driftskostnader till reningsverkens utgifter. Då avloppsvattnets sammansättning och belastningen på reningsverken har stor variation är det många gånger svårt att veta om ett till synes ovanligt mätvärde beror på förändringar i avloppsvattnet eller på problem med mätinstrumentet. Instrumentfel har en stor påverkan på reningsverkens effektivitet och är ofta anledningen till att olika processer inom reningsverken

inte fungerar optimalt. Idag saknas riktlinjer för hur personal på svenska reningsverk ska arbeta med mätinstrumenten.

Inom denna studie har olika sätt att organisera och strukturera instrumenteringsarbetet på reningsverk undersökts för att se hur fel i mätinstrumenten kan minskas. Vidare undersöktes, med hjälp av simuleringar i reningsverksmodellen *Benchmark Simulation Model no. 2*, hur olika typer av fel i olika mätinstrument kopplade till regulatorer påverkade effektiviteten av reningsprocessen. I studien undersöktes effekterna av två typer av positiva och negativa mätfel, konstanta fel och drivande fel (fel som ökar över tid). Positiva mätfel innebär att instrumenten mäter högre halter än vad som faktiskt råder i processen och negativa mätfel det omvända.

Genom simuleringarna kunde det bland annat visas att konstanta positiva mätfel i en ammoniumgivare som användes för ammoniumåterkoppling resulterade i stora ökningar, upp till cirka 25 %, i energiåtgången vid syresättningen av aktivslamprocessen. Det kunde också visas att fel i syregivare, oavsett typ och storlek, hade störst påverkan på reningsprocessen om felet var i givaren i den sista syresatta bassängen i aktivslamprocessen. Vidare kunde det ses att det finns potential till att spara energi, och således också pengar, genom att minska medelfelen i syregivare med drivande negativa mätfel genom ett mer frekvent underhåll.

Genom att visa vilka typer av fel som har stor påverkan på reningsprocessen kan rekommendationer om vilka givare som underhållet bör prioriteras för och vilka typer av fel som bör undvikas. I slutändan kommer faktorer så som om instrument har ett positivt eller negativt mätfel, konstant eller drivande, påverka hur reningsprocessen påverkas. Studien av givarfel visade att effekten av ett positivt eller ett negativt fel varierade och att effekten på reningsprocessen inte följde ett linjärt samband. Effekten av givarfel på reningsprocessen kommer i slutändan att bero på de reglerstrategier som används, inställningar i regulatorerna och på den styrda processen.

## ORDLISTA

<b>Aerob</b>	Miljö där syre finns tillgängligt
<b>Anaerob</b>	Miljö utan tillgång till syre
<b>Anoxisk</b>	Miljö där nitrat finns tillgängligt men inte syre
<b>ASM1</b>	<i>Activated Sludge Model no. 1</i>
<b>Autotrof</b>	Mikroorganism som använder koldioxid som kolkälla
<b>Bias</b>	Konstant mätfel
<b>BOD<sub>5</sub>/BOD<sub>7</sub></b>	<i>Biological Oxygen Demand</i> . Mått på mängd organiskt material mätt över fem eller sju dygn
<b>BSM2</b>	<i>Benchmark Simulation Model no. 2</i>
<b>Börvärde</b>	Värdet av en storhet som skall hållas i en reglerad process
<b>COD</b>	<i>Chemical Oxygen Demand</i> . Mått på den mängd syre som förbrukas vid fullständig kemisk oxidation av organiska ämnen i vatten
<b>Denitrifikation</b>	Mikrobiologisk omvandling av nitrat till kvävgas
<b>DO</b>	<i>Dissolved Oxygen</i> . Löst syre i vatten
<b>Drift</b>	Oavsiktlig pågående växande mätfel
<b>Ex-situ</b>	På plats utanför mediet
<b>Fluorescens</b>	Utstrålning av ljus då ett material träffas av viss strålning
<b>Givare</b>	Ett mätinstrument. Anordning för omvandling av ett värde av en fysikalisk storhet till ett värde av en annan storhet
<b>Heterotrof</b>	Mikroorganism som använder organiskt material som kolkälla
<b>In-situ</b>	På plats i mediet
<b>Instrument</b>	Se <i>Givare</i>
<b>K<sub>L</sub>a</b>	Syreöverföringshastighet
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Ammonium
<b>Nitrifikation</b>	Mikrobiologisk omvandling av ammonium till nitrat
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Nitrat
<b>Online</b>	Uppkopplad
<b>pe</b>	Personekvivalent, 70 g BOD <sub>7</sub> /p,d
<b>Recipient</b>	Vattendrag som tar emot avloppsvatten
<b>Sensor</b>	Se <i>Givare</i>
<b>Slamålder</b>	Mått på uppehållstiden för en slampartikel inom aktivslamprocessen
<b>TSS</b>	<i>Total Suspended Solids</i> . Mått på mängd suspenderat material



# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1.	INLEDNING .....	1
1.1.	BAKGRUND .....	1
1.2.	SYFTE OCH MÅL .....	1
1.3.	AVGRÄNSNINGAR.....	2
2.	TEORI .....	3
2.1.	ETT TYPISKT AVLOPPSRENINGSVVERK.....	3
2.1.1.	Mekanisk rening .....	3
2.1.2.	Biologisk rening .....	4
2.1.3.	Kemisk rening .....	6
2.1.4.	Slambehandling .....	7
2.2.	ONLINE-INSTRUMENTERING PÅ AVLOPPSRENINGSVVERK .....	7
2.2.1.	Användning av online-instrumentering i Sverige.....	8
2.2.2.	Vanliga kontrollparametrar och mätprinciper .....	10
2.2.3.	Datakvalitet, kontroll och behandling .....	13
2.2.4.	Icke-tekniska aspekter för att säkerställa god datakvalitet .....	16
2.3.	REGLERTEKNIK .....	16
2.3.1.	PID-regulatorn och grundläggande reglersteknik .....	16
2.3.2.	Integratoruppvridning.....	18
2.3.3.	Kaskadreglering.....	18
2.3.4.	Lambdametoden .....	18
2.3.5.	Några reglerstrategier för en aktivslamprocess .....	19
2.4.	BENCHMARK SIMULATION MODEL NO. 2 .....	21
2.4.1.	Activated Sludge Model no. 1 .....	22
2.4.2.	Grundutförandet av Benchmark Simulation Model no. 2 .....	22
2.4.3.	Inflödesbelastning.....	23
2.4.4.	Instrumentklasser.....	24
3.	METOD .....	25
3.1.	LITTERATURSTUDIE.....	25
3.2.	SIMULERINGSSTUDIE .....	25
3.2.1.	Implementerade mätinstrument .....	25
3.2.2.	Implementering av fel.....	25
3.2.3.	Referensfall och utvärderingsparametrar.....	26
3.2.4.	Studie 1 – Effekter av bias i olika givare.....	26
3.2.5.	Studie 2 – Effekter av drift i DO-givare .....	27

4.	RESULTAT.....	29
4.1.	SIMULERINGSSTUDIE .....	29
4.1.1.	Implementerade regulatorparametrar .....	29
4.1.2.	Regulatorparameterar .....	29
4.1.3.	Studie 1 – Effekter av bias i olika givare.....	30
4.1.4.	Studie 2 – Effekter av drift i DO-givare .....	35
5.	DISKUSSION .....	41
5.1.	IMPLEMENTERADE REGLERSTRATEGIER.....	41
5.2.	IMPLEMENTERADE INSTRUMENT .....	41
5.3.	IMPLEMENTERADE OCH SIMULERADE FEL.....	42
5.4.	EFFEKTER AV BIAS .....	42
5.5.	EFFEKTER AV ETT ÄNDRAT UNDERHÅLLSINTERVALL.....	45
5.6.	EFFEKTER AV BIAS ELLER DRIFT MED SAMMA MEDEFEL .....	45
5.7.	SIMULERINGSFÖRFARANDET.....	46
5.8.	SAMMANFATTANDE DISKUSSION AV STUDIENS RESULTAT .....	46
6.	SLUTSATSER .....	47
7.	FÖRSLAG TILL FORTSATTA STUDIER .....	48
8.	REFERENSER .....	49
8.1.	LITTERÄRA KÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER .....	49
8.2.	MUNTLIGA KÄLLOR .....	51
8.3.	OPUBLICERAT MATERIAL .....	51
	APPENDIX A .....	52
	APPENDIX B.....	53
	APPENDIX C.....	54
	APPENDIX D .....	58
	APPENDIX E.....	60

# 1. INLEDNING

## 1.1. BAKGRUND

Hårdare utsläppskrav och miljömål leder till att reningsprocesserna inom avloppsreningsverken behöver bli mer resurseffektiva och bättre på att rena olika typer av föroreningar. Exakt hur hårda de framtida utsläppskraven kan komma att bli är idag fortfarande okänt men svenska reningsverk kan förvänta sig hårdare krav vid nya tillståndsprövningar i enighet med EU:s vattendirektiv (Åmand et al., 2016). Krav på totalkvävehalter i utgående vatten tros hamna kring 5–6 mg/l vilket skulle motsvara närmare en halvering av rådande utsläpp som idag ligger mellan 10–15 mg/l i medeltal. Vidare antas krav på totalfosforhalter hamna på 0,2 mg/l vilket motsvarar nuvarande medelutsläpp (Åmand et al., 2016; Naturvårdsverket, 2016).

En stor del av avloppsreningen styrs idag automatiskt med olika typer av mätinstrument och styrsystem. Mycket forskning har gjorts på att optimera olika reglerstrategier men instrumentens roll i strategiernas effektivitet har inte givits samma uppmärksamhet. Effektiviteten hos den automatiska styrningen bygger på att instrumenten i processen mäter rätt. För att säkerställa kvaliteten i mätdata och effektiviteten i reningsprocessen är det viktigt att rätt instrument installeras på rätt plats och underhålls på rätt sätt. Det är samtidigt känt att instrument kommer att visa fel värden trots tillräckligt underhåll. Beroende på hur fel instrumentet mäter, var instrumentet är installerat i processen och om instrumentet används för styrning eller inte kommer konsekvensen av ett givarfel att variera. Fel i givare påverkar styrningen av reningsverken och är ofta anledningen till att olika reglerstrategier fallerar (Åmand, 2014).

Idag saknas generella riktlinjer för hur personal på svenska reningsverk bör strukturera och organisera arbetet med de installerade instrumenten. Hur ofta underhåll, kontroll och kalibrering av instrument görs är idag någonting som varierar på olika reningsverk och frekvensen av underhållet är ofta satt utifrån personliga erfarenheter hos olika operatörer. Hur noga personalen anser att ett instrument behöver mäta varierar också från verk till verk. Genom att undersöka effekterna av olika givarfel kan rekommendationer lämnas om vilka instrument som bör prioriteras för att hålla nere kostnader och minimera onödiga utsläpp av övergödande ämnen.

## 1.2. SYFTE OCH MÅL

IVL Svenska Miljöinstitutet driver forskningsprojektet *Instrumentera Rätt På Avloppsreningsverk* (IRPA) med syftet att skapa förutsättningar för svenska avloppsreningsverk att resurseffektivt nå sina utsläppskrav genom att säkerställa att mätdata från anläggningarna är av tillräckligt god kvalitet. Projektet ska ta fram, dokumentera och sprida råd och rekommendationer om instrumentering på reningsverk. Syftet med IRPA är att besvara frågorna vad som ska mätas, varför det ska mätas och var det ska mätas. Detta examensarbete är ett samarbete med IVL:s projekt och ett doktorandprojekt inom övervakning och feldetektion via Uppsala universitet. Syftet med detta examensarbete är att bidra med kunskap inom följande aspekter av avloppsrening:

- Övergripande beskriva hur instrumentering kan organiseras och utföras på reningsverk för att uppnå god kvalitet på mätdata.
- Undersöka effekten av givarfel på reningsprocessen med hjälp av datorsimuleringar.

Mer specifik undersöktes följande frågeställningar i relation till givarfelens påverkan på reningsprocessen:

- Vilka givare och givarfel har störst påverkan på en vanlig reningsprocess?
- Hur känslig är överordnad ammoniumreglering för bias i ammoniumgivaren?
- Påverkar bias i DO-givare effektiviteten av en överordnad ammoniumreglering?
- Har givarfel i olika DO-givare olika inverkan på reningsprocessen?
- Hur känslig är reningsprocessen för ändringar i slamålder till följd av bias i TSS-givare?

### **1.3. AVGRÄNSNINGAR**

Avloppsvattenrening kan göras med en mängd olika processlösningar där ett stort antal parametrar och olika instrument kan användas för styrning av olika delprocesser. Simuleringsstudien inom detta arbete har avgränsats till att studera effekter av givarfel i online-instrument som mäter ammonium-, syre-, nitrat- och slamhalter i en aktivslamprocess med fördenitrifikation. Simuleringar av givarfel i instrument för mätning av fosforhalter har utelämnats då den valda modellen ej beskriver dynamiken för fosforomvandling.

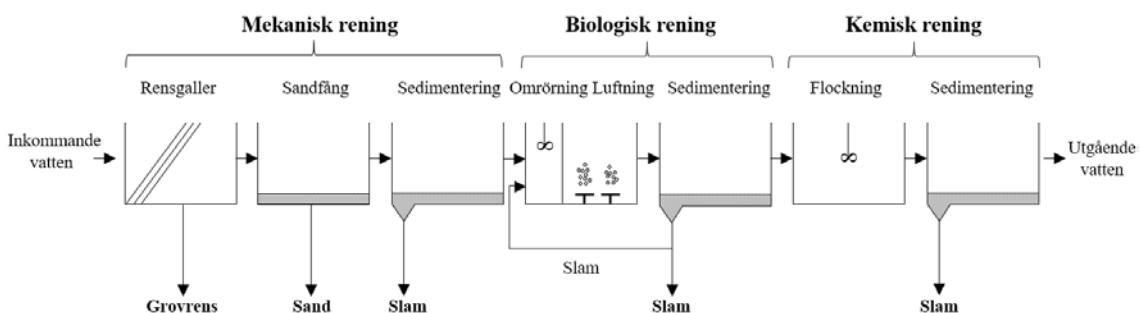
## 2. TEORI

I det inledande avsnittet av detta kapitel har grundläggande information om hur ett typiskt avloppsreningsverk är uppbyggt och hur verkets olika reningssteg fungerar sammanställt. I kapitlets andra avsnitt följer en sammanställning av vanliga instrument och parametrar som används för att styrning olika delprocesser, vanligt förekommande givarfel och en efterföljande diskussion om datakvalitet och feldetektion. I kapitlets tredje avsnitt behandlas grundläggande reglersteknik och reglerstrategier för några vanliga processer inom reningsverken. I kapitlets fjärde och avslutande avsnitt presenteras Benchmark Simulation Model no. 2, den modell som senare används i projektets simuleringsstudie.

### 2.1. ETT TYPISKT AVLOPPSRENINGSVERK

Syftet med att behandla avloppsvatten är att reducera mänsklig påverkan på miljön, detta genom att reducera halterna av kväve, fosfor samt organiskt och suspenderat material i det inkommande avloppsvattnet innan dess att det behandlade avloppsvattnet leds vidare till recipienten. Samtidigt som vattenrening är verkens huvudsyfte fyller de en viktig funktion genom att skydda människor mot direktkontakt med olika typer av fekala patogener.

Reningsprocessen för avloppsvatten kan typiskt delas upp i tre delsteg: mekanisk rening, biologiska rening och kemisk rening (figur 1). Slam är en restprodukt som uppkommer från de olika behandlingsstegen. Slammet är det material som fälls ut ur vattenmassan vid sedimentering och består främst av organiskt och annat suspenderat material och de föroreningar som har bundit till slammet. Beroende på reningsverkets storlek kan även ett slambehandlingssteg tillkomma. Större reningsverk har ofta egna system för att hantera slam medan mindre reningsverk ofta skickar sitt slam till större reningsverk för vidare behandling (Svenskt Vatten, 2010).



**Figur 1:** Ett förenklat flödesschema över ett konventionellt tre-stegsreningsverk med mekanisk, biologisk och kemisk rening. Figuren är återproducerad efter Svenskt Vatten (2013a).

#### 2.1.1. Mekanisk rening

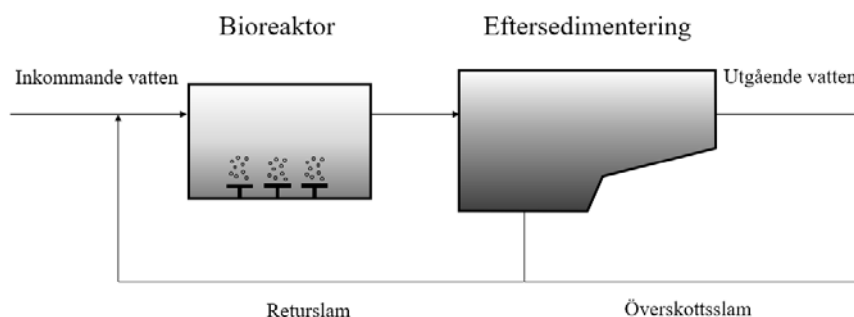
Syftet med den inledande mekaniska reningen är att avlägsna större material och grova partiklar som finns suspenderade i det inkommande avloppsvattnet, detta för att undvika problem med utrustning och efterföljande processer. Den mekaniska reningen börjar typiskt med grovrensning genom ett rensgaller eller en sil, eller en kombination av de båda, för att avskilja större material som har spolats ned med vattnet. Efter grovrensningen tillkommer ofta ett luftat sandfång och en försedimenteringsbassäng för att avskilja sand och suspenderat partikulärt material genom sedimentation (Svenskt Vatten, 2013a).

Sandfånget hålls normalt luftat för att undvika att partiklar som i huvudsak är av organiskt material sedimenterar (Svenskt Vatten, 2013a). Försedimenteringen kan bidra till en betydande reduktion av partikulärt organiskt material vilket leder till ett minskat luftningsbehov och minskat kolinnehåll i efterföljande processer (Ingildsen, 2002). Slammet som uppkommer från försedimenteringen kallas för primärslam.

### 2.1.2. Biologisk rening

Den biologiska reningen har traditionellt använts för att reducera halterna av organiskt material i avloppsvattnet. Idag är majoriteten av biosteg i reningsverk även designade för att reducera kväve. Biologisk rening görs genom att använda aktivslamprocessen vilken har som främsta funktion att reducera halterna av organiskt och suspenderat material (Carlsson och Hallin, 2010). Den biologiska reaktorn i en aktivslamprocess innehåller en blandning av mikroorganismer som är suspenderade i avloppsvattnet, så kallat aktivt slam. Mikroorganismerna i det aktiva slammet bryter ner det organiska materialet som finns i vattnet under aeroba förhållanden. Då luft tillsätts vattenmassan bryts det organiska materialet ner genom mikroorganismernas respirationsprocesser.

För att behålla slammet i systemet efterföljs bioreaktorn av en sedimenteringsbassäng som separerar det reade vattnet och det suspenderade slammet. Delar av slammet från sedimenteringsbassängen återcirkuleras till inloppet av den biologiska reaktorn och delar av slammet tas ur processen. Det återcirkulerade slammet benämns returslam. En principskiss av den enklaste typen av en aktivslamprocess för nedbrytning av organiskt material illustreras i figur 2.



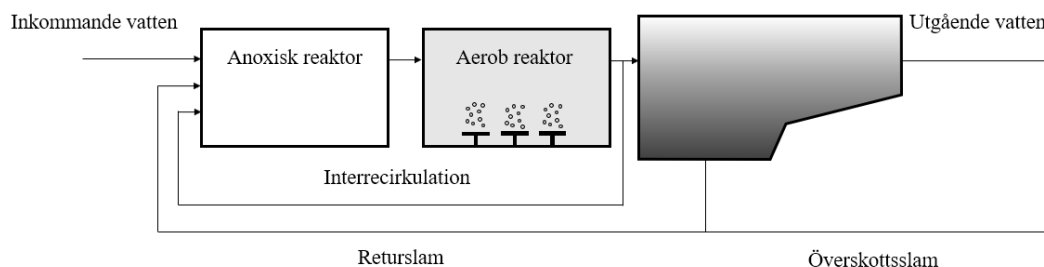
**Figur 2:** Principskiss av en enkel aktivslamprocess för biologisk rening av organiskt material. Inkommande vatten leds till den syresatta bioreaktorn där organiskt material bryts ner under aeroba förhållanden. Utgående vatten från bioreaktorn leds vidare till en sedimenteringsbassäng där suspenderat material och slam tillåts sedimentera. Returslammet återcirkuleras till bioreaktorn medan överskottsslammet tas ur systemet. Figuren är återproducerad efter Ingildsen (2002).

Tillväxten av mikroorganismerna är kontinuerlig då det finns tillgängligt substrat i processen vilket medför att slam behöver tas ur systemet för att undvika överbelastning. Slammet som tas ur systemet benämns överskottsslam. Normalt hålls slamnivåerna i processen inom önskvärda nivåer vilket innebär att överskottsslamsflödet varierar beroende på returslamflödet och den mikrobiologiska tillväxten som sker i reaktorn.

### Biologisk kväverening

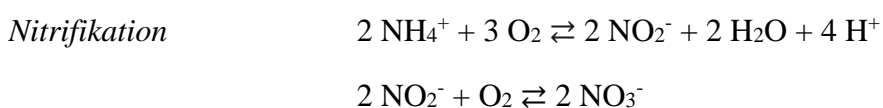
Aktivslamprocesser med biologisk kväverening är idag de vanligaste processdesignerna inom avloppsrening (Carlsson och Hallin, 2010). En aktivslamprocess med biologisk

kväverening kräver till skillnad mot en aktivslamprocess för rening av enbart organiskt material att det förekommer både aeroba och anoxiska förhållanden i olika delar av bioreaktorn. Flera olika processutföranden, kombinationer och ordningar på de olika aeroba och anoxiska delarna finns. En av de vanligaste processdesignerna för biologisk kväverening är fördenitrifikation där den anoxiska denitrifikationsbassängen är placerad före den aeroba nitrifikationsbassängen i processen (figur 3).



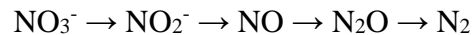
**Figur 3:** Principskiss av en fördenitrifikationsprocess. Inkommande vatten leds till bioreaktorer där organiskt material och kväve bryts ner under anoxiska respektive aeroba förhållanden. En del av det utgående vattnet från bioreaktorn leds vidare till en sedimenteringsbassäng där suspenderat material och slam tillåts sedimentera och övrigt vatten återcirkuleras till inflödet av bioreaktorn. Returslammet återcirkuleras till bioreaktorn medan överskottsslammet tas ur systemet. Figuren är återproducerad efter Ingildsen (2002).

Standardprocessen för kväverening i en aktivslamprocess är tvådelad, först behöver vattnet nitrifieras för att därefter denitrifieras. Vid nitrifikation omvandlas ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), vilket är den huvudsakliga kvävekällan i inkommande avloppsvatten, till nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) av en grupp aeroba mikroorganismer, så kallade nitrifierare, då halten löst syre (DO, dissolved oxygen) i omgivande vatten är tillräckligt hög (Carlsson och Hallin, 2010). Ofta är 2 mg  $\text{O}_2/\text{l}$  en lämplig DO-halt för att tillåta god nitrifikation (Olsson, 2012). Nitrifierare är ett samlingsnamn för en grupp av autotrofa mikroorganismer som består av ammoniumoxiderande bakterier och arkéer vilka oxiderar ammonium till nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) och nitritoxiderande bakterier vilka vidare oxiderar nitrit till nitrat (Carlsson och Hallin, 2010). Nitrifikationsprocessen kan förenklat beskrivas med nedanstående reaktionsformler:

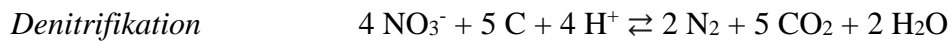


Nitrat från nitrifikationsprocessen kan vidare användas av en grupp heterotrofa mikroorganismer, så kallade denitrifierare, för att oxidera organiskt material under anoxiska förhållanden. Den grupp heterotrofa bakterier som denitrifierarna utgör är så kallade fakultativa aerober, vilket innebär att organismerna föredrar aeroba förhållanden men även klarar av att genomföra sina respirationsprocesser under anoxiska förhållanden (Carlsson och Hallin, 2010). Så länge syre finns tillgängligt använder denitrifierare syre som elektronacceptor i respirationsprocesserna istället för nitrat, vilket hämmar denitrifikationen. Den anoxiska denitrifikationsprocessen leder till att nitrat omvandlas till kvävgas ( $\text{N}_2$ ) vilket genom sin låga löslighet i vatten sedan kan avgå från vattenfasen

i gasform. Kväveomvandlingen från nitrat till kvävgas sker via flera separata mellansteg vilka förkortat illustreras nedan (Carlsson och Hallin, 2010):



Denitrifikationens summareaktion kan sammanfattas med nedanstående reaktionsformel:



Kväverenningsprocessen är särskilt känslig för låga temperaturer vilket hämmar nitrifierarnas tillväxthastighet. Det är således viktigt att tillhandahålla en tillräcklig uppehållstid på det aktiva slammet i bioreaktorn för att tillåta tillräcklig mängd nitrifierare trots långsam tillväxt (Carlsson och Hallin, 2010). Denna uppehållstid, så kallad slamålder, kan under kalla vinterförhållanden behöva uppgå till närmare 15–20 dagar för att tillåta nödvändig nitrifikation (Carlsson, 2014). Under normalförhållanden hålls slamåldern kring 10 dagar. Slamåldern är ett mått på den genomsnittliga uppehållstiden en partikel biomassa har i processen och regleras vanligen med uttaget av överskottslam. Den aeroba slamåldern i processen beräknas genom ekvation (1) (Carlsson, 2014):

$$\theta_s = \frac{V_a X_a}{Q_w X_r + Q_e X_e} \quad (1)$$

$\theta_s$  = aerob slamålder [d]

$V_a$  = aerob volym [ $\text{m}^3$ ]

$X_a$  = koncentration av biomassa i aerob volym [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$Q_w$  = överskottsslamflöde [ $\text{m}^3$ ]

$Q_e$  = vattenflöde från sedimentationsbassängen [ $\text{m}^3/\text{d}$ ]

$X_r$  = koncentration av biomassa i returslamflödet [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$X_e$  = koncentration av biomassa i utflödet från sedimentationsbassängen [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

Principen bakom en fördenitrifikationsprocess är att tillföra nitratrikt vatten från nedbrytningen av ammonium i en aerob reaktor till en anoxisk reaktor där nitrat vidare kan omvandlas till kvävgas. Under normala förhållanden ankommer avloppsvattnet till reningsverket närmast anaerobt då biologiska processer i det inkommande avloppsvattnet konsumerar det lösta syret som finns. Det är således fördelaktigt att ta tillvara på de närmast anaeroba förhållandena och de höga halterna av lättnedbrytbart organiskt material i det inkommande avloppsvattnet, detta kan göras genom att recirkulera det nitratrika vattnet från den aeroba bassängen till den anoxiska bassängen där nitrat vidare kan omvandlas till kvävgas. Internrecirkulationsflödet är typiskt tre till fem gånger större än inflödet till reningsverket för en fördenitrifikationsprocess.

### 2.1.3. Kemisk rening

Det kemiska reningsstegets syfte är att kemiskt avlägsna fosfor och kol genom att tillsätta fällningskemikalier, typiskt järn- eller aluminiumsalter, vilka bildar svårslösliga föreningar som kan fällas ut ur vattenmassan och fastläggas i det så kallade kemslammet (Svenskt Vatten, 2013b). Fällningskemikalierna binder till fosfatmolekyler och bildar flockar som kan avskiljas med hjälp av sedimentation. Fällningsprocessen kräver två olika bassänger för att processen ska fungera, en flockuleringsbassäng där flocknings-



kemikalierna tillsätts och en sedimenteringsbassäng som separerar flockarna från det behandlade vattnet (Svenskt Vatten, 2013b). Den kemiska fällningen kan utföras vid flera olika delar i reningsverket. Vid så kallad förfällning tillsätts fällningskemikalierna i det mekaniska reningssteget, vid simultanfällning tillsätts fällningskemikalierna direkt i den biologiska reningen och vid efterfällning sker fällningsprocessen i bassänger specifikt avsedda för fällningen efter det att vattnet har passerat det biologiska reningssteget. Efterfällning är det fällningsförfarande som ger bäst reningsresultat med avseende på fosforutsläpp till recipient (Svenskt Vatten, 2013b).

