

# Vattenrening på Örtoftaverket – processvatten, rökgaskondensat och dagvattendammar



Monica Kaija

---

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik  
Institutionen för kemiteknik, LTH  
Examensarbete 2016



# Vattenrening på Örtoftaverket – processvatten, rök-gaskondensat och dagvattendammar

av

Monica Kaija

Examensarbete nummer: 2016-7

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik  
Institutionen för kemiteknik  
Lunds Universitet

Juni 2016

Handledare: **Biträdande Lektor Michael Cimbritz**  
Biträdande handledare: **Processingenjör Marie Caesar Björk**  
Examinator: **Lektor Åsa Davidsson**

Omslagsbild: Örtoftaverket och delar av dess dagvattendammar. Foto av Monica Kaija

---

**Postadress**  
P.O. Box 124  
221 00 Lund, Sweden  
**Webadress**  
[www.vateknik.lth.se](http://www.vateknik.lth.se)

**Besöksadress**  
Naturvetarvägen 14

**Telefon**  
+46 46-222 82 85  
+46 46-222 00 00  
**Fax**  
+46 46-222 45 26



# Förord

Här ska det tackas, vill jag lova! Först och främst vill jag tacka min handledare på kraftringen, Marie Caesar Björk, för att hon hittade på så bra undersökningar som jag kunde grotta ner mig i under praktik och examensarbete. Dessutom har hon varit ett stort stöd genom sin nyfikenhet och sitt engagemang, för att inte tala om sin detaljerade kännedom om Örtoftaverket. Tack för alla skratt och samtal om slam!

Jag vill även rikta ett varmt tack till min handledare på LTH, Michael Cimbritz, som ständigt har uppmuntrat mig och kommit med goda råd. Tack för alla noggranna korrekturläsningar av rapporten! Även Åsa Davidsson, min examinator, ska ha ett stort tack för korrekturläsning och åsikter som har bidragit till en bättre rapport!

På kraftringen har Peter Ottosson varit till stor hjälp med sin kännedom om Örtoftaverkets dagvattendammar. Många andra har också ställt upp på olika sätt i stort som smått - stort tack ska ni alla ha. Trevligare kollegor får man leta efter, tack för härlig stämning och många skratt på rasterna.

Tack till mannen i jeansjacka som jag och Oskar mötte nästan varje morgon strax efter sju vid Lunds tågstation. Vår lilla hälsningsritual var en fin start på dagen. Förlåt för den gången jag nästan knockade dig med mitt paraply.

Slutligen vill jag tacka alla mina nära och kära som funnits där på olika sätt. Tack B11 och K11 för fem härliga år tillsammans på kemacentrum!



## Summary

This report describes the optimization and analysis of the outgoing water to recipient from the heat and power plant Örtoftaverket. The following three areas were investigated:

- Process water purification, coagulation and flocculation
- Flue gas condensate, mercury reduction
- Stormwater ponds, degree of purification

The coagulation and flocculation of the process water was in need of optimization to increase floc size and durability, and thus facilitate the separation of metals and suspended substances. Two coagulants, the iron chloride PIX-111 and the polyaluminium chloride PAX-XL60, were tested in combination with a flocculant - the anionic polymer Superfloc A-1883RS. The two metal chlorides had a greater impact than the polymer had on the water turbidity in laboratory scale trials. The lowest turbidity was achieved with the PAX-XL60 dose of 30 ml/m<sup>3</sup>: 0.3 NTU. In full-scale trials, the combination of PIX-111 and the polymer resulted in the lowest turbidity and the lowest metal content after sedimentation. As a result of high purity of the incoming water, a low dose of PIX-111 (10 ml/m<sup>3</sup>) and the polymer Superfloc A-1883RS (1000 ml/m<sup>3</sup>) is proposed as long as the water remains unchanged.

Water samples from various parts of the flue gas purification in Örtoftaverket have revealed enrichment of mercury in the system. In an attempt to lower the levels, a new additive was tested in an initial step of the gas purification. The product is called Sorbacal® SP/AC and is a mixture of surface enlarged hydrated lime and active carbon. During the first half of the nearly six weeks long test period, the plant operation was stable, and the mercury content was reduced to less than 3% of the average levels of the previous two years. The second period of the tests followed upon a maintenance shutdown, and this in combination with a problematic dosing of Sorbacal made the mercury levels increase. In terms of the total test period, the mercury levels were 24% of the 2014 levels and 7% of the 2015 levels. When comparing the use of standard hydrated lime to Sorbacal® SP/AC at the test period conditions, the use of the latter resulted in a saving of 400-700 SEK/day – or about 100-180 thousand SEK/year of operation.

The County Administrative Board of Skåne, Länsstyrelsen in Swedish, has requested that the degree of purification of the stormwater ponds should be investigated as a part of the basis for decisions regarding the design of the ponds. Calculations based on data from 2014 and 2015 were made to get the average reduction rates of the ponds during the operating season. To gain knowledge of how the degree of purification is affected by the rain, new samples were taken in connection to rainfall. There were many uncertainties in both of the surveys, which lead to unreasonable values of the degree of purification on several occasions. The calculated degree of purification was lower than what had been modeled when planning the ponds, as were the calculated emissions in most of the cases. All the levels of the parameters were by a wide margin below the provisional emission standards. The results of the investigations concerning rain indicated that the degree of purification is strongly negatively affected by a heavy rain after a long period of drought, but less affected during the later parts of periods of recurring rain. To obtain reliable values of the treatment capacity of the ponds, new studies should be made where the same type of sampling is used in all of the relevant flows, preferably flow-proportional sampling.





# Sammanfattning

Denna rapport beskriver optimering och analysering av Örtoftaverkets vatten till recipient i följande tre områden:

- Processvattenreningen, fällning och flockning
- Rök-gaskondensatet, kvicksilverreduktion
- Dagvattendammar, reningsgrad

Processvattenreningens fällning och flockning var i behov av intrimning för att öka flockstorleken och –hållfastheten, och på så vis underlätta avskiljningen av metall och suspenderad substans. Två fällningskemikalier, järnkloriden PIX-111 respektive polyaluminiumkloriden PAX-XL60, testades i kombination med den anjoniska flockningspolymeren Superfloc A-1883RS. I laboratorieskaleförsök hade de båda metallkloridernas dosering större påverkan på vattnets turbiditet än vad polymeren hade. Lägst turbiditet, 0,3 NTU, uppnåddes med PAX-XL60-dosering över 30 ml/m<sup>3</sup>. I fullskaleförsök gav kombinationen av PIX-111 och polymeren lägst turbiditet och lägst metallinnehåll, detta efter reningsstegen fällning, flockning och sedimentering. Till följd av hög renhet på inkommande vatten föreslås minimidosering av PIX-111 (10 ml/m<sup>3</sup>) och polymeren Superfloc A-1883RS (1000 ml/m<sup>3</sup>) så länge vattenkvaliteten är oförändrad.

Vattenprover från olika delar av Örtoftaverkets rök-gasrening har visat på anrikning av kvicksilver i systemet, och i ett försök att sänka halterna testades ett nytt tillsatsmedel i inledningen av rök-gasreningen. Produkten heter Sorbacal<sup>®</sup> SP/AC och är en blandning av ytförstorad släckt kalk och aktivt kol. Under den första halvan av den knappt sex veckor långa testperioden var anläggningsdriften stabil, och kvicksilverhalten sänktes till mindre än 3 % av föregående två års nivåer. Inför den andra halvan stod anläggningen stilla, och detta i kombination med problematisk dosering gjorde att kvicksilverhalterna ökade. Sett till den totala testperioden var kvicksilverhalterna 24 % av 2014 års halter och 7 % av 2015 års halter. Kostnaderna för användning av tillsatsmedlen traditionell släckt kalk och Sorbacal<sup>®</sup> SP/AC jämfördes för testperiodens förhållanden. Användning av Sorbacal innebar en besparing av 400-700 kr/dygn – cirka 100-180 tkr/driftår.

Länsstyrelsen har efterfrågat dagvattendammarnas reningsgrad som en del i underlaget för deras beslut angående dammarnas utformning. Både processvatten och rök-gaskondensat leds in i dammsystemet inför utsläpp till recipienten Kävlingeån. Beräkningar gjordes för analysdata från 2014 och 2015 för att få genomsnittliga reningsgrader under driftsäsong. För att få kunskap om hur dammarnas reningsgrad påverkas av regn togs nya prover ut i samband med nederbörd. Det fanns många osäkerhetsfaktorer i båda undersökningarna, och detta återspeglades i resultaten som vid flera tillfällen antog orimliga värden. Den beräknade reningsgraden var lägre än vad som hade modellerats vid dammarnas projektering, likaså var de beräknade utsläppen betydligt lägre för de flesta parametrarna. Samtliga parametrar klarade med god marginal de provisoriska utsläppskraven som fanns. Resultaten från undersökningen gällande regn indikerade att reningsgraden påverkas starkt negativt vid ett kraftigt regn efter en lång period av uppehåll, men påverkas mindre under senare delar av perioder med återkommande regn. För att få tillförlitliga värden på dammarnas reningsförmåga bör nya studier göras där samma typ av provtagning används i samtliga relevanta flöden, helst flödesproportionell.



## Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Syfte	1
1.2	Avgränsningar	2
1.3	Rapportens fortsatta upplägg	2
2	Teori	3
2.1	Fällning och flockning	3
2.2	Rening av rökgaskondensat	6
2.3	Rening i dammar	8
3	Material och metod	11
3.1	Fällning och flockning i processvattenreningen	11
3.2	Rening av rökgaskondensat	14
3.3	Reningsgrad i dammarna	15
4	Resultat	19
4.1	Fällning och flockning i processvattenreningen	19
4.2	Rening av rökgaskondensat	24
4.3	Reningsgrad i dammarna	29
5	Diskussion	35
5.1	Fällning och flockning i processvattenreningen	35
5.2	Rening av rökgaskondensat	37
5.3	Reningsgrad i dammarna	39
6	Slutsatser och rekommendationer	43
7	Framtida studier	45
8	Litteraturförteckning	47
	Bilaga 1 - Provisoriska villkor, vatten till recipient	49
	Bilaga 2 - Växtförteckning för Örtoftaverkets dagvattendammar	50
	Bilaga 3 - Dimensionering av dammar	51
	Bilaga 4 - Analyserade parametrar i metallpaket V-2 och V-3b	52
	Bilaga 5 - Driftuppehåll: rapporteringsgräns och reningsgrader	53
	Bilaga 6	56
	Laboratorieskala, processvattenrening: Turbiditet och polymerdosering	56
	Metallhalter i fullskalig processvattenrening	57
	Bilaga 7 - Utgående halter från damm till recipient	58



# 1 Inledning

I Örtofta har Kraftringen Energi AB ett kraftvärmeverk som drivs med bränsle i form av skogsbränsle, returträ och torv. Anläggningens samförbränningspanna producerar 110 MW varav nästan 40 MW omvandlas till el via turbinen medan resten blir till fjärrvärme. Utöver det bidrar rökgaskondensering med ytterligare cirka 20 MW värme. I anläggningen finns olika typer av vatten som måste renas i varierande grad beroende på om de ska släppas ut till recipient eller återanvändas i anläggningen. Exempel på dessa är rökgaskondensat och processvatten samt dagvatten från 15 ha av olika ytor så som bränsleplan, körytor och tak.

Allt vatten från Örtoftaverket som ska släppas ut till recipienten Kävlingeån passerar en dammanläggning för uppblandning och möjlighet till ytterligare upprensning. Det finns provisoriska utsläppsvillkor för utgående vatten, vilka berör vissa metaller, suspenderad substans, oljekolväten och fenol. När Örtoftaverkets prövotid tar slut kommer permanenta villkor med skärpta krav att införas. Som en förberedelse för detta har denna studie gjorts för att optimera och undersöka olika delar av vattenreningen kopplad till dammsystemet.

I reningen av processvatten – ett av flödena som inkommer i dammarna - har det varit problem med kemisk fällning och flockning. Detta har lett till att efterföljande sandfilter har belastats så att sanden har behövts bytas ut oftare än önskat, något som förhoppningsvis kan undvikas genom optimering av kemikalieval och dosering. Även delar av rökgaskondensatet leds ut i dammsystemet, och vattenprover från olika delar av rökgasreningen har visat på en viss anrikning av kvicksilver i systemet. För att bättre fånga upp kvicksilvret från rökgaserna testas ett nytt tillsatsmedel i den inledande rökgasreningen. Denna produkt, Sorbacal<sup>®</sup> SP/AC, består av ytförstorad släckt kalk och aktivt kol. Slutligen har Länsstyrelsen efterfrågat beräkningar av reningsgrad för dammarna som en del i underlaget för beslut i frågan om villkor 14, dagvattendammarnas utformning.

## 1.1 Syfte

Tre delar av vattenreningen på Örtoftaverket ska utredas och/eller optimeras. Dessa delar är processvattenreningen (PVR), rökgaskondensatet (RGK) och dagvattendammarna. Syftet är:

- att optimera fällning och flockning i processvattenreningen genom att utvärdera kemikaliekombinationer och dosering.
- att analysera och ta fram ett förslag på procentuell sammansättning av släckt kalk och aktivt kol i tillsatsmedlet samt föreslå dess dosering i rökgasreningen.
- att få en bild av dammarnas reningsgrad samt att visa hur den kortsiktigt kan påverkas av regn.

## **1.2 Avgränsningar**

I studien av kemikalier i processvattenreningen har inga försök gjorts för att hitta optimalt pH för fällningskemikalierna. Inte heller har deras funktionalitet vid slamrecirkulering undersökts.

## **1.3 Rapportens fortsatta upplägg**

Rapportens avsnitt med teori, material och metod, resultat och diskussion kommer fortsättningsvis vara uppdelade i de tre delområdena *Fällning och flockning i processvattenreningen*, *Rening av rökgaskondensat* och *Reningsgrad i dammarna*.