#### **2.1.4. Slambehandling**

Slam är en restprodukt som uppkommer vid avloppsvattenrening. Det yttersta syftet med att behandla slammet är förbereda det för slutgiltig avyttring. Primärslammet från den mekaniska reningen, överskottsslammet från den biologiska reningen och kemslammet från den kemiska reningen samrötas ofta och rötning är en av de vanligaste processerna för att minska slammängderna (Ingildsen, 2002). Rötning är en samlingsterm för flera olika mikrobiologiska nedbrytningsprocesser av organiskt material som sker under anaeroba förhållanden (Svenskt Vatten, 2010). Inom avloppsrening sker rötningen i specifikt designade rötkammare där processförhållanden, så som temperatur och uppehållstid, kan styras för att effektivisera processen. Samtidigt som rötningen minskar mängden slam genererar röttningsprocessen rötgas vilket är en signifikant energikälla som ofta används inom reningsverken (Ingildsen, 2002). Nedbrytningen av slammet under rötningen sker via flera delsteg där den slutgiltiga produkten är en rötgas vilken består till cirka 65–70 % av metan och 30–35 % av koldioxid (Svenskt Vatten, 2010). Slambehandlingen inkluderar även olika avvattningsprocesser vilka reducerar vikten och volymen hos slammet ytterligare. Slambehandlingssteget blir allt viktigare då det blir allt svårare att avyttra slammet, i många länder är slamavyttring en av de största kostnaderna för reningsanläggningarna (Ingildsen, 2002).

## **2.2. ONLINE-INSTRUMENTERING PÅ AVLOPPSRENINGSVERK**

Avloppsvatten är ett komplext medium innehållande ett stort antal kemiska, fysikaliska och biologiska parametrar. Under laboratorieförhållanden kan halter och mängder av många av avloppsvattnets beståndsdelar kvantifieras, dock är möjligheterna med tillgängliga online-instrument inte fullt lika stora. Idag finns över 250 olika tillverkare som tillhandahåller instrument för automatiserad online-övervakning av mer än 100 olika vattenkvalitetsparametrar (van den Broeke et al., 2014).

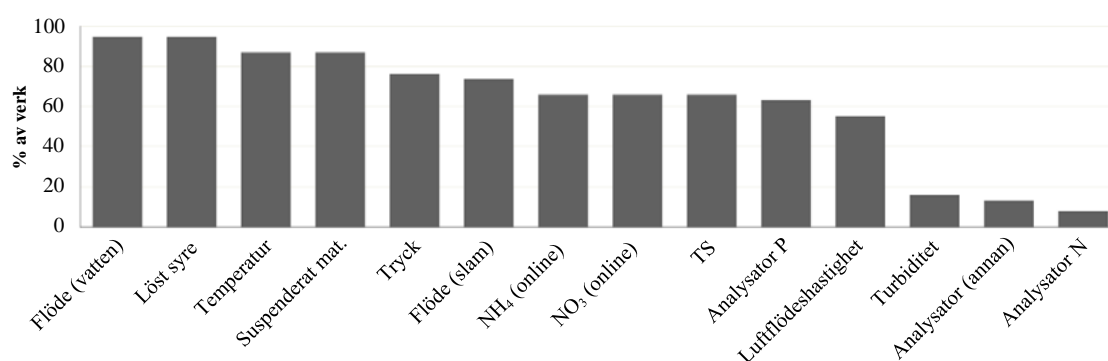
Online-övervakning definieras i kontexten av denna uppsats som oövervakad sampling (förutom vid rutinunderhåll), analys och rapportering av en parameter. Online-övervakning producerar data för att karaktärisera kemiska, fysikaliska eller biologiska parametrar i vattenmatrisen. Online-instrument mäter typiskt med en frekvens på flera mätningar per sekund upp till någon mätning per minut men lägre frekvenser ned mot någon gång per timme förekommer (van den Broeke et al., 2014) vilket är högre än vad som är tillåtet med traditionell provtagning.

Analysatorer är mätinstrument som automatiskt genomför laboratorieanalyser och kan ingå i samlingstermen online-instrument. Olika typer av analysatorer finns tillgängliga för ett urval av parametrar, bland annat för olika kväve- och fosforformer (WEF, 2013). En genomgång av denna typ av instrument utelämnas.

Idag mäts långt ifrån alla tillgängliga parametrar utan främst olika enkla nyckelparametrar då inte alla parametrar är av intresse ur varken processynpunkt eller för övervakning av utsläppsvillkor. I följande avsnitt diskuteras vanliga mätinstrument och parametrar samt de principer varvid de mäts.

### 2.2.1. Användning av online-instrumentering i Sverige

Under 2017 färdigställdes en enkät- och intervjustudie om instrumentering på svenska avloppsreningsverk av Åmand et al. (2017). I studien deltog 38 verk, vilket motsvarar närmare 10 % av det totala antalet reningsverk i Sverige som behandlar avloppsvatten från fler än 2000 personekvivalenter (pe, personekvivalent, 1 pe = 70 g BOD<sub>7</sub>/p, d). Det totala antalet anslutna personer till de deltagande verken motsvarar närmare 50 % av alla människor anslutna till kommunalt VA i Sverige (Åmand et al., 2017). Från studien framkom att nästintill samtliga verk använde instrument för mätning av vattenflöde och DO, att temperatur, suspenderat material, tryck och slamflöde var vanliga parametrar att mäta och att majoriteten av verken mätte olika kväve- och fosforformer (figur 4).



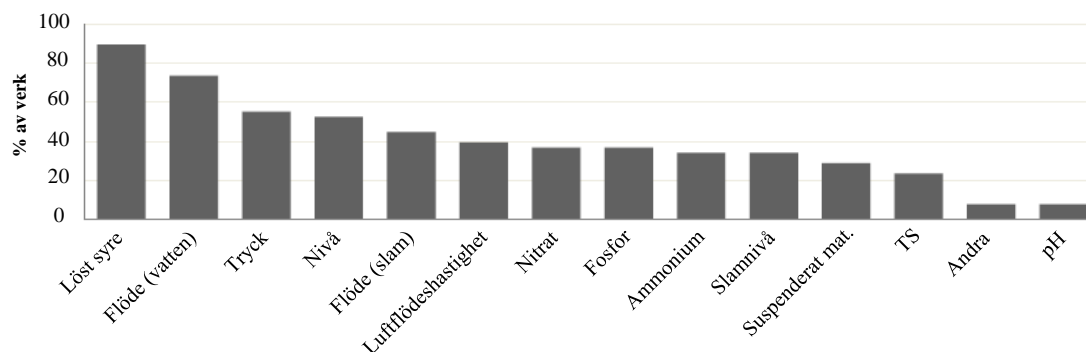
**Figur 4:** Illustration över användandet av mätinstrument för olika parametrar inom deltagande VA-organisationer. Figuren är hämtad med tillstånd och översatt från Åmand et al. (2017)

Den absolut vanligaste delen av avloppsreningsverken att instrumentera var de biologiska reningsstegen där 97 % av de deltagande verken hade installerade instrument. Det utgående vattnet var instrumenterat i 86 % av verken, det inkommande vattnet i 84 % och slambehandlingen i 81 % (Åmand et al., 2017). De vanligaste instrumenten i respektive del av reningsverken är presenterade i tabell 1, värt att notera är att alla tillfrågade reningsverk inte har samtliga behandlingssteg så som efterpolering eller rötkammare.

**Tabell 1:** Typ och utnyttjandegrad av instrument i olika delar av reningsverken. DO = löst syre, SS = suspenderat material, Temp = temperatur och TS = torrs substans. Tabellen är översatt från Åmand et al. (2017).

Behandlingssteg	Instrumenterad andel (%)	Vanligaste instrumenten
Biologiska reningen	97	DO (95 %), SS (79 %), Tryck (71 %), NO <sub>3</sub> och NH <sub>4</sub> on-line (58 %), Luftflöde (55 %)
Utgående vatten	86	Flöde (vatten, 63 %), SS (40 %), Temp (37 %), Analysator P (32 %)
Inkommande vatten	83	Flöde (vatten 76 %), Temp (44 %)
Slambehandlingen	81	Flöde (slam, 71 %), TS (42 %), Tryck (37 %)
Rötkammarna	68	Temp (53 %), Flöde (slam, 47 %), Tryck (41 %)
Efterpolering	65	Flöde (vatten, 37 %), Flöde (slam, 34 %)
Mekaniska reningen	65	TS (37 %), Flöde (slam, 29 %)

Åmand et al. (2017) undersökte även vilka de vanligaste parametrarna för online-styrning var. DO och vattenflöde visades vara vanligast att använda för styrning följt av tryck, nivå och slamflöde. En sammanställning av hur stor andel av verken om använde olika parametrar för styrning är sammanställt i figur 5.



**Figur 5:** Illustration över användandet av olika parametrar för online-styrning inom deltagande VA-organisationer. Figuren är hämtad med tillstånd och översatt från Åmand et al. (2017).

Åmand et al. (2017) konstaterar vidare att högre utsläppskrav, både för kväve och fosfor, tenderar att leda till ökad styrning för parametern. De konstaterar även att det finns en generell tendens till att antalet instrument ökar med storleken på reningsverken upp till cirka 50 000 pe. Över 50 000 pe ökade inte antalet uppmätta parametrar men variationen kring medelvärdet var stor.

Åmand et al. (2017) undersökte även hur verken arbetade med instrumenten. Åtgångs-tid i instrumentarbetet, vilket inkluderade planering och inköp, förebyggande underhåll, kontroll och kalibrering, varierade stort mellan de deltagande verken men 5–25 timmar per instrument årligen var normalt. Vidare undersökte författarna även hur verken arbetade med underhåll av specifikt DO-givare, slamhaltsgivare och jonselektiva ammoniumgivare. I tabell 2 presenteras hur stor andel av verken inom studien som spenderade en viss mängd tid per vecka på att underhålla, kontrollera och kalibrera varje enskilt instrument av de undersökta typerna. I tabell 3 sammanfattas hur ofta olika typer av underhållsåtgärder genomfördes för de olika givartyperna.

**Tabell 2:** Andelen verk som lägger specificerat antal timmar per vecka på underhåll, kontroll och kalibrering av varje enskild givare av en viss typ (Åmand et al., opublicerat material). Andelarna är avrundade till närmaste hela procent och ”0 %” är ersatt med ”-”.

Givare	Mindre än 0,5 h	0,5–1 h	1–3 h	3–5 h	Mer än 5 h
DO	77 %	10 %	13 %	-	-
Slamhalt	78 %	15 %	7 %	-	-
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	59 %	32 %	5 %	-	-

**Tabell 3:** Andelen verk som rengör, kalibrerar eller underhåller givarna med angiven frekvens (Åmand et al., opublicerat material). Andelarna är avrundade till närmaste hela procent och "0 %" är ersatt med "-".

	Mer sällan än 1 gång per månad	1 gång per månad	Varannan vecka	1 gång per vecka	Oftare än 1 gång per vecka
<b>DO-givare</b>					
Manuell rengöring	10 %	6 %	29 %	45 %	10 %
Kalibrering	90 %	7 %	-	-	3 %
Byte av delar	100 %	-	-	-	-
Annat underhåll	88 %	4 %	-	4 %	4 %
<b>Slamhaltsgivare</b>					
Manuell rengöring	19 %	7 %	22 %	41 %	11 %
Kalibrering	69 %	15 %	-	12 %	4 %
Byte av delar	100 %	-	-	-	-
Annat underhåll	89 %	-	-	11 %	-
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-givare</b>					
Manuell rengöring	9 %	5 %	9 %	64 %	14 %
Kalibrering	50 %	32 %	-	14 %	5 %
Byte av delar	100 %	-	-	-	-
Annat underhåll	87 %	-	-	13 %	-

### 2.2.2. Vanliga kontrollparametrar och mätprinciper

Under nedanstående rubriker beskrivs först några vanliga kontrollparametrars innebörd för reningsprocessen och därefter mätprinciperna för några vanliga online-instrument. I tabell 4 sammanfattas kort några vanliga parametrar och de principer varvid de ofta mäts.

**Tabell 4:** Några vanliga kontrollparametrar och de mätprinciper som vanligen används. Informationen i tabellen sammanställd efter WEF (2013). ISE = Jonselektiv elektrod, GSE = Gaskänslig elektrod.

Kontrollparameter	Vanliga mätprinciper
Syrehalt	Elektrokemi, Fluorescens
Ammoniumhalt	ISE, GSE
Nitrathalt	UV-absorbans, ISE
Slam- och TSS-halt	Ljusabsorbans och scattering, Mikrovågor

#### Syrehalt

Mätningar av DO-halt görs normalt inom det biologiska reningssteget för att säkerställa att de anoxiska och aeroba bassängerna håller önskvärda syrenivåer. DO-halterna i de olika bassängerna påverkar hur effektivt nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna fungerar. Att hålla högre DO-halter än nödvändigt i de aeroba bassängerna är resursineffektivt och dyrt och att hålla för låga DO-halter i de anoxiska bassängerna kan resultera i problem med skumbildning och slamflykt. För höga DO-halter i de anoxiska bassängerna leder till inhibering av denitrifikationsprocessen. DO-halten är vanlig att använda för styrningen av luftningen i det biologiska steget (Olsson et al., 2005).

#### Ammoniumhalt

Ammonium mäts i flera olika punkter inom reningsverken. Vanligt är att mäta halterna i inkommande och i utgående vatten hos reningsverken, detta för att övervaka vilken belastning som tas emot och att utsläppsvillkor efterföljs. Mätning av ammoniumhalterna görs främst i det biologiska reningssteget för att övervaka hur väl nitrifikationen fungerar men kan även användas för att styra luftningen (Olsson et al., 2005).

## **Nitrathalt**

Det är vanligt att utföra mätningar av nitrathalter i det biologiska reningssteget för att övervaka effektiviteten av denitrifikationen och i det utgående vattnet för att övervaka utsläppen till recipient. Uppmätta nitrathalterna kan även användas för att styra nitratrecirkulationen eller doseringen av extern kolkälla (Olsson et al., 2005).

## **Slam- och TSS-halt**

Mätningar av slam- och TSS-halter görs ofta vid flera punkter inom reningsverken. Vanligt är att mäta TSS-halterna i för- och eftersedimenteringsbassängerna för att övervaka slammängderna och i det biologiska reningssteget för att övervaka slamhalten och mängden suspenderat material. Mätningar av TSS-halt kan vidare användas för att beräkna slamåldern och för att styra uttaget av överskottslam (Olsson et al., 2005).

## *Elektrokemi*

De elektrokemiska instrumenten för DO-mätningar består typiskt av tre delar: elektroder, elektrolyter och ett permeabelt membran. Elektroderna agerar nödvändiga reaktionsytor för syremolekylerna att generera elektroner från, elektrolyterna tillåter transport av syre genom instrumenten och avlägsnar metalloxider från elektroderna och de permeabla membranerna tillåter diffusion av syre in i instrumenten (Clark, 1959; WEF, 2013). Det finns två principiellt olika typer av celler som används i denna typ av instrument, antingen amperometriska (ex. galvanisk cell) eller polarografiska celler (ex. Ross- eller Clark-celler) (WEF, 2013). Cellerna har olika för- och nackdelar men principen är densamma, att mängden syre i cellen genererar en ström mellan en anod och en katod vilken är proportionell mot syrekoncentrationen i mediet (WEF, 2013). Elektrokemiska givare är robusta och har använts inom avloppsrening sedan tidigt 1970-tal (Olsson, 2012).

## *Fluorescens*

I en optisk DO-givare är givarelementet framtaget genom att ladda ett permeabelt membran med ett fluorescerande material. Det fluorescerande lagret är laddat med syrekänsliga molekyler vilka påverkar genomsläpligheten av ljus beroende på rådande DO-halt (Endress+Hauser, 2012). Ett blått eller grönt ljus (varierar mellan tillverkare) från en LED inne i givaren träffar givarens fluorescerande material vilket då exciteras, när materialet relaxeras avges ett rött ljus vilket detekteras av en fotodiod i givaren (WEF, 2013). Ju högre DO-koncentrationen är i lösningen desto mindre av det röda ljuset kommer att träffa det permeabla lagret då syret i lösningen dämpar reaktionen. Det röda ljusets varaktighet eller dess intensitet är normalt det som används som signal för att korrelera med lösningens DO-koncentration (WEF, 2013; Endress+Hauser, 2012; Demas et al., 1999). Optiska givare är idag den vanligaste typen DO-givaren inom svenska reningsverk (Åmand et al., opublicerat material)

## *Jonselektiva elektroder*

Det finns jonselektiva elektroder (ISE, ion selective electrode) för flera typer av joner, däribland  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{F}^-$  och  $\text{S}^{2-}$ . De viktigaste ISE:erna inom avloppsvattenrening är dock för  $\text{NH}_4^+$  och  $\text{NO}_3^-$  (Vanrolleghem och Lee, 2003). ISE:er är baserade på den potentiometriska mätprincipen (Winkler et al., 2004). Sonden i en ISE har minst två elektroder, en referens- och en mätelektrod. På mätelektroden sitter jonspecifika membran vilka reversibelt kan binda den för instrumentet önskade jonen. Beroende på

aktiviteten av den uppmätta jonen i vattnet kommer ett varierande antal joner att binda till mätelektroden vilket resulterar i en varierande potentialskillnad mellan elektroderna. Den uppmätta potentialskillnaden korreleras med en kalibreringsfunktion för att bestämma den rådande koncentration av den uppmätta jonen (Winkler et al., 2004).

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-ISE:er fungerar väl i de flesta miljöer inom avloppsreningsverken där pH-värdet ligger mellan 5 och 9. Denna typ av elektrod bör dock inte användas om pH-värdet överstiger 9,5 då jämvikten mellan NH<sub>3</sub> och NH<sub>4</sub><sup>+</sup> är förskjuten åt NH<sub>3</sub> (WEF, 2013). Det finns flera potentiella interferenser för NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- och NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-ISE:er. K<sup>+</sup> och Na<sup>+</sup> är potentiella interferenser för NH<sub>4</sub><sup>+</sup> och Cl<sup>-</sup> och HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> för NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Winkler et al., 2004). De huvudsakliga fördelarna med ISE:er är instrumenten ofta är kompakta vilket minskar igensättningsrisken och att instrumenten har snabba svarstider vilket tillåter högfrekvent sampling av data (Vanrolleghem och Lee, 2003; Winkler et al., 2004). Jonselektiva elektroder är idag den vanligaste typen av givare för online-mätning av ammonium i Sverige (Åmand et al., opublicerat material).

#### *Gaskänsliga elektroder*

Ammonium kan även mätas med gaskänsliga elektroder (GSE, gas sensitive electrode) vilka är mer selektiva än jonselektiva elektroder. En NH<sub>3</sub>-GSE är effektivt en pH-elektrod bakom ett gaspermeabelt membran (WEF, 2013). Natriumhydroxid adderas till ett uppumpat vattenprov vilket höjer pH-värdet över 11 och driver all ammonium till löst ammoniak (Vanrolleghem och Lee, 2003). Ammoniak tränger därefter igenom ett selektivt membran och löser sig en elektrolyt som innesluter en pH-elektrod och när ammoniakgasen löser sig i elektrolyten ökar elektrolytens pH-värde. Denna pH-förändring motsvarar då en ammoniakkoncentration (WEF, 2013). Denna process sker normalt i en begränsad miljö som kan självreglera och kan bäst jämföras med andra typer av analysatorer vilka inte genomför kontinuerliga mätningar utan typiskt en mätning per 10 till 15 minuter (Gernaey et al., 1998; Vanrolleghem och Lee, 2003)

#### *UV-absorbans*

Givare för UV-absorbans används typiskt för att övervaka nitrathalter. I vatten absorberar nitrit och nitrat UV-ljus i samma spektrum vid våglängder mellan 205 och 240 nm (Olsson et al., 2005; WEF, 2013). Online-givare för UV-absorbans mäter direkt UV-ljus genom ett avloppsvattenprov genom mängden ljus som tränger genom till en detektor. Absorbansen beräknas och konverteras till ett nitratvärde, typiskt uttryckt i mg NO<sub>x</sub>-N/l då både nitrit och nitrat absorberar inom samma spektrum. Inom de flesta avloppsvattenapplikationer är mängden nitrit i vattnet försumbar och anses vara en del av mätfelet (WEF, 2013). Ljus med andra våglängder skickas även genom vattnet för att kompensera för interferens från partiklar i vattnet som fysiskt blockerar ljus och annat organiskt material som absorberar UV-ljus i samma spektrum som kväveoxiderna. Trots försök att minska interferens är interferens från organiskt material fortfarande ett problem och metoden lämpar sig bäst för avloppsvatten med låg halt organiskt material (Vanrolleghem och Lee, 2003; WEF, 2013). Fördelen med denna typ av instrument är låga underhållsbehov och snabba svarstider (Vanrolleghem och Lee, 2003)

### *Ljusabsorbans och scattering*

Slamhalt och TSS-halt kan mätas med optiska metoder som använder ljus i det nära infraröda våglängdsspannet (NIR, near infrared). NIR-givare använder typiskt ljus i våglängdsspannet 860–880 nm men våglängder ner till 850 nm förekommer (WEF, 2013). Då ljuset är utanför det synliga spektrumet kan givarna kompensera för partiklarnas och vattnets färg samt förändringar i färg till följd av ändringar i inflöde och i processen. Det finns två typer av optiska givare som används inom avlopps-vattenindustrin, dessa är transmittansgivare, med två- eller fyrstråligt alternerande ljus, eller reflektansgivare, med enkel- eller multipelvinkelbakåtstrålning (WEF, 2013).

Transmittansgivare mäter den relativa ljusförlusten genom mediet och konverterar signalen till en koncentration av suspenderat material. Den fyrstråliga varianten använder två sändare och två detektorer vilket minskar mätfel och interferens (WEF, 2013). Reflektansgivare kan noggrant mäta i ett bredare spann än transmittansgivare (WEF, 2013). Multipelvinkelvarianten består av en ljuskälla med flera detektorer som har sina optiska axlar mellan 90 och 140 grader mellan varandra. Ljuset bakåtstrålas (eng. backscatters) av de suspenderade partiklarna och registreras av detektorerna. Optiska slamhaltsgivare är idag de vanligaste instrumenten för att mäta slamhalt i Sverige (Åmand et al., opublicerat material)

### *Mikrovågor*

Online-givare som använder mikrovågor som mätmetod baserar mätningarna på mikrovågornas propageringstid eller mikrovågornas fasförskjutning när vågorna passerar genom ett medium. I vatten färdas mikrovågor långsammare än genom slam och genom detta kan torrsubstanshalten beräknas baserat på hur lång tid det tar för mikrovågorna att propagera genom massan som mätningarna sker i (WEF, 2013). Mikrovågsgivare som använder sig av fasförskjutning fungerar under principen att när mikrovågor färdas genom ett material kan den fysiska densiteten bestämmas genom att mäta fasförskjutningen hos vågorna. Fasförskjutningen korreleras med densitet, vilket vidare kan relateras till koncentrationen av fast material (WEF, 2013).

### **2.2.3. Datakvalitet, kontroll och behandling**

Grundförutsättningen för effektiv styrning av reningsverk är trovärdiga och robusta mätvärden (Åmand, 2014; Rosen et al., 2008). Utöver de felmarginaler och interferenser som rapporteras av instrumenttillverkare tillkommer en rad osäkerhetskällor som påverkar den slutgiltiga datakvaliteten i de uppmätta mätvärdena från instrumenten. Några vanliga källor till osäkerhet i mätdata är presenterade i tabell 5.

**Tabell 5:** Exempel på olika källor till osäkerhet i mätdata från online-instrument. Tabellen är bearbetad efter information presenterad i Rosen et al. (2008), Olsson (2012) och Samuelsson (2017).

<b>Osäkerheter relaterade till mänsklig inblandning</b>	<b>Osäkerheter relaterade till processen</b>	<b>Osäkerheter relaterade till instrumentet</b>
Kalibreringsfel	Icke-ideal omblandning	Bias
Icke-ideal instrumentplacering	Externa störningar	Felaktig skalning
	Tillväxt av biofilm	Konstanta mätningar
	Slitage på instrumentdelar	Extremvärden
		Mätbrus/ökat mätbrus
		Ändringar i responstid

Rosen et al. (2008) har diskuterat hur implementeringen av olika instrument och ställdon och de fel som kan uppkomma i dem kan göras mer realistiskt i modelleringsförfarandet. De konstaterar att givarfel mest sannolikt är en kombination av flera faktorer, bland annat ökad drift, off-sets (en bias), fixerade mätvärden, fallerande givare, felaktig skalning och kalibreringsfel.

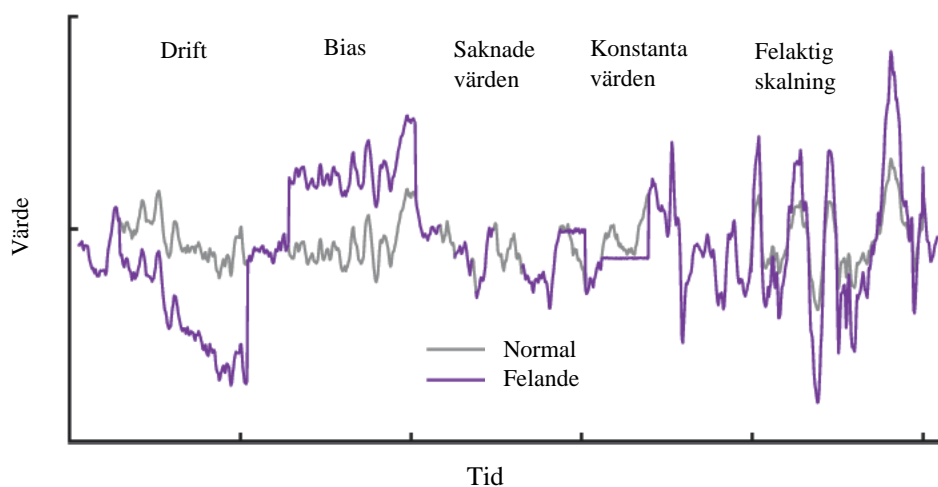
Rosen et al. (2008) beskriver en metod där Markov-kedjor kan användas för att modellera givarfel utifrån kännedom om felhistoriken i givaren. Enligt den modell som författarna beskriver kan givaren endast uppvisa en typ av fel vid ett givet tillfälle och de implementerades felens karaktär måste uppskattas från historiska data. Rosen et al. (2008) föreslår att genom att undersöka historiska data att felens olika parametrar (ex. storlek av bias, drivhastighet och skalningsfel) kan antas vara normalfördelade slumpvariabler med lämpligt medelvärde och varians.

Olsson et al. (2005) diskuterar informationsutvinning från mätdata och att detta främst måste ske genom tre huvudsakliga delmoment:

1. Datascreening, kvalitetssäkring av data
2. Fel detektion, processen att påvisa onormala mönster i data
3. Diagnos, hitta orsaken till störningen eller de onormala mönstren i data

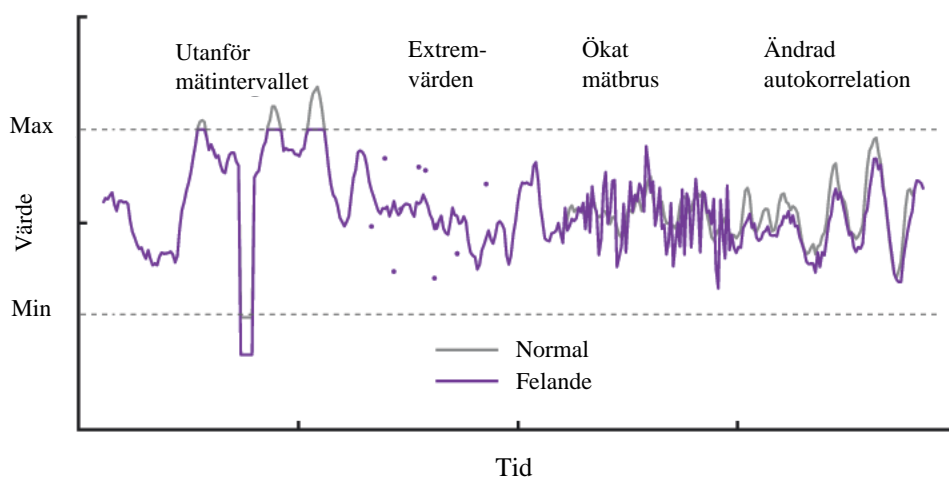
Olsson et al. (2005) hävdar att dessa moment är grundförutsättningarna för att mätvärden från olika instrument skall kunna användas för processtyrning och för övervakning. Corominas et al. (2010) konstaterar att datamängderna från alla installerade instrument blir allt större då reningsverken i en all högre grad instrumenteras och automatiseras vilket leder till att manuell, expertbaserad datavalidering blir omöjlig att genomföra och att automatiska detektionsmetoder blir nödvändiga.

I figur 6 och figur 7 illustreras några av vanliga osäkerheter orsakade av potentiella instrumentfel. I praktiken är det sannolikt att givare uppvisar en kombination av flera olika symptom (Samuelsson, 2017).



**Figur 6:** Exempel på vanliga symptom på fel i instrumentsignaler från reningsverk. Felsymptomen simulerades och adderades till data från en förbehandlad DO-mätning. Figuren är hämtad med tillstånd och översatt från Samuelsson (2017).





**Figur 7:** Exempel på vanliga symptom på fel i instrumentsignaler från reningsverk. Felsymptomen simulerades och adderades till data från en förbehandlad DO-mätning. Figuren är hämtad med tillstånd och översatt från Samuelsson (2017).