## 2 Teori

Vatten från alla de tre undersökta områdena leds slutligen ut i Kävlingeån. Därför granskas främst separation av de parametrar som genom de provisoriska villkoren har begränsningsvärden för utsläpp till recipient. I nuläget behandlar de ett flertal metaller, suspenderad substans, oljekolväten och fenol, vilka alla har följd effekter i miljön vid tillräckligt höga koncentrationer (Bilaga 1). I framtiden kommer nya fasta villkor att sättas, men denna rapport utgår alltså från de provisoriska.

Exempel på metaller som i Örtoftaverkets provisoriska villkor har gränsvärden för utsläpp är kvicksilver, kadmium och koppar. Dessa metaller bioackumuleras och är toxiska för akvatiskt liv och varmblodiga djur (Öman et al., 2000). Ett annat exempel på en parameter med begränsningsvillkor är arsenik, som utöver sin toxicitet även är cancerogen.

I teoridelen redovisas först generell information inom varje delområde, därefter information som är specifik för Örtoftaverket.

### 2.1 Fällning och flockning

Avskiljning av partiklar från vatten ger god förutsättning för att avlägsna en stor andel av föroreningar så som metaller, eftersom dessa vanligtvis är bundna till partiklarna (Kaczala et al., 2012). En vanlig teknik för att åstadkomma denna typ av rening är kemisk fällning och flockning med efterföljande separation. Som ett komplement till att redan närvarande partiklar församman till flockar så avskiljs även lösta metalljoner genom fällningen.

Metallanalyser ger utförlig information om metallinnehållet i ett vattenprov, men närvaron av partiklar kan mätas med enklare utrustning. Exempel på metoder är att mäta koncentration av suspenderat material (SSC, suspended sediment concentration), vilket anges i mg/l och där prov filtreras och vägs. En liknande metod är att mäta torrsubstans (TS) genom vägning efter indunstning av ett prov. I den massan ingår dock både kolloider och joner som varit lösta. En annan metod är att mäta turbiditeten, grumligheten, hos ett prov utifrån ljusrefraktion, alltså hur ljusstrålarna bryts. Nackdelen med denna metod är att den påverkas av exempelvis luftbubblor, partikelstorlek och färg (Göransson et al., 2011). En stor fördel är dock att testet kan utföras snabbt och framför allt att mätningen kan ske kontinuerligt, vilket gör att partikelinnehållet i ett vattenflöde kan övervakas i realtid. Även konduktivitet, ledningsförmåga, kan ge indikation på metallinnehåll i vatten eftersom metaller i jonform ökar ledningsförmågan. Varken mätning av ledningsförmåga eller partikelinnehåll ger dock information om vilka typer av metall som kan finnas närvarande, det kan lika gärna vara de med låg miljöpåverkan som med hög.

#### *Fällningsmedel, metallsalter*

Det finns ett flertal olika metallsalter som används som fällningsmedel. Vanligtvis ingår de trevärda metalljonerna  $\text{Fe}^{3+}$  eller  $\text{Al}^{3+}$  som aktiv substans i kombination med olika negativa joner så som  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  och  $\text{NO}_3^-$ . (Gillberg et al., 2003) För att välja rätt kemikalie till en industri tas hänsyn till dess funktionalitet med vattnet i fråga samt dess pris. Valet kan också styras av att en anläggning redan har höga utsläppsvärden av en komponent så att en fällningskemikalie fri från just den komponenten används.

Partiklar i vatten är generellt negativt laddade, så metallsalters funktion inom vattenrening är att:

1: Den positivt laddade metalljonen ska neutralisera de negativt laddade partiklarna så att de kan närma sig varandra.

2: Metalljonen ska binda till fosfor och bilda fällningar av metallfosfat.

3: Metalljonerna bildar metallhydroxider med vattnet, vilket står för majoriteten av fällningarna. Hydroxiderna klumpar ihop de andra små aggregaten som bildas, och även om molekylen i sig blir neutral så gör partiella laddningar att även andra typer av metalljoner kan dras dit.

Metallsalters löslighet beror av pH. Där lösligheten är lägst för de järn(III)- och aluminiumsalter som används som fällningsmedel bildas det mycket järn- och aluminiumhydroxider. Dessa kan öka storleken på små partikelaggregat genom att klumpa ihop dem i så kallad svepkoagulering. Många andra metallsalter har sin lägsta löslighet vid ett högre pH än för både järn och aluminium, vilket gör att ett högre pH istället kan användas för att fälla ut lösta metalljoner. Det innebär alltså en avvägning mellan att avlägsna lösta oönskade metalljoner genom att använda ett högt pH eller att med ett lägre pH gynna avlägsnande av metaller bundna till partiklar (Adolfsson, 2015).

### *TMT*

TMT är en fällningskemikalie som är effektiv för att fälla ut både lösta och komplexbundna en- och tvåvärda tungmetaller (Evonic). Därför är det vanligt att använda den för att avlägsna kvicksilver (jonform:  $\text{Hg}^{2+}$ ). Eftersom kemikalien är förhållandevis dyr doseras den bara vid behov i Örtoftaverket.

### *Flockningsmedel, polymerer*

Det är önskvärt att flocka samman partiklar och fällningar till större och starkare flockar som lättare kan avskiljas via exempelvis sedimentering. För att göra detta används vanligtvis polymerer av varierande molekylvikt och laddningstäthet. De kan delas in i tre olika grupper; de katjonaktiva (positiva), de neutrala och de anjonaktiva (negativa); det är absolut vanligast att använda en laddad polymer (Adolfsson, 2015). Det finns ett brett spektrum av molekylvikt (längd) inom samtliga, och för att få en stark överbyggande och hopbindande verkan bör molekylvikten vara hög, medan det kan behövas en lägre molekylvikt vid vissa applikationer (Gillberg et al., 2003). Laddningstätheten för katjoniska och anjoniska polymerer kan också variera mycket, och för att avgöra vilken polymer som passar bäst till ett specifikt vatten är det lättast att testa sig fram experimentellt (Adolfsson, 2015).

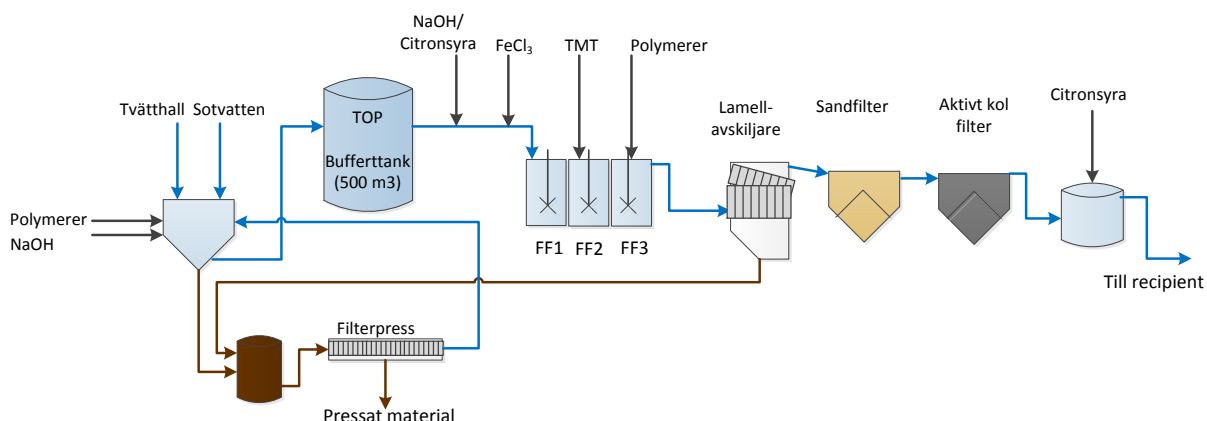
### *Basisk pH-justering*

Lut (NaOH) tillsätts för att justera pH inför fällnings- och flockningsprocessen, men bidrar även med hydroxidjoner som kan medverka i svepkoaguleringen. Kalk kan användas i samma syfte, men är mer svårhanterad då den dammar och kan sätta igen pumpar. Därför kan dess användning innebära en högre kostnad trots att dess inköpspris är lägre. Kalk är vanligtvis inte heller lika rent som lut, men användning av lut kan leda till flockar med sättningsproblem (Nilsson, 2006).



## 2.1.1 Fällning och flockning i processvattenreningen på Örtoftaverket

En översiktlig bild över processvattenreningen visas i Figur 1.



Figur 1. Processvattenrening på Örtoftaverket (Caesar).

Ingående vatten är spillvatten från spolning av hårdgjorda ytor, men systemet är även anpassat för att klara sotvatten från spolning av pannan. Det passerar inledningsvis en sedimenteringsgrop där stora partiklar så som grus och sand avskiljs. Sedan förs vattnet vidare till en bufferttank (TOP, Tank Orenat Processvatten) varifrån lämpligt flöde kan ledas vidare till den kemiska reningen. På väg till den första fällnings- och flockningstanken (FF1) justeras pH med lut (NaOH) eller citronsyra, varpå fällningskemikalien järnklorid eller polyaluminiumklorid tillsätts i en statisk mixer. I följande tank (FF2) kan fällningskemikalien TMT vid behov tillsättas innan flockningsmedlet, bestående av negativt laddade polymerer, tillsätts i den tredje tanken (FF3). Flockarna separeras sedan via lamellsedimentering varpå vattnet filtreras genom ett sandfilter och sedan ett aktivt kolfilter. Innan vattnet går vidare till recipienten (Kävlingeån) justeras pH med citronsyra och passerar dammsystemet (se Figur 6) som ska rena vattnet ytterligare. Slammet från lamellsedimenteringen förs via en bufferttank till en filterpress.

### Förstudie med Fällnings- och flockningskemikalier i systemet

I november och december 2015 utfördes en förstudie (Kaija, 2015) för att undersöka om de dåvarande kemikalierna var det bästa alternativet för anläggningen, eller om det fanns andra kombinationer av fällnings- och flockningskemikalier som kunde ge större och mer hållfasta flockar. Fällningskemikalierna som testades var järnkloriden PIX-111 (fortsättningsvis kallad PIX) och polyaluminiumkloriden PAX-XL60 (fortsättningsvis kallad PAX). Dessa kombinerades med sex olika polymerlösningar. Fem av dem var katjoniska med olika laddningstäthet och tillhörde serien Superfloc C-1500 medan den sista var en anjonisk polymer med hög laddningstäthet, Superfloc A-1883RS. Samtliga flockningskemikalier, polymerer, hade hög relativ molekylvikt.

Undersökningarna gjordes under en period då vattnet i systemet var i renaste laget, och resultaten var inkonsekventa vid vissa tester. I flertalet av undersökningarna gav de katjonaktiva polymererna bättre resultat när laddningstätheten var låg än hög, men den anjoniska polymeren var den som i flest fall gav tydliga flockar. Det varierade mellan vilken av PIX och PAX som gav bäst resultat tillsammans med polymererna, vilket gjorde att båda fällningskemikalierna var intressanta för fortsatta studier.

## 2.2 Rening av rökgaskondensat

Via bränslet går olika ämnen in i förbränningspannan. Efter förbränningen är det önskvärt att avlägsna miljöfarliga föreningar som bildats, likaså metaller. Detta kan göras antingen redan i rökgaserna eller i rökgaskondensatet, och det finns ett antal olika tekniker för att åstadkomma avskiljningen. Det finns konventionella tekniker så som fällning, flockning, sedimentering och filtrering, men nyare tekniker så som membranteknik och tungmetallselektiva jonbytare har under det senaste dryga decenniet använts i biobränsleeldade anläggningar med goda resultat (Goldschmidt et al., 2011). Exempel på ämnen och föreningar som reningen ofta inriktas mot är tungmetaller, NO<sub>x</sub>, ammoniak, svavelföreningar och kloridföreningar.

### 2.2.1 Släckt kalk som tillsatsmedel

Det är vanligt att använda släckt kalk i rökgasreningen för att reducera sura svavel-, klor- och fluorföreningar (Nordkalk, 2011). Tillsatsmedlet agerar som en katalysator som ska underlätta minskningen av föroreningar i rökgaserna vid efterföljande filtreringssteg. I Örtoftaverkets fall är det viktigt att reducera halten svaveldioxid (SO<sub>2</sub>) för att hålla emissionerna från skorstenen låga samt undvika påfrestning på utrustningen i reningen av rökgaskondensatet. När svaveldioxid binder in till den släckta kalken sker följande reaktion:



Kalciumsulfid (CaSO<sub>3</sub>) är ett svårlösligt salt som kan separeras från rökgaserna genom filtrering.

### 2.2.2 Sorbacal® SP/AC

Sorbacal® SP/AC, i fortsättningen kallad Sorbacal, är en blandprodukt som består av ytförstorad släckt kalk och aktivt kol. Aktivt kol är effektivt för att adsorbera kvicksilver och andra tungmetaller (Nucon), och den ytförstorade kalken (se Figur 2) gör att doseringen kan minskas i förhållande till vanlig släckt kalk men ändå uppnå samma minskning av svaveldioxid.



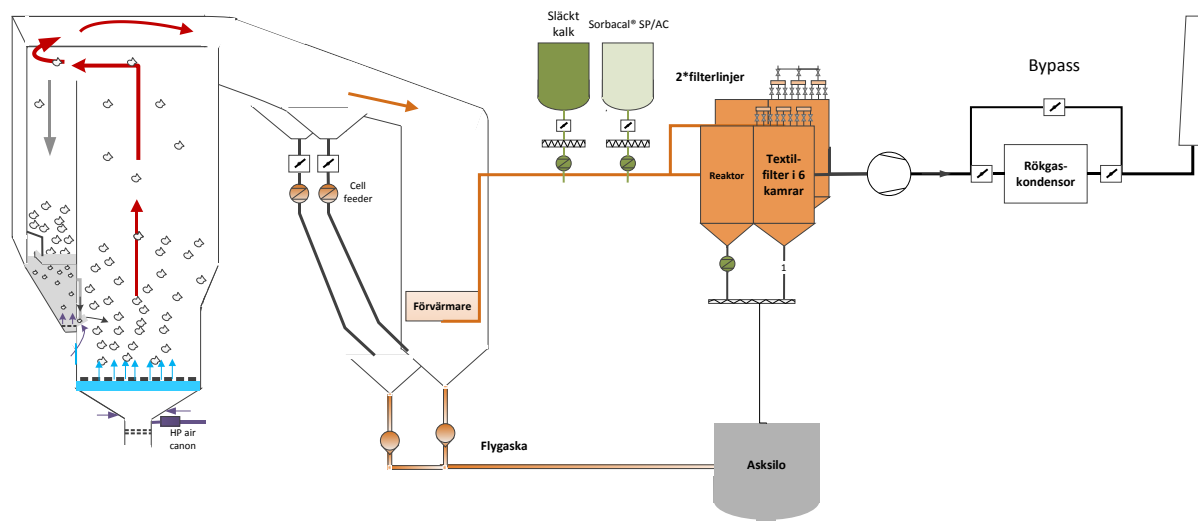
Figur 2. Illustration av skillnaden mellan vanlig släckt kalk - standard hydrated lime - och den ytförstorade släckta kalken Sorbacal. (Sorbacal)

Sorbacal är porös, vilket innebär att den får större yta per massenhet och volymenhet än konventionell släckt kalk. På samma sätt är det den stora ytan hos aktivt kol som bidrar till att föreningar så som tungmetaller kan adsorberas på ett så effektivt sätt.

### 2.2.3 Rening av rökgaskondensat på Örtoftaverket

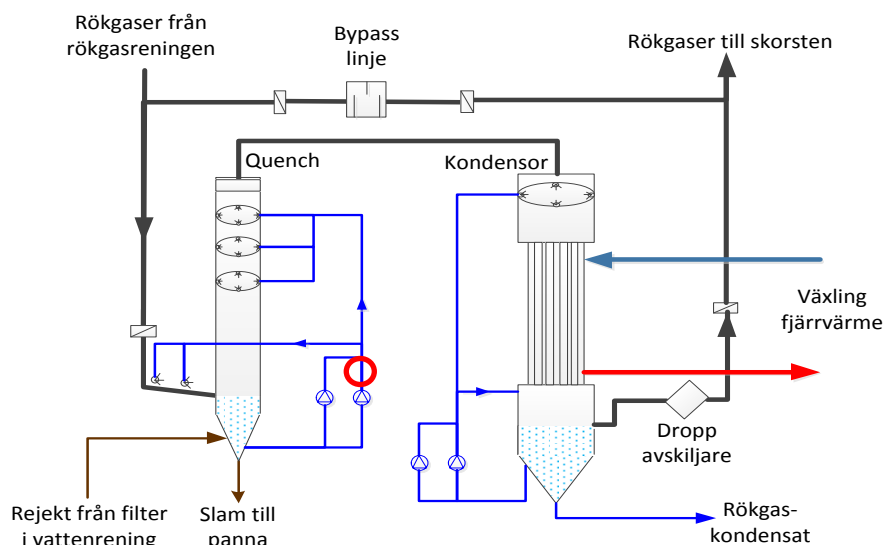
I Örtoftaverket är det bland annat låga halter av kvicksilver och varierande mängd svaveldioxid som återfinns i rökgaserna. Reningen av gaserna och av rökgaskondensatet syftar bland annat till att avskilja dessa ämnen.

En översiktlig bild av den inledande rökgasreningen visas i Figur 3. I Figur 4 och Figur 5 visas mer ingående vad som sker i boxen "Rökgaskondensator" i Figur 3.



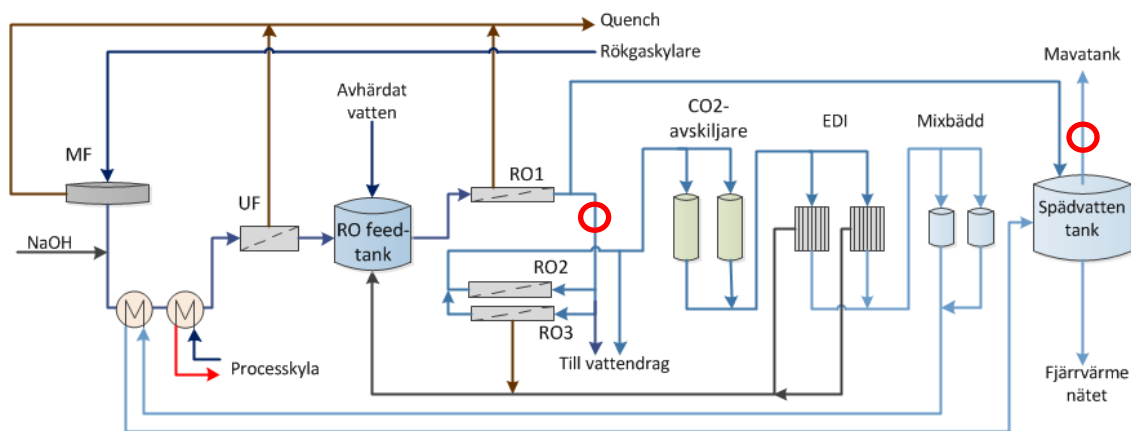
Figur 3. Översiktlig bild över rökgasrening.

Biobränsle förbränns i en panna med cirkulerande fluidiserad bädd (CFB), Figur 3. Naturligt innehåller bränslet olika mineraler och metaller som delvis hamnar i aska och delvis i rökgaserna tillsammans med förbränningsprodukter. Rökgaserna avlämnar en stor del av sin energi till pannans olika överhettare (tubvärmeväxlare) varpå rökgasreningen inleds. Redan i rökgasledningen inför reaktorn tillförs tillsatsmedel, Sorbacal eller släckt kalk ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), för att öka tiden som adsorption och reaktion kan ske. I reaktorn kan de större partiklarna falla till botten och avlägsnas som flygaska. Övriga rökgaser och små partiklar leds vidare in i en filterenhet med sex kammare där partiklarna avskiljs via ett flertal textilfilter som på grund av sitt utseende kallas för strumpor. Tryckluft rensar strumporna i en kammare åt gången samtidigt som rökgasen passerar övriga fem kammare. Vid rensningen faller partiklarna av tillsatsmedel och orenheter ned till kammarens botten och avlägsnas. Efter detta går rökgaserna vidare till quenchen (Figur 4).



Figur 4. Quench och kondensator för Örtoftaverkets rökgaser.

Quenchen är en skrubber där rökgaserna möter en vattendusch så att föroreningar från rökgasfasen kan övergå till vattenfasen samt för att mätta rökgaserna och sänka temperaturen. Därefter kondenseras vattnet från de uppfuktade rökgaserna i en kondensor. Den röda ringen markerar en provtagningspunkt för quenchvatten.



Figur 5. Rening av rökgaskondensat på Örtoftaverket.

Rökgaskondensatet passerar sedan (se Figur 5) flera mekaniska avskiljningssteg: mikrofilter, ultrafilter och omvänd osmosmembran (RO). En del av vattnet avleds till dammsystemet (P1 i Figur 6) från denna position, medan resten av vattnet går igenom ytterligare reningssteg: koldioxidavskiljare, EDI (elektrodeionization) och mixbädd. Det upprenade vattnet används företrädesvis som matarvatten vid pannan medan överflödigt vatten leds till fjärrvärmenätet. De röda cirklarna markerar var vattenprover för RO1-permeat och spädvatten tas ut.

#### 2.2.4 Dosering av tillsatsmedel

Doseringen av tillsatsmedel styrs genom återkoppling av mängden svaveldioxid i rökgaserna efter textiltfiltret. Vid höga halter svaveldioxid ökar doseringen för att sänka halterna, och vid låga halter avstannar den. Doseringen påverkas även av styrsignalen, som i detta fall är ett värde för svaveldioxidhalt ut från textiltfiltret. Ett högt värde på styrsignalen innebär att svaveldioxidhalterna tillåts vara höga, vilket medför att doseringen av tillsatsmedel blir låg och vice versa.

#### 2.2.5 Förstudie med Sorbocal

Under fem veckor i december 2015-januari 2016 gjordes en förstudie då Sorbocal med 10 % inblandning av aktivt kol testades i anläggningen. Två osäkerhetsfaktorer för resultaten var att det var problem med quenchen slampump under den tredje veckan samt att det ackrediterade laboratoriet ALS hade svårigheter med just kvicksilvermätningen vid analystillfället. Bortsett från detta visade resultaten på en reducering av kvicksilver med 36 % i quenchen och hela 89 % i utgående vatten till recipient. Dessutom kunde man i jämförelse med vanlig släckt kalk minska doseringen till 21% eftersom Sorbocal har större aktiv yta per massa. Till följd av detta minskade även mängden flygaska som skickades till deponi, så med minskad kostnad för både inköp av tillsatsmedel och kostnad för deponi innebär det en kostnadsreducering med drygt 50 %.

### 2.3 Rening i dammar

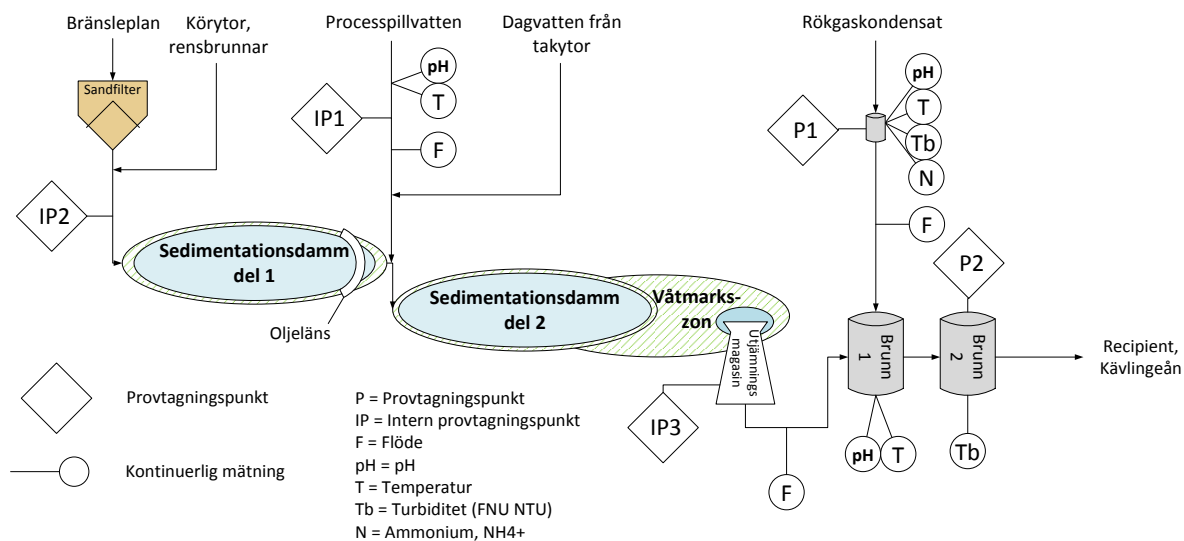
Våtmarker fungerar som naturliga reningsverk där växter plockar upp näringsämnen liksom både organiska och oorganiska föroreningar från det genomströmmande vattnet. Denna metod

har börjat användas industriellt, både i Sverige och globalt. Genom att anlägga konstgjorda dammar och våtmarker med speciellt utvalda växter i anknytning till anläggningarna kan olika typer av föroreningar avlägsnas (woodnet.se, 2010). Reningen kan ske på flera sätt. I de grunda våtmarkerna kan växter och mikroorganismer bidra med nedbrytning av syreförbrukande ämnen, och beroende av art kan de även ta upp exempelvis tungmetaller, mineraler och aromatiska föreningar (Little, 1979). Växternas rötter fungerar även som filter och fångar upp partiklar, och därmed även föroreningar som är bundna till partiklarna. Partiklar kan även avlägsnas genom sedimentering i dammar. Luftning i dammarna kan bidra till ytterligare nedbrytning (Törneman, 2011).

Föroreningar ackumuleras i växter och slam och stannar alltså kvar i dammarna. För att undvika att ämnena frigörs genom plantors förmultning och slamflykt bör med jämna mellanrum växter bytas ut och botten slamsugas (Törneman, 2011).

### 2.3.1 Reningsgrad i Örtoftaverkets dammsystem

Örtoftaverkets dammar är anlagda främst för att ta hand om dagvatten från anläggningens hårdgjorda ytor. Därför har de utformats för att reducera olja, syreförbrukande ämnen, näringsämnen samt metaller som kan ha förts med från bränsleplan och körytor. De provisoriska villkoren (se Bilaga 1) på vattnet som går vidare från dammarna till recipienten Kävlingeån avser att begränsa utsläppen och därmed minska påverkan i utsläppspunkten. Ett flödeschema över dammsystemet visas i Figur 6.



Figur 6. Flödesschema över Örtoftaverkets dammar, slutrening inför utsläpp till recipient.