Inom feldetektion finns många föreslagna metoder för att påvisa olika typer av irregulariteter i mätdata, dock är det många gånger svårt om inte omöjligt att påvisa om det är ett instrumentfel eller en processtörning som är orsaken (Samuelsson, 2017). En stor del av utmaningen i feldetektionen inom reningsverk är att kunna särskilja vad som är normalt då normalförhållandena varierar kraftigt under olika tidsskalor.

Samuelsson (2017) sammanfattar olika tillvägagångssätt för feldetektion och poängterar att det från ett matematiskt perspektiv inte spelar någon roll från vilket tillämpning data kommer från för att en feldetektionsmetod ska vara giltig. Det som spelar roll är om datas karaktär varierar mellan tillämpningarna på ett sådant sätt så att feldetektionen blir mer eller mindre komplicerad och att olika metoder blir mer eller mindre lämpliga.

Olika försök till att kategorisera olika feldetektionsmetoder har gjorts av många författare genom åren. En omfattande genomgång av olika metoder för feldetektion inom processindustrin har gjorts av Venkatasubramanian et al. (2003) i en tredelad artikelserie där olika metoder för feldetektion delas in i kvantitativa, kvalitativa och processhistoriska tillvägagångssätt där varje kategori vidare innehåller flera subgrupper. Exempel på några av de metoder som diskuteras i artiklarna är kalmanfilter, felträdsanalys och principal-komponentanalys (PCA).

En mer aktuell sammanställning av övervakningsmetoder använda specifikt inom avloppsvattenrening presenterades av Corominas et al. (2017). Författarna konstaterar att majoriteten av forskningsartiklar om feldetektion i data från reningsverk ligger inom artificiella neuronnätverk (20 %), PCA (13 %) och oskarp logik (eng. fuzzy logic) (12 %).

Många olika lösningar på frågan om feldetektion har föreslagits och kan implementeras som en del av lösningen till att minska osäkerheterna som finns i mätdata. Att presentera de metoder som beskrivs av ovanstående författare är i sig ett monumentalt arbete och är utanför ramen av detta arbete. Olsson (2012) konstaterar att trots att många framsteg har gjorts på området finns fortfarande inte några standardiserade metoder.

#### **2.2.4. Icke-tekniska aspekter för att säkerställa god datakvalitet**

Olika instrument kommer att ha olika för- och nackdelar samt olika interferenser och beroende på avloppsvattnets sammansättning kan olika mätmetoder vara att föredra. Exempelvis kan hår, suspenderat fast material och fett komma att fastna på instrumentet vilket kan bidra till att sätta igen instrumentens olika delar, så som slangar eller membran och bidra till en ökad tillväxt av biofilm vilket är negativt för instrument som kräver in-situ installationer (WEF, 2013). Vidare kan variationer i avloppsvattnets färg, vilket kan komma från fällningskemikalier inom verket eller med inkommande vatten bidra till att göra optiska metoder olämpliga att använda (WEF, 2013)

Hur och var instrumentet installeras i reningsverket påverkar kvaliteten och användbarheten av dess genererade data. Huruvida instrumentet är placerat in-situ eller ex-situ påverkar faktorer så som biofilmstillväxt och annan fouling. Rätt plats att installera ett instrument är inte alltid en plats som är lättillgänglig för rutinmässigt underhåll och platser där instrument enkelt kan installeras kan innebära stora tidsförskjutningar vilket är olämpligt för realtidsstyrning (WEF, 2013). Total omblandning av bioreaktorn i ett reningsverk är svårt att åstadkomma vilket kommer att påverka hur representativt mätdata från ett instrument är. Exempelvis har Rehman et al. (2015) påvisat att placeringen av DO-givare har tydlig påverkan på luftflödet till de aeroba bassängerna om instrumentet är placerat i delar av bassängen som är dåligt omblandade, och således mäter för låga DO-halter, eller om instrumentet är placerat precis ovan den luftade zonen och således mäter för höga DO-halter.

Ett instrument kommer bara att vara användbart om det tas om hand på rätt sätt. Det är viktigt att förankra instrumentens syfte inom organisationen och inom driften så att datakvaliteten kan säkerställas. van den Broeke et al. (2014) konstaterar från deras genomförda instrumenteringsstudie att de viktigaste faktorerna för en lyckad implementation av online-instrument är ett starkt stöd inom organisationer i arbetet med instrumenten, en tydlig vision för operatörerna som sköter driften och tillgängligheten av de nödvändiga resurserna att sköta om instrumenten.

### **2.3. REGLERTEKNIK**

Reglerteknik används för att styra olika processer med hjälp av regulatorer och mätbara signaler. Inom avloppsvattenrening finns många olika processer och för att undvika att styra alla dessa processer manuellt tillämpas i de flesta fall olika grader av sofistikerade reglertekniska lösningar för en mer effektiv styrning. I följande avsnitt presenteras grundläggande reglerteknik och några praktiska tillämpningar inom avloppsvattenrening.

#### **2.3.1. PID-regulatorn och grundläggande reglerteknik**

Den enklaste typen av reglering är så kallad on-off reglering (även kallad relästyrning) där regulatorn endast antar två värden, på eller av (eller max eller min) (Carlsson och Hallin, 2010). Ett enkelt exempel på detta är att hålla en konstant vattennivå i en bassäng som fylls med vatten. Den nivå som önskas hållas kallas för börvärde. Så länge som börvärdet överskrids kommer regulatorn att se till att vatten tas ur bassängen, typiskt genom att reglera öppningen på en ventil eller genom att starta en pump. När börvärdet har nåtts så stänger regulatorn ventilen eller så stänger den av pumpen. On-off reglering leder typiskt till att processen blir svängig (Carlsson och Hallin, 2010).

För att minska svängigheten från on-off reglering kan man med hjälp av återkoppling istället använda sig av mätningar av processens utsignal  $y(t)$ , med för processen relevant givare, för att bestämma styrsignalen  $u(t)$  som krävs för att styra processen mot börvärdet  $r(t)$ . Det så kallade reglerfelet,  $e(t)$ , används normalt för att beräkna styrsignalen. Reglerfelet definieras enligt ekvation (2):

$$e(t) = r(t) - y(t) \quad (2)$$

Den enklaste typen av reglering som bygger på återkoppling av reglerfelet är proportionell reglering, så kallad P-reglering, där styrsignalen är direkt proportionell mot reglerfelet enligt ekvation (3):

$$u(t) = K e(t) \quad (3)$$

Konstanten  $K$  är regulatorns förstärkning och ju högre  $K$ -värdet sätts desto mindre blir det kvarvarande reglerfelet i processen, dock leder det samtidigt till att svängigheten ökar (Glad och Ljung 2006). P-reglering minskar svängigheten jämfört med on-off reglering men löser fortfarande inte problemet helt. Det största nackdelen med P-reglering är den inte kan garantera att reglerfelet försvinner, för att lösa detta behöver en integrerande del adderas till regulatorn (Carlsson och Hallin, 2010). Då en regulator innehåller en proportionell del och en integrerande del kallas den för en PI-regulator och definieras enligt ekvation (4):

$$u(t) = K \left( e(t) + \frac{1}{T_i} \int e(\tau) d\tau \right) \quad (4)$$

Termen  $T_i$  i regulatorns integrerande del kallas för integrationstid eller integraltid och används för att styra hur stor påverkan den integrerande delen har på styrsignalen. Sätts  $T_i$  till ett stort tal fås liten inverkan av den integrerande delen då integralen är proportionell mot inversen av  $T_i$ . Små värden på  $T_i$  ger större svängningar i utsignalen men ett snabbare svar (Glad och Ljung, 2006). PI-regulatorn kommer att ställa in en styrsignal så att utsignalen inom en viss tid kommer att nå börvärdet och helt tar bort reglerfelet. PI-reglering är den vanligaste typen av reglering inom process- och avloppsvattenindustrin (Carlsson och Hallin, 2010). PI-reglering fungerar oftast väl men kan i vissa fall vara bristfällig. Kan inte ett tillräckligt snabbt svar fås från en PI-regulator utan att processen blir för svängig kan även en deriverande del läggas till i regulatorn, en D-del. D-delen beräknar hur snabbt reglerfelet ändras och gör ändringar i styrsignalen proportionellt mot reglerfelets derivata. PID-regulatorn blir då slutligen enligt ekvation (5):

$$u(t) = K \left( e(t) + \frac{1}{T_i} \int e(\tau) d\tau + T_d \frac{d}{dt} e(t) \right) \quad (5)$$

$T_d$  kallas för deriveringstiden och styr hur stor inverkan reglerfelets förändring över tid ska ha på styrsignalen. D-delen svarar med att ändra styrsignalen i proportion mot hur snabbt reglerfelet ändras. Ofta ger PID-reglering bättre reglering än PI-reglering men är kraven på regleringen måttliga duger ofta PI-reglering. D-delen i PID-regulatorn är ytterst känslig för mätbrus (Carlsson och Hallin, 2010). Detta medför att den deriverande delen ofta inte kan användas om mätvärdena från givaren som mäter processen lider av mycket mätbrus. Innan den deriverande delen kan användas krävs typiskt att signalen lågpasfilteras och att olika metoder nämnda i avsnitt 2.2.3 används.

### 2.3.2. Integratoruppvridning

Integratoruppvridning är ett vanligt fel som typiskt uppkommer när ett ställdon har nått sin övre eller undre gräns. En pump kan inte ge ett högre flöde än vad den klarar av att leverera vid sitt maximala varvtal och en ventil kan inte öppnas mer än till max. När denna begränsning har nåtts sägs det att ställdonet har mättats. Om regulatorn fortsätter att skicka en ökande signal till ett ställdon som har mättats kommer inte reglerfelet att påverkas och regulatorn kommer att fortsätta att öka styrsignalen i ett försöka att påverka processen. Den integrerande delen av regulatorn kommer således öka så länge som mätnaden kvarstår och reglerfelet inte minskar och detta kallas för integratoruppvridning (eng. windup). Det finns flera olika metoder för att undvika integratoruppvridning (så kallad anti-windup) och dessa behöver implementeras i regulatorn för att fungera. Vanligtvis bygger metoderna på att integratorvärdet fryses vid mätnad eller att integratorvärdet minskas proportionellt mot storleken på felet som uppkommer vid mätnad (Rundqwist, 1991). Den sistnämnda principen kallas för tracking och är en vanlig metod för anti-windup inom många tillämpningar.

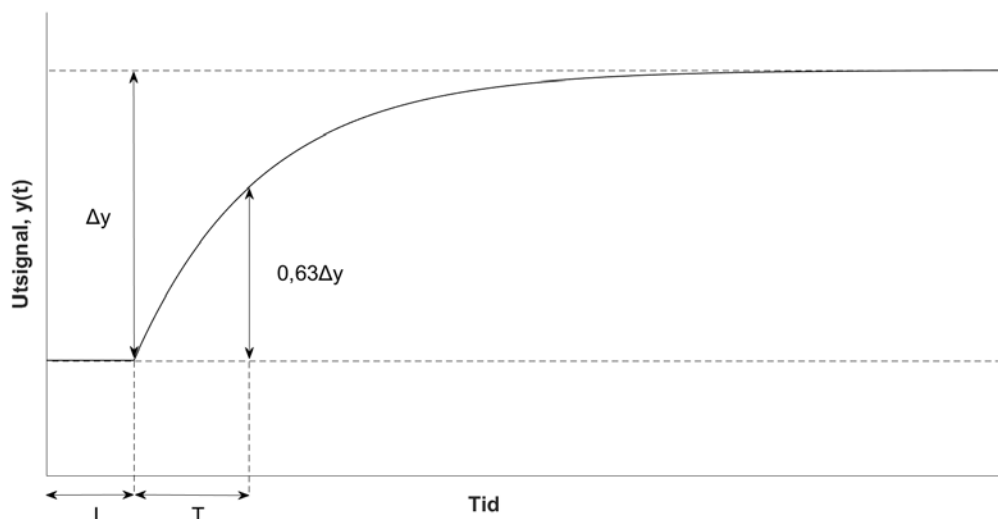
### 2.3.3. Kaskadreglering

Om den process som ska regleras består av två seriekopplade delprocesser där en mellanliggande signal kan mätas är kaskadreglering en vanlig reglerstrategi (Carlsson och Hallin, 2010). Vid kaskadreglering används två regulatorer (ofta av PID-typ) där utsignalen från den ena regulatorn används som börvärde till den andra regulatorn. Typiskt kallas regulatorn som skickar börvärden för masterregulator eller överordnad regulator och regulatorn som tar emot börvärden för slavregulator eller underordnad regulator (Carlsson och Hallin, 2010).

Kaskadreglering bygger på att den inre kretsen är signifikant snabbare än den yttre kretsen, alltså att den underordnade regulatorn styr sin process snabbare än vad den överordnade regulatorn agerar (Glad och Ljung, 2006). Kaskadreglering kan minska påverkan av processtörningar och olinjäriteter och tillåta mer effektiv styrning under variabla förhållanden. Den främsta nackdelen med kaskadreglering är att det krävs fler givare och fler regulatorer vilket medför ökade kostnader (Carlsson och Hallin, 2010).

### 2.3.4. Lambdametoden

Lambdametoden är en av flera metoder som kan användas för att bestämma parametrar i PI-regulatorer (Carlsson och Hallin, 2010). Genom att genomföra ett stegsvarsexperiment kan förstärkningen  $K$  och integrationstiden  $T_i$  bestämmas. Figur 8 visar ett stegsvarsexperiment där  $L$  är tiden det tar för utsignalen  $y$  att reagera på förändringen i insignalen  $u$ . Stigtiden  $T$  är tiden det tar för utsignalen att nå 63 % av det slutgiltiga värdet. Integrationstiden  $T_i$  antas vanligen att vara samma som processens stigtid  $T$ .



**Figur 8:** Ett stegsvarexperiment där utsignalen  $y(t)$  svarar på en stegförändring i styrsignalen  $u(t)$ . Tiden det tar för  $y$  att reagera på förändringen i  $u$  betecknas  $L$  och kallas för dötid. Tiden det tar för utsignalen att nå 63 % av slutvärdet betecknas  $T$  och kallas för stigtid. Figuren är återproducerad från Carlsson och Hallin (2010).

Förstärkningen  $K$  beräknas enligt ekvation (6), där  $K_s$  är kvoten av förändringen i utsignalen  $\Delta y$  och förändringen i insignalen  $\Delta u$ . Parametern  $\lambda$  beräknas genom att multiplicera stigtiden  $T$  med den fritt valbara konstanten  $p$ . Konstanten  $p$  väljs normalt mellan 2 och 3 av säkerhetsskäl som en avvägning mellan långsam och snabb reglering. Värden på  $p$  mellan 1 och 2 ger snabb och brus känslig reglering och har en ökad risk för svängningar. Värden över 3 ger mycket långsam men stabil reglering (Carlsson och Hallin, 2010). Användandet av lambdametoden garanterar inte tillfredställande reglering och viss manuell justering av parameter värdena kan komma att krävas.

$$K = \frac{T}{K_s(\lambda + L)} \quad (6)$$

$$K_s = \frac{\Delta y}{\Delta u}$$

$$\lambda = pT$$

$$T_i = T$$

### 2.3.5. Några reglerstrategier för en aktivslamprocess

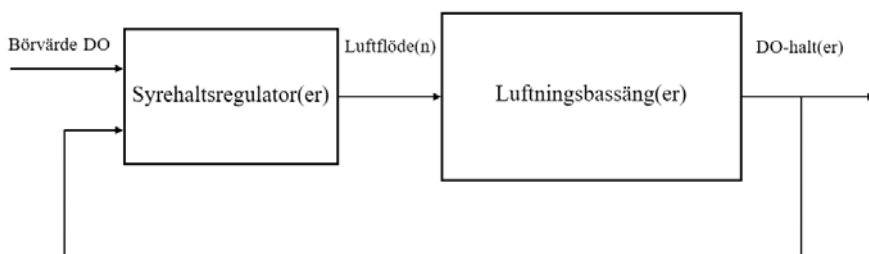
Samtliga reglerstrategier bygger på att signaler från olika processer kan mätas och att de mätvärden som fås från olika givare är korrekta och speglar det som sker i processen. Återkoppling av olika signaler för att hålla processen nära ett börvärde är kärnan av alla typer av reglerstrategier. Nedan beskrivs några vanliga reglerstrategier för att styra vissa delprocesser inom avloppsreningsverk.

#### Reglerstrategier för syrehalt

DO-halten är en av de parametrar som har störst påverkan på den mikrobiologiska aktiviteten i det biologiska reningssteget. Beroende på rådande DO-halter i bassängerna kommer mikroorganismerna att självreglera sin respiration och därigenom påverka nedbrytningen av organiskt material och kväveomvandlingen (Carlsson och Hallin, 2010). För att processerna ska fungera effektivt måste syrehalterna kontrolleras. Nitrifikationsprocessen är särskilt känslig för låga DO-halter.

### DO-återkoppling

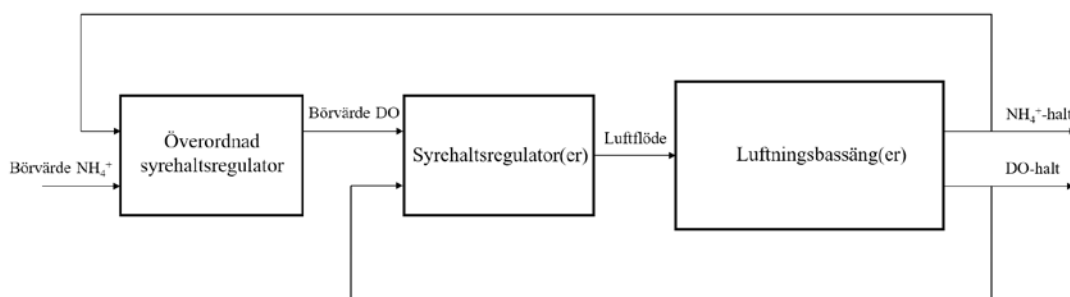
Den vanligaste typen av DO-reglering är enkel DO-återkoppling. DO-halten mäts i processen med hjälp av en givare vilken sedan skickar signalen vidare till en regulator. Skiljer sig DO-halten i bassängen från det förutbestämda börvärdet skickar regulatormen sedan vidare en signal till ställdonet som styr luftflödet om att antingen öka eller minska luftflödet. Återkopplingen illustreras i figur 9.



**Figur 9:** Principiell bild över DO-återkoppling. Syreregulatormen styr luftflödet till luftningsbassängen så att syrehalten i bassängen motsvarar det externa börvärdet på syre som matas in i regulatormen.

### Överordnad ammoniumreglering

I en aktivslamprocess med biologisk kväverening används luftningen för att styra kväveomvandlingen och beroende på kvävebelastningen i det inkommande vattnet varierar luftningsbehovet. Ammoniumhalterna i det utgående vattnet från den sista luftade bassängen kan användas för att variera börvärdet till syreregulatorer i de aeroba bassängerna (Olsson et al., 2005; Carlsson & Hallin, 2010). Genom att sätta ett börvärde på ammonium kan en överordnad syrehaltsregulator användas för att styra börvärden till underordnade syreregulatorer för att säkerställa tillräcklig nedbrytning av ammonium. Är ammoniumhalterna i det utgående vattnet från den sista aeroba bassängen skilda från börvärdet kommer den överordnade syrehaltsregulatormen att justera DO-börvärdet i de aeroba bassängerna så att börvärdet nås. Återkopplingen illustreras i figur 10.



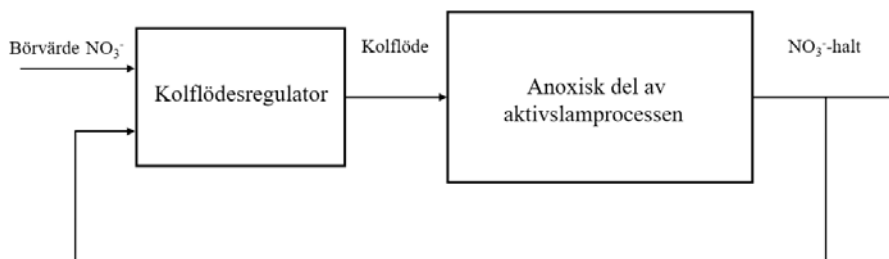
**Figur 10:** Principiell bild över ammoniumåterkoppling i en kaskadreglering. Den överordnade syrehaltsregulatormen styr börvärdet till den underordnade syrehaltsregulatormen som justerar syrehalterna i den luftade bassängen så att ammoniumbörvärdet nås. Figuren är återproducerad från Carlsson och Hallin (2010).

### Reglerstrategier för nitrathalt

#### Styrning av kolkälla på nitrathalt i utgående vatten från anoxisk zon

Denitrifierarna är beroende av kolhalten i vattnet och då tillgången av kol i avloppsvattnet är variabel innebär det att det periodvis kan finnas ett behov av att tillföra en kolkälla till processen för att tillhandahålla en effektiv kväverening. Kolkällan kan vara antingen intern eller extern, den interna kolkällan är primärslam och den externa är normalt metanol eller etanol (Carlsson och Hallin, 2010) Processutformningen och samman-

sättningen på det inkommande vattnet avgör vilken kolkälla som är mest lämplig. En vanlig strategi är att styra doseringen av kolkälla till inflödet av det anoxiska steget så att nitrathalten i slutet av det anoxiska steget hålls på ett lågt börvärde (Olsson et al., 2005; Carlsson och Hallin, 2010). Återkopplingen illustreras i figur 11.

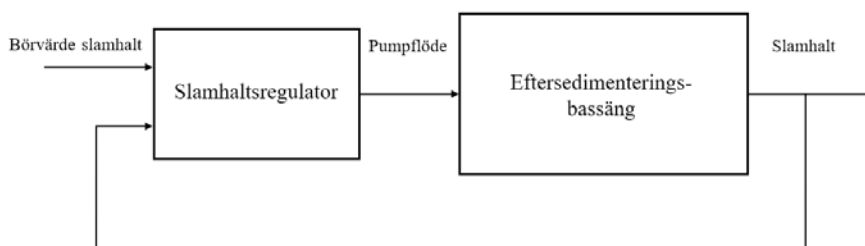


**Figur 11:** Principiell bild över styrning av dosering av kolkälla i anoxisk zon. Figuren är återproducerad efter Carlsson och Hallin (2010).

### Reglerstrategier för slamhalt och slamålder

#### *Styrning av TSS-halt genom att variera uttaget av överskottsslam*

Att mäta slamhalten är ett sätt att mäta mängden mikroorganismer i vattnet. Då mikroorganismerna styr de biologiska processerna är det önskvärt att se till att tillräckliga mängder finns i de olika bassängerna. Genom att styra uttaget av överskottsslam med pumpning kan önskad slamhalt fås i de biologiska bassängerna. Online-mätningar av slamhalt görs normalt med en TSS-givare där förhållandet mellan slamhalten och annat suspenderat material kan bestämmas med laboratorieanalyser. Förhållandet mellan TSS och slamhalt är mer eller mindre konstant och används normalt för att korrelera slamhalten med TSS-mätningen från givaren (Andersson, pers. komm., 2017). Återkopplingen illustreras i figur 12.



**Figur 12:** Principiell bild över styrningen av slamhalten i biosteget genom att kontrollera överskottsslamflödet.

## 2.4. BENCHMARK SIMULATION MODEL NO. 2

Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2) är en simuleringsmiljö framtagen av International Water Associations (IWA) Task Group on Benchmarking of Control Strategies for WWTPs. Variationer i avloppsvattnets sammansättning, komplexiteten i biologiska och biokemiska processer, olika tidskonstanter och brister på standardiserade utvärderingskriterier har tidigare gjort det svårt att rättvist jämföra olika reglerstrategier som har implementerats i olika verk. BSM2 definierar en processlayout, inflödesbelastning, testprocedurer och utvärderingskriterier med syfte att underlätta en rättvis jämförelse av olika reglerstrategier (Alex et al., 2008).

BSM2 är en vidareutveckling av Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1) där BSM1 används för modellera den biologiska reningen och slambehandlingen inom BSM2. Den biologiska reningen inom BSM1 är vidare baserad på Activated Sludge Model no. 1 (ASM1). Anaerobic Digester Model no. 1 (ADM1) för modellering av gasutveckling från rötning är ett av de viktigaste tillskotten i BSM2 i vidareutvecklingen av BSM1 enligt författarna (Alex et al., 2008). BSM2 finns implementerad i flera kommersiella programvaror och programmeringsspråk, däribland MATLAB/Simulink, C/C++ och Fortran.

#### 2.4.1. Activated Sludge Model no. 1

ASM1 är en matematisk modell som beskriver de biologiska processerna i aktivslamprocessen som togs fram av International Association on Water Pollution Research and Control (IAWPRC, föregångaren till vad som idag är IWA) under 1980-talet (Henze et al., 1987). Modellen beräknar förändringen av 13 tillståndsvariabler för att beskriva hur olika former av organiskt material omvandlas och hur nitrifikation och denitrifikation varierar under aeroba och anoxiska förhållanden (tabell 6; Henze et al., 1987). En tillståndsvariabel är en variabel som uppdateras vid varje diskret tidssteg genom att integrera tillhörande tillståndsekvationer som innehåller variabeln. Samtliga tillståndsekvationer och parametrar inom ASM1 finns presenterade i Henze et al. (1987) för den intresserade läsaren. Inom modellen används COD som den grundläggande storheten för organiskt material.

**Tabell 6:** Lista över de tillståndsvariabler som används inom ASM1 samt deras beteckningar och enheter.

Definition	Beteckning	Enhet
Lösligt inert organiskt material	$S_I$	$\text{g COD m}^{-3}$
Lättillgängligt biologiskt nedbrytbart substrat	$S_S$	$\text{g COD m}^{-3}$
Partikulärt inert organiskt material	$X_I$	$\text{g COD m}^{-3}$
Långsamt biologiskt nedbrytbart substrat	$X_S$	$\text{g COD m}^{-3}$
Aktiv heterotrof biomassa	$X_{B,H}$	$\text{g COD m}^{-3}$
Aktiv autotrof biomassa	$X_{B,A}$	$\text{g COD m}^{-3}$
Partikulära produkter från nedbrytning av biomassa	$X_P$	$\text{g COD m}^{-3}$
Syrehalt	$S_O$	$\text{g COD m}^{-3}$
Nitrit- och nitratkväve	$S_{NO}$	$\text{g N m}^{-3}$
Ammonium- och ammoniakkväve	$S_{NH}$	$\text{g N m}^{-3}$
Lösligt biologiskt nedbrytbart organiskt kväve	$S_{ND}$	$\text{g N m}^{-3}$
Partikulärt biologiskt nedbrytbart organiskt kväve	$X_{ND}$	$\text{g N m}^{-3}$
Alkalinitet	$S_{ALK}$	$\text{mol m}^{-3}$

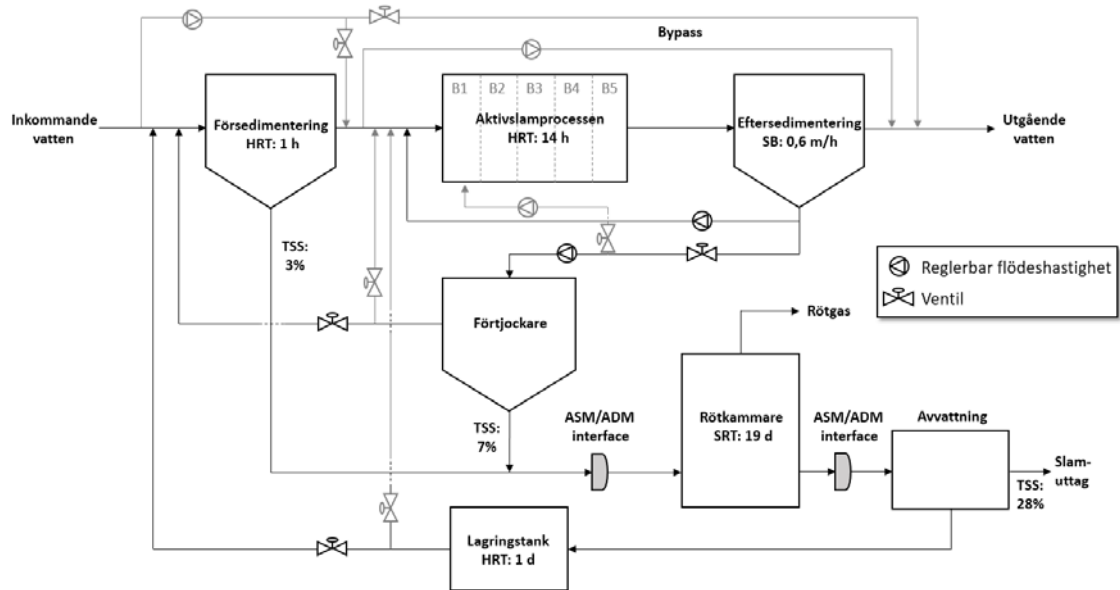
#### 2.4.2. Grundutförandet av Benchmark Simulation Model no. 2

Processlayouten för det biologiska reningssteget i BSM2 är en femdelad aktivslamprocess med fördenitrifikation och tillhörande för- och eftersedimenteringsbassänger. Biosteget har två anoxiska bassänger (bassäng 1 och bassäng 2) vilka vardera rymmer  $1500 \text{ m}^3$  som efterföljs av tre aeroba bassänger (bassäng 3, bassäng 4 och bassäng 5) vilka vardera rymmer  $3000 \text{ m}^3$ . I modellen har luftflödes hastigheten för enkelhetens skull bytts ut mot syreöverföringskoefficienten  $K_{La}$  där syreöverföringen i bassängerna kan beskrivas med ekvation (7). För- och eftersedimenteringsbassängerna rymmer  $900$  respektive  $6000 \text{ m}^3$ . Aktivslamprocessen efterföljs av ett slambehandlingssteg där slammet först leds genom en förtjockare för att därefter rötas i en röt-kammare. Utgående slam från rötningen avvattnas och tas därefter ur processen (Alex et al., 2008). En överblick av BSM2-anläggningen och dess flöden kan ses i figur 13.



$$\frac{dC}{dt} = K_L a(C_s - C) - r_m + \frac{Q}{V}(C_{in} - C) \quad (7)$$

$K_L a$  = syreöverföringskoefficient [ $d^{-1}$ ]  
 $C$  = DO-koncentration i bassängen [ $g/m^3$ ]  
 $C_s$  = mättnadskoncentration för DO [ $g/m^3$ ]  
 $r_m$  = respirationshastighet för mikroorganismer [ $g/d$ ]  
 $Q$  = inflöde [ $m^3/d$ ]  
 $V$  = volym av den luftade bassängen [ $m^3$ ]  
 $C_{in}$  = DO-koncentration i inflödet [ $g/m^3$ ]



**Figur 13:** Generell processöverblick över BSM2-anläggningen. Bilden visar avloppsvattnets och slammetts olika flöden genom anläggningen samt de olika behandlingsstegen. Bilden är återproducerad och översatt efter Alex et al. (2008). B1 till B5 visar numreringen av bassängerna inom aktivslamprocessen.