Dammanläggningen (Figur 6) inleds med två öppna sedimenteringsdelar med maxdjup 1,7 m som är omgärdade av grunda våtmarkszoner. I slutet av den första dammen flyter en oljeläns på ytan för att fånga upp olja som kan ha förts med av dagvatten från körytor. Dammarna separeras av en makadamvall för att underlätta sedimentborttagning och ge möjlighet till naturlig luftning som bidrar till aerob nedbrytning. De djupa delarna följs av en större bevuxen våtmark, ca 2 dm djup, som i slutet öppnas upp där vattnet via ett dämt utlopp går till ett utjämningsmagasin följt av två brunnar innan det leds till recipienten. Det dämnda utloppet utgör ytterligare ett oljeskydd, och brunn 2 reglerar vattennivån i dammarna genom ett överfall. Brunn 1 används för att blanda dammvatten och rökgaskondensat så att temperatur- och koncentrationsgradienter i det utgående vattnet kan undvikas.

I de öppna delarna sker rening främst genom sedimentering, även om det finns lite växtlighet i kanterna och vattenpilört i de djupare delarna. Den biologiska reningen sker mestadels i de grunda våtmarksdelarna genom upptag av lösta föroreningar via växter och mikroorganismer. Bakterierna förväntas reducera näringsämnen och lösta organiska föreningar, exempelvis fenoler. Växtarterna i dammen är speciellt utvalda för att ge en effektiv metallreduktion, se Bilaga 2 för en lista över arter som planterats. För mer information om dimensionering av dammarna, se Bilaga 3 (Törneman, 2011).

Vattenflöden tillförs dammanläggningen vid olika positioner. I början av dammsystemet tillförs dagvatten från bränsleplanen via en vall som fungerar som ett sandfilter. Vid den andra sedimentationsdammen tillkommer processpillvatten som genomgått flera reningssteg som presenteras i Figur 1. Som tidigare nämnt tillförs rökgaskondensat till Brunn 1 för uppblandning med det övriga vattnet. Det finns fem provtagningspunkter, se Figur 6, där vattenprover kan plockas ut för analys. Kontinuerlig mätning av flöde (F), pH, temperatur (T), turbiditet (Tb) och ammonium (N) sker på markerade positioner.

## 3 Material och metod

För att utvärdera val och doseringar av kemikalier i processvattenreningen gjordes försök både i laboratorieskala och fullskala. Undersökningen av tillsatsmedel i rökgasreningen gjordes genom provtagning i olika vattenströmmar i processen, och resultaten jämfördes med data från tidigare år. Dammarnas reningsgrad beräknades dels baserad på data från tidigare års analyser och dels för nytagna prover vid regnväder.

### 3.1 Fällning och flockning i processvattenreningen

Försök utfördes både i fullskala i anläggningen och med flockulatorer (Flockulator 90, Kemira Kemwater) i laboratorieskala. Laboratorieskaleförsöken gjordes för att hitta lämpliga doseringsintervall för fällnings- och flockningsmedlen, medan försöken i fullskala gjordes för att avgöra vilket fällningsmedel och dosering som gav bäst resultat ute i anläggningen.

Kemikalierna som utvärderades på Örtoftaverket var fällningskemikalierna järnklorid (PIX-111) och polyaluminiumklorid (PAX-XL60) i kombination med den anjoniska polymerlösningen Superfloc A-1883RS. Kemikalierna valdes för att dessa var de som givit bäst resultat i förundersökningen och kommer vidare i rapporten benämnas som PIX, PAX och polymer.

#### 3.1.1 Försök i laboratorieskala

Flockulatorer användes för att simulera det fullskaliga systemet. Uppställning visas i Figur 7.



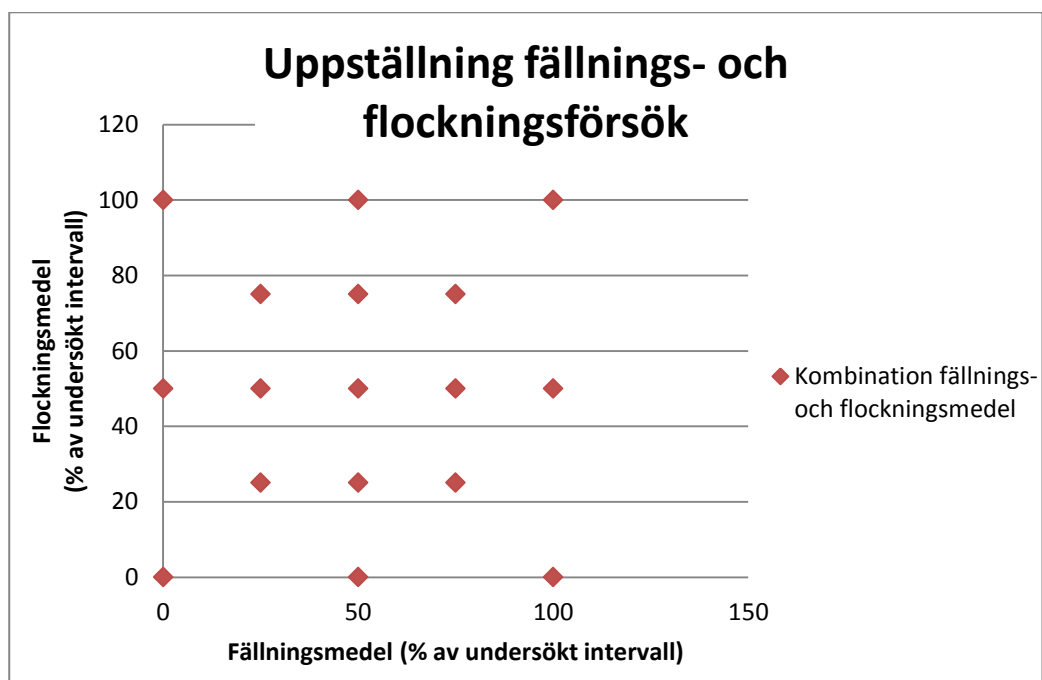
*Figur 7. Uppställning för flockulatorförsök i laboratorieskala.*

Flockulatorernas grundläggande för omrörning valdes till 40 rpm baserat på att det låg nära flockulatormanualens rekommendation 50 rpm, samtidigt som det ledde till en turbulens som liknade den i det fullskaliga systemet (fällnings- och flockningstank 3, Figur 1). Vid tillsats av fällningsmedel ökades omrörningen till 250 rpm i 10 s för att sedan återgå till grundläget.

Detta för att gynna inblandningen och simulera turbulensen i den statiska mixern i processen (Figur 1). Polymeren tillsattes efter 2 min, och liksom i fullskala skedde tillsatsen under omrörning i grundläggets hastighet. Efter ytterligare 5,5 min omrörning lyftes impellern bort och flockarna fick sedimentera under 12,5 minuter. Därefter testades turbiditeten (Turb 430 IR, WTW) på klarfasen.

Vatten till proverna togs från fällnings- och flockningstank 1 där metallkloriddoseringen varit avstängd i nästan 7 uppehållstider för att undvika närvaro av fällningskemikalie. Polymeren levereras i koncentrerad form, i anläggningen späds den sedan i ett steg till 0,1-0,2 %. Polymer till laboratorieskaleförsök togs från den färdigspädda lösningen i anläggningen.

Följande försöksmodell ställdes upp, Figur 8.



Figur 8. Försöksmodell för inställningar vid fällning och flockning med flockulatorer.

Avsikten var att testa olika kombinationer av doser för fällnings- och flockningskemikalierna. På så vis kunde relevanta doseringsområden ringas in inför försök i fullskala. Flera kombinationer testades i laboratorieskalan innan lämpliga ramar för denna grunduppställnings intervall hade hittats. Flockningsmedlets doseringsintervall utgjordes av 200-5000 ml/m<sup>3</sup> i bägge kombinationerna, medan järnkloriddoseringens intervall kunde minskas till 10-40 ml/m<sup>3</sup> från ursprungliga 10-120 ml/m<sup>3</sup> eftersom tydliga tecken på överdosering fanns. Aluminiumkloridens doseringsintervall kunde avgränsas till 9-54 ml/m<sup>3</sup>. För att omvandla fällningsmedlets doseringsenhet till (g aktiv substans/m<sup>3</sup> H<sub>2</sub>O) alternativt (mol aktiv substans/m<sup>3</sup> H<sub>2</sub>O) kan ekvation 2-5 användas. Dessa enheter används ofta i den här typen av utredningar, men eftersom Örtof-taverket använder enheten ml/m<sup>3</sup> brukas den i denna rapport.

PIX-111

$$Y \text{ (g Fe/m}^3 \text{ H}_2\text{O)} = X \text{ (ml PIX/m}^3 \text{ H}_2\text{O)} \cdot 1,95 \cdot 10^{-1} \text{ (g Fe/ml PIX)} \quad (\text{Ekv. 2})$$

$$Y \text{ (mol Fe/m}^3 \text{ H}_2\text{O)} = X \text{ (ml PIX/m}^3 \text{ H}_2\text{O)} \cdot 3,48 \cdot 10^{-3} \text{ (mol Fe/ml PIX)} \quad (\text{Ekv. 3})$$



PAX-XL60

$$Y \text{ (g Al/m}^3 \text{ H}_2\text{O)} = X \text{ (ml PAX/m}^3 \text{ H}_2\text{O)} \cdot 9,56 \cdot 10^{-2} \text{ (g Al/ml PAX)} \quad (\text{Ekv. 4})$$

$$Y \text{ (mol Al/m}^3 \text{ H}_2\text{O)} = X \text{ (ml PAX/m}^3 \text{ H}_2\text{O)} \cdot 3,54 \cdot 10^{-3} \text{ (mol Al/ml PAX)} \quad (\text{Ekv. 5})$$

### 3.1.2 Försök i fullskala

De kemikaliesammansättningar som efter sedimentering i laboratorieskala hade lägst turbiditet i klarfasen valdes ut för vidare undersökning i full skala. Efter att ca 10 uppehållstider passerat från det att kemikaliedoseringen ställts in togs vattenprov ut från TOP-tanken och efter lamellsedimenteringen (eLS) (Figur 1). Efter ytterligare 2, 4 och 6 h togs nya prover ut. Turbiditet (Turb 430 IR, WTW) och konduktivitet (HQ440d multi, HACH) uppmättes på plats för ett samlingsprov av de fyra delproverna för TOP respektive eLS. Metallinnehållet i fyra av samlingsproven analyserades (metallpaket V-3b med uppslutning, se Bilaga 4 för omfattning) av det ackrediterade laboratoriet ALS. För vidare information angående hur de fyra proverna valdes ut, se 5.1.5 Metall.

Kemikaliesammansättningarna som undersöktes i fullskala visas i Tabell 1 nedan.

Tabell 1. Kemikaliesammansättningar för fällning och flockning vid test i fullskala.

Försök	Polymer (ml/m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	PIX-111 (ml/m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	Fe <sup>3+</sup> (g/m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	Fe <sup>3+</sup> (mol/m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	Metallanalys
1	1000	10	2,0	0,035	-
2	1000	25	4,9	0,087	-
3	1000	32	6,2	0,11	-
4	2500	10	2,0	0,035	-
5	2500	25	4,9	0,087	Ja
6	2500	32	6,2	0,11	Ja
Försök	Polymer (ml/m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	PAX-XL60 (ml/m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	Al <sup>3+</sup> (g/m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	Al <sup>3+</sup> (mol/m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	Metallanalys
7	1000	18	1,7	0,064	-
8	1000	32	3,1	0,11	-
9	1000	45	4,3	0,16	-
10	2500	18	1,7	0,064	Ja
11	2500	32	3,1	0,11	Ja
12	2500	45	4,3	0,16	-

Prover från försök 5, 6, 10 och 11 analyserades för metall.

## 3.2 Rening av rökgaskondensat

Försök gjordes för att få information om hur kvicksilverhalten i rökgaskondensatet betedde sig vid olika dosering av aktivt kol. Även en kostnadsuppskattning gjordes.

### 3.2.1 Sorbacal: val av sammansättning

I förstudien testades Sorbacal med 10 % aktivt kol. Mängden aktivt kol verkade vara nog för att signifikant sänka kvicksilverhalten i slutsteget, men doseringen av ytförstorad släckt kalk tycktes vara på gränsen till för låg för att fånga upp tillräckligt mycket svaveldioxid. Därför beställdes en ny leverans av Sorbacal med lägre halt aktivt kol, 5 %, för att ha större möjlighet att reglera mängden aktivt kol som doserades utan att riskera för låg dosering av kalk i samband med svaveldioxidavskiljning.

### 3.2.2 Sorbacal: dosering

Två testperioder med olika dosering av tillsatsmedel genomfördes. I den första perioden, vecka 10-12, var avsikten att Sorbacal skulle doseras så att massflödet av aktivt kol skulle motsvara det flöde som gick in i systemet vid förstudien. Ungefär hälften av det skulle doseras under den andra perioden, vecka 13-15. Sammansättningen på bränslet in i pannan hade dock högre svavelhalt vid dessa försök än under förstudien, så mer Sorbacal behövde doseras för att hålla svaveldioxidnivån nere. Detta ledde till att mängden aktivt kol ungefär motsvarade 160 % av förstudiens mängd under den första testperioden och 74 % under den andra.

### 3.2.3 Provtagning

Under testperioden togs två samlingsprover ut från var och en av de tre provtagningspunkterna under vardagarna varje vecka. I Tabell 2 visas översiktligt vid vilka tillfällen de olika proverna togs ut.

Tabell 2. Veckovis provtagningsstillfällen för vattenflöden knutna till rökgasreningen.

	Måndag	Tisdag	Onsdag	Torsdag	Fredag
Quenchvatten	●	●		●	●
RO1-permeat	→				
Spädvatten	→				

För quenchvattnet togs stickprover ut måndag och tisdag morgon till första veckoprovet och torsdag och fredag morgon till det andra. RO1-permeatet har flödesproportionell provtagning som utnyttjades mellan måndag och onsdag morgon till det första veckoprovet och onsdag morgon till fredag morgon för det andra. Spädvattenprovet togs kontinuerligt genom att en kran stod och droppade i en behållare som dagligen tömdes och fördes över till samlingsprov som motsvarade samma tidsperioder som för RO1-permeatet.