I grundutförandet av BSM2 styrs DO-halterna i de tre aeroba bassängerna av en syrehaltsregulator av PI-typ med mätningar av DO-halten i den andra aeroba bassängen, bassäng 4. Regulatorn styr DO-halterna i bassäng 3 och 4 med samma värden på  $K_L a$  och en förstärkning på 0,5 är lagts till  $K_L a$ -värdena till bassäng 5. Förstärkningen i bassäng 5 är adderad för att minska syrehalterna i det recirkulerande vattnet (Alex et al., 2008). Syrehaltsregulatorn har anti-windup implementerat i from av tracking. Uttaget av överskottslam ur eftersedimenteringsbassängen varierar över året beroende på säsong men är annars satt till ett konstant flöde. Uttaget är  $450 m^3/d$  under perioder med hög biotillväxt (ex. sommar) och  $300 m^3/d$  under perioder med låg biotillväxt (ex. vinter). Vidare tillkommer ett konstant flöde av extern kolkälla till bassäng 1 på  $2 m^3/d$ .

### 2.4.3. Inflödesbelastning

BSM2 kommer med två dataset, ett dataset med en konstant belastning och ett dataset med dynamisk belastning. Det konstanta belastningsdata används för att ställa in begynnelsevärden till modellen innan det dynamiska belastningsdata används för att utvärdera reglerstrategier under dynamiska förhållanden. Dataserierna innehåller data för var 15:e minut under en period på 609 dagar. Alex et al. (2008) rekommenderar att den

dynamiska dataseriens första 245 dagar används för att tillåta insvängningsförlopp i modellen och att de efterföljande 364 dagarna bör användas för att utvärdera implementerade reglerstrategier. Utöver de tillståndsvariabler som har presenterats för ASM1 (tabell 6) tillkommer även data över TSS-halt, flöde och temperatur till det inflödesdata som krävs för att genomföra simuleringar i BSM2.

I det dynamiska belastningsdata är medelinflödet 20 669 m<sup>3</sup>/d och medelbelastningen av totalkväve och BOD<sub>5</sub> är 55 g N/m<sup>3</sup> respektive 305 g BOD<sub>5</sub>/m<sup>3</sup> (BOD<sub>7</sub> ≈ 1,15 BOD<sub>5</sub> (Balmér, 2015)). Den inkommande BOD<sub>5</sub>-belastningen till verket motsvarar omkring 100 000 pe där 80 % av pe-belastningen kommer från hushåll och 20 % från industri (Jeppson, 2011).

#### 2.4.4. Instrumentklasser

Inom BSM2-miljön finns sex olika typer av fördefinierade instrumentklasser att implementera och modifiera efter behov för att spegla dynamiken i olika typer av mätinstrument. Klasserna är uppdelade efter responstid och mätintervall (tabell 7). B- och C-klasserna är vidare uppdelade i två undergrupper för att ta hänsyn till kontinuerliga och diskontinuerliga mätningar.

**Tabell 7:** Instrumentklasser i BSM2, deras responstid, mätintervall och exempel på klassens motsvarande mätprinciper. Ett mätintervall på 0 min motsvarar kontinuerliga mätningar. Modifierad efter information presenterat i Alex et al. (2008).

Klass	Responstid (t <sub>r</sub> ) [min]	Mätintervall (t <sub>i</sub> ) [min]	Exempel på motsvarande mätprincip
A	1	0	ISE, Optisk
B <sub>0</sub>	10	0	GSE + snabb filtrering
B <sub>1</sub>	10	5	Fotometrisk + snabb filtrering
C <sub>0</sub>	20	0	GSE + långsam filtrering
C <sub>1</sub>	20	5	Fotometrisk + långsam filtrering
D	30	30	Titerometrisk för totalkomponenter

Alex et al. (2008) lämnar rekommendationer om vilken typ av instrumentklass, mätintervall och mätbrus som bör användas för simuleringar av en viss givartyp, ett urval av dessa presenteras i tabell 8.

**Tabell 8:** I BSM2 rekommenderade instrumentparametrar för några olika mätparametrar. Mätparametrarna är presenterade enligt ASM1-beteckningar. Enheten för S<sub>O</sub> är uttryckt i negativ COD. Tabellen är modifierad efter information presenterad i Alex et al. (2008).

Mätparameter	Metod	Enhet	Klass	Mätintervall	Mätbrus
S <sub>O</sub>	Optisk	- g COD/m <sup>3</sup>	A	0–10	0,25
S <sub>NO</sub>	ISE	g N/m <sup>3</sup>	A	0–20	0,5
S <sub>NH</sub> lågt spann	ISE	g N/m <sup>3</sup>	A	0–20	0,5
S <sub>NH</sub> högt spann	ISE	g N/m <sup>3</sup>	A	0–50	1,25
TSS	Optisk	g/m <sup>3</sup>	A	0–10 000	250

### 3. METOD

Arbetet inom projektet delades upp i två huvudsakliga delmoment, en litteraturstudie och en simuleringsstudie. Hur varje delmoment i projektet strukturerades och genomfördes beskrivs under respektive rubrik i efterföljande avsnitt.

#### 3.1. LITTERATURSTUDIE

I den inledande delen av arbetet genomfördes en litteraturstudie gällande instrumentering på avloppsreningsverk. Studien syftade till att samla in kunskap om hur instrumentering och styrning kan organiseras på avloppsreningsverk, vilka typer av instrument som vanligen används och vilka mätprinciper dessa instrument använder. Litteraturstudien resulterade i rapportens teorikapitel och användes som grund till de efterföljande delarna av arbetet. Inom litteraturstudien användes Scopus som det huvudsakliga sökverktyget för relevanta källor på området och kompletterande sökningar gjordes via ScienceDirect, ResearchGate, Knovel, Google och Google Scholar. Exempel på några söktermer som har använts är: "Wastewater sensors", "Wastewater instrumentation", "Wastewater automatic control" och "Online monitoring wastewater".

#### 3.2. SIMULERINGSSTUDIE

Effekter av givarfel på reningsprocessen undersöktes i MATLAB-implementeringen av BSM2 genom att implementera olika reglerstrategier och därefter se hur fel av varierande storlekar i olika givare påverkade utvalda nyckelparametrar i reningsprocessen. Simuleringsstudien delades upp i två delstudier, Studie 1 och Studie 2. Inom Studie 1 undersöktes effekter av bias i olika givare och inom Studie 2 undersöktes effekter av drift i DO-givare i olika bassänger. Inom båda studierna genomfördes simuleringarna med dynamisk belastning under 609 dagar där de första 245 dagarna användes för att tillåta insvängningsförlopp och de resterande 364 dagarna användes för att utvärdera effekter av givarfel på reningsprocessen.

##### 3.2.1. Implementerade mätinstrument

De implementerade instrumenten inom simuleringsstudien motsvarade vanligt använda instrument och vanligt använda mätmetoder och finns presenterade i tabell 9. Samtliga DO-givare implementerades som samma typ av instrument. Inom simuleringsstudien antogs samtliga instrument uppträda idealt och mätbrus har således inte använts.

**Tabell 9:** Implementerade instrument, deras mätprincip, enhet, instrumentklassning inom BSM2-miljön och mätintervall. Mätparametrarna är presenterade enligt ASM1-beteckningar.

Mätparameter	Metod	Enhet	Klass	Mätintervall
S <sub>O</sub>	Elektrokemisk/Optisk	mg O <sub>2</sub> /l	A	0–10
S <sub>NO</sub>	ISE	mg NO <sub>x</sub> /l	A	0–20
S <sub>NH</sub>	ISE	mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /l	A	0–20
TSS	Optisk	mg TSS/l	A	0–10 000

##### 3.2.2. Implementering av fel

Uppskattningar av vilka storlekar av bias och vilka drivhastigheter som är sannolika gjordes utifrån diskussioner av historiska data från instrument vid IVL:s pilotanläggning i Hammarby Sjöstad (Andersson, pers. komm., 2017). Till författarens kännedom finns liten till ingen kunskap om alternativa tillvägagångssätt presenterade i litteraturen.

### 3.2.3. Referensfall och utvärderingsparametrar

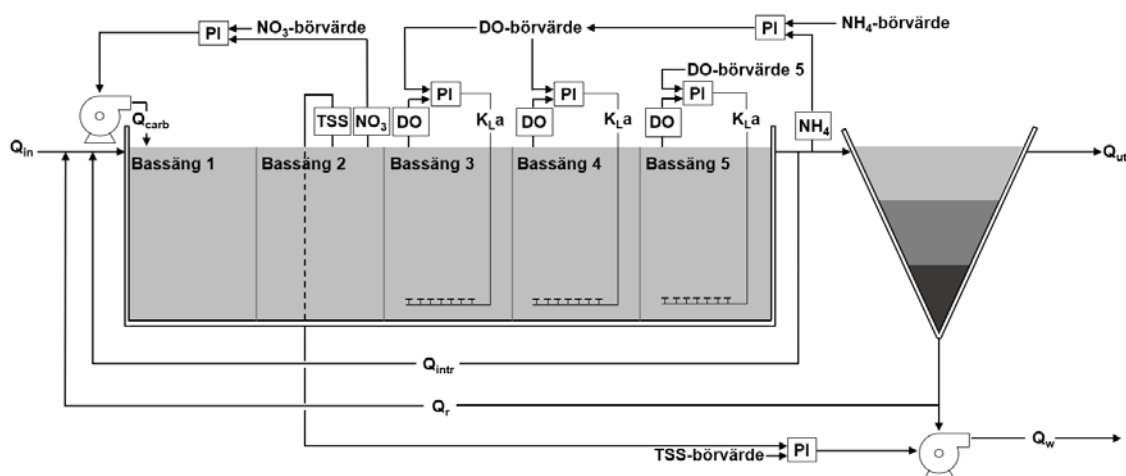
Givarfelens effekter på reningsprocessen utvärderades genom att se till procentuella förändringar i storleken av fyra utvärderingsparametrar med ekonomiska följder och fyra med miljörelaterade följder. Jämförelserna gjordes med referenssimuleringar där de implementerade instrumenten inte uppvisade några fel (tabell 10). De ekonomiska parametrarna inkluderade luftningsenergi, pumpenergi, tillsats av extern kolkälla samt metanproduktion från rötning av slam och de miljörelaterade parametrarna inkluderade total mängd utgående ammonium, nitrat och BOD<sub>5</sub> samt total slamproduktion. Jämförelsen gjordes under en utvärderingsperiod på ett år.

**Tabell 10:** Sammanställning av de olika utvärderingsparametrarna i referensfallen då inga fel hade adderats till de implementerade instrumentens signaler. Referensfall 1 och 2 är de referensfall som användes för respektive studie då olika reglerstrategier användes inom studierna. Utvärderingsparametrarna är den totala åtgången, produktionen eller utsläppet av respektive parameter under en utvärderingsperiod om ett år.

Utvärderingsparameter	Enhet	Referensfall 1	Referensfall 2
Luftningsenergi	kWh/år	1 904 036	1 981 550
Pumpenergi	kWh/år	164 907	165 019
Koltillsats	kg COD/år	592 208	624 152
Metanproduktion	kWh/år	5 915 941	5 937 538
Utgående NH <sub>4</sub> -N	kg/år	8 500	8 584
Utgående NO <sub>3</sub> -N	kg/år	65 454	66 362
Slamproduktion	kg/år	1 169 734	1 175 149
Utgående BOD <sub>5</sub>	kg/år	21 915	22 015

### 3.2.4. Studie 1 – Effekter av bias i olika givare

För att studera effekterna av bias togs all ursprunglig reglering bort ur modellen och nya reglerstrategier implementerades. I bassäng 1 implementerades dosering av kolkälla styrd med mätningar av nitrathalt i bassäng 2. I bassäng 3 och bassäng 4 implementerades en överordnad ammoniumreglering där ammoniumhalterna mättes i utgående vatten från bassäng 5 och där rådande DO-halter mättes i respektive bassäng. I bassäng 5 implementerades styrning av konstant DO-halt. I eftersedimenteringen implementerades styrning av uttaget av överkottsslam styrd med mätningar av TSS-halt i bassäng 2. En illustration av den reglerade processen kan ses i figur 14.



**Figur 14:** Illustration av det biologiska reningssteget och implementerade reglerstrategier då effekter av bias i olika givare undersöktes.  $Q_{in}$  = inflöde,  $Q_{ut}$  = utflöde,  $Q_{intr}$  = internrecirkulationsflöde,  $Q_w$  = överskottslamflöde,  $Q_r$  = returslamflöde och  $Q_{carb}$  = flöde av extern kolkälla.

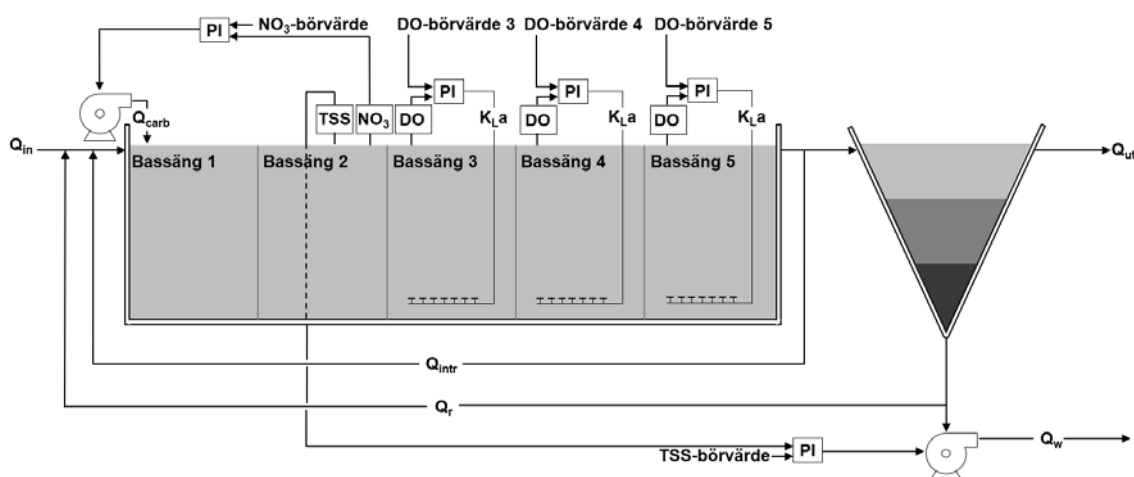
Effekter av bias på reningsprocessen undersöktes genom att implementera och simulera sex olika fel i sex olika givare. Felens effekter på reningsprocessen undersöktes för följande givare: ammoniumgivaren i bassäng 5, DO-givarna i bassäng 3, bassäng 4 och bassäng 5, nitratgivaren i bassäng 2 samt TSS-givaren i bassäng 2. För varje givare simulerades sex olika fall där storleken på bias varierades (tabell 11). För varje simulering sammanställdes en jämförelse av parametrarna som presenterades i tabell 10.

**Tabell 11:** Sammanställning över de olika storlekar på bias som adderades till mätningarna från respektive givare. B = bassäng.

Givare	Bias [mg/l]					
	Fall 1	Fall 2	Fall 3	Fall 4	Fall 5	Fall 6
$\text{NH}_4^+$	-0,50	-0,25	-0,10	+0,10	+0,25	+0,50
$\text{DO}_{B3}$	-0,50	-0,25	-0,10	+0,10	+0,25	+0,50
$\text{DO}_{B4}$	-0,50	-0,25	-0,10	+0,10	+0,25	+0,50
$\text{DO}_{B5}$	-0,50	-0,25	-0,10	+0,10	+0,25	+0,50
$\text{NO}_3^-$	-0,50	-0,25	-0,10	+0,10	+0,25	+0,50
TSS	-1 000	-500	-200	+200	+500	+1 000

### 3.2.5. Studie 2 – Effekter av drift i DO-givare

Inom Studie 2 implementerades samma reglerstrategier som inom Studie 1 med undantaget att den överordnade ammoniumregleringen av DO-börvärdet till bassäng 3 och bassäng 4 togs bort och de frikopplade PI-regulatorerna i respektive bassäng gavs separata DO-börvärden för att undersöka effekterna av drift. En illustration av den styrda processen och den implementerade regleringen kan ses i figur 15. Inom Studie 2 studerades effekterna av ett ändrat underhållsintervall vid drift i DO-givare och jämförelser gjordes mellan bias och drift med samma medelfel.



**Figur 15:** Illustration av det biologiska reningssteget och implementerade reglerstrategier då effekter av drift i DO-givare undersöktes.  $Q_{in}$  = inflöde,  $Q_{ut}$  = utflöde,  $Q_{intr}$  = internrecirkulationsflöde,  $Q_w$  = överskottslamflöde,  $Q_r$  = returslamflöde och  $Q_{carb}$  = flöde av extern kolkälla.

### Effekter av ett ändrat underhållsintervall

Effekterna på reningsprocessen av ett varierat underhållsintervall studerades genom att implementera ett positivt eller negativt linjärt växande fel i DO-givarna i de aeroba bassängerna som motsvarade en drift på  $\pm 1$  mg  $\text{O}_2/\text{l}$  under en period på 28 dagar. Underhåll simulerades genom att nollställa den linjära driften vid förutbestämda intervall

om 7, 14 och 28 dagar. Förfarandet antogs motsvara rengöring och omkalibrering av mätinstrumenten. Efter att det simulerade underhållet hade genomförts antogs en ny driftperiod påbörjas i nästa tidssteg. För en illustration av den implementerade driften se figur A1 och figur A2 i appendix A. Medelfelet vid 7, 14 och 28 dagars underhållsintervall var  $\pm 0,50$ ,  $\pm 0,25$  respektive  $\pm 0,125$  mg O<sub>2</sub>/l.

### **Jämförelse av bias och drift**

Vidare jämfördes effekterna av bias med effekterna av drift med samma medelfel i DO-givarna i de aeroba bassängerna. För simuleringar av bias adderades bias på  $\pm 0,50$  och  $\pm 0,25$  mg O<sub>2</sub>/l till givarnas mätsignaler. Vid simuleringar av motsvarande drift adderades en linjär drift på  $\pm 1$  mg O<sub>2</sub>/l över 28 dagar och  $\pm 0,5$  mg O<sub>2</sub>/l över 14 dagar till givarnas mätsignaler, vilket motsvarar medelfel på  $\pm 0,50$  respektive  $\pm 0,25$  mg O<sub>2</sub>/l. Den implementerade driften varierades på samma vis som driften gjorde under simuleringarna av varierande underhållsintervall.

## 4. RESULTAT

Resultaten från de genomförda simuleringsstudierna tyder på att det finns skillnader i effekterna av positiva och negativa givarfel på reningsprocessen. Resultaten tyder även på att bias i ammoniumgivaren och DO-givaren i den sista luftade bassängen har stor påverkan på reningsprocessens effektivitet och på resursförbrukningen. Resultaten visade på att signifikanta besparingar kan göras vid en ökad underhållsfrekvens av DO-givare med negativ drift.

### 4.1. SIMULERINGSSTUDIE

#### 4.1.1. Implementerade regulatorparametrar

Inom Studie 1 och Studie 2 användes två olika reglerstrategier för att styra BSM2-anläggningen och i tabell 12 och tabell 13 sammanfattas parametrar och börvärden för de implementerade regulatorerna inom respektive studie. Inom Studie 2 sattes DO-börvärdena för bassäng 3 och bassäng 4 till medelvärdena på DO-halterna från respektive bassäng i referensfallet från Studie 1 för att säkerställa resultat i samma storleksordning.

**Tabell 12:** Manipulerade variabler och kontrollvariabler inom Studie 1. B = bassäng, SB = sedimenteringsbassäng,  $Q_{carb}$  = flöde av extern kolkälla och  $Q_w$  = överskottslamflöde.

Kontrollvariabel	Börvärde [mg/l]	Manipulerad variabel
NH <sub>4</sub> -halt i B5	0,5	DO-halt i B3 och B4 [mg/l]
DO-halt i B3	-	K <sub>L</sub> a till B3 [-]
DO-halt i B4	-	K <sub>L</sub> a till B4 [-]
NO <sub>3</sub> -halt i B2	1,5	$Q_{carb}$ till B1 [m <sup>3</sup> /d]
TSS-halt i B2	2 800	$Q_w$ ur SB [m <sup>3</sup> /d]
DO-halt i B5	1,0	K <sub>L</sub> a till B5 [-]

**Tabell 13:** Manipulerade variabler och kontrollvariabler inom Studie 2. B = bassäng, SB = sedimenteringsbassäng,  $Q_{carb}$  = flöde av extern kolkälla och  $Q_w$  = överskottslamflöde.

Kontrollvariabel	Börvärde [mg/l]	Manipulerad variabel
DO-halt i B3	3,1	K <sub>L</sub> a till B3 [-]
DO-halt i B4	3,1	K <sub>L</sub> a till B4 [-]
DO-halt i B5	1,0	K <sub>L</sub> a till B5 [-]
NO <sub>3</sub> -halt i B2	1,5	$Q_{carb}$ till B1 [m <sup>3</sup> /d]
TSS-halt i B2	2 800	$Q_w$ ur SB [m <sup>3</sup> /d]

#### 4.1.2. Regulatorparameterar

Parametervärdena till PI-regulatorerna togs fram genom användandet av lambdametoden med undantag för DO-regulatorerna vilka använde standardvärden inom BSM2. Den överordnade ammoniumregulatorns och TSS-regulatorns parametervärden justerades manuellt då oönskat beteende gavs från parameterinställningarna framtagna med lambdametoden. Långsammare ammoniumreglering, likt det som har presenterats i Åmand (2014), implementerades manuellt för att få ett mer verklighetstroget och icke-oscillativt beteende i regleringen. Förstärkningarna, integreringstiderna samt signalbegränsningarna som slutligen användes i PI-regulatorerna under simuleringarna är sammanfattade i tabell 14. Resultaten från beräkningarna gjorda med lambdametoden finns presenterade i appendix B.

**Tabell 14:** Sammanställning av under simuleringstudien använda regulatorparametrar och max- och min-begränsningar på regulatorernas ut signaler. Integreringstiden  $T_i$  är uttryckt i enheten dagar.

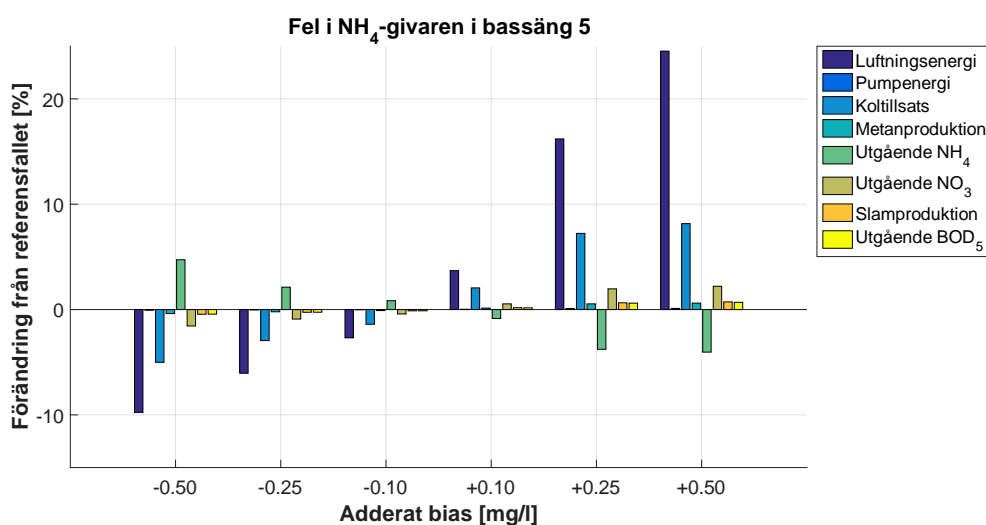
Regulator	K	$T_i$	$u(t)_{\max}$	$u(t)_{\min}$
$\text{NH}_4^+$	-0,01	0,1	4	1
$\text{NO}_3^-$	-0,17	0,55	6	0
TSS	-0,5	17	1 000	0
DO	25	0,001	360	0

#### 4.1.3. Studie 1 – Effekter av bias i olika givare

Resultaten från simuleringstudien av effekter på reningsprocessen av bias i olika givare presenteras i figur 16 till och med figur 22. Effekterna av bias inom Studie 1 är presenterade som förändringar relativt Referensfall 1 vilket är presenterat i tabell 10. Figurerna visar effekterna av positiva och negativa bias i tre storlekar för respektive givare på den totala luftningsenergin, pumpenergin, koltillsatsen och metanproduktionen från rötningen av slam samt effekterna av samma bias på utsläppen av de totala mängderna av ammonium, nitrat, BOD<sub>5</sub> och den totala slamproduktionen. Numeriska värden från de olika simuleringarna finns presenterade i appendix C.

#### Effekter av bias i ammoniumgivaren

Biasser i ammoniumgivaren hade störst påverkan på åtgången luftningsenergi, tillsatsen av extern kolkälla och mängden utgående ammonium, detta för både positiva och negativa biasser (figur 16). Negativa biasser (d.v.s. att instrumentet visade lägre halt än verkligt) ledde till minskningar av åtgången luftningsenergi med 2,7–9,8 %, minskningar av tillsatsen av extern kolkälla med 1,4–5,0 % och öknings av utgående ammonium med 0,8–4,7 %. Positiva biasser ledde till det omvända, öknings kunde ses av åtgången luftningsenergi med 3,7–24,5 % och i tillsats av kolkälla med 2,0–8,2 % och minskningar med 0,9–4,0 % kunde ses i utgående ammonium. Generellt kunde det ses att ju större biasen var desto större blev förändringarna i parametrarna. Större öknings i luftningsenergi kunde ses vid positiva biasser än minskningar av luftningsenergin vid negativa biasser av samma storlek.



**Figur 16:** Effekter av bias i olika storlek i ammoniumgivaren i den sista aeroba bassängen där mätdata användes inom en ammoniumkaskad för att styra börvärden till underordnade syrerregulatorer. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi, pumpenergi, mängden tillsatt kolkälla och metanproduktion samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , BOD<sub>5</sub> och slamproduktion jämfört med Referensfall 1.

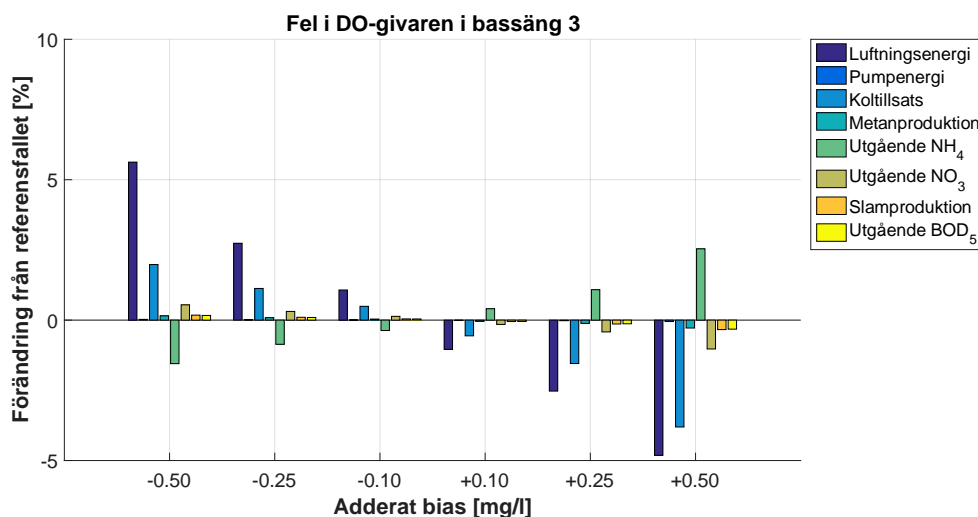


## Effekter av bias i syregivarna

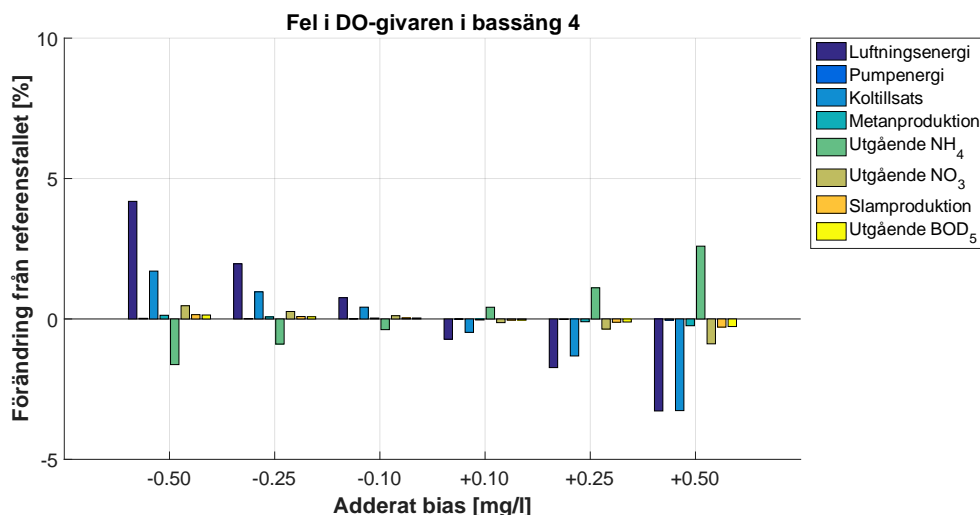
Effekterna av bias i DO-givarna varierade beroende på om mätvärdena från givaren användes inom ammoniumkaskaden eller inte (figur 17; figur 18; figur 19). Effekterna av bias var av snarlik storlek för givarna installerade i bassäng 3 och bassäng 4 och skillnaderna i utvärderingsparametrarna varierade mellan någon tiondels procent upp till någon enstaka procent (figur 17; figur 18). Negativa biaser i DO-givarna i bassäng 3 och bassäng 4 ledde till ökning av samtliga utvärderingsparametrar med undantag för mängden utgående ammonium vilken minskade. Ju större bias desto större blev förändringen i utvärderingsparametrarna. Effekterna av bias i DO-givaren i bassäng 3 var större än samma bias i DO-givaren i bassäng 4.

De största effekterna av negativa biaser i givarna i bassäng 3 och bassäng 4 var ökning av åtgången luftningsenergi och av tillsatsen av extern kolkälla, samt minskningar av utgående ammonium (figur 17; figur 18). Då felet var i DO-givaren i bassäng 3 ökade luftningsenergin med 1,1–5,6 % och tillsatsen av extern kolkälla med 0,5–2,0 % och utgående ammonium minskade med 0,4–1,6 %. Då felet var i DO-givaren i bassäng 4 ökade luftningsenergin med 0,8–4,2 % och tillsatsen av extern kolkälla med 0,4–1,7 % och utgående ammonium minskade med 0,4–1,6 %.

Positiva biaser ledde till det omvända, samtliga utvärderingsparametrar minskade med undantag för utgående ammonium som ökade (figur 17; figur 18). De största förändringarna var minskningar av åtgången luftningsenergi och i tillsatsen av extern kolkälla samt ökning av utgående ammonium. Då felet var i DO-givaren i bassäng 3 minskade luftningsenergin med 1,0–4,8 % och tillsatsen av extern kolkälla med 0,6–3,8 % och mängden utgående ammonium ökade med 0,4–2,5 %. Då felet var i DO-givaren i bassäng 4 minskade luftningsenergin med 0,7–3,3 % och tillsatsen av extern kolkälla med 0,5–3,3 % och mängden utgående ammonium ökade med 0,4–2,6 %.

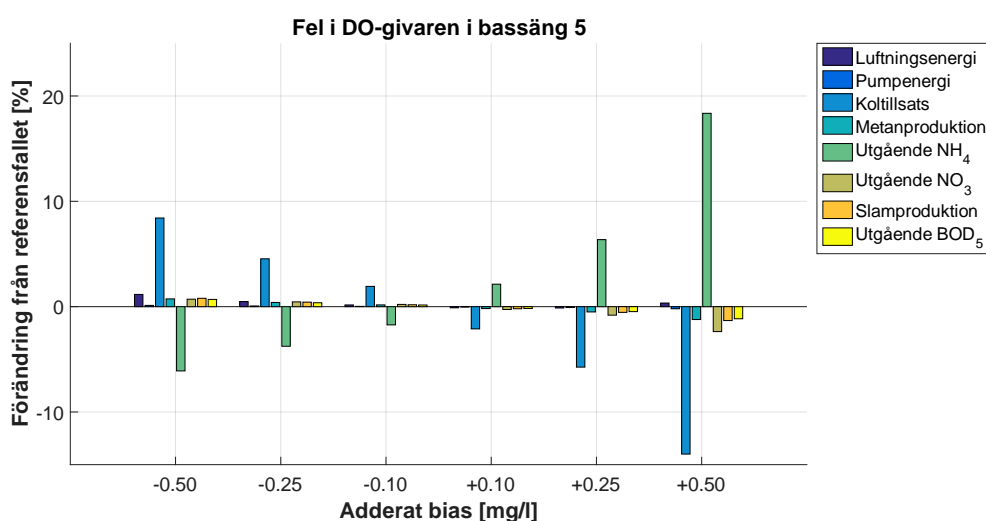


**Figur 17:** Effekter av bias i olika storlek i DO-givaren i den första aeroba bassängen där mätdata användes i en syreregulator inom en ammoniumkaskad. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi, pumpenergi, mängden tillsatt kolkälla och metanproduktion samt utsläpp av NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, BOD<sub>5</sub> och slamproduktion jämfört med Referensfall 1.



**Figur 18:** Effekter av konstanta bias av olika storlek i DO-givaren i den andra aeroba bassängen där mätdata användes i en syreregulator inom en ammoniumkaskad. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi, pumpenergi, mängden tillsatt kolkälla och metanproduktion samt utsläpp av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och slamproduktion jämfört med Referensfall 1.

Bias i givaren i bassäng 5 hade generellt en större påverkan på utvärderingsparametrarna än samma bias i givarna i bassäng 3 och bassäng 4. Negativa biaser ledde till öknings i samtliga parametrar med undantag för mängden utgående ammonium som minskade. Ju större bias var desto större påverkan kunde ses på utvärderingsparametrarna (figur 19). Vid negativa biaser var effekten störst i ökningen av koltillsats med 1,9–8,4 % och i minskningar av utgående ammonium med 1,7–6,1 %. Alla positiva biaser förutom det största ledde till minskningar i samtliga parametrar och öknings av utgående ammonium, då bias var +0,50 mg  $\text{O}_2/\text{l}$  ökade även luftningsenergin. Vid positiva biaser var de största minskningarna i tillsatsen av kolkälla som minskade med 2,1–14,0 %, mängden utgående nitrat som minskade med 0,3–2,4 % och i slamproduktionen som minskade 0,2–1,3 %. Mängden utgående ammonium ökade med 2,1–18,4 % vid ökande positiva biaser.

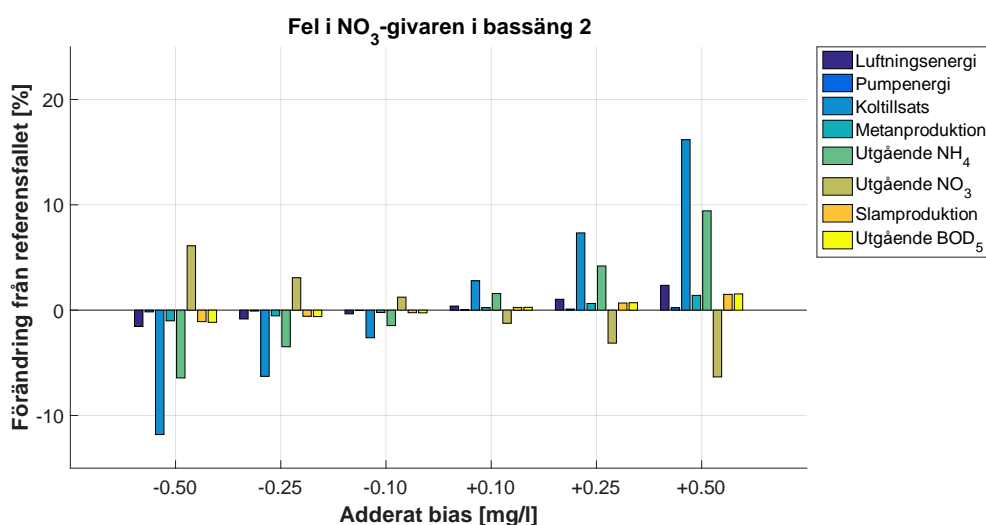


**Figur 19:** Effekter av bias i olika storlek i DO-givaren i den sista aeroba bassängen där mätdata användes i en syreregulator för att hålla ett konstant börvärde. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi, pumpenergi och mängden tillsatt kolkälla samt metanproduktion och utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och slamproduktion jämfört med Referensfall 1.

### Effekter av bias i nitratgivaren

Negativa biaser i nitratgivaren ledde till minskningar i samtliga utvärderingsparametrar med undantag för mängden utgående nitrat som ökade. Positiva biaser ledde till det omvända och ju större biasen blev desto större blev effekten på parametrarna (figur 20).

Vid negativa biaser var minskningarna störst i tillsatsen av extern kolkälla vilken minskade med 2,6–11,8 %, mängden utgående ammonium som minskade med 1,5–6,4 % och i åtgången luftningsenergi som minskade med 0,4–1,6 %. Mängden utgående nitrat ökade med 1,3–6,1 % för ökande negativa bias. För positiva biaser var den största ökningen i tillsatsen av extern kolkälla som ökade med 2,8–16,2 %, utgående ammonium som ökade med 1,6–9,4 % och åtgången luftningsenergi som ökade med 0,4–2,4 %. Utgående nitrat minskade med 1,3–6,3 % vid ökande positiva biaser (figur 20).



**Figur 20:** Effekter av konstanta bias av olika storlek i nitratgivaren i den sista anaeroba bassängen där mätdata användes i en kolflödesregulator i den första anaeroba bassängen. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi, pumpenergi, mängden tillsatt kolkälla samt metanproduktion och utsläppen av NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, BOD<sub>5</sub> och slamproduktion jämfört med Referensfall 1.

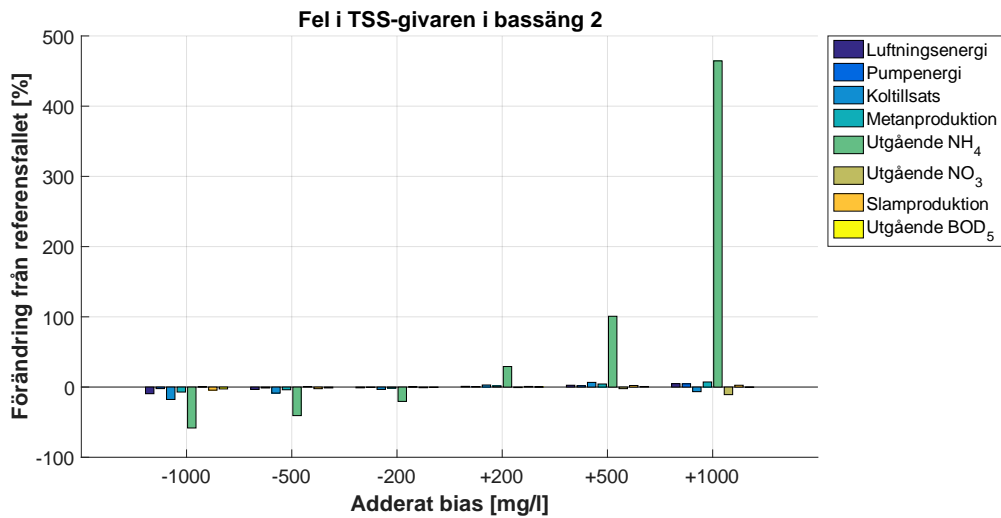
### Effekter av bias i TSS-givaren

Negativa biaser i TSS-givaren medförde minskningar i samtliga utvärderingsparametrar med undantag för mängden utgående nitrat som ökade (figur 21; figur 22). Positiva biaser hade omvända effekter, majoriteten av parametrarna ökade med ökande bias med undantagen att mängden utgående nitrat minskade och att tillsatsen av extern kolkälla och utgående BOD<sub>5</sub> ökade när bias var +1000 mg TSS/l.

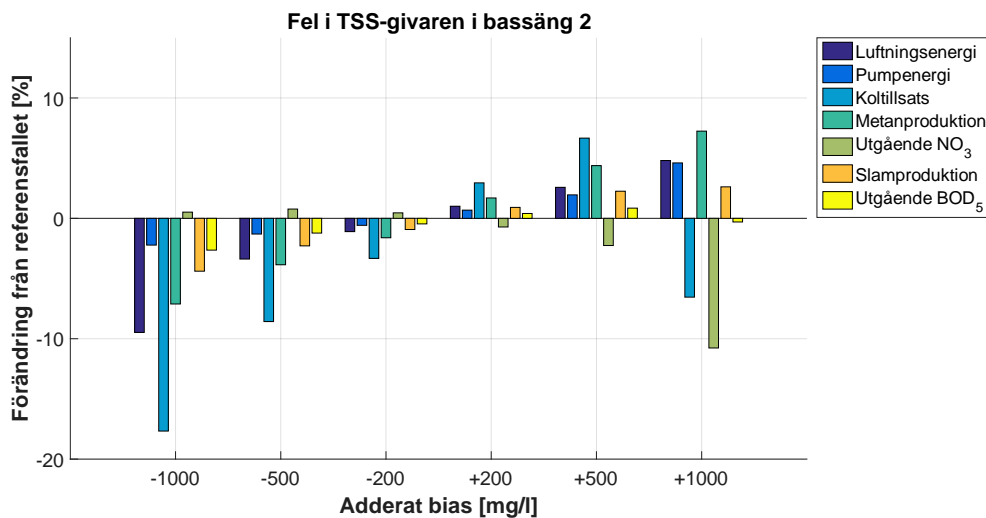
Vid negativa biaser sågs de största minskningarna i mängden utgående ammonium som minskade med 20,4–58,3 %, tillsatsen av extern kolkälla som minskade med 3,3–17,7 % och i åtgången luftningsenergi som minskade med 1,1–9,5 %. Mängden utgående nitrat ökade med 0,5–0,8 % vid ökande negativa biaser.

Vid positiva biaser sågs de största förändringarna i ökning av mängden utgående ammonium med 29,3–464,5 %, i tillsatsen av extern kolkälla med 2,9–6,7 %, i metanproduktionen med 1,7–7,3 % och i luftningsenergin med 1,0–4,8 %. Tillsatsen av extern kolkälla ökade från +1,7 % till +6,7 % då bias ökades från +200 till +500 mg TSS/l och då bias var +1000 mg TSS/l minskade koltillsatsen med 6,6 %. Utgående nitrat minskade

vid positiva bias med 0,7–10,8 %. Positiva bias, oavsett storlek, hade större effekt på utgående ammonium än negativa bias i samma storlek.



**Figur 21:** Effekter av bias av olika storlek i TSS-givaren i den sista anaeroba bassängen där mätdata används för att hålla styra uttaget av överskottsslam ur sedimenteringsbassängen. Effekterna av biasen utvärderas i form av förändringen i åtgången luftningsenergi, pumpenergi och mängd tillsatt kolkälla samt metanproduktion och utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och slamproduktion jämfört med Referensfall 1.



**Figur 22:** Effekter av bias av olika storlek i TSS-givaren i den sista anaeroba bassängen där mätdata används för att hålla styra uttaget av överskottsslam ur sedimenteringsbassängen. Figuren visar samma förändringar vilka har illustreras i figur 21 men skalan på y-axeln har ändrats då den relativa förändringen i utgående  $\text{NH}_4^+$  har tagits bort ur figuren.

#### **4.1.4. Studie 2 – Effekter av drift i DO-givare**

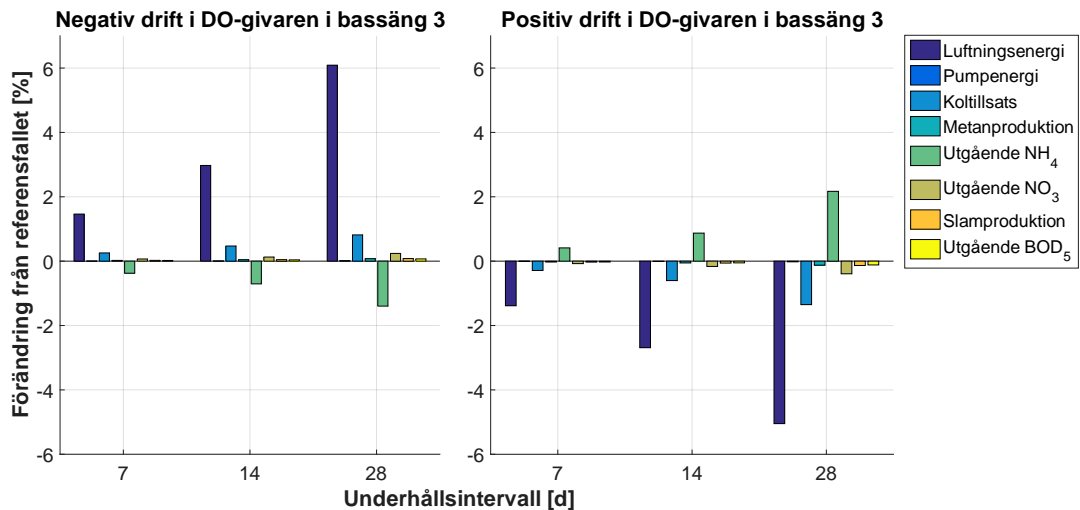
Resultaten från undersökningen av hur olika underhållsintervall i DO-givare påverkar reningsprocessen presenteras i figur 23, figur 24 och figur 25. Effekterna av givarfel i denna del av Studie 2 är presenterade som förändringar relativt Referensfall 2 presenterat i tabell 10. En jämförelse av hög och låg underhållsfrekvens presenteras i figur 26, figur 27 och figur 28. Figurerna visar effekterna av positiv och negativ drift i DO-givare, med olika underhållsintervall, på den totala luftningsenergin, pumpenergin, koltillsatsen och metanproduktionen samt effekterna av samma bias på av de totala mängderna utgående ammonium, nitrat, BOD<sub>5</sub> samt den totala slamproduktionen. Numeriska värden för förändringarna i de olika utvärderingsparametrarna i de olika fallen finns presenterade i appendix D.

#### **Ändrad underhållsfrekvens av DO-givarna i bassäng 3 och bassäng 4**

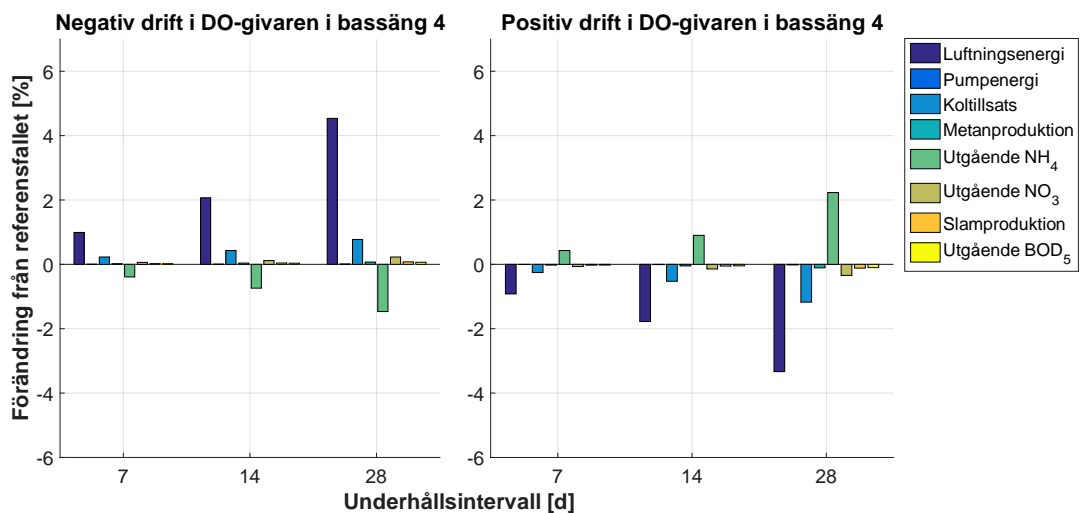
Effekterna av drift i DO-givarna i bassäng 3 och bassäng 4 följde samma mönster och skillnaderna i den relativa förändringen av utvärderingsparametrarna var generellt liten. Större skillnader kunde ses i förändringar i åtgången luftningsenergi vilka var något större vid fel i givaren i bassäng 3 än vid fel i givaren i bassäng 4 (figur 23, figur 24).

Vid positiv drift i DO-givarna ökade mängden utgående ammonium och övriga parametrar minskade vid längre underhållsintervall (figur 23, figur 24). Vid drift i givaren i bassäng 3 ökade utgående ammonium med 0,4–2,1 % och vid drift i givaren i bassäng 4 ökade utgående ammonium med 0,4–2,2 %. Bland utvärderingsparametrarna som minskade sågs de största relativa förändringarna i åtgången luftningsenergi och i tillsatsen av extern kolkälla. Vid drift i givaren i bassäng 3 minskade åtgången luftningsenergi med 1,4–5,1 % och tillsatsen av extern kolkälla med 0,3–1,4 %. Vid drift i givaren i bassäng 4 minskade åtgången luftningsenergi med 0,9–3,3 % och tillsatsen av extern kolkälla med 0,3–1,2 %.

Vid negativ drift minskade mängden utgående ammonium och övriga parametrar ökade med ökande underhållsintervall (figur 23, figur 24). Vid drift i givaren i bassäng 3 minskade utgående ammonium med 0,4–1,4 % och vid drift i givaren i bassäng 4 minskade utgående ammonium med 0,4–1,5 %. Bland utvärderingsparametrarna som ökade sågs de största relativa förändringarna i åtgången luftningsenergi och i tillsatsen av extern kolkälla. Vid drift i givaren i bassäng 3 ökade luftningsenergin med 1,5–6,1 % och tillsatsen av extern kolkälla med 0,3–0,8 %. Vid drift i givaren i bassäng 4 ökade luftningsenergin med 1,0–4,5 % och tillsatsen av extern kolkälla med 0,2–0,8 %. Högre underhållsfrekvenser begränsade förändringarna i utvärderingsparametrarna och ju högre frekvensen var desto mindre förändringar kunde ses i parametrarna.



**Figur 23:** Resultat från olika underhållsintervall av DO-givaren i den första aeroba bassängen, bassäng 3. Mätvärdena från givaren användes i PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I figuren presenteras den relativa förändringen i luftningsenergi, pumpningsenergi, koltillsats, metanproduktion, utgående  $\text{NH}_4^+$ , utgående  $\text{NO}_3^-$ , slamproduktion och utgående  $\text{BOD}_5$  för olika underhållsintervall och drift jämfört med Referensfall 2. Driften var + eller - 1 mg DO/l per 28 dagar för positiv respektive negativ drift. Medelfelen för 7, 14 och 28 dagars underhållsintervall var 0,125, 0,25 respektive 0,50 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ .



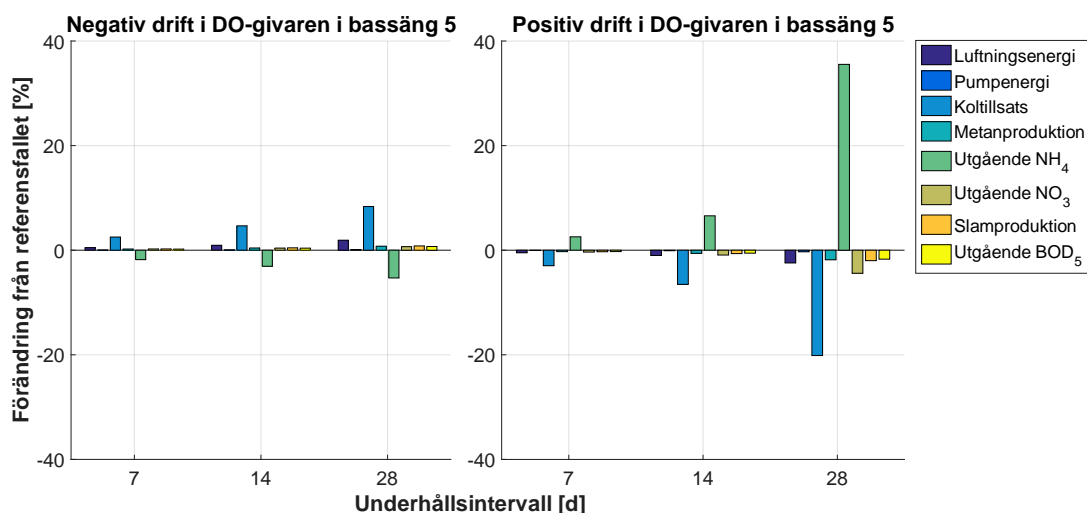
**Figur 24:** Resultat från olika underhållsintervall av DO-givaren i den andra aeroba bassängen, bassäng 4. Mätvärdena från givaren användes av en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I figuren presenteras den relativa förändringen i luftningsenergi, pumpningsenergi, koltillsats, metanproduktion, utgående  $\text{NH}_4^+$ , utgående  $\text{NO}_3^-$ , slamproduktion och utgående  $\text{BOD}_5$  för olika underhållsintervall och drift jämfört med Referensfall 2. Driften var + eller - 1 mg DO/l per 28 dagar för positiv respektive negativ drift. Medelfelen för 7, 14 och 28 dagars underhållsintervall var 0,125, 0,25 respektive 0,50 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ .

### Ändrad underhållsfrekvens av DO-givaren i bassäng 5

Vid positiv drift i DO-givaren i bassäng 5 ökade mängden utgående ammonium med 2,6–35,5 % och övriga utvärderingsparametrar minskade vid längre underhållsintervall. Bland parametrarna som minskades sågs minskningar med 3,0–20,1 % i tillsatsen av extern kolkälla, minskningar med 0,4–4,4 % i mängden utgående nitrat och minskningar i åtgången luftningsenergi med 0,5–2,5 % (figur 25).

Vid negativ drift minskande mängden utgående ammonium med 1,8–5,3 % och övriga utvärderingsparametrar ökade med ett ökande underhållsintervall. Bland parametrarna

som ökade sågs de största ökningarna i tillsatsen av extern kolkälla som ökade med 2,5–8,4 %, i åtgången luftningsenergi som ökade med 0,5–1,9 % och i mängden utgående nitrat som ökade med 2,5–8,4 %. Högre underhållsfrekvens begränsade förändringarna i parametrarna vid positiv och vid negativ drift och ju högre underhållsfrekvensen var desto mindre förändring kunde ses i utvärderingsparametrarna. Positiv och negativ drift i DO-givaren i bassäng 5 hade större påverkan på den relativa förändringen i utgående ammonium och i tillsatsen av extern kolkälla än samma fel i givaren i bassäng 3 eller bassäng 4 (figur 23; figur 24; figur 25)



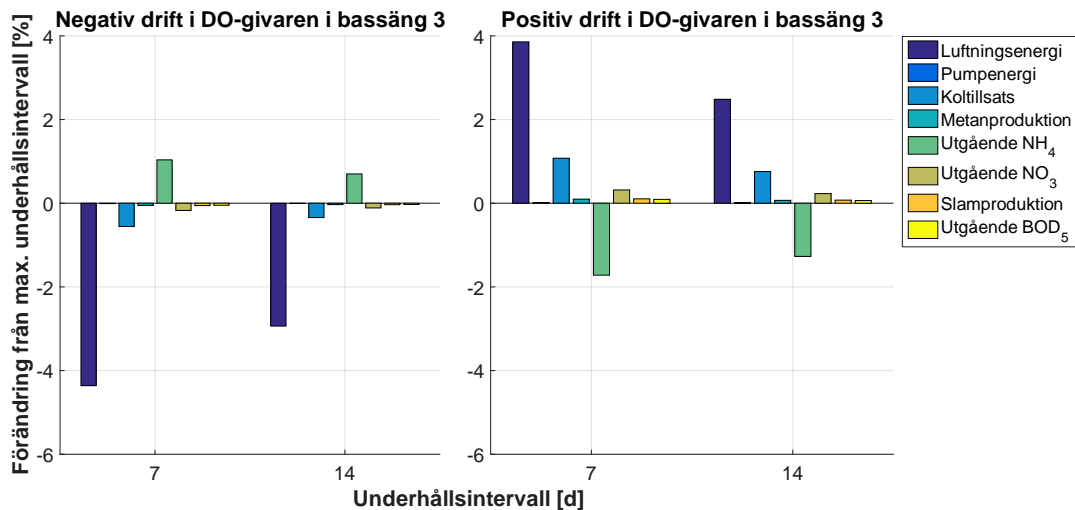
**Figur 25:** Resultat från olika underhållsintervall av DO-givaren i den sista aeroba bassängen, bassäng 5. Mätvärdena från givaren används i en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I figuren presenteras den relativa förändringen i luftningsenergi, pumpningsenergi, koltillsatts, metanproduktion, utgående NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, utgående NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, slamproduktion och utgående BOD<sub>5</sub> för olika underhållsintervall och drift jämfört med Referensfall 2. Driften var + eller - 1 mg DO/l per 28 dagar för positiv respektive negativ drift. Medelfelen för 7, 14 och 28 dagars underhållsintervall var 0,125, 0,25 respektive 0,50 mg O<sub>2</sub>/l.