### 3.2.4 Analys

Det ackrediterade laboratoriet ALS analyserade provernas kvicksilverhalt (metallanalyspaketet V-3b med uppslutning). Mellan provtagning och analys förvarades proverna i kylskåp, något som godkänts av ALS.

### 3.2.5 Kostnadsanalys

Massan i silon för tillsatsmedel mäts kontinuerligt, liksom svaveldioxidhalten vid flera positioner i rökgasreningen. Med hjälp av dessa data samt priser för de använda tillsatsmedlen och bortförsl av flygaska beräknades olika dygnsmedelvärden och dygnskostnader för perioden januari 2015 – april 2016.

## 3.3 Reningsgrad i dammarna

Reningsgraden i dammarna redovisas dels som genomsnittlig reningsgrad för perioder under 2014 och 2015 och dels specifikt vid nederbörd i form av regn. Provtagningsmodell för regnanalyser och beräkningsmodell för reningsgrad har tagits fram i samarbete med Sweco Environment AB.

### 3.3.1 Beräkning

Reningsgraden för ett ämne beror av mängden av ämnet som går in i systemet och mängden som går ut. För dammarna användes följande samband där  $m$  är massflöde av ett specifikt ämne,  $f$  är vattnets volymsflöde och  $c$  är ett ämnes koncentration.

$$\text{reningsgrad} = 100 \cdot \left(1 - \frac{m_{ut}}{m_{in}}\right) \quad (\text{Ekv. 6})$$

$$m_{ut} = m_{IP3} = m_{P2} - m_{P1} \quad (\text{Ekv. 7})$$

$$m_{in} = m_{IP1} + m_{IP2} \quad (\text{Ekv. 8})$$

$$m_i = f \cdot c_i \quad (\text{Ekv. 9})$$

Massflödet,  $m_i$ , beräknades för berörda flöden till och från dammsystemet (IP1, IP2, P1 och P2 i Figur 6) genom ekvation 9. Massflödet in till själva dammarna (IP1 och IP2) summerades till  $m_{in}$  med ekvation 8, medan massflödet ut från dammarna,  $m_{ut}$ , beräknades genom ekvation 7. Därefter kunde reningsgraden beräknas med ekvation 6. Flödet för de olika strömmarna erhöles via kontinuerlig mätning (markerad med "F" på tre positioner i Figur 6) alternativt omräkning via flödesbalans för att få fram flödet på de strömmar som saknade mätning.

### *Analysomfattning*

För reningsgrad vid regn mättes turbiditet (Turb 430 IR, WTW) på plats. I övrigt analyserades samtliga prover för både regnperioden, 2014 och 2015 på laboratorium av ALS, vilket är ackrediterat för aktuella analyser som omfattade metaller (Bilaga 4), totalkväve, ammoniumkväve, totalfosfor, fenol, oljeindex, TOC, BOD<sub>7</sub> och suspenderad substans. De fyra sistnämnda analyserna utfördes inte på proverna för reningsgrad vid regn.

### 3.3.2 Genomsnittlig reningsgrad

Den genomsnittliga reningsgraden baserades på mätningar och analys svar för år 2014 och 2015, där proven från IP1 är tidsproportionella samlingsprov över en månad, P1 är flödesproportionella över en månad och IP2 motsvarar stickprov. I P2 togs ett stickprov per vecka under 2014 och tidsproportionella samlingsprov månadsvis under 2015. Reningsgrad beräknades för driftsäsong samt sommardriftstopp för respektive år, men den senare redovisas enbart i

Bilaga 5 eftersom den baseras på ett väldigt begränsat dataunderlag. I Tabell 3 och Tabell 4 visas vid vilka månader som prover tagits ut i de olika provtagningspunkterna för 2014 respektive 2015.

Tabell 3. Provtagning i de olika vattenflödena kopplade till dammsystemet under år 2014. Grå markering innebär att vattenprov för motsvarande ström och månad har analyserats.

Punkt	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dec
IP1												
IP2												
P1												
P2												

Tabell 4. Provtagning i de olika vattenflödena kopplade till dammsystemet under år 2015. Grå markering innebär att vattenprov för motsvarande ström och månad har analyserats. Svart markering innebär att endast suspenderad substans och oljeindex har analyserats.

Punkt	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dec
IP1												
IP2												
P1												
P2												

Driftsäsongens beräkningar bygger på värden från maj och september-december för 2014 och februari, april, maj samt oktober-december för år 2015. Övriga månader valdes bort för att det saknades information från en eller flera av strömmarna IP2, P1 eller P2 som ansågs ha stor påverkan på reningsgraden på grund av flödesstorlek alternativt dess halter av olika ämnen. Mätningar i IP1 saknades för vissa månader i driftsäsongen, men detta ansågs försumbart då det är ett förhållandevis litet och rent vattenflöde. Sommardriftsstoppens beräkningar bygger på värden från juni, juli och augusti för 2014 och juni och augusti för 2015. Eftersom det var driftstopp fanns inget rökgaskondensatflöde, P1, utan värden användes i första hand från IP2 och P2 men även från IP1 då det fanns tillgängligt.

Massflödena i respektive ström beräknades utifrån medelvolymflöden och analysvar för aktuell månad. Vid beräkning av årliga utsläpp summerades utsläppen för varje månad ( $m_{\text{månad}}$ ), vilka beräknades enligt ekvation 10.

$$m_{\text{månad}} = c_{\text{månad}}(\text{kg}/\text{m}^3) * f_{\text{månad}}(\text{m}^3/\text{h}) * \text{antal dagar}_{\text{månad}} * 24 (\text{h}) \quad (\text{Ekv. 10})$$

För de månader som saknade analysvar användes medelhalten från övriga månader i motsvarande driftsäsong eller driftuppehåll som  $c_{månad}$  i beräkningen.

### 3.3.3 Reningsgrad vid regn

På grund av tidsbrist omfattade provtagningsperioden endast fyra veckor. Under denna period togs samtliga 3 omgångar med prover ut under vecka 6 2016 eftersom det var uppehåll eller minusgrader under övriga veckor.

Regnmängd uppmättes med en nederbördsräknare av den typ som placeras i rabatter, en behållare med markeringar som visar hur många millimeter som samlats i den.

För att beräkna reningsgraden vid regn gjordes nya provtagningar i form av stickprov eftersom det var önskvärt att ta ut prover på motsvarande vatten fast vid olika positioner. En uppehållstid fick passera mellan inledande prov (IP2) och provtagning vid de övriga provtagningspunkterna. Om alla prov istället tagits samtidigt vore det inte säkert att regnets effekter hunnit sprida sig till punkterna nedströms, och om proven tagits ut med för lång tid emellan kunde regnets påverkan ha avtagit.

Upphållstiden ( $t_d$ ) i dammsystemet beräknades med ekvation 11 nedan genom att använda systemets volym ( $V=1970 \text{ m}^3$ ) samt ett genomsnittligt värde över relevant period från den kontinuerliga flödesmätningen ( $f$ ) vid IP3.

$$t_d = \frac{V}{f} \quad (\text{Ekv. 11})$$

För att uppskatta hur lång tid som skulle passera inför provtagning vid IP1 multiplicerades uppehållstiden med 0,32, vilket är volymförhållandet mellan Sedimentationsdamm del 1 (se Figur 6) och det totala systemet. Vid P1 och P2 där uppehållstiden var längst användes medelvärdet av tre stickprover tagna med två timmars mellanrum för att öka sannolikheten att fånga upp regnets effekt på vattnet.

I Tabell 5 visas ett exempel på hur provtagning vid de olika punkterna kunde vara fördelad tidsmässigt. Exemplet är baserat på medelflödet  $42 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Tabell 5. Beräkningsmall för uppehållstider vid provtagning inklusive beräkningsexempel.

Provtagningspunkt	Tid för provtagning	Exempel, tid för provtagning, medelflöde $42 \text{ m}^3/\text{h}$
<b>IP2</b>	0	0
<b>IP1</b>	Total uppehållstid*0,32	$47 \text{ h} * 0,32 = 15 \text{ h}$
<b>P1 &amp; P2</b>	Total uppehållstid – 2 h	$47 \text{ h} - 2 \text{ h} = 45 \text{ h}$
<b>P1 &amp; P2</b>	Total uppehållstid	47 h
<b>P1 &amp; P2</b>	Total uppehållstid + 2 h	$47 \text{ h} + 2 \text{ h} = 49 \text{ h}$



## 4 Resultat

Inledningsvis redovisas resultat för processvattenreningen, både för laboratorieskala och fullskala. Därefter visas resultaten för kvicksilverreduktion och kostnad med det nya tillsatsmedlet Sorbacal i rökgasreningen. Slutligen visas dammarnas beräknade reningsgrad för olika ämnen, både som årsmedelvärde och vid regn.

### 4.1 Fällning och flockning i processvattenreningen

Försök i laboratorieskala gjordes för att hitta ett lämpligt doseringsintervall för försök i fullskala.

#### 4.1.1 Laboratorieskala

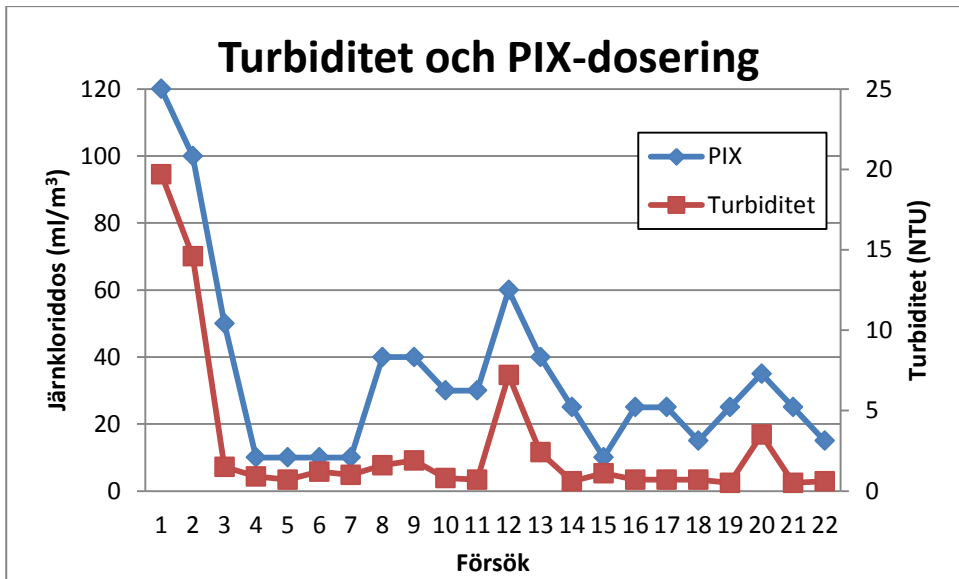
I Figur 9 visas exempel på hur de största flockarna kunde se ut i flockulatorförsöken med PAX och PIX.



*Figur 9. Exempel på hur flockarna såg ut som bäst under flockulatorförsöken. Till vänster: Dosering PAX  $31,5 \text{ ml/m}^3$  och polymer  $2600 \text{ ml/m}^3$ . Till höger: Dosering PIX  $25 \text{ ml/m}^3$  och polymer  $2500 \text{ ml/m}^3$ . Bägarnas diameter är cirka  $9,5 \text{ cm}$ .*

Flockarna var väl synliga med en tydlig klarfas emellan.

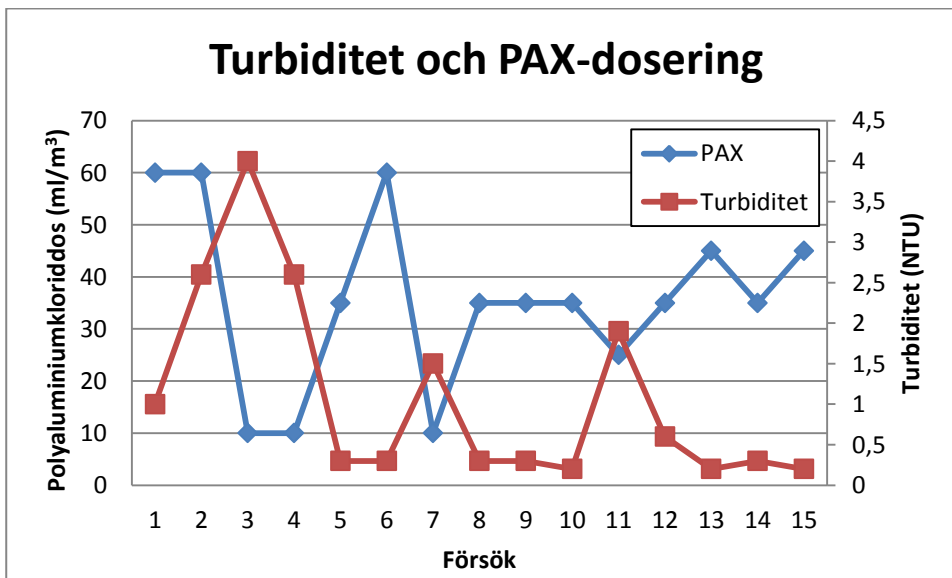
I Figur 10 visas turbiditeten och järnkloriddoseringen för flockulatorförsöken med dosering av PIX och polymer. Sambandet mellan polymerdosering och turbiditet var inte så tydligt, det redovisas i Bilaga 6 för både försöken då den kombinerades med PIX och med PAX.



Figur 10. Turbiditet tillsammans med doseringen av PIX vid försök i laboratorieskala.

Turbiditeten följer doseringen av järnklorid på ett tydligt sätt. Vid höga koncentrationer ökar turbiditeten, medan den är som lägst (ca 0,6 NTU) för järnkloriddosering mellan ungefär 10-30 ml/m<sup>3</sup>.

I Figur 11 visas turbiditeten och PAX-doseringen vid flockulatorförsök för PAX och polymer.



Figur 11. Turbiditet tillsammans med doseringen av PAX vid försök i laboratorieskala.

Trenderna för turbiditeten är generellt omvända mot doseringen av PAX, det vill säga att höga PAX-doseringar gav en låg turbiditet. Lägst turbiditet (0,2-0,3 NTU) erhöles vid PAX-dosering 30 ml/m<sup>3</sup> och uppåt.



#### 4.1.2 Fullskala

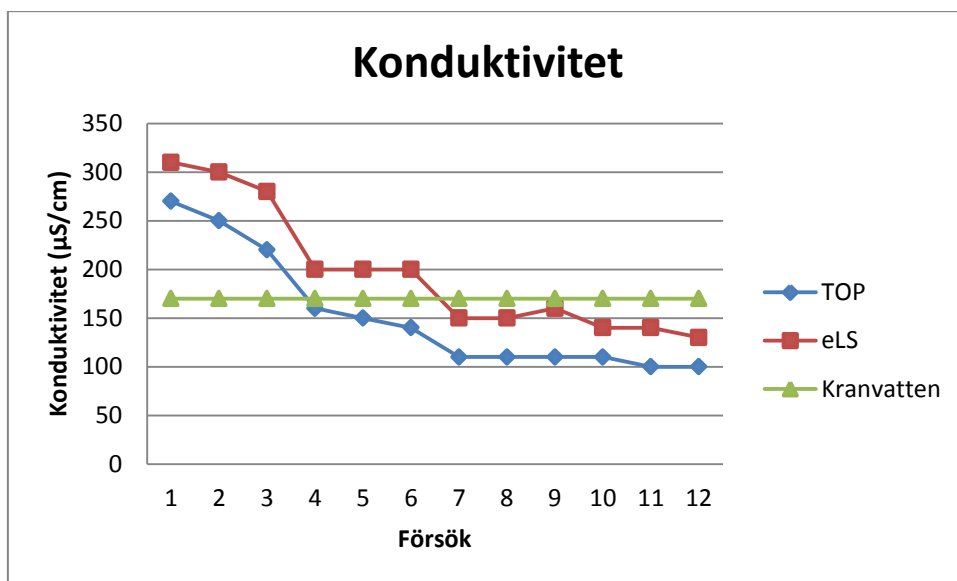
Tolv försök utfördes i fullskala där tre doseringar av respektive fällningsmedel undersöktes tillsammans med två doseringar av flockningsmedel (Tabell 1). Flockstorleken inför lamellsedimenteringen översteg aldrig 0,5 mm, i Figur 12 visas ett vattenprov från den sista fällnings- och flockningstanken (FF3). Provet är från försök 6 och valdes för att flockbildningen var tydligast där.



Figur 12. Exempel på hur flockarna i FF3 såg ut som bäst vid fullskaleförsök. PIX 32 ml/m<sup>3</sup> och polymer 2500 ml/m<sup>3</sup>.

Flockarna i Figur 12 var väldigt små och svåra att sedimentera liksom vid samtliga övriga försök.

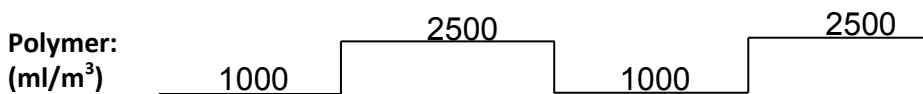
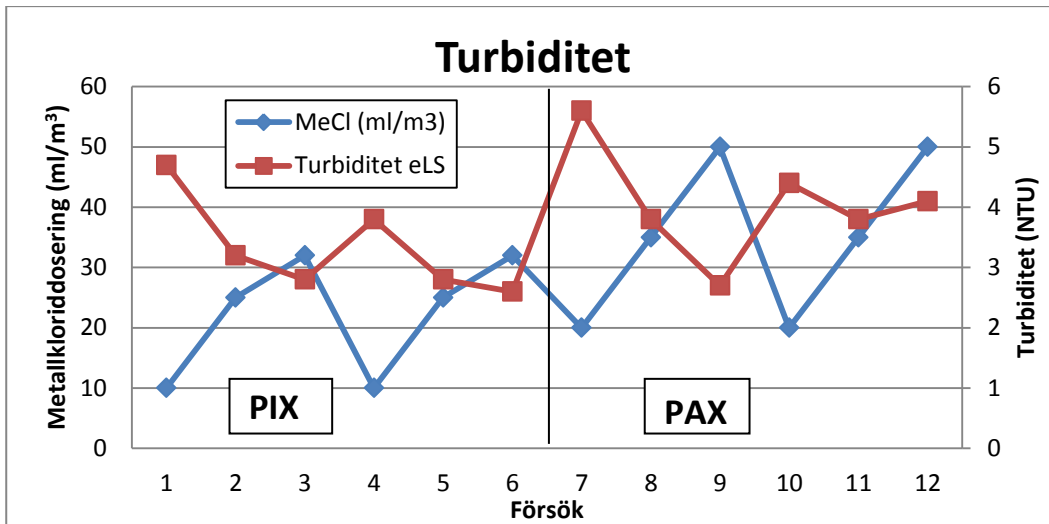
Konduktiviteten i vattnet från TOP-tanken och efter lamellsedimenteringen (eLS) under försöksperioden visas i Figur 13. Där visas även konduktiviteten för ett stickprov på anläggningens kranvatten vid provtagning 12, den 3:e maj, 2016.



Figur 13. Konduktivitet i TOP-tanken och efter lamellsedimenteringen (eLS) vid de olika provtagningarna. Konduktiviteten visas även för kranvatten vid ett stickprov från det sista provtillfället.

Konduktiviteten i vattnet från sedimenteringen var högre än den i vattnet från TOP-tanken, och båda sjönk under försöksperiodens gång. Inledningsvis låg båda de undersökta vattenflödenas värden över konduktiviteten i kranvattnet, men mot slutet befann sig båda under den.

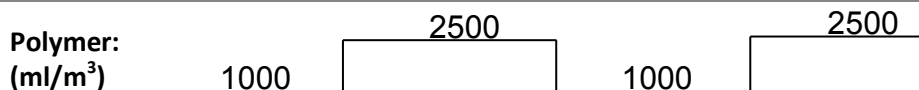
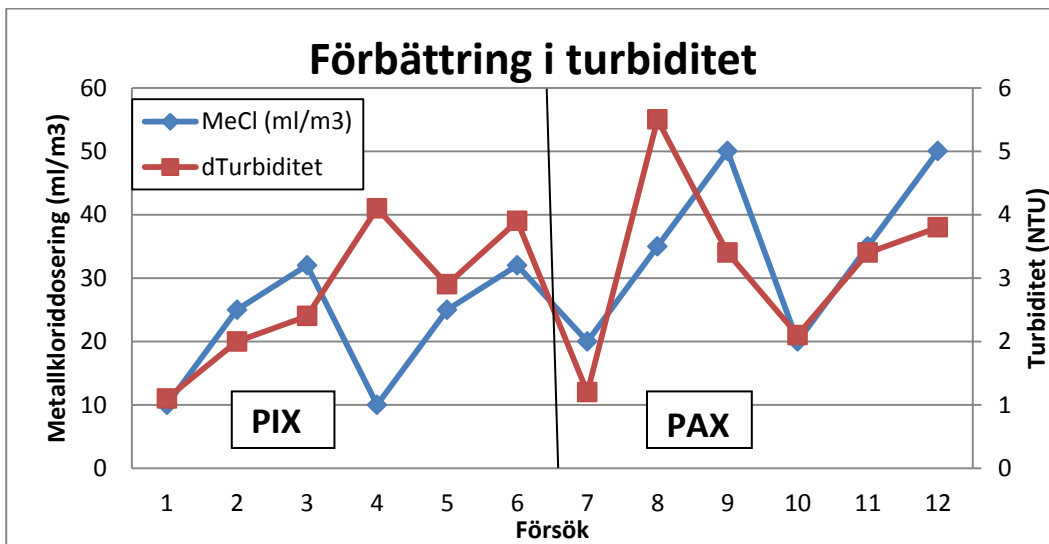
I Figur 14 redovisas turbiditet efter lamellsedimentering för de 12 försök som gjordes i fullskala.



Figur 14. Turbiditet efter lamellsedimenteringen (eLS) visas tillsammans med doseringen av metallkloriderna. Under visas dosering av polymer.

Det är tydligt i Figur 14 att turbiditeten svarar omvänt mot doseringen av metallklorid – när doseringen ökar sker en minskning i turbiditeten. Lägst är turbiditeten vid hög dosering av PIX och polymer (försök 3) samt vid hög dosering av PAX men låg dosering av polymer (försök 9).

Skillnad i turbiditet mellan prover tagna på vatten från TOP-tanken och efter lamellsedimentering visas i Figur 15.

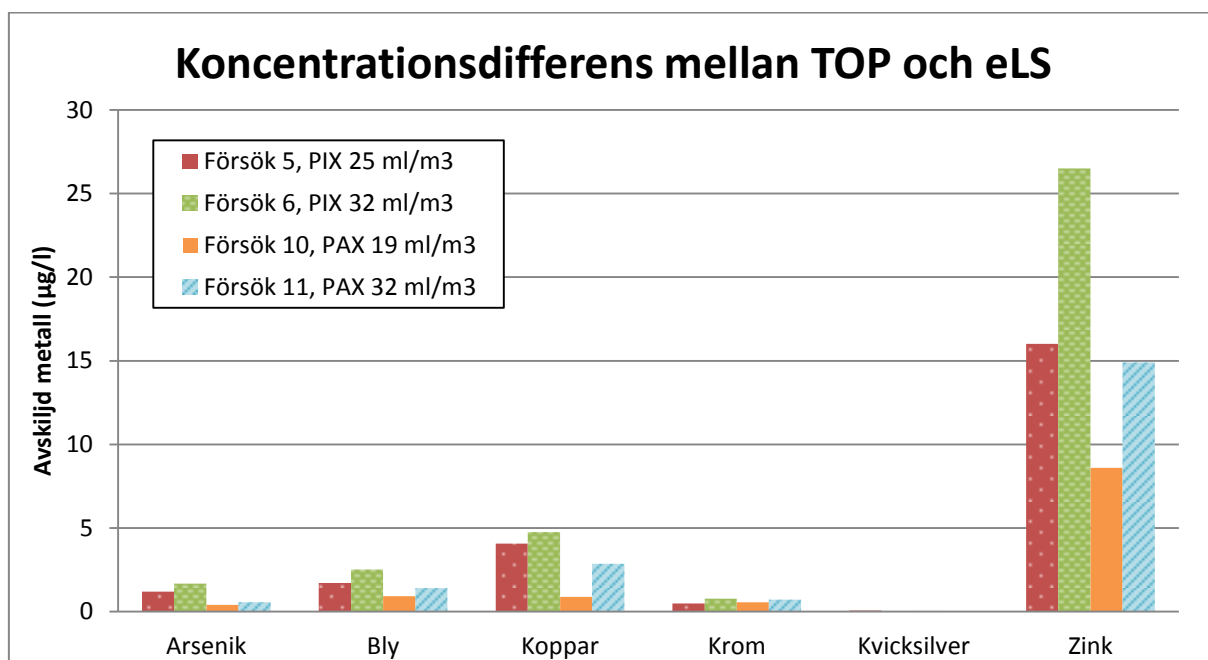


Figur 15. Skillnad i turbiditet mellan vatten från TOP-tanken och från lamellsedimenteringen tillsammans med doseringen av metallkloriderna. Under visas dosering av polymer.

Den största sänkningen i turbiditet sågs vid försök 8: låg dosering av polymer och medelhög dosering av PAX. De näst största avskiljningarna skedde vid försök 4 och 6: låg samt hög PIX-dosering tillsammans med hög polymerdosering. Den minsta sänkningen i turbiditet skedde vid försök 7: låg PAX- och polymerdosering.

I anknytning till sandfiltret i processvattenreningen (Figur 1) finns ett rör med en vattenpelare som stiger då trycket i sandfiltret ökar. Blir trycket för högt kan inte vattnet flöda genom sandfiltret, och vattenpelaren i röret når en sensor högst upp som larmar för att åtgärder ska kunna vidtas. I de flesta försöken var vattenpelaren låg, men vid försök 6 var vattenpelaren nästan uppe vid larmnivå, cirka 6 gånger så hög som normalnivån. Vid försök 12 var vattenpelaren också hög, ungefär 5 gånger så hög som normalnivån.