### Jämförelse mellan hög och låg underhållsfrekvens

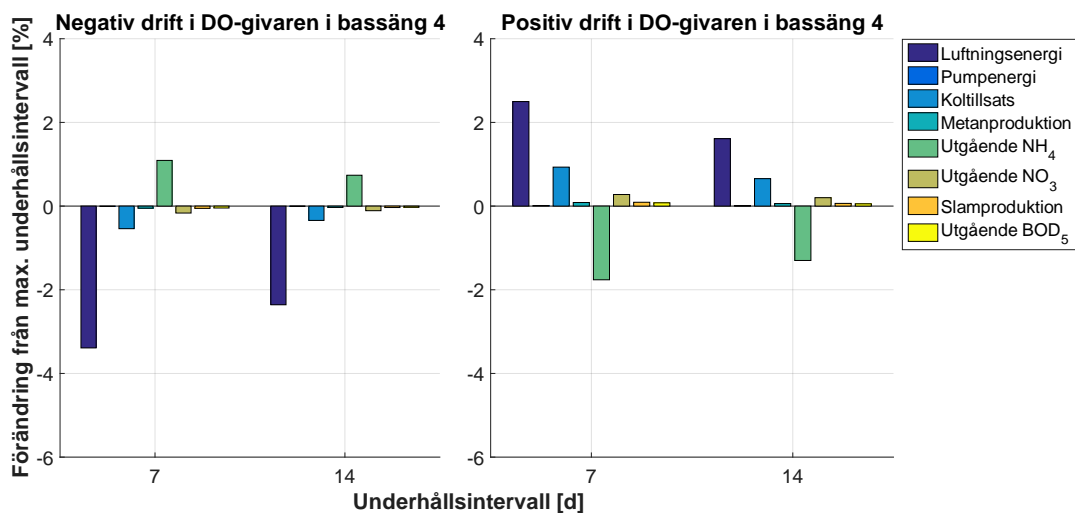
Effekterna av att öka underhållsfrekvensen i DO-givarna i de aeroba bassängerna från var 28:e till var 7:e eller 14:e dag presenteras i figur 26, figur 27 och figur 28. Numeriska värden finns presenterade i appendix D. Vid negativ och positiv drift i DO-givarna i bassäng 3 och bassäng 4 sågs de största förändringarna i utgående ammonium och i åtgången luftningsenergi (figur 26; figur 27).

Ökades underhållsfrekvensen vid negativ drift ökade ammoniumutsläppen och luftningsenergin minskade. Samma effekter sågs vid drift i DO-givarna i bassäng 3 och bassäng 4. Var driften i DO-givaren i bassäng 3 ökade ammoniumutsläppen med 0,7-1,0 % och luftningsenergin minskade med 2,9-4,4 % (figur 26). Var driften i DO-givaren i bassäng 4 ökade ammoniumutsläppen med 0,7-1,1 % och luftningsenergin minskade med 2,4-3,4 % (figur 27).

Ökades underhållsfrekvensen vid positiv drift minskades utsläppen av ammonium och åtgången luftningsenergi ökade. Var driften i DO-givaren i bassäng 3 minskade utsläppen av ammonium med 1,3-1,7 % och luftningsenergin ökade med 2,5-3,9 % (figur 26). Var driften i DO-givaren i bassäng 4 minskade utsläppen av ammonium med 1,3-1,8 % och luftningsenergin ökade med 1,6-2,5 % (figur 27).



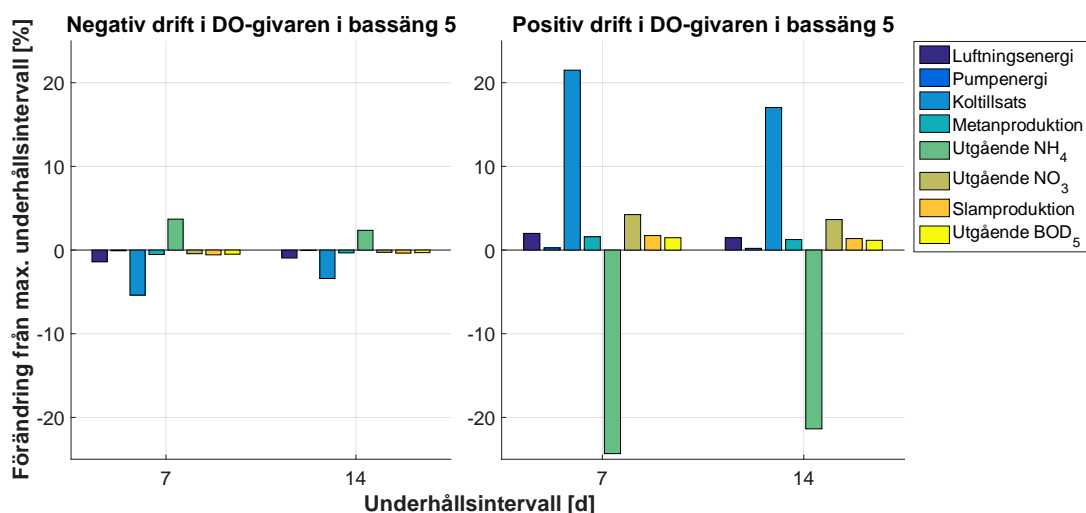
**Figur 26:** Resultat av ändrade underhållsintervall för DO-givaren i den första syresatta bassängen, bassäng 3. Mätvärdena från givaren användes i en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I figuren presenteras den relativa förändringen i luftningsenergi, pumpningsenergi, koltillsats, metanproduktion, utgående  $\text{NH}_4^+$ , utgående  $\text{NO}_3^-$ , slamproduktion och utgående  $\text{BOD}_5$  för olika underhållsintervall och drift jämfört med det längsta underhållsintervallet på 28 dagar. Driften var + eller - 1 mg DO/l per 28 dagar för positiv respektive negativ drift. Medelfelen för 7, 14 och 28 dagars underhållsintervall var 0,125, 0,25 respektive 0,50 mg  $\text{O}_2$ /l.



**Figur 27:** Resultat av ändrade underhållsintervall för DO-givaren i den andra syresatta bassängen, bassäng 4. Mätvärdena från givaren användes i en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I figuren presenteras den relativa förändringen i luftningsenergi, pumpningsenergi, koltillsats, metanproduktion, utgående  $\text{NH}_4^+$ , utgående  $\text{NO}_3^-$ , slamproduktion och utgående  $\text{BOD}_5$  för olika underhållsintervall och drift jämfört med det längsta underhållsintervallet på 28 dagar. Driften var + eller - 1 mg DO/l per 28 dagar för positiv respektive negativ drift. Medelfelen för 7, 14 och 28 dagars underhållsintervall var 0,125, 0,25 respektive 0,50 mg  $\text{O}_2$ /l.

Då underhållsfrekvensen ökades för DO-givaren i bassäng 5 sågs de största effekterna i tillsatsen av extern kolkälla och i mängden utgående ammonium (figur 28). Vid negativ drift ökade utgående ammonium med 2,4–3,7 % vid en ökad underhållsfrekvens och tillsatsen av extern kolkälla minskade med 3,4–5,4 %. Vid positiv drift minskade ammoniumutsläppen med 21,4–24,3 % och tillsatsen av extern kolkälla ökade med 17,0–21,5 % då underhållsfrekvensen ökade. Den relativa största förändringen i utvärderingsparametrarna sågs vid en ökad underhållsfrekvens vid positiv drift.





**Figur 28:** Resultat av ändrade underhållsintervall för DO-givaren i den sista syresatta bassängen, bassäng 5. Mätvärdena från givaren användes i en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I figuren presenteras den relativa förändringen i luftningsenergi, pumpningsenergi, koltillsats, metanproduktion, utgående  $\text{NH}_4^+$ , utgående  $\text{NO}_3^-$ , slamproduktion och utgående  $\text{BOD}_5$  för olika underhållsintervall och drift jämfört med det längsta underhållsintervallet på 28 dagar. Driften var + eller - 1 mg DO/l per 28 dagar för positiv respektive negativ drift. Medelfelen för 7, 14 och 28 dagars underhållsintervall var 0,125, 0,25 respektive 0,50 mg  $\text{O}_2$ /l.

### Jämförelser mellan bias och drift med samma medelfel

I tabell 15, tabell 16 och tabell 17 presenteras jämförelser mellan effekterna av bias och drift med samma medelfel i DO-givarna i bassäng 3, bassäng 4 och bassäng 5 på tidigare presenterade utvärderingsparametrar.

Från simuleringarna kunde inga påtagliga skillnader ses i effekterna på utvärderingsparametrarna om givaren led av bias eller drift med samma medelstorlek när felet var i DO-givarna i bassäng 3 eller bassäng 4. Skillnaderna i utvärderingsparametrarna vid ett konstant eller ett drivande fel var i storleksordningen någon hundradels till tiondels procent (tabell 15; tabell 16). Vid positiva fel var minskningen i luftningsenergi marginellt större vid bias än vid drift, både i DO-givaren i bassäng 3 och bassäng 4. Vid negativa fel var ökningen i luftningsenergin marginellt större vid drift än vid bias, både i DO-givaren bassäng 3 och bassäng 4.

**Tabell 15:** Jämförelse av effekterna av bias (B) och drift (D) till samma medelfel i en DO-givare installerad i den första syresatta bassängen, bassäng 3 (B3). Mätvärdena från DO-givaren användes av en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I tabellen presenteras den relativa förändringen [%] i luftningsenergi (LE), pumpningsenergi (PE), koltillsats (C), metanproduktion (MP), utgående ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), utgående nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), slamproduktion (SP) och utgående  $\text{BOD}_5$  ( $\text{BOD}_5$ ).  $e_{\text{avg}}$  är medelfelet uttryckt i mg/l som rådde under simuleringen.

Givare	$e_{\text{avg}}$	Fel	LE	PE	C	MP	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	$\text{BOD}_5$
DO i B3	+0,50	B	-5,22	-0,02	-1,24	-0,11	+2,13	-0,38	-0,12	-0,11
DO i B3	+0,50	D	-5,05	-0,02	-1,35	-0,12	+2,17	-0,39	-0,13	-0,12
DO i B3	+0,25	B	-2,73	-0,01	-0,56	-0,05	+0,97	-0,17	-0,06	-0,05
DO i B3	+0,25	D	-2,69	-0,01	-0,60	-0,06	+0,87	-0,16	-0,06	-0,05
DO i B3	-0,50	B	+6,01	+0,01	+0,85	+0,08	-1,52	+0,26	+0,08	+0,07
DO i B3	-0,50	D	+6,09	+0,01	+0,82	+0,08	-1,40	+0,24	+0,08	+0,07
DO i B3	-0,25	B	+2,93	+0,01	+0,47	+0,04	-0,82	+0,14	+0,05	+0,04
DO i B3	-0,25	D	+2,97	+0,01	+0,47	+0,04	-0,71	+0,13	+0,05	+0,04

**Tabell 16:** Jämförelse av effekterna av bias (B) och drift (D) till samma medelfel i en DO-givare installerad i den andra syresatta bassängen, bassäng 4 (B4). Mätvärdena från DO-givaren användes av en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I tabellen presenteras den relativa förändringen [%] i luftningsenergi (LE), pumpningsenergi (PE), koltillsatts (C), metanproduktion (MP), utgående ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), utgående nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), slamproduktion (SP) och utgående  $\text{BOD}_5$  ( $\text{BOD}_5$ ).  $e_{\text{avg}}$  är medelfelet uttryckt i mg/l som råde under simuleringen.

Givare	$e_{\text{avg}}$	Fel	LE	PE	C	MP	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	$\text{BOD}_5$
DO i B4	+0,50	B	-3,44	-0,02	-1,08	-0,10	+2,18	-0,33	-0,11	-0,09
DO i B4	+0,50	D	-3,33	-0,02	-1,18	-0,11	+2,23	-0,34	-0,12	-0,10
DO i B4	+0,25	B	-1,82	-0,01	-0,49	-0,05	+1,00	-0,15	-0,05	-0,04
DO i B4	+0,25	D	-1,78	-0,01	-0,53	-0,05	+0,90	-0,14	-0,05	-0,05
DO i B4	-0,50	B	+4,34	+0,01	+0,79	+0,07	-1,59	+0,24	+0,08	+0,07
DO i B4	-0,50	D	+4,54	+0,01	+0,77	+0,07	-1,47	+0,23	+0,08	+0,07
DO i B4	-0,25	B	+2,04	+0,01	+0,42	+0,04	-0,85	+0,13	+0,04	+0,04
DO i B4	-0,25	D	+2,07	+0,01	+0,43	+0,04	-0,74	+0,12	+0,04	+0,04

Skillnader i effekterna på utvärderingsparametrarna kunde tydligare ses för konstanta och drivande fel när felen var i DO-givaren i bassäng 5 (tabell 17). De största skillnaderna sågs vid ett positivt medelfel på 0,50 mg  $\text{O}_2/\text{l}$  där luftningsenergin minskade med 2,12 % och 2,44 % vid bias respektive drift vilket resulterade i ökning av utgående ammonium med 19,44 respektive 35,54 % och minskningar av tillsatsen av kolkälla med 14,52 respektive 20,14 % (tabell 17). Drift hade större påverkan på utvärderingsparametrarna jämfört med bias då medelfelen i givaren var positiva.

Vid ett negativt medelfel på 0,25 mg  $\text{O}_2/\text{l}$  kunde ingen skillnad ses i den totala luftförbrukningen då givaren hade en bias eller led av drift, båda felen resulterade i ökning av luftningsenergin med 0,94 %. Skillnader kunde däremot ses i utsläppen av ammonium där en minskning med 3,96 % kunde ses vid en bias och där en minskning med 3,07 % kunde ses vid drift. Vid ett negativt medelfel på 0,50 mg  $\text{O}_2/\text{l}$  sågs en marginellt större ökning i luftningsenergin vid drift, 1,91 %, jämfört med en ökning med 1,88 % vid bias. Mängden utgående ammonium minskade med 5,30 % vid drift och med 6,42 % vid bias. Tillsatsen av extern kolkälla ökade med 8,35 % vid drift och med 8,46 % vid bias.

**Tabell 17:** Jämförelse av effekterna av konstanta bias (K) och drift (D) till samma medelfel i en DO-givare installerad i den sista syresatta bassängen, bassäng 5 (B5). Mätvärdena från DO-givaren användes av en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I tabellen presenteras den relativa förändringen [%] i luftningsenergi (LE), pumpningsenergi (PE), koltillsatts (C), metanproduktion (MP), utgående ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), utgående nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), slamproduktion (SP) och utgående  $\text{BOD}_5$  ( $\text{BOD}_5$ ).  $e_{\text{avg}}$  är medelfelet uttryckt i mg/l som råde under simuleringen.

Givare	$e_{\text{avg}}$	Fel	LE	PE	C	MP	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	$\text{BOD}_5$
DO i B5	+0,50	B	-2,12	-0,22	-14,52	-1,32	+19,44	-2,67	-1,43	-1,25
DO i B5	+0,50	D	-2,44	-0,30	-20,14	-1,83	+35,54	-4,41	-1,99	-1,71
DO i B5	+0,25	B	-0,98	-0,09	-5,89	-0,54	+6,73	-0,92	-0,58	-0,50
DO i B5	+0,25	D	-1,01	-0,10	-6,53	-0,60	+6,58	-0,92	-0,64	-0,57
DO i B5	-0,50	K	+1,88	+0,13	+8,46	+0,78	-6,42	+0,83	+0,84	+0,72
DO i B5	-0,50	D	+1,91	+0,13	+8,35	+0,77	-5,30	+0,68	+0,82	+0,71
DO i B5	-0,25	B	+0,94	+0,07	+4,59	+0,42	-3,96	+0,52	+0,45	+0,39
DO i B5	-0,25	D	+0,94	+0,07	+4,67	+0,43	-3,07	+0,41	+0,46	+0,40

## 5. DISKUSSION

### 5.1. IMPLEMENTERADE REGLERSTRATEGIER

Effekterna av olika givarfel på reningsprocessen beror på huruvida det felande instrumentet är en del av reglerstrategin eller inte och på vilka reglerstrategier som har implementerats. Simuleringsstudien kan ses som en känslighetsanalys för ett hypotetiskt reningsverk med samma processlayout och styrning. De numeriska effekterna av olika typer fel bör ej ta som en exakt sanning utan bör ses som vägledande i vilka processer som påverkas och i vilken storleksordning. Huruvida resultaten från denna studie är generaliserbara eller inte tål att diskuteras.

Den implementerade styrningen var på inget vis justerad för att vara optimal då syftet med styrningen var att den skulle vara tillräckligt verklighetstrogen och fungera på ett sådant vis, med verklighetstroga begränsningar, att resultaten från simuleringsstudien har en koppling till vad som kan ske under verkliga förhållanden. I och med att begränsningar sattes på regulatorernas signaler (tabell 14) och att anti-windup implementerades var effekterna av fel i olika givare på förhand begränsade. Hade andra begränsningar satts i regulatorerna hade effekternas storlek sannolikt blivit annorlunda.

Ammoniumåterkoppling har visats vara ett effektivt sätt att styra syrenivåer och samtidigt uppnå god kväverening. Exempelvis har Ingildsen (2002) och Åmand (2014) visat på effektiviteten av ammoniumåterkoppling i fullskaleförsök och Conception et al. (2013) visat hur ammoniumstyrning kopplat med styrning av tillsatsen av extern kolkälla ger bra reningsresultat i förhållande till kostnad i BSM2. Ammoniumåterkopplingen i detta projekt kan ha givits ett för lågt börvärde där 1,0–1,5 mg  $\text{NH}_4^+$ /l möjligtvis vore mer realistiskt sett till vad som rekommenderas av Olsson et al. (2005) och de börvärden som har använts av Åmand (2014). Det lågt satta börvärdet på 0,5 mg  $\text{NH}_4^+$ /l innebar ökad luftning där DO-halterna ofta låg kring 4 mg/l under simuleringarna. Enligt Olsson et al. (2005) har ökningarna i DO-halter över 3 mg/l en låg påverkan på nitrifikationshastigheten.

Doseringen av extern kolkälla gjordes på samma vis och till samma börvärden som har beskrivits av Olsson et al. (2005). Enligt Olsson et al. (2005) resulterar ett börvärde mellan 1–2 mg  $\text{NO}_3^-$ /l till nära optimalt uppförande med hänsyn till att minimera koltillsatsen och samtidigt hålla tillfredställande utsläppsnivåer i medeltal från ett massbalansperspektiv. Uttaget av överskottsslam styrs i normalfallet manuellt vilket anses tillräckligt effektivt. Automatisk styrning av uttaget ses inte som nödvändigt då systemet reagerar långsamt på förändringar i styrsignaler (Olsson et al., 2005). TSS-styrningen som har implementerats i detta projekt har inget uttalat stöd i litteraturen men agerar på samma tidsskala som manuell styrning av slamuttaget normal görs.

### 5.2. IMPLEMENTERADE INSTRUMENT

Beroende på vilken typ av instrument som implementeras kan olika typer av givarfel vara mer eller mindre sannolika. Exempelvis har Samuelsson (2017) visat att elektrokemiska och optiska DO-givare från en specifik instrumenttillverkare lider av negativ respektive positiv drift. Detta innebär att drift i elektrokemiska givare kan ha andra effekter på reningsprocessen än fel i optiska givare. Fel i olika givare som använder olika mätmetoder för att mäta andra parametrar kan således även komma att ha olika effekter på reningsprocessen. Effekterna av en positiv eller en negativ bias kommer att vara olika och felets påverkan på reningsprocessen är inte linjär. Exempelvis kan det ses att negativa

bias i ammoniumgivaren ger större ökning av luftningsenergin än minskningarna som fås vid positiva bias i samma storlek vilket i praktiken innebär att kostnaderna av en ökad syresättning från ett negativ mätfel är större än besparingarna som fås av ett positivt mätfel i samma storlek. Ytterligare karaktärisering av fel från givare med specifika mätmetoder krävs för att vidare och noggrannare kunna studera och modellera denna typ av problem.

### **5.3. IMPLEMENTERADE OCH SIMULERADE FEL**

De simulerade felen i dessa studier är endast två av flera felsymptom som kan uppvisas i givares mätsignaler och dessa har simulerats som separata fall och har inte kombinerats. Det har konstaterats av flera författare, däribland Rosen et al. (2008), att givarfel mest sannolikt är en kombination av flera typer av felsymptom, däribland just drift och bias. För att kunna modellera givarfel mer realistiskt enligt den metodik som beskrivs av Rosen et al. (2008) krävs ett statistiskt underlag om hur frekventa och stora olika typer av fel är. Exempelvis diskuterar Rosen et al. (2008) att förutom drift och bias att felaktig skalning, fallerande givare och fasta mätvärden bör tas hänsyn till vid modellering av givare.

Skulle dessa typer av fel ha inkluderats i denna studie skulle skalningens storlek, frekvensen vid vilken givarna fallerar och tiden givaren håller ett fast mätvärde till stor del vara subjektiva då denna typ av information inte finns presenterad i litteraturen till författarens vetenskap. Enskilda reningsverk och operatörer kan ha viss kunskap om hur deras instrument påverkas i deras process men ingen generaliserad information finns sammanställd på området. För att minska den kombinatoriska bredden och inte simulera olika subjektivt mer eller mindre sannolika fel har studien begränsats till de som kan vara de enklast uppskattbara felen. Sannolikheten för olika typer av fel och felstorlekar vore intressant att ha vidare kunskap om för att genomföra mer realistisk stokastisk modellering av givarfel. I praktiken är denna typ av information som Rosen et al. (2008) önskar basera modelleringen på svår att ta fram och rättvist kategorisera, delvis på grund utav de anledningar som har diskuterats i avsnitt 2.2.3.

### **5.4. EFFEKTER AV BIAS**

Addering av en bias till en givares signal har samma effekter som en förskjutning av börvärdet i processen om inte börvärdet hos regulatorn som är kopplad till givaren styrs av en överordnad regulator. En positiv bias i en givare leder till att varje sampling från instrumentet resulterar i större parametervärden än vad som faktiskt råder i processen och en negativ bias leder till det omvända. Hur reningsprocessen reagerar på höjda och sänkta börvärden för olika reglerstrategier är vida känt (se exempelvis Olsson et al. (2005)) men i vilken storleksgrad olika givarfel påverkar reningsprocessen har inte presenterats tidigare. Vad som skedde i den simulerade reningsprocessen vid bias i olika givare diskuteras nedan.

#### **Effekter av bias i ammoniumgivaren**

Positiva bias i ammoniumgivaren ledde till vad som såg ut att vara högre ammoniumhalter än vad som rådde i processen vilket medförde att den överordnade ammoniumregulatorn ökade börvärdet till de underordnade syrerregulatorerna vilka därigenom ökade luftflödet till de reglerade aeroba bassängerna (figur 16). Ju större det positiva bias blev desto större blev börvärdena till de underordnade syrerregulatorerna och desto större blev den totala luftningsenergin. De omvända orsakssambanden gällde för negativa bias i givaren.

Då DO-halterna blev högre ökade nitrifikationen vilket minskade mängden ammonium i utgående vatten (figur 16). Den ökade nitrifikationen medförde ökade nitrathalter vilket vidare bidrog till en ökad kolkälledosering för att hålla nere nitralthalterna vid börvärdet. Då denitrifikationskapaciteten var begränsad av låg TSS-halt vid processkonfigurationen som användes i studien, ledde ökningarna i luftningen till små minskningar i utgående ammonium när bias ökade från +0,25 till +0,50 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l. Den ökade doseringen av kolkälla bidrog till marginellt ökande BOD<sub>5</sub>-halter i det utgående vattnet. De omvända sambanden gällde för negativa bias i givaren (figur 16).

Den ökade tillväxten av heterotrofa och autotrofa mikroorganismer till följd av ökade kol- och DO-halter ledde till en ökad slamproduktion vilket vidare bidrog till ökade TSS-halter i bassängerna (figur 16). De ökade TSS-halterna ledde till ett ökat uttag av överskottsslam för att hålla nere TSS-halterna vid börvärdet vilket vidare bidrog till marginellt ökade pumpningskostnader. Ett ökat uttag av överskottsslam bidrog till ökade slamflöden till rötningsprocessen och därigenom även en ökning av metangasproduktionen. De omvända orsakssambanden gällde för negativa bias i ammoniumgivaren (figur 16).

### **Effekter av bias i syregivarna**

Effekten av bias i en DO-givare hade olika stor effekt beroende på var i processen givaren var installerad (figur 17; figur 18; figur 19). Effekten av en bias i DO-givaren i bassäng 5 (figur 19) hade en större påverkan på reningsprocessen än fel i givaren om mätvärdena användes inom ammoniumkaskaden i bassäng 3 och i bassäng 4 (figur 17; figur 18). En positiv bias i DO-givaren i bassäng 5 ledde till en minskad nitrifikationskapacitet då DO-halten blev lägre än vad som rådde vid börvärdet. Den minskade nitrifikationskapaciteten ledde till ökningarna av ammonium i utgående vatten samtidigt som lägre DO-halter i det återcirkulerande vattnet tillät en mer effektiv denitrifikation i det anoxiska steget (figur 19). Genom att minska nitrifikationen, hålla lägre DO-halter i recirkulationsvattnet och i det oluftade steget minskades koltillsatsen då syreinhiberingen av denitrifikationen minskade med sänkta DO-halter i det recirkulerande vattnet (figur 19). Blev det positiva bias tillräckligt stort kunde de ökade ammoniumhalterna i det recirkulerande vattnet bidra till en marginell ökning av den totala luftningsenergin även om luftningen i den sista bassängen hade minskats. De omvända sambanden gällde för negativa bias (figur 19).

Inom ammoniumkaskaden kommer den överordnade ammoniumregulatorn att korrigera för och minska eventuella oönskade beteenden i de underordnade syreregulatorerna som har uppkommit till följd av givarfel. Enligt samma mekanismer som beskrivits tidigare ledde en positiv bias till att rådande DO-halter överskattades, att nitrifikationen minskade och att ammoniumutsläppen ökade (figur 17; figur 18). En minskad nitrifikation ledde till en minskad nitratbildning och en lägre nitratbelastning vilket vidare minskade behovet av kolkälla. De omvända orsakssambanden gällde för negativa bias (figur 17; figur 18).

Effekterna av bias i givaren i bassäng 3 var större än effekterna av samma bias i givaren i bassäng 4, vilket troligen beror på ändringar i K<sub>La</sub>-värden till följd av skillnader i DO-koncentrationer i inflödet till de två bassängerna. Det krävs högre K<sub>La</sub>-värden till bassäng 3 än till bassäng 4 för att hålla samma konstanta syrehalter i bassängerna, detta då syrehalten i bassäng 3 kontinuerligt påverkas av låga syrehalter från det inflödande vattnet från bassäng 2 och då höga syrehalter från bassäng 3 leds till bassäng 4. Syreöverföringen i de aeroba bassängerna kan beskrivas genom ekvation (7) och då bias

adderas till givarna kan större förändringar förväntas i  $K_{La}$ -värdena till bassäng 3 än i  $K_{La}$ -värdena till bassäng 4 då syreöverföringen i bassängerna inte skalar linjärt mot ändringar i  $K_{La}$ . Luftningsenergin beräknas i BSM2 utifrån  $K_{La}$ -värdena till de aeroba bassängerna och då ändringarna blir större i  $K_{La}$ -värdena till bassäng 3 till följd utav bias kommer större förändringar att ses i luftningsenergin till följd av fel i DO-givaren i bassängen.

### **Effekter av bias i nitratgivaren**

Mätvärdena från nitratgivaren användes till att styra flödet av kolkälla till bassäng 1. Vid positiva bias överskattades nitrathalterna vilket ledde till en ökad tillsatts av kolkälla (figur 20). Tillsätts mer kol än vad som kan förbrukas under rådande förhållanden kommer det överflödiga kolet att läcka in i de aeroba bassängerna. När kolet når de aeroba bassängerna förbrukar heterotrofer det lättillgängliga kolet samt det DO som har tillsatts för att nitrifiera ammonium i bassängen. Effekten av överflödigt kol blir att nitrifikationen försämras av otillräckliga DO-halter samt att ammoniumhalterna och luftningsenergin ökar som en följd utav detta (figur 20). Effektivt luftas kolet bort innan ammoniumet nitrifieras. Koltillsatsen ökar tillväxten av denitrifierarna och den ökade mängden denitrifierare tillsammans med överskottscolet bidrar till ökande TSS-halterna i processen. Ökade TSS-halter bidrar till ett ökat uttag av överskottsslam och det ökade slamuttaget leder till en ökning av metanproduktionen. De omvända orsakssambanden gäller för negativa bias i nitratgivaren (figur 20).

### **Effekter av bias i TSS-givaren**

Positiva bias i TSS-givaren ledde till att slamhalten i processen blev lägre än vid det önskade börvärdet på TSS. Redan vid relativt små bias blev effekterna av en sänkt slamhalt på utgående ammoniumhalter påtagliga (figur 21; figur 22). Positiva bias ledde till ett ökat uttag av överskottsslam vilket medförde lägre TSS-halter i processen och en ökad metanproduktion från rötningen av överskottsslam. Vid låga TSS-halter fanns inte tillräcklig biomassa för att nitrifiera ammoniumet i det inkommandet avloppsvattnet, vilket bland annat fick den överordnade ammoniumregulatorn att öka luftningen. Bristen på nitrifierare ledde till ökade mängder ammonium i utgående vatten på grund utav en försämrad nitrifikation. Då mindre ammonium nitrifierades kom mindre nitrat att bildas vilket bidrog till minskningar av nitrathalter i utgående och recirkulerande vatten. Minskningar av nitrathalten i det recirkulerande vattnet bidrog till en minskad denitrifikation vilket minskade behovet av kolkälledosering.

Negativa bias i TSS-givaren ledde till att slamhalten i processen blev högre än vid det ursprungliga börvärdet. Högre slamhalter ledde till en större tillgänglig biomassa för kväveomvandling och att nitrifikationen och denitrifikationen blev mer effektiv då mer ammonium omvandlades till nitrat och att mer nitrat omvandlades till kvävgas vid lägre luft- och kolflöden (figur 21; figur 22). Då nitrathalten ökade i den sista luftade bassängen i och med ökad nitrifikation kunde halterna i det utgående vattnet öka då allt nitratrikt vatten inte recirkulerades för vidare denitrifikation. Problem med flytslam och slamflykt uppkommer normalt vid förhöjda slamhalter under verkliga förhållanden och resultaten från simuleringarna bör således tolkas med försiktighet, modeller för att simulera dessa problem är dock ingenting som finns tillgängligt i dagsläget.

### **Sammanfattning av effekter av bias**

Undersökningen av bias visade att de största effekterna på reningsprocessen fås vid fel i TSS-givaren, ammoniumgivaren och DO-givaren i bassäng 5. Beroende på vad som har högst prioritering, att undvika ökade driftskostnader eller ökade utsläpp, bör olika givare underhållas oftare och olika typer av drift undvikas.

TSS-givaren styr slamåldern vilket är den enskilt viktigaste parametern för kvävereningen i processen. Är mängden nitrifierare och denitrifierare otillräcklig kommer kvävereningen att hämmas. Redan vid relativt små biaser blir effekterna på utgående ammoniummängder stora (−20 % vid −200 mg TSS/l och +29 % vid +200 mg TSS/l), ur utsläppssynpunkt är effekterna av en positiv bias långt mycket sämre än effekterna av en negativ bias. Resultaten från simuleringsstudien antyder att TSS-halten bör hållas hög för att tillåta en effektivare rening vilket är det som sker vid negativa bias. Negativa biaser och negativ drift i en TSS-givare bör således i praktiken inte vara något problem så länge som det inte uppkommer problem med flytslam och slamflykt.

De potentiella kostnaderna från en ökad energiförbrukning till följd av en positiv bias i ammoniumgivaren kan bli stora om systemet inte har signalbegränsningar eller anti-windup implementerat. Överordnad ammoniumreglering är ett effektivt sätt att styra syrehalterna i de aeroba bassängerna men regleringens effektivitet är känsligt för fel i ammoniumgivaren.

DO-givaren i bassäng 5 har stor påverkan på DO-halterna i det recirkulerande vattnet och då recirkulationsflödet typiskt är flera gånger större än inflödet till verket kommer förhöjda DO-halter i bassängen att ha en negativ effekt på denitrifikationen i bassäng 1. Resultaten från simuleringsstudien tyder på att DO-givaren i den sista aeroba bassängen, om den är designad för att hålla lägre syrehalter, är den viktigaste DO-givaren att underhålla och kalibrera så att datakvaliteten kan säkerställas och problem med reglerstrategin kan undvikas.

### **5.5. EFFEKTER AV ETT ÄNDRAT UNDERHÅLLSINTERVALL**

Effekterna av positiv och negativ drift i DO-givarna har samma förklaringar vid drift som vid bias (Se 5.4. för vidare förklaringar). Genom att öka underhållsfrekvensen i DO-givarna minskades medelfelen i givarna och den relativa förändringen mot referensfallet minskades. Positiv drift ledde till ökade ammoniumutsläpp vid en lägre resursförbrukning och negativ drift ledde till minskade ammoniumutsläpp vid en högre resursförbrukning. Enligt de data som har sammanställts av Åmand et al. (2017) kalibreras den överhängande majoriteten av DO-, ammonium- och TSS-givare en gång per månad eller mer sällan. Effekten av att dubbla eller fyrdubbla underhållsfrekvensen i DO-givarna är besparingar på flera procentenheter av den totala årliga luftförbrukningen jämfört med ett underhållstillfälle per månad vilket antyder att signifikanta besparingar finns att göra vid negativ drift i DO-instrumenten (se appendix E för en överslagsberäkning på besparingar). Sannolikt är att besparingar även kan göras genom att minska medelfelen i andra givare.

### **5.6. EFFEKTER AV BIAS ELLER DRIFT MED SAMMA MEDELFELEN**

Skillnaderna i utvärderingsparametrarna i jämförandet av bias eller drift var små då felet var i DO-givarna i bassäng 3 och bassäng 4. Att skillnaden mellan att ha ett konstant eller drivande fel var liten beror troligen på att relativt små effekter fås i denitrifikationen av små ändringar i syrehalt då syrehalterna redan är höga i bassängerna innan felet har

adderats till givarnas signaler. Då felen når sina maximala storlekar kommer DO-halterna i bassängerna maximalt att nå 4 mg O<sub>2</sub>/l och minimalt nå cirka 2 mg O<sub>2</sub>/l. Olsson et al. (2005) har tidigare konstaterat att DO-halter över 2–3 mg/l har en begränsad påverkan på nitrifikationshastigheten, vilket då är en sannolik förklaring till de små skillnaderna i utvärderingsparametrarna som kunde ses vid bias och vid drift. De huvudsakliga effekterna som fås av ändrade syreförhållanden är ändrade nitrifikationshastigheter och om förändringarna i nitrifikationen är små ska inte övriga parametrar påverkas nämnvärt.

Större skillnader i effekterna av bias och drift kunde däremot ses i bassäng 5 där DO-börvärdet var lägre än i bassäng 3 och bassäng 4. Då DO-börvärdet i bassäng 5 var 1 mg O<sub>2</sub>/l ledde simuleringsslaget då medfelet vid drift var +0,50 mg O<sub>2</sub>/l till att bidra till att skapa anaeroba förhållanden i bassängen. Det drivande felet ökade upp till 1 mg O<sub>2</sub>/l innan det återställdes vilket medförde att bassängen gick mot att vara anaerob då det drivande felet växte. Det drivande felet ledde till att bassängen växlade mellan att vara aerob och anaerob vilket hade negativa följder på nitrifikationen (tabell 17).

### **5.7. SIMULERINGSFÖRFARANDET**

Många olika kombinationer av givarfel är möjliga att undersöka, dock saknas tillräcklig kunskap om vilka olika kombinationer av fel som skulle vara mest sannolika och hur stora felen skulle vara. I praktiken är det sannolikt att olika givare samtidigt uppvisar olika drift, positiv eller negativ, och olika biaser vid felaktiga kalibreringar eller störningar i processen. Simuleringar av simultana fel i olika kombinationer av givare är lätt att genomföra men svårt att relatera till verkliga förhållanden då vilka fall som har en större eller mindre sannolikhet att förekomma under verkliga förhållanden är i stort okänt. Den typ av undersökning som har gjorts inom detta examensarbete kan vara mer intressant att genomföra vid specifika reningsverk med kända reglerstrategier och givare vilka kan ha stora mängder historiska data tillgänglig för utvärdering.

Det hade vidare varit intressant att simulera givarfelen mot flera olika belastningsdata för att se om andra effekter fås vid annan belastning. Som styrningen implementerades var reningsprocessen högt belastad redan innan givarfelen adderades. Hade det funnits ett dataset med en lägre belastning hade det varit intressant att se om samma effekter av givarfel gick att se även där eller om effekterna till stor del beror på hur hårt belastat det modellerade verket var. I de fall då ändrade underhållsfrekvenser undersöktes hade det varit intressant att se om effekterna av drift ändras beroende på hur de maximala felen sammanfaller med belastningstoppar vilket borde påverka resursåtgång och utsläpp.

### **5.8. SAMMANFATTANDE DISKUSSION AV STUDIENS RESULTAT**

Resultaten och de förändringar som har presenterats inom detta arbete är presenterade i procentenheter och inte i absoluta tal. För vissa parametrar, speciellt de som normalt presenteras i halter (ex. ammonium och nitrat) kan detta uppfattas som missvisande. Notera att förändringar i mängden utgående ammonium kan se stora ut för vissa typer av givarfel. För att sätta dessa procentuella förändringar i perspektiv är årsmedelvärdet på utgående ammonium i referensfallet 1,13 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l då utsläppen är 8500 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/år och öknings av utgående ammonium med cirka 33 % skulle motsvara ett årsmedelvärde på cirka 1,5 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l i utgående vatten. Ur ett drifts- och tillståndsperspektiv kan dessa små haltförändringar se obetydliga ut men ur miljösynpunkt motsvarar detta stora utsläpp av övergödande ämnen till recipienten som kan undvikas.



## 6. SLUTSATSER

Effekter av olika positiva och negativa givarfel på reningsprocessen utvärderades genom att se till förändringar i ett antal utvärderingsparametrar relaterade till utsläpp och driftskostnader. Utvärderingen gjordes genom att implementera och simulera olika reglerstrategier i BSM2. Resultaten från simuleringsstudien visade att:

- Ur ett driftsperspektiv bör underhåll av ammoniumgivaren och DO-givaren i den sista aeroba bassängen prioriteras och göras frekvent om reningsprocessens luftning styrs med överordnad ammoniumreglering och den sista aeroba bassängen är designad för att hålla låga syrehalter.
- Det är sannolikt att positiva bias i ammoniumgivaren inom en ammoniumkaskad bidrar till att signifikant öka luftförbrukningen. Resultaten från studien pekar på öknings mellan cirka 4–25 % i den totala förbrukningen vid bias mellan 0,10–0,50 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l då processen styrs mot ett ammoniumbörvärde på 0,50 mg/l. Tillsätts extern kolkälla kan även koltillsatsen förväntas öka med cirka 2–8 % då luftförbrukningen ökar.
- Även om DO-givare användes inom en idealt fungerande ammoniumkaskad var effekterna av negativa bias på luftförbrukningen påtagliga. Negativa bias kan sannolikt bidra till att öka den totala luftningsenergin med cirka 1–5 % på årsbasis vid bias mellan 0,10–0,50 mg O<sub>2</sub>/l samt med att öka tillsatsen av extern kolkälla med cirka 0,5–2 % för varje DO-givare inom kaskaden vid den typ av styrning som har implementerats inom den genomförda simuleringsstudien.
- Fel i DO-givaren i den sista luftade bassängen hade de största effekterna på reningsprocessen bland samtliga undersökta DO-givare. Negativ drift kunde få bassängen att växla mellan att vara aerob och anaerob och negativa bias i givaren ökade syrehalterna i recirkulerande vatten vilket hade stor påverkan på tillsatsen av extern kolkälla. Fel i DO-givaren i den första aeroba bassängen hade större effekt på reningsprocessen än samma fel i DO-givaren i den andra aeroba bassängen både med och utan överordnad reglering och oberoende av typen av fel (bias eller drift).
- Om uttaget av överskottslam ur processen styrs med en TSS-givare måste positiva bias undvikas för att slamåldern i processen inte skall bli för låg. Positiva bias mellan 200–1 000 mg TSS/l ökar utgående ammoniumhalter med cirka 29–464 % när börvärdet på TSS-halten var satt till 2 800 mg TSS/l.

Huruvida ett instrument lider av ett positivt eller negativt fel, bias eller drift, kommer att påverka hur mycket och i vilken mån reningsprocessen påverkas. Ju fler processer som styrs med automatisk reglering desto viktigare blir korrekta mätvärden så att fel i en eller flera givare inte påverkar flera delprocesser. Effekten av givarfel på reningsprocessen kommer i slutändan att bero på den implementerade reglerstrategin, inställningar i regulatorerna och på den styrda processen.

## 7. FÖRSLAG TILL FORTSATTA STUDIER

Det som krävs för att mer verklighetstroget kunna modellera och simulera instrument för att utvärdera givarfels påverkan på reningsprocessen är bland annat:

1. Statistiskt underlag över hur frekventa och stora olika typer av fel är för olika typer av givare,
2. Kunskap om huruvida olika givare med olika mätmetoder driver uppåt eller nedåt och med vilken hastighet detta i sådana fall sker,
3. Kunskap om huruvida mätbrus ökar eller minskar i olika givare vid exempelvis biofilmstillväxt eller annan processpåverkan,

Studier och analys av stora mängder historiska data från många reningsverk som använder samma typ av mätinstrument bör kunna bidra med viss kunskap inom detta område. Då mer kunskap om givarfel har inhämtats från historiska data vore det intressant att även undersöka hur givarfel påverkar andra processkonfigurationer under andra belastningsförhållanden.

För att inhämta kunskap och erfarenhet i instrumenteringsarbetet kan enkät- och intervjustudier om praktiskt instrumentarbete fylla en viktig roll. Olika enkät- och intervjustudier om instrumentering har genomförts tidigare, bland annat av Ingildsen (2002), van den Broeke et al. (2014) och Åmand et al. (2017). Benchmarkingstudier om instrumentering kan fylla en viktig funktion i spridandet av kunskap, mellan verk och mellan olika länder beroende på studiens omfattning, vilket kan ge möjligheter att ta lärdomar från andras erfarenheter som kan ha samlats in under annorlunda förhållanden.

En nordisk benchmarkingstudie om instrumentering på reningsverk hade varit intressant att genomföra. Exempelvis har danska reningsverk andra incitament för att minska sina utsläpp då reningsverken får betala en straffskatt per kilogram utsläpp. Det hade varit intressant att undersöka hur andra utsläppskrav och incitament relaterar till reglering och instrumentering och vilka lärdomar som kan fås genom att se till instrumenterings-, reglerings- och automationslösningar från andra länder.

## 8. REFERENSER

### 8.1. LITTERÄRA KÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER

- Balmér, P. (2015). *Parametrar för organiskt material i avloppsvatten och slam och något om deras användning*. (2016). Bromma: Svenskt Vatten Utveckling (Svenskt Vatten Utveckling Rapport, nr 2015-11). Tillgänglig: [http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport\\_2015-11.pdf](http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2015-11.pdf) (2017-11-03)
- Carlsson, B. (2014). *An introduction to modeling of bioreactors*. [Kursmaterial, Kommunal och industriell avloppsvattenrening]. Department of Information Technology, Division of Systems and Control, Uppsala University. Senast reviderad augusti 2014, Uppsala.
- Carlsson, B. och Hallin, S. (2010). *Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i kommunala reningsverk*. Svenskt Vatten, Publikation U10.
- Clark, L.C. (1959). Electrochemical device for chemical analysis [Elektronisk]. Tillgänglig: <https://www.google.com/patents/US2913386> (2017-11-10)
- Concepción, H., Vrecko, D., Menses, M. och Vilanova, R. (2013). Control Strategies for Removing Nitrogen Compounds in Wastewater Treatment Plants. Vid: *9<sup>th</sup> Asian Control Conference, ASCC 2013*, Istanbul, Turkiet.
- Corominas, L., Garrido-Baserba, M., Villez, K., Olsson, G., Cortés, U. och Poch, M. (2017). Turning passive data into knowledge - a review of wastewater treatment monitoring techniques. Vid: *12th IWA Specialized Conference on Instrumentation, Control and Automation*, Québec, Kanada.
- Corominas, L., Villez, K., Aguado, D., Rieger, L., Rosén, C. och Vanrolleghem, P. A. (2011). Performance evaluation of fault detection methods for wastewater treatment processes. *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 108 s. 333–344
- Demas, J.N., DeGraff, B.A. och Coleman P.B. (1999). Oxygen Sensors Based on Luminescence Quenching. *Analytical Chemistry*, vol. 71(23) s. 793A-800A.
- Endress+Hauser (2012). Technical Information - Oxymax COS61/COS61D [Elektronisk]. Tillgänglig: [https://portal.endress.com/wa001/dla/5000543/5894/000/04/TI00387CEN\\_1312.pdf](https://portal.endress.com/wa001/dla/5000543/5894/000/04/TI00387CEN_1312.pdf) (2017-11-03)
- Gernaey, K., Bogaerth, H., Vanrolleghem, P.A., Van Vooren, L. och Verstraete, W. (1998). Sensors for nitrogen removal monitoring in wastewater treatment. Vid: *Environmental biomonitoring - The biotechnology ecotoxicology interface*, Cambridge University Press, Cambridge. - *Proceedings of the Environmental Biomonitoring Conference EB '97*, Surrey, Guildford, UK, s. 180-206.
- Glad, L. och Ljung, T. (2006). *Reglerteknik: grundläggande teori*. 4 uppl. Lund: Studentlitteratur AB
- Henze, M., Grady C.P.L. Jr, Gujer, W., Marais, G.v.R och Matsuo, T. (1987). Activated Sludge Model No. 1. *IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1*. IAWQ, London

- Ingildsen, P. (2002). *Realising Full-Scale Control in Wastewater Treatment Systems Using In Situ Nutrient Sensors*. ISBN: 91-88934-22-5. Doctoral Dissertation. Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University.
- Naturvårdsverket (2016). *Rening av avloppsvatten i Sverige 2014*. Rapport. Stockholm, Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/8700/978-91-620-8728-9/> (2017-10-27)
- Olsson, G. (2012). ICA and me - a subjective review. *Water Research*, vol. 46(6), s. 1585-1624.
- Olsson, G., Nielsen, M., Yuan, Z., Lyngaard-Jensen, A. och Steyer, J.P. (2005). *Instrumentation, Control and Automation in Wastewater Systems*. IWA Publishing, London, UK.
- Rehman, U., Vesvikar, V., Maere, T., Guo, L., Vanrolleghem, P.A. och Nopens, I. (2015). Effect of sensor location on controller performance in a wastewater treatment plant. *Water Science & Technology*, vol 71(5), s. 700-708
- Rosen, C., Rieger, L., Jeppson, U. och Vanrolleghem, P.A. (2008). Adding realism to simulated sensors and actuators. *Water Science & Technology*, vol 57(3), s. 337-344.
- Rundqwist, L. (1991). *Anti-Reset Windup for PID Controllers*. Department of Automatic Control, Lund Institute of Technology
- Samuelsson, O. (2017). *Fault Detection in Water Resource Recovery Facilities*. ISSN:1404-5117. Licentiate Dissertation. Department of Information Technology, Division of Systems and Control, Uppsala University.
- Svenskt Vatten (2010). *Avloppsteknik 3 – Slamhantering*, 2 uppl. Svenskt Vatten, Publikation U3, ISSN 1654–5117.
- Svenskt Vatten (2013a). *Avloppsteknik 1 – Allmänt*, 3 uppl. Svenskt Vatten, Publikation U1, ISSN 1654–5117.
- Svenskt Vatten (2013b). *Avloppsteknik 2 – Reningsprocessen*, 3 uppl. Svenskt Vatten, Publikation U2, ISSN 1654–5117.
- van den Broeke, J., Carpentier, C., Moore, C., Carswell, L., Jonsson, J., Sivil, D., Rosen, J.S., Cade, L., Mofidi, A., Swartz, C. och Coomans, N. (2014). *Compendium of Sensors and Monitors and Their Use in the Global Water Industry*. Alexandria, VA: Water Environment Research Foundation
- Vanrolleghem, P.A. och Lee, D.S. (2003). On-line Monitoring Equipment for Wastewater Treatment Processes: State of the Art. *Water Science & Technology*, vol. 47(2), s. 1-34.
- Venkatasubramanian V., Rengaswamy R., Yin K. och Kavuri S. N. (2003). A review of process fault detection and diagnosis. *Computers & Chemical Engineering* 27(3), s. 293-311.

- Water Environment Federation (2013). *Automation of Water Resource Recovery Facilities – WEF Manual of Practice No. 21*, 4 uppl. ISBN: 978-1-57278-275-4. Alexandria, VA, USA.
- Winkler, S., Rieger, L., Saracevic, E., Pressi, A. och Gruber, G. (2004) Application of ion-sensitive sensors in water quality monitoring. *Water Science & Technology*, vol. 50(11), s. 105-114.
- Åmand, L. (2014). *Ammonium Feedback Control in Wastewater Treatment Plants*. ISBN: 987-91-554-8900-7. Doctoral Dissertation. Department of Information Technology, Division of Systems and Control, Uppsala University.
- Åmand, L., Andersson, S., Oliveira, F., Rahmberg, M., Arnell, M. och Junestedt, C. (2016). *Nya utsläppskrav för svenska reningsverk – effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan*. Bromma: Svenskt Vatten Utveckling (Svenskt Vatten Utveckling Rapport, nr 2016-12). Tillgänglig: [http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport\\_2016-12rev.pdf](http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2016-12rev.pdf) (2017-10-10)
- Åmand, L., Andersson, S. och Harding, M. (2017). Instrumentation at Swedish WWTP – a survey and interview study. Vid: *12<sup>th</sup> IWA Specialized Conference on Instrumentation, Control and Automation*, Québec, Kanada

## 8.2. MUNTliga Källor

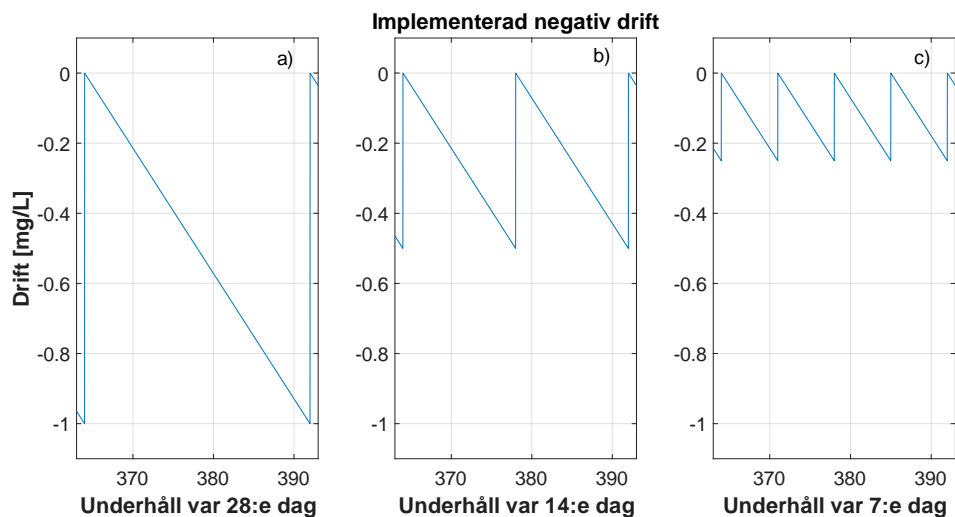
- Andersson, Sofia (2017). Civilingenjör, IVL Svenska Miljöinstitutet. *Frågor kring mätinstrument på IVL:s pilotanläggning i Hammarby Sjöstad*. [Personlig kontakt och platsbesök] (19 oktober 2017)

## 8.3. OPUBLICERAT MATERIAL

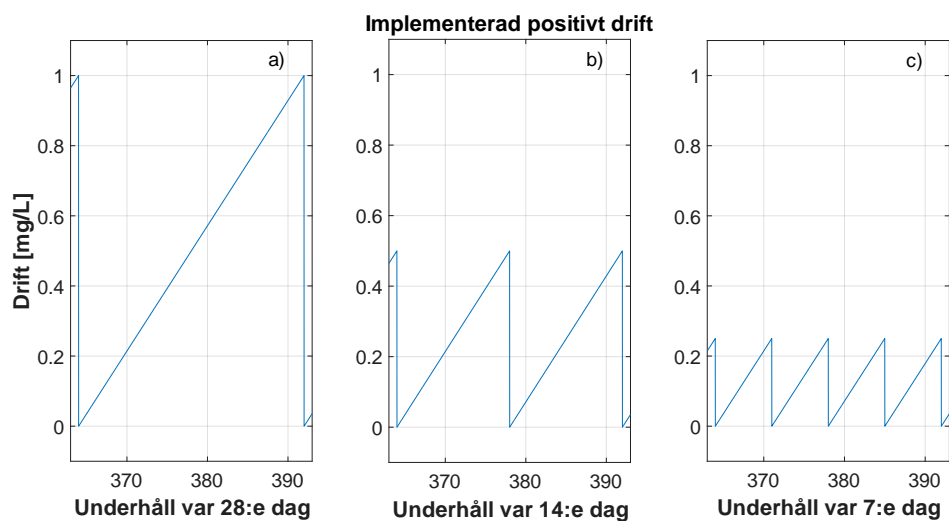
- Alex, J., Benedetti, L., Copp, J., Gernaey, K.V., Jeppson, U., Nopens, I., Pons, M.N., Rosen, C., Steyner, J.P. och Vanrolleghem, P.A. (2008). *Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2)*. Dokumentation inkluderad med nedladdningen av Benchmark Simulation Model No. 2. Tillgänglig: [http://www.iea.lth.se/WWTmodels\\_download/BSM2.zip](http://www.iea.lth.se/WWTmodels_download/BSM2.zip) (2017-10-25)
- Jeppson, U. (2011). *Indata\_BSM*. Dokumentation inkluderad med nedladdningen av Benchmark Simulation Model No. 2. Tillgänglig: [http://www.iea.lth.se/WWTmodels\\_download/BSM2.zip](http://www.iea.lth.se/WWTmodels_download/BSM2.zip) (2017-10-25)
- Åmand, L., Andersson, S. och Harding, M. (2017). Ännu ej publicerade data från enkätundersökning om instrumentering på svenska reningsverk inom det pågående forskningsprojektet *Instrumentera Rätt På Avloppsreningsverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet. Tillgång till materialet givet: 2017-10-02.

## APPENDIX A

I detta appendix illustreras de implementerade drivande felen som användes i Studie 2. Figur A1 illustrerar de olika simulerade felen vid negativ drift och figur A2 illustrerar de olika simulerade felen vid positiv drift.



**Figur A1:** Utdrag ur den implementerade negativa driften och dess storlek vid tre olika långa underhållsintervall mellan simuleringsdag 363 och 393. Den implementerade driften är  $-1$  mg  $O_2/l$  under en period om 28 dagar. a) Drift 0 till  $-1$  mg  $O_2/l$  under 28 dagar, medelfel  $-0,50$  mg  $O_2/l$ , b) Drift 0 till  $-0,5$  mg  $O_2/l$  under 14 dagar, medelfel  $-0,25$  mg  $O_2/l$  och c) Drift 0 till  $-0,25$  mg  $O_2/l$  under 7 dagar, medelfel  $-0,125$  mg  $O_2/l$ .



**Figur A2:** Utdrag ur den implementerade positiva driften och dess storlek vid tre olika långa underhållsintervall mellan simuleringsdag 363 och 393. Den implementerade driften är  $+1$  mg  $O_2/l$  under en period om 28 dagar. a) Drift 0 till  $+1$  mg  $O_2/l$  under 28 dagar, medelfel  $0,50$  mg  $O_2/l$ , b) Drift 0 till  $+0,5$  mg  $O_2/l$  under 14 dagar, medelfel  $0,25$  mg  $O_2/l$  och c) Drift 0 till  $+0,25$  mg  $O_2/l$  under 7 dagar, medelfel  $0,125$  mg  $O_2/l$ .

## APPENDIX B

Beräkningar gjorda med lambdametoden för att ställa in parametervärden till PI-regulatorerna är baserade på stegsvarsexperimenten sammanställda i tabell B1. En sammanställning av de genomförda beräkningarna enligt metodiken beskriven i avsnitt 2.3.4 finns presenterad i tabell B2.