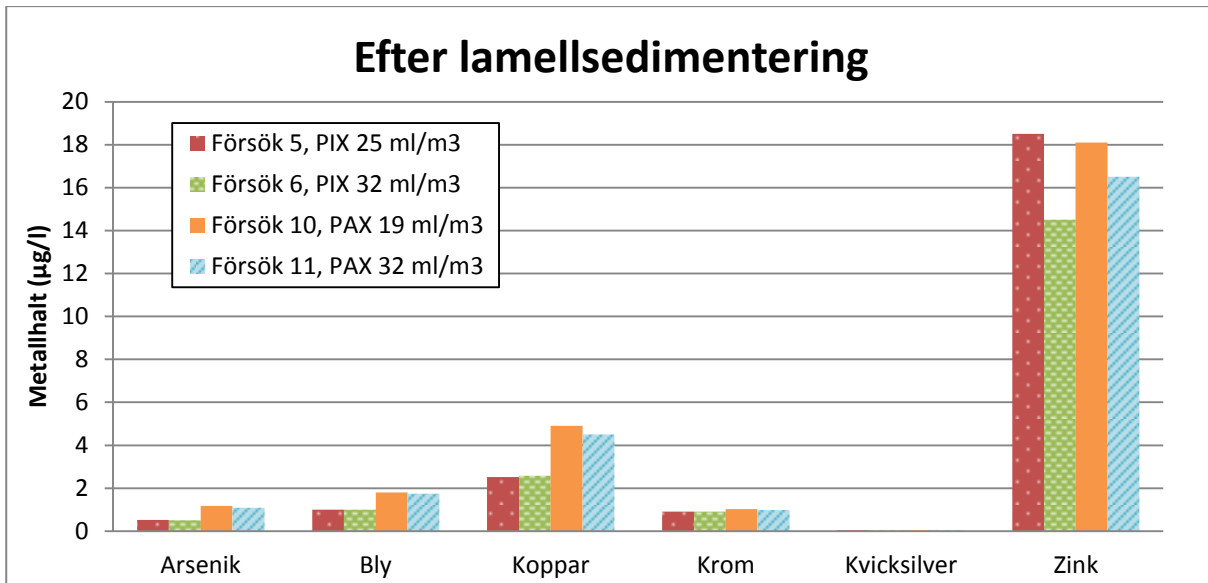
I Figur 16 visas skillnaden i koncentration mellan vatten från TOP-tanken och efter lamellsedimentering (eLS) för de metaller som Örtoftaverket har utsläppskrav på. De metaller där samtliga utgående värden låg under rapporteringsgräns redovisas ej. I samtliga fyra fall var polymerdosen 2500 ml/m<sup>3</sup>H<sub>2</sub>O.



Figur 16. Skillnaden i metallhalt mellan vatten från TOP-tanken och vatten efter lamellsedimenteringen.

I Figur 16 kan det utläsas att den högre dosen PIX, försök 6, har lett till störst avskiljning av metaller för samtliga parametrar. Näst bäst avskiljning uppnåddes i försök 5 med den lägre dosen PIX, medan försök 11 med den höga dosen av PAX generellt hade näst lägst avskiljning och den låga doseringen av PAX, försök 10, hade lägst avskiljning. För att se diagrammet men utan zink, gå till Bilaga 6.

I Figur 17 visas metallhalten i processvattnet efter lamellsedimenteringen. I samtliga fyra fall var polymerdosen 2500 ml/m<sup>3</sup>H<sub>2</sub>O. Diagrammet redovisas även utan zink i Bilaga 6.



Figur 17. Metallhalter i vattenprover efter lamellsedimentering.

Efter processvattenreningens sedimentationssteg var metallhalten i de flesta fall ungefär densamma för de två PIX-doseringarna (försök 5 och 6), likaså var den ungefär densamma för de två PAX-doseringarna (försök 10 och 11). Generellt låg utgående metallhalter lägre efter PIX-dosering än PAX-dosering. Inkommande halter (från TOP) var högst inför den högre doseringen av respektive metallklorid.

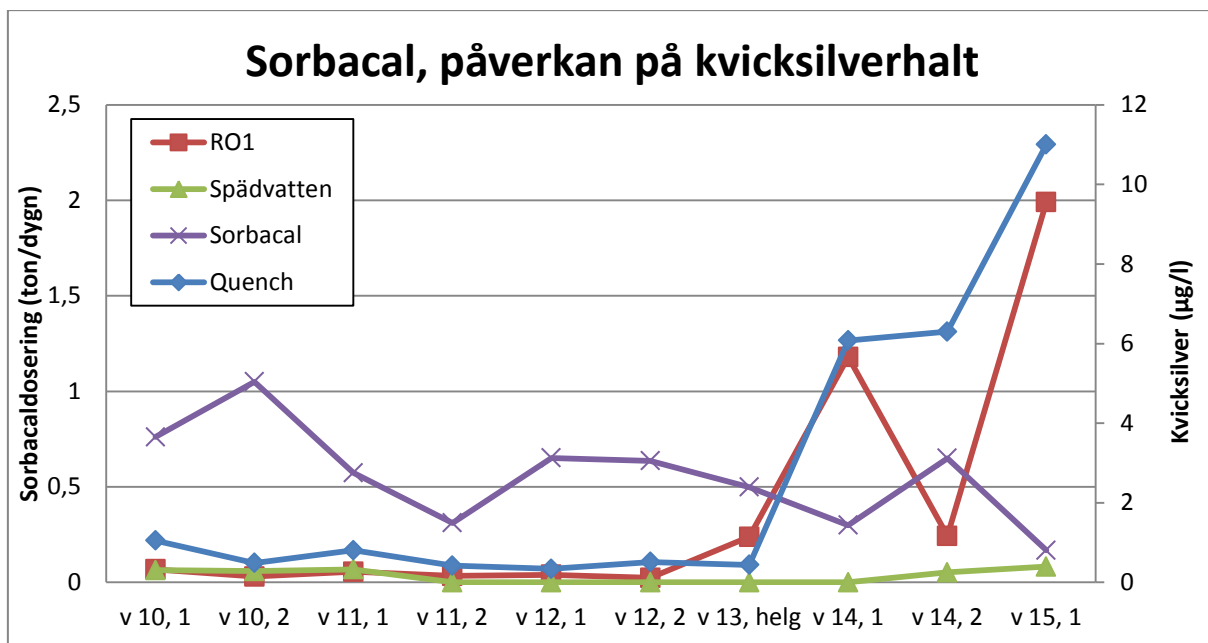
## 4.2 Rening av rökgaskondensat

Under testperiod 1 (vecka 10-12) var styrsignalen 35 mg SO<sub>2</sub>/Nm<sup>3</sup> medan den sattes till 45 mg SO<sub>2</sub>/Nm<sup>3</sup> under testperiod 2 (vecka 13-15).

Vattenprover togs ut i tre olika delar av vattenreningen kopplad till rökgaserna:

- Quenchvatten
- RO1-permeat (omvänd osmos) varav överskottet leds ut till dammsystemet
- Spädvatten, totalavsaltat inför användning som matarvatten vid pannan

Kvicksilverhalten som uppmättes i de olika vattenströmmarna återfinns i Figur 18 tillsammans med doseringen av Sorbacal.



Figur 18. Kvicksilverhalt i Quench, RO1 och spädvatten samt dosering av tillsatsmedlet Sorbacal.

Under de första tre veckorna var kvicksilverhalten låg i de olika vattenströmmarna. Vid inledningen av testperiod 2 (helgprovet vecka 13) började halterna i RO1 att stiga, och veckan därpå hade även quenchvattnet förhöjda halter kvicksilver. Under det andra veckoprovet i vecka 14 följde spädvattnet efter i höjningen, medan halterna i quench och RO1 stannade av respektive sjönk. Vecka 15 nådde samtliga vattenflöden sin högsta kvicksilverhalt. Sorbaldoseringen fluktuerade över mätperioden, men minskade över lag under periodens gång.

Enligt de provisoriska villkoren på rökgaskondensat till vattenmiljö så får kvicksilverhalterna inte överskrida 30 µg/l. För den första perioden var det högsta värdet i RO1-permeatet 0,07 µg/l och för den andra perioden 2 µg/l.

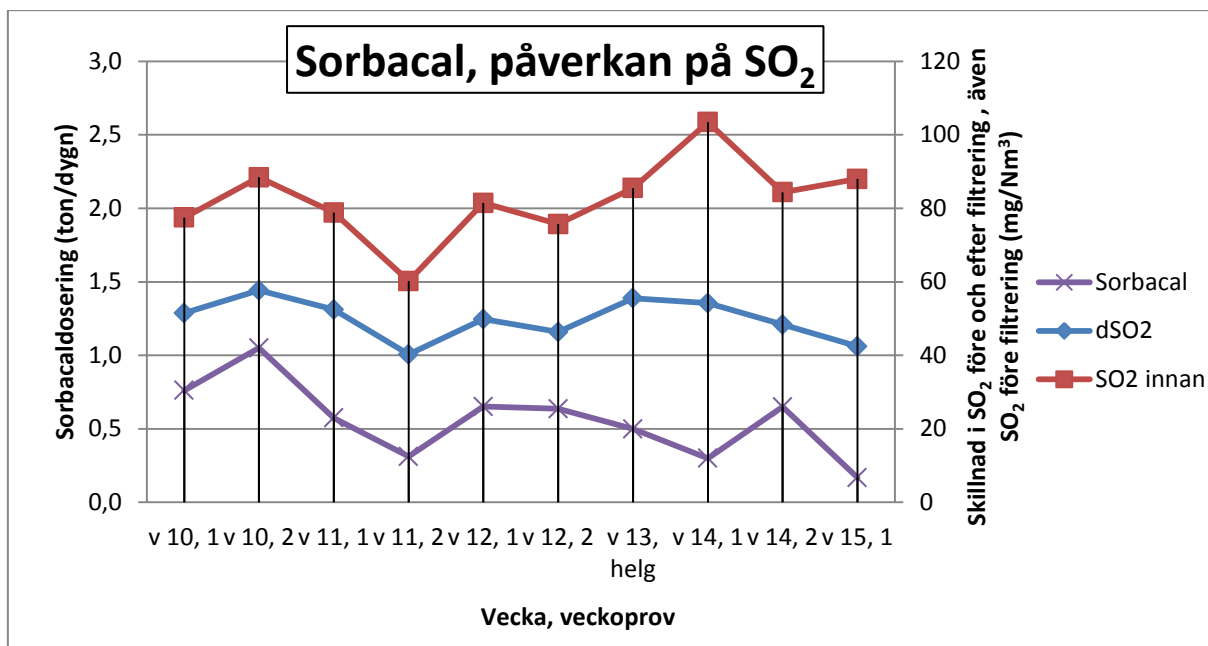
Statistik fanns tillgänglig för kvicksilverhalten i RO1 för år 2014 och 2015 då tillsatsmedlet släckt kalk användes. I Tabell 6 visas medelvärdet av kvicksilverhalt för 2014, 2015 samt för undersökt testperiod våren 2016. Mängden kvicksilver vid dosering av Sorbacal jämförs med mängden kvicksilver vid dosering av släckt kalk.

Tabell 6. Jämförelse mellan kvicksilverhalt i rök-gaskondensat till dammsystem (RO1) vid olika tidsperioder.

Tillsatsmedel	Period	Medelvärde kvicksilverhalt (µg/l)	Kvicksilverhalt jämfört med 2014 (%)	Kvicksilverhalt jämfört med 2015 (%)
<b>Sorbacal a, 2016</b>	Stabil drift v 10-13	0,042	2,6	0,76
<b>Sorbacal b, 2016</b>	Total testperiod v 10-15	0,39	24	7,1
<b>Släckt kalk, 2014</b>	Januari - december	1,6	100	29
<b>Släckt kalk, 2015</b>	Januari - november	5,5	340	100

Vid undersökning av den totala doseringsperioden med Sorbacal (Sorbacal b i Tabell 6) ingick värden för prover som tagits då det var driftstopp samt då tillsatsmedlet i princip var helt slut. Trots detta sänktes kvicksilverhalten tydligt jämfört med 2014 och 2015 då släckt kalk hade använts: kvicksilverhalten var 24 % av medelhalten under 2014, och 7,1 % av vad som funnits 2015. Vid stabil drift (Sorbacal a) var sänkningen i kvicksilverhalt ännu mer markant då den jämfördes med 2014 och 2015. Förekomsten av kvicksilver hade reducerats till endast 2,6 % av halten år 2014 och mindre än 1 % av värdet för 2015.

Förutom att avskilja kvicksilver var Sorbacals uppgift även att reducera svaveldioxid i rök-gaserna. I Figur 19 visas mängden avskild svaveldioxid tillsammans med dosering av Sorbacal.



Figur 19. Skillnad i svaveldioxidhalt ( $dSO_2$ ) i rökgaserna före och efter textilfilter (vid närvaro av tillsatsmedel).

Inledningsvis följer de tre typerna av mätning samma trender, de stiger och sjunker samtidigt. Vid vecka 13 ändras detta, svaveldioxidhalten in och Sorbacaldoseringen blir spegelvända istället för parallella medan kurvan för mängd avskild svaveldioxid flackas ut och reagerar som ett mellanting mellan de övriga två kurvorna.

I Tabell 7 visas medelåtgång av tillsatsmedel beroende av mängd svaveldioxid inför textilfilter för tre fall. Även styrsignalen för utgående svavelmängd har varit avgörande för att välja vilka Sorbacal- och släckt kalkperioder som ska jämföras. Sorbacaldoseringen i det första fallet är hämtad från förundersökningen december 2015 medan de övriga två är från testperioden vecka 10-15 år 2016.

Tabell 7. Kostnad och åtgång av tillsatsmedel vid styrsignalerna 35 och 45 mg SO<sub>2</sub>/Nm<sup>3</sup>.

Fall/ Tillsatsmedel	Styrsignal (SO <sub>2</sub> efter reningssteg, mg/Nm <sup>3</sup> )	Medelhalt SO <sub>2</sub> inför textfilter (mg/Nm <sup>3</sup> )	Åtgång tillsatsmedel (ton/dygn)	Kostnad tillsatsmedel (kr/dygn)	Kostnad inkl deponi (kr/dygn)	Period (dagar)
<b>Sorbacal 1 (aktivt kol 10 %)</b>	35	50	0,21	950	1200	41
<b>Släckt kalk 1</b>	35	50	0,64	880	1600	3
<b>Sorbacal 2 (Aktivt kol 5 %)</b>	35	81	0,66	2500	3200	18
<b>Släckt kalk 2</b>	35	58	1,3	1800	3300	28
<b>Sorbacal 3 (Aktivt kol 5 %)</b>	45	86	0,31	1200	1500	15
<b>Släckt kalk 3</b>	45	86	0,90	1200	2200	11

Till det första fallet, Sorbacal 1, hittades en motsvarande period med kalkdosering där mängden svaveldioxid in var lika hög. Kostnaden för tillsatsmedel var högre vid användning av Sorbacal än släckt kalk, men den totala kostnaden var lägre till följd av mindre mängd flygaska till deponi.