**Tabell B1:** Sammanställda stegsvarsexperiment utförda för att bestämma regulatorparametrar till PI-regulatorer via lambdametoden. Resultaten för  $\Delta u$  och  $\Delta y$  är presenterade med samtliga värdesiffror.

Regulator	$u(t_1)$	$u(t_2)$	$\Delta u$	$y(t_1)$	$y(t_2)$	$\Delta y$
NO <sub>3</sub>	2,0	2,5	0,5	5,031	3,851	-1,18
NO <sub>3</sub>	2,0	1,5	-0,5	5,020	6,270	1,25
NH <sub>4</sub>	2,0	3,0	1,0	0,101	0,088	-0,013
NH <sub>4</sub>	2,0	1,0	-1,0	0,102	0,135	0,033
NH <sub>4</sub>	0,5	1,0	0,5	0,305	0,145	-0,16
NH <sub>4</sub>	1,0	0,5	-0,5	0,145	0,305	0,16
TSS	300	400	100	3 706	3 045	-661
TSS	300	200	-100	3 700	4 878	1 178

**Tabell B2:** Sammanställda beräkningar som gjordes för att bestämma regulatorparameter till PI-regulatorer genom att använda lambdametoden. Resultaten från beräkningarna är avrundade till närmaste hundradel.

Regulator	$y(t_1) + 0,63\Delta y$	T	$K_s$	p	$\lambda$	K	$T_i$
NO <sub>3</sub>	4,29	0,56	-2,36	2,5	1,40	-0,17	0,56
NO <sub>3</sub>	5,81	0,57	-2,50	2,5	1,33	-0,16	0,57
NH <sub>4</sub>	0,09	0,02	-0,01	2,5	0,04	-30,77	0,02
NH <sub>4</sub>	0,12	0,01	-0,03	2,5	0,04	-12,12	0,02
NH <sub>4</sub>	0,20	0,02	-0,32	2,5	0,05	-1,25	0,02
NH <sub>4</sub>	0,25	0,04	-0,32	2,5	0,09	-1,25	0,04
TSS	3 289,57	16,93	-6,61	2,5	42,32	-0,06	16,93
TSS	4 442,14	36,75	-11,78	2,5	91,88	-0,03	36,75

## APPENDIX C

I detta appendix presenteras de absoluta numeriska värdena som erhöles vid undersökandet av effekterna av bias i olika givare på reningsprocessen. Värdena som presenteras i tabell C1 till och med tabell C12 ligger till grund för resultaten presenterade i figur 16 till och med figur 21.

**Tabell C1:** Effekter av bias i olika storlekar i ammoniumgivaren i bassäng 5 där mätdata användes inom en ammoniumkaskad för att styra börvärden till underordnade syrerregulatorer. Effekterna är presenterade i form av total åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och total slamproduktion (SP).

Givare	Bias [mg/l]	LE [kWh]	PE [kWh]	C [kg COD]	MP [kWh]	$\text{NH}_4^+$ [kg]	$\text{NO}_3^-$ [kg]	SP [kg]	$\text{BOD}_5$ [kg]
NH <sub>4</sub>	-0,50	1 718 080	164 799	562 516	5 893 410	8 902	64 432	1 164 501	21 819
NH <sub>4</sub>	-0,25	1 788 813	164 845	574 762	5 903 315	8 681	64 863	1 166 697	21 859
NH <sub>4</sub>	-0,10	1 852 905	164 878	583 914	5 910 184	8 572	65 179	1 168 322	21 889
NH <sub>4</sub>	+0,10	1 974 412	164 950	604 394	5 924 081	8 428	65 809	1 171 790	21 952
NH <sub>4</sub>	+0,25	2 212 494	165 064	635 022	5 947 939	8 180	66 741	1 177 255	22 048
NH <sub>4</sub>	+0,50	2 371 153	165 085	640 525	5 952 149	8 157	66 900	1 178 228	22 065

**Tabell C2:** Effekter av bias i olika storlekar i ammoniumgivaren i bassäng 5 där mätdata användes inom en ammoniumkaskad för att styra börvärden till underordnade syrerregulatorer. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och slamproduktion (SP) jämfört med Referensfall 1.

Givare	Bias	LE	PE	C	MP	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	$\text{BOD}_5$
NH <sub>4</sub>	-0,50	-9,77 %	-0,06 %	-5,01 %	-0,38 %	4,73 %	-1,56 %	-0,45 %	-0,44 %
NH <sub>4</sub>	-0,25	-6,05 %	-0,04 %	-2,95 %	-0,21 %	2,12 %	-0,90 %	-0,26 %	-0,25 %
NH <sub>4</sub>	-0,10	-2,69 %	-0,02 %	-1,40 %	-0,10 %	0,84 %	-0,42 %	-0,12 %	-0,12 %
NH <sub>4</sub>	+0,10	3,70 %	0,03 %	2,06 %	0,14 %	-0,85 %	0,54 %	0,18 %	0,17 %
NH <sub>4</sub>	+0,25	16,20 %	0,10 %	7,23 %	0,54 %	-3,78 %	1,96 %	0,64 %	0,61 %
NH <sub>4</sub>	+0,50	24,53 %	0,11 %	8,16 %	0,61 %	-4,05 %	2,21 %	0,73 %	0,68 %

**Tabell C3:** Effekter av bias i olika storlekar i DO-givaren i den första luftade bassängen där mätdata användes i en syrerregulator inom en ammoniumkaskad. Effekterna är presenterade i form av total åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och total slamproduktion (SP). DO3 = DO-givaren i bassäng 3.

Givare	Bias [mg/l]	LE [kWh]	PE [kWh]	C [kg COD]	MP [kWh]	$\text{NH}_4^+$ [kg]	$\text{NO}_3^-$ [kg]	SP [kg]	$\text{BOD}_5$ [kg]
DO3	-0,50	2 011 167	164 950	603 926	5 924 955	8 369	65 811	1 171 817	21 952
DO3	-0,25	1 956 154	164 931	598 887	5 921 051	8 427	65 657	1 170 919	21 936
DO3	-0,10	1 924 479	164 917	595 122	5 918 161	8 469	65 543	1 170 250	21 924
DO3	+0,10	1 884 195	164 894	588 894	5 913 435	8 535	65 355	1 169 149	21 905
DO3	+0,25	1 855 902	164 873	583 056	5 909 073	8 593	65 180	1 168 123	21 886
DO3	+0,50	1 812 373	164 824	569 670	5 899 292	8 716	64 782	1 165 787	21 845



**Tabell C4:** Effekter av bias i olika storlek i DO-givaren i den första luftade bassängen där mätdata användes i en syreregulator inom en ammoniumkaskad. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och slamproduktion (SP) jämfört med Referensfall 1. DO3 = DO-givaren i bassäng 3.

Givare	Bias	LE	PE	C	MP	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	$\text{BOD}_5$
DO3	-0,50	5,63 %	0,03 %	1,98 %	0,15 %	-1,55 %	0,54 %	0,18 %	0,17 %
DO3	-0,25	2,74 %	0,02 %	1,13 %	0,09 %	-0,86 %	0,31 %	0,10 %	0,10 %
DO3	-0,10	1,07 %	0,01 %	0,49 %	0,04 %	-0,37 %	0,13 %	0,04 %	0,04 %
DO3	+0,10	-1,04 %	-0,01 %	-0,56 %	-0,04 %	0,41 %	-0,15 %	-0,05 %	-0,05 %
DO3	+0,25	-2,53 %	-0,02 %	-1,55 %	-0,12 %	1,08 %	-0,42 %	-0,14 %	-0,13 %
DO3	+0,50	-4,81 %	-0,05 %	-3,81 %	-0,28 %	2,54 %	-1,03 %	-0,34 %	-0,32 %

**Tabell C5:** Effekter av bias i olika storlekar i DO-givaren i den andra luftade bassängen där mätdata användes i en syreregulator inom en ammoniumkaskad. Effekterna är presenterade i form av total åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och total slamproduktion (SP). DO4 = DO-givaren i bassäng 4.

Givare	Bias [mg/l]	LE [kWh]	PE [kWh]	C [kg COD]	MP [kWh]	$\text{NH}_4^+$ [kg]	$\text{NO}_3^-$ [kg]	SP [kg]	$\text{BOD}_5$ [kg]
DO4	-0,50	1 983 774	164 944	602 301	5 923 721	8 362	65 763	1 171 530	21 946
DO4	-0,25	1 941 432	164 928	597 928	5 920 323	8 424	65 629	1 170 750	21 932
DO4	-0,10	1 918 450	164 916	594 697	5 917 840	8 468	65 530	1 170 176	21 923
DO4	+0,10	1 890 298	164 896	589 381	5 913 801	8 536	65 369	1 169 235	21 906
DO4	+0,25	1 871 049	164 878	584 404	5 910 082	8 595	65 219	1 168 359	21 891
DO4	+0,50	1 841 656	164 835	572 879	5 901 656	8 721	64 875	1 166 347	21 856

**Tabell C6:** Effekter av bias i olika storlekar i DO-givaren i den andra luftade bassängen där mätdata användes i en syreregulator inom en ammoniumkaskad. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och slamproduktion (SP) jämfört med Referensfall 1. DO4 = DO-givaren i bassäng 4.

Givare	Bias	LE	PE	C	MP	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	$\text{BOD}_5$
DO4	-0,50	4,19 %	0,02 %	1,70 %	0,13 %	-1,63 %	0,47 %	0,15 %	0,14 %
DO4	-0,25	1,96 %	0,01 %	0,97 %	0,07 %	-0,89 %	0,27 %	0,09 %	0,08 %
DO4	-0,10	0,76 %	0,01 %	0,42 %	0,03 %	-0,38 %	0,12 %	0,04 %	0,03 %
DO4	+0,10	-0,72 %	-0,01 %	-0,48 %	-0,04 %	0,42 %	-0,13 %	-0,04 %	-0,04 %
DO4	+0,25	-1,73 %	-0,02 %	-1,32 %	-0,10 %	1,11 %	-0,36 %	-0,12 %	-0,11 %
DO4	+0,50	-3,28 %	-0,04 %	-3,26 %	-0,24 %	2,59 %	-0,89 %	-0,29 %	-0,27 %

**Tabell C7:** Effekter av bias i olika storlekar i DO-givaren i den sista luftade bassängen där mätdata användes i en syrerregulator för att hålla ett konstant börvärde. Effekterna är presenterade i form av total åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och total slamproduktion (SP). DO5 = DO-givaren i bassäng 5.

Givare	Bias [mg/l]	LE [kWh]	PE [kWh]	C [kg COD]	MP [kWh]	$\text{NH}_4^+$ [kg]	$\text{NO}_3^-$ [kg]	SP [kg]	$\text{BOD}_5$ [kg]
DO5	-0,50	1 926 136	165 106	642 053	5 959 613	7 982	65 918	1 179 006	22 066
DO5	-0,25	1 913 203	165 014	619 134	5 939 514	8 181	65 752	1 174 744	21 996
DO5	-0,10	1 907 149	164 952	603 605	5 925 915	8 353	65 594	1 171 856	21 949
DO5	+0,10	1 901 956	164 857	579 710	5 905 010	8 682	65 279	1 167 407	21 877
DO5	+0,25	1 901 607	164 771	558 194	5 886 208	9 041	64 925	1 163 399	21 812
DO5	+0,50	1 907 149	164 952	603 605	5 925 915	8 353	65 594	1 171 856	21 949

**Tabell C8:** Effekter av bias i olika storlekar i DO-givaren i den sista luftade bassängen där mätdata användes i en syrerregulator för att hålla ett konstant börvärde. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och slamproduktion (SP) jämfört med Referensfall 1. DO5 = DO-givaren i bassäng 5.

Givare	Bias	LE	PE	C	MP	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	$\text{BOD}_5$
DO5	-0,50	1,16 %	0,12 %	8,42 %	0,74 %	-6,10 %	0,71 %	0,79 %	0,69 %
DO5	-0,25	0,48 %	0,07 %	4,55 %	0,40 %	-3,76 %	0,45 %	0,43 %	0,37 %
DO5	-0,10	0,16 %	0,03 %	1,92 %	0,17 %	-1,73 %	0,21 %	0,18 %	0,16 %
DO5	+0,10	-0,11 %	-0,03 %	-2,11 %	-0,18 %	2,13 %	-0,27 %	-0,20 %	-0,17 %
DO5	+0,25	-0,13 %	-0,08 %	-5,74 %	-0,50 %	6,36 %	-0,81 %	-0,54 %	-0,47 %
DO5	+0,50	0,34 %	-0,20 %	-14,00 %	-1,22 %	18,36 %	-2,37 %	-1,32 %	-1,15 %

**Tabell C9:** Effekter av bias i olika storlekar i nitratgivaren i den sista oluftade bassängen där mätdata användes i en kolflödesregulator i den första anoxiska bassängen. Effekterna är presenterade i form av total åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och total slamproduktion (SP).

Givare	Bias [mg/l]	LE [kWh]	PE [kWh]	C [kg COD]	MP [kWh]	$\text{NH}_4^+$ [kg]	$\text{NO}_3^-$ [kg]	SP [kg]	$\text{BOD}_5$ [kg]
$\text{NO}_3$	-0,50	1 874 503	164 633	522 296	5 856 050	7 953	69 455	1 156 997	21 662
$\text{NO}_3$	-0,25	1 888 107	164 761	554 996	5 883 978	8 205	67 468	1 162 949	21 781
$\text{NO}_3$	-0,10	1 897 307	164 846	576 688	5 902 591	8 376	66 264	1 166 903	21 859
$\text{NO}_3$	+0,10	1 911 368	164 971	608 712	5 930 170	8 634	64 640	1 172 748	21 974
$\text{NO}_3$	+0,25	1 923 689	165 078	635 649	5 953 468	8 857	63 406	1 177 673	22 069
$\text{NO}_3$	+0,50	1 948 909	165 285	688 064	5 999 033	9 302	61 306	1 187 275	22 253

**Tabell C10:** Effekter av bias i olika storlekar i nitratgivaren i den sista oluftade bassängen där mätdata användes i en kolflödesregulator i den första anoxiska bassängen. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och slamproduktion (SP) jämfört med Referensfall 1.

Givare	Bias	LE	PE	C	MP	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	$\text{BOD}_5$
$\text{NO}_3$	-0,50	-1,55 %	-0,17 %	-11,81 %	-1,01 %	-6,43 %	6,11 %	-1,09 %	-1,15 %
$\text{NO}_3$	-0,25	-0,84 %	-0,09 %	-6,28 %	-0,54 %	-3,48 %	3,08 %	-0,58 %	-0,61 %
$\text{NO}_3$	-0,10	-0,35 %	-0,04 %	-2,62 %	-0,23 %	-1,46 %	1,24 %	-0,24 %	-0,25 %
$\text{NO}_3$	+0,10	0,39 %	0,04 %	2,79 %	0,24 %	1,58 %	-1,24 %	0,26 %	0,27 %
$\text{NO}_3$	+0,25	1,03 %	0,10 %	7,34 %	0,63 %	4,19 %	-3,13 %	0,68 %	0,70 %
$\text{NO}_3$	+0,50	2,36 %	0,23 %	16,19 %	1,40 %	9,43 %	-6,34 %	1,50 %	1,54 %

**Tabell C11:** Effekter av bias i olika storlekar i TSS-givaren i den sista oluftade bassängen där mätdata används för att hålla styra uttaget av överskottsslam ur sedimenteringsbassängen. Effekterna är presenterade i form av total åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och total slamproduktion (SP).

Givare	Bias [mg/l]	LE [kWh]	PE [kWh]	C [kg COD]	MP [kWh]	$\text{NH}_4^+$ [kg]	$\text{NO}_3^-$ [kg]	SP [kg]	$\text{BOD}_5$ [kg]
TSS	-1 000	1 723 612	161 241	487 558	5 495 087	3 547	65 793	1 118 385	21 336
TSS	-500	1 839 632	162 756	541 430	5 687 846	5 045	65 960	1 142 998	21 647
TSS	-200	1 883 048	163 948	572 522	5 820 527	6 766	65 754	1 158 896	21 814
TSS	+200	1 923 194	166 031	609 666	6 016 163	10 987	64 985	1 180 390	22 004
TSS	+500	1 953 103	168 125	631 679	6 175 032	17 072	63 978	1 196 106	22 101
TSS	+1 000	1 995 506	172 502	553 441	6 344 547	47 981	58 406	1 200 361	21 849

**Tabell C12:** Effekter av bias i olika storlekar i TSS-givaren i den sista oluftade bassängen där mätdata används för att hålla styra uttaget av överskottsslam ur sedimenteringsbassängen. Effekterna utvärderades i form av förändringen i åtgången luftningsenergi (LE), pumpenergi (PE), mängden tillsatt kolkälla (C) och metanproduktion (MP) samt utsläppen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{BOD}_5$  och slamproduktion (SP) jämfört med Referensfall 1.

Givare	Bias	LE	PE	C	MP	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	$\text{BOD}_5$
TSS	-1 000	-9,48 %	-2,22 %	-17,67 %	-7,11 %	-58,27 %	0,52 %	-4,39 %	-2,64 %
TSS	-500	-3,38 %	-1,30 %	-8,57 %	-3,86 %	-40,66 %	0,77 %	-2,29 %	-1,22 %
TSS	-200	-1,10 %	-0,58 %	-3,32 %	-1,61 %	-20,41 %	0,46 %	-0,93 %	-0,46 %
TSS	+200	1,01 %	0,68 %	2,95 %	1,69 %	29,25 %	-0,72 %	0,91 %	0,41 %
TSS	+500	2,58 %	1,95 %	6,67 %	4,38 %	100,83 %	-2,26 %	2,25 %	0,85 %
TSS	+1 000	4,80 %	4,61 %	-6,55 %	7,24 %	464,46 %	-10,77 %	2,62 %	-0,30 %

## APPENDIX D

I detta appendix presenteras de numeriska värdena för utvärderingsparametrarna som har använts för att ta fram figur 23 till och med figur 28 när effekter av drift i DO-givare undersöktes.

**Tabell D1:** Resultat från ändrat underhållsintervall i en DO-givare installerad i den första syresatta bassängen, bassäng 3 (B3). Mätvärdena från DO-givaren används av en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I tabellen presenteras den relativa förändringen [%] i luftningsenergi (LE), pumpningsenergi (PE), koltillsatts (C), metanproduktion (ME), utgående ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), utgående nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), slamproduktion (SP) och utgående BOD<sub>5</sub> (BOD<sub>5</sub>) för olika underhållsintervall (UI) och drift. Driften är + eller - 1 mg DO/l per 28 dagar. Förändringar mindre än  $\pm 0,01\%$  har i tabellen bytts ut mot  $\pm 0$ .

Drivande givare	UI	Drift	LE	PE	C	ME	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	BOD <sub>5</sub>
DO i B3	7	-	+1,46	+0	+0,26	+0,02	-0,37	+0,07	+0,03	+0,02
DO i B3	14	-	+2,97	+0	+0,47	+0,04	-0,71	+0,13	+0,05	+0,04
DO i B3	28	-	+6,09	+0,01	+0,82	+0,08	-1,40	+0,24	+0,08	+0,07
DO i B3	7	+	-1,39	-0	-0,29	-0,03	+0,41	-0,08	-0,03	-0,03
DO i B3	14	+	-2,69	-0	-0,60	-0,06	+0,87	-0,16	-0,06	-0,05
DO i B3	28	+	-5,05	-0,02	-1,35	-0,12	+2,17	-0,39	-0,13	-0,12

**Tabell D2:** Resultat från ändrat underhållsintervall i en DO-givare installerad i den andra syresatta bassängen, bassäng 4 (B4). Mätvärdena från DO-givaren används av en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I tabellen presenteras den relativa förändringen [%] i luftningsenergi (LE), pumpningsenergi (PE), koltillsatts (C), metanproduktion (ME), utgående ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), utgående nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), slamproduktion (SP) och utgående BOD<sub>5</sub> (BOD<sub>5</sub>) för olika underhållsintervall (UI) och drift. Driften är + eller - 1 mg DO/l per 28 dagar. Förändringar mindre än  $\pm 0,01\%$  har i tabellen bytts ut mot  $\pm 0$ .

Drivande givare	UI	Drift	LE	PE	C	ME	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	BOD <sub>5</sub>
DO i B4	7	-	+0,99	+0	+0,23	+0,02	-0,39	+0,06	+0,02	+0,02
DO i B4	14	-	+2,07	+0	+0,43	+0,04	-0,74	+0,12	+0,04	+0,04
DO i B4	28	-	+4,54	+0,01	+0,77	+0,07	-1,47	+0,23	+0,08	+0,07
DO i B4	7	+	-0,92	-0	-0,25	-0,02	+0,43	-0,07	-0,03	-0,02
DO i B4	14	+	-1,78	-0	-0,53	-0,05	+0,90	-0,14	-0,05	-0,05
DO i B4	28	+	-3,33	-0,02	-1,18	-0,11	+2,23	-0,34	-0,12	-0,10

**Tabell D3:** Resultat från ändrat underhållsintervall i en DO-givare installerad i den sista syresatta bassängen, bassäng 5 (B5). Mätvärdena från DO-givaren används av en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I tabellen presenteras den relativa förändringen [%] i luftningsenergi (LE), pumpningsenergi (PE), koltillsatts (C), metanproduktion (ME), utgående ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), utgående nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), slamproduktion (SP) och utgående BOD<sub>5</sub> (BOD<sub>5</sub>) för olika underhållsintervall (UI) och drift. Driften är + eller - 1 mg DO/l per 28 dagar. Förändringar mindre än  $\pm 0,01\%$  har i tabellen bytts ut mot  $\pm 0$ .

Drivande givare	UI	Drift	LE	PE	C	ME	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	BOD <sub>5</sub>
DO i B5	7	-	+0,48	+0,04	+2,52	+0,23	-1,80	+0,24	+0,25	+0,22
DO i B5	14	-	+0,94	+0,07	+4,67	+0,43	-3,07	+0,41	+0,46	+0,40
DO i B5	28	-	+1,91	+0,13	+8,35	+0,77	-5,30	+0,68	+0,82	+0,71
DO i B5	7	+	-0,49	-0,04	-2,97	-0,27	+2,57	-0,36	-0,29	-0,26
DO i B5	14	+	-1,01	-0,10	-6,53	-0,60	+6,58	-0,92	-0,64	-0,57
DO i B5	28	+	-2,44	-0,30	-20,14	-1,83	+35,54	-4,41	-1,99	-1,71

**Tabell D4:** Resultat av ett ändrat underhållsintervall (UI) i DO-givaren installerad i den första syresatta bassängen, bassäng 3 (B3). Mätvärdena från DO-givaren användes i en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I tabellen presenteras den relativa förändringen [%] i luftningsenergi (LE), pumpningsenergi (PE), koltillsatts (C), metanproduktion (ME), utgående ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), utgående nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), slamproduktion (SP) och utgående BOD<sub>5</sub> (BOD<sub>5</sub>) jämfört med det längsta underhållsintervallet på 28 dagar.  $e_{\text{avg}}$  är medelfelet uttryckt i mg/l som rådde under simuleringen.

Drivande givare	$e_{\text{avg}}$	UI	Drift	LE	PE	C	ME	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	BOD <sub>5</sub>
DO i B3	-0,125	7	-	-4,36	-0,01	-0,56	-0,05	+1,04	-0,17	-0,06	-0,05
DO i B3	-0,25	14	-	-2,94	-0,01	-0,34	-0,03	+0,70	-0,11	-0,03	-0,03
DO i B3	+0,125	7	+	+3,86	+0,02	+1,08	+0,10	-1,72	+0,32	+0,11	+0,09
DO i B3	+0,25	14	+	+2,48	+0,01	+0,76	+0,07	-1,27	+0,23	+0,07	+0,06

**Tabell D5:** Resultat av ett ändrat underhållsintervall (UI) i en DO-givare installerad i den andra syresatta bassängen, bassäng 4 (B4). Mätvärdena från DO-givaren användes av en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I tabellen presenteras den relativa förändringen [%] i luftningsenergi (LE), pumpningsenergi (PE), koltillsatts (C), metanproduktion (ME), utgående ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), utgående nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), slamproduktion (SP) och utgående BOD<sub>5</sub> (BOD<sub>5</sub>) jämfört med det längsta underhållsintervallet på 28 dagar.  $e_{\text{avg}}$  är medelfelet uttryckt i mg/l som rådde under simuleringen.

Drivande givare	$e_{\text{avg}}$	UI	Drift	LE	PE	C	ME	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	BOD <sub>5</sub>
DO i B4	-0,125	7	-	-3,39	-0,01	-0,54	-0,05	+1,09	-0,17	-0,05	-0,05
DO i B4	-0,25	14	-	-2,36	-0,01	-0,34	-0,03	+0,74	-0,11	-0,03	-0,03
DO i B4	+0,125	7	+	+2,50	+0,01	+0,93	+0,09	-1,76	+0,28	+0,09	+0,08
DO i B4	+0,25	14	+	+1,61	+0,01	+0,66	+0,06	-1,30	+0,20	+0,06	+0,05

**Tabell D6:** Resultat av ett ändrat underhållsintervall (UI) i en DO-givare installerad i den sista syresatta bassängen, bassäng 5 (B5). Mätvärdena från DO-givaren användes av en PI-regulator för att styra DO-halterna i bassängen. I tabellen presenteras den relativa förändringen [%] i luftningsenergi (LE), pumpningsenergi (PE), koltillsatts (C), metanproduktion (ME), utgående ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), utgående nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), slamproduktion (SP) och utgående BOD<sub>5</sub> (BOD<sub>5</sub>) jämfört med det längsta underhållsintervallet på 28 dagar.  $e_{\text{avg}}$  är medelfelet uttryckt i mg/l som rådde under simuleringen.

Drivande givare	$e_{\text{avg}}$	UI	Drift	LE	PE	C	ME	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	SP	BOD <sub>5</sub>
DO i B5	-0,125	7	-	-1,41	-0,09	-5,38	-0,53	+3,70	-0,44	-0,57	-0,49
DO i B5	-0,25	14	-	-0,95	-0,06	-3,40	-0,34	+2,36	-0,27	-0,36	-0,31
DO i B5	+0,125	7	+	+1,99	+0,26	+21,50	+1,59	-24,33	+4,24	+1,73	+1,48
DO i B5	+0,25	14	+	+1,46	+0,21	+17,04	+1,26	-21,37	+3,65	+1,38	+1,17

## APPENDIX E

I detta appendix presenteras en överslagsberäkning av potentiella besparingar som kan fås vid ett ökat underhållsintervall av DO-givare i bassäng 3 och bassäng 4 som lider av negativ drift.

**Från figur 25 och figur 26:** ~ 4 % av luftningsenergin kan sparas per DO-givare

**Från tabell 10:** ~2 000 000 kWh i årlig luftningsenergi i Referensfall 2

**Kostnad per kWh:** ~0,50 kr/kWh (SCB, 2018-02-19)

$$\text{Total luftningskostnad} = 2\,000\,000 \text{ kWh} \times 0,50 \text{ kr/kWh} = 1\,000\,000 \text{ kr/år}$$

$$\text{Potentiell besparing} = 0,04 \times 1\,000\,000 \text{ kr/år} = 40\,000 \text{ kr/år}$$

**Från tabell 2:** Majoriteten av verk lägger mindre än 0,5 h/vecka på underhåll för varje DO-givare (Åmand et al., opublicerat material), antager 0,5 h/vecka som tidsåtgång för överslagsräkningens skull.

Underhåll en gång per vecka, 0,5 h/tillfälle → 26 h/år för underhåll

Fyrdubbla underhållsfrekvensen → 104 h/år för underhåll (78 h/år mer än basfallet)

$$\text{Potentiell besparing/tidsåtgång vid fyrdubblad frekvens: } \frac{40\,000 \text{ kr/år}}{78 \text{ h/år}} \approx 500 \text{ kr/h}$$

Personalkostnader har uppskattats från lönestatistik och schablonvärden kring löne- och försäkringskostnader från Bolagsverket.

**Medellön VA-tekniker:** ~ 25 000 kr/mån (Lönestatistik.se, 2018-02-19)

**Medelålder VA-tekniker:** ~ 32 år (Lönestatistik.se, 2018-02-19)

**Total kostnad för en VA-tekniker:** ~ 421 000 kr/år (Verksamhet.se, 2018-02-19)

**Arbetstimmar:** 160 h/mån

$$\text{Genomsnittlig timkostnad för en VA-tekniker: } \frac{421\,000 \text{ kr/år}}{12 \text{ mån/år} * 160 \text{ h/mån}} = 220 \text{ kr/h}$$

Överslagsberäkningarna visar således att de potentiella nettobesparingarna av att öka underhållet skulle motsvara:

$$\text{Nettobesparing per arbetstimme vid fyrdubblad underhållsfrekvens: } 500 \text{ kr/h} - 220 \text{ kr/h} = 280 \text{ kr/h}$$

Materialkostnader har inte tagits med i beräkningarna