I fall två, Sorbacal 2, hittades ingen motsvarande period med kalkdosering och samma styrsignal då det varit lika hög inkommande halt svaveldioxid. Därför redovisades istället den period då inkommande svaveldioxid varit som högst, 58 jämfört med 81 mg/Nm<sup>3</sup>. Trots den stora skillnaden i inkommande svaveldioxid blev den slutgiltiga kostnaden för tillsatsmedel lägre för Sorbacal än släckt kalk. En linjär uppskattning (utifrån värden för Släckt kalk 1 och 2 i Tabell 7) av kostnad vid 81 mg/Nm<sup>3</sup> ger 4400 kr/dygn för tillsatsmedlet samt 8000 kr/dygn för tillsatsmedel och deponi - betydligt mer än vid användning av Sorbacal.

I det tredje fallet, Sorbacal 3, var den slutgiltiga kostnaden för släckt kalk 47 % högre än för Sorbacal. I fall 2 och 3 är inkommande svaveldioxidhalt ungefär densamma, men dosermängden Sorbacal är mindre än hälften i fall 2 jämfört med i fall 3. Styrsignalen är 35 i fall 1 och 45 i fall 2, och genom att acceptera 10 mg/Nm<sup>3</sup> mer i utgående rökgaser fås ett kraftigt genomslag på mängd tillsatsmedel.

I Tabell 8 visas medelvärdet för styrsignal och inkommande halt svaveldioxid mellan januari 2015 och april 2016. Dessutom visas kostnadsjämförelser mellan släckt kalk och Sorbacal vid ungefär samma inkommande mängd svaveldioxid som medelvärdet för januari 2015 - april 2016. Dock skiljer sig värdet på styrsignalen från medelvärdet.



Tabell 8. Jämförelser i kostnad mellan Sorbacal och släckt kalk vid olika värde på styrsignal men liknande värden på inkommande halt svaveldioxid.

	Styrsignal (mg/Nm <sup>3</sup> )	Medelhalt SO <sub>2</sub> inför textilfilter (mg/Nm <sup>3</sup> )	Medelkostnad inklusive deponi (kr/dygn)	Skillnad i kostnad (kr/dygn)	Antal mätvärden
<b>Medelvärde jan 2015 - apr 2016</b>	39	66	-	-	11000
<b>Sorbacal</b>	35	64	1800	2300	8
<b>Släckt kalk</b>	35	64	4100		8
<b>Sorbacal</b>	45	71	2100	0	4
<b>Släckt kalk</b>	45	70	2100		4

Resultaten för Sorbacal och släckt kalk i Tabell 8 bygger på få värden. Vid styrsignalen 35 mg/Nm<sup>3</sup> och inkommande halt svaveldioxid 64 är kostnaden 2300 kr/dygn lägre för användning av Sorbacal än släckt kalk, medan skillnaden i kostnad är 0 kr/dygn vid styrsignalen 45 och inkommande svaveldioxidhalt vid ungefär 70.

### 4.3 Reningsgrad i dammarna

När samtliga prov var analyserade (både för 2014, 2015 och regnperioden 2016) upptäcktes det att metallanalyspaketet som använts saknade uppslutning i förbehandlingen, vilket kan innebära lägre detekterade halter än om uppslutning tillämpats.

#### 4.3.1 Reningsgrad 2014 och 2015

För flera parametrar förekom värden som låg under analysmetodens rapporteringsgräns, det vill säga att koncentrationen av ett ämne kunde vara lägre än vad som angivits i analysresultatet från laboratoriet ALS. I denna rapport ansätts de berörda parametrarnas värde till rapporteringsgränsen, men det är även vanligt att använda halva rapporteringsgränsens värde. Eftersom det sannolikt blir en överskattning av koncentrationen för dessa parametrar påverkas både beräkning av massflöde och reningsgrad i berörda strömmar. I Tabell 9 och Tabell 10 redovisas de parametrar som för driftsäsongen berördes av rapporteringsgräns. Teckenförklaring visas nedan.

Betydande antal värden under rapporteringsgräns

- + Reningsgraden påverkas positivt
- Reningsgraden påverkas negativt
- \* Parametern analyserades inte i motsvarande ström

Värden ligger generellt över rapporteringsgräns

Tabell 9. Parametrar där betydande mängd halter under rapporteringsgräns förekom under driftsäsongen år 2014. Beteckningarna på vattenflödenas provtagningspunkter är desamma som i Figur 6. IP1: Processvatten, IP2: Dagvatten från bränslelager samt körytor, P1: Rök-gaskondensat och slutligen P2: Utlopp till recipient.

Parameter	IP1	IP2	P1	P2
<b>Arsenik</b>	+	+	+	
<b>Bly</b>	+		+	
<b>Kadmium</b>	+		+	
<b>Koppar</b>			+	
<b>Krom</b>	+	+	+	
<b>Nickel</b>			+	
<b>Tallium</b>	+	+	+	-
<b>Zink</b>			+	
<b>Ammoniumkväve</b>		+	*	
<b>Fenol</b>	*	*	*	
<b>Oljeindex</b>	*	*	*	
<b>Suspenderad substans</b>	+		+	-

Tabell 10. Parametrar där betydande mängd halter under rapporteringsgräns förekom under driftsäsongen år 2015. Beteckningarna på vattenflödenas provtagningspunkter är desamma som i Figur 6. IP1: Processvatten, IP2: Dagvatten från bränslelager samt körytor, P1: Rök-gaskondensat och slutligen P2: Utlopp till recipient.

Parameter	IP1	IP2	P1	P2
Arsenik	+		+	
Bly	+		+	
Kadmium	+		+	
Koppar	+		+	
Krom	+		+	
Nickel			+	
Tallium			+	-
Zink			+	
Fenol	*	+	*	-
Oljeindex	+	+	*	-
Suspenderad substans	+		+	

Merparten av parametrarna i Tabell 9 och Tabell 10 har värden under rapporteringsgränsen som påverkar reningsgraden positivt, vilket innebär att den överskattas. Vissa av parametrarnas värden påverkar dock reningsgraden positivt i en ström och negativt i en annan vilket gör att det är svårt att avgöra om reningen över- eller underskattas.

Så gott som samtliga prover som analyserades för fenol och oljeindex hade värden under rapporteringsgränserna (0,1-1 µg/l respektive 50 µg/l). Därför redovisas varken reningsgrad eller utsläpp för dessa parametrar i huvudrapporten.

I Bilaga 5 redovisas de parametrar som berördes av rapporteringsgräns under sommarperioden med driftuppehåll år 2014 och 2015. Reningsgraden vid driftuppehåll år 2014 och 2015 grundas på tre respektive två månadsanalyser och redovisas i samma bilaga.

I Tabell 11 redovisas beräknade värden för reningsgrad under driftsäsong respektive årliga utsläpp för 2014 och 2015. Dessutom visas data framtagen i samband med dammarnas projektering avseende förväntad reningsgrad respektive årliga utsläpp (Törneman, 2011). Beräknade reningsgrader med negativt värde eller ett värde större än 100 % markeras med kursiv och understruken text. Avsaknad av värden markeras med ”-”.

Tabell 11. Reningsgrad i Örtoftaverkets dammar samt årligt utsläpp till recipienten Kävlingeån. Beräknade värden från 2014 och 2015 samt modellerade värden i samband med projektering av anläggningen. Avsaknad av värden markeras med "-". Kursiv och understruken text markerar reningsgrader utanför intervallet 0-100%. BOD<sub>7</sub>: biokemisk syreförbrukning, 7 dagar. TOC: totalt organiskt kol.

Parameter	Modellerade värden innan anläggningen togs i drift		2014 Beräknat		2015 Beräknat	
	Förväntad reningsgrad (%)	Utsläpp till recipient (kg/år)	Reningsgrad driftsäsong (%)	Utsläpp till recipient (kg/år)	Reningsgrad driftsäsong (%)	Utsläpp till recipient (kg/år)
Arsenik	70	3,0	48	0,087	<i><u>-12</u></i>	0,14
Bly	85	1,5	45	0,072	33	0,051
Kadmium	70	0,15	<i><u>190</u></i>	0,018	33	0,0087
Koppar	70	7,5	62	0,15	<i><u>-900</u></i>	1,7
Krom	70	6,9	23	0,051	43	0,03
Kvicksilver	60	0,49	<i><u>280</u></i>	0,06	<i><u>1500</u></i>	0,27
Nickel	55	11	<i><u>-67</u></i>	0,46	<i><u>-200</u></i>	0,64
Tallium	25	1,9	<i><u>120</u></i>	0,0021	14	0,0037
Zink	75	15	<i><u>-16</u></i>	5,3	<i><u>-39</u></i>	5,4
Ammoniumkväve	-	-	81	620	49	540
BOD <sub>7</sub>	40	3000	-	530	-	2900
Suspenderad substans	90	3000	68	570	60	1000
TOC	70	1500	-	830	<i><u>-400</u></i>	2300
Totalfosfor	70	15	-	8,9	<i><u>-3,7</u></i>	10
Totalkväve	35	300	-	880	<i><u>-120</u></i>	920

I Tabell 11 ligger en stor andel värden för reningsgrad utanför intervallet 0-100 % under 2014 och 2015. Negativa värden innebär att en större mängd ämne har lämnat dammen under den undersökta perioden än vad som har kommit in via vattenflödena IP1 och IP2 under samma period. Positiva värden större än 100 % skulle innebära att allt innehåll av berörd parameter som kommit in i dammen har renats bort och mer där till. Det senare är inte fysiskt möjligt, vilket indikerar att det finns stora osäkerheter i resultaten. Generellt är den modellerade reningsgraden högre än vad som beräknats för både 2014 och 2015. För de parametrar där reningsgraden var under 100 % var reningsgraden högre under 2014 än 2015 för samtliga parametrar utom krom.

Utsläpp av metaller till recipient är under år 2014 och 2015 betydligt lägre än vad som modellerats. Med undantag av totalkväve för båda åren och TOC (totalt organiskt kol) under 2015 är de beräknade utsläppen av övriga parametrar också lägre än de modellerade.

#### 4.3.2 Reningsgrad vid regn

I Tabell 12 visas regnmängd i samband med provtagning för de tre provomgångarna.

Tabell 12. Regnmängd och uppehållstid för fyra omgångar med prov.

Omgång	Serie 1	Serie 2	Serie 3
Regnmängd inför (mm)	1,5	5	8
Regnmängd mellan start- och slutprov (mm)	13,5	14,5	5,5
Upphållstid (h)	45	46	53

Det regnade bara lite inför serie 1, men under seriens gång kom det mycket nederbörd. Serie 2 hade stor regnmängd både inför och efter att det första provet plockats ut. Serie 3 föranleddes av mycket regn men hade inte så mycket nederbörd efter att provtagningen inletts.

I Tabell 13 visas reningsgraden för de tre regnserierna tillsammans med ett medelvärde över desamma. Fenolhalten låg under rapporteringsgränsen i samtliga flöden utom P1, och redovisas därför inte. Beräknade reningsgrader med negativt värde eller ett värde större än 100 % markeras med kursiv och understruken text.

Tabell 13. Reningsgrad vid tre regnväder under samma vecka. Även medelvärdet av reningsgraden under dessa tre regnserier redovisas. Kursiv och understruken text markerar reningsgrader utanför intervallet 0-100%.

Parameter	Regnserie 1 (%)	Regnserie 2 (%)	Regnserie 3 (%)	Medelvärde (%)
Arsenik	<i><u>-770</u></i>	42	85	33
Bly	<i><u>-600</u></i>	26	94	53
Kadmium	<i><u>-420</u></i>	14	89	28
Koppar	<i><u>-230</u></i>	47	93	59
Krom	<i><u>-15</u></i>	50	95	61
Kvicksilver	<i><u>7300</u></i>	<i><u>23000</u></i>	<i><u>6400</u></i>	<i><u>8400</u></i>
Nickel	<i><u>-160</u></i>	78	100	62
Zink	<i><u>-750</u></i>	13	83	12
Ammoniumkväve	<i><u>-11000</u></i>	<i><u>-8000</u></i>	32	<i><u>-730</u></i>
Totalfosfor	55	69	<i><u>150</u></i>	<i><u>110</u></i>
Totalkväve	<i><u>-1600</u></i>	29	61	<i><u>-26</u></i>
Turbiditet	<i><u>-500</u></i>	<i><u>-120</u></i>	83	<i><u>-65</u></i>

Reningsgraden för kvicksilver är långt över 100 % i samtliga serier, något som är omöjligt i praktiken. Vid jämförelse regnserierna emellan är reningsgraden stort negativ för parametrarna i den första serien medan den är genomgående positiv i den tredje serien. I mittenserien, regnserie 2, har reningsgraderna värden mellan värdena i serie 1 och 3. Medelvärdet för regnserierna visade att reningsgraden var positiv för turbiditeten och samtliga metaller men negativ för övriga parametrar. De negativa reningsgraderna innebär att mer av ett ämne har lämnat dammen via P2 än vad som kommit in via IP1 och IP2. I detta fall indikerar resultaten till exempel att fem gånger mer totalkväve lämnat dammen under regnserie 1 än vad som kommit in via vattenflödena.

Utsläppskraven som finns på anläggningen gäller inte reningsgrad, utan halter av olika ämnen. För att undersöka om kraven uppfyllts trots negativa reningsgrader granskades utsläppshalterna. Medelvärdet för utsläppshalter av olika parametrar jämfördes även mellan regnmätningarna och åren 2014 och 2015 (graf i Bilaga 7). Halterna var ganska jämna perioderna emellan, men halterna vid regn var generellt något högre. Vid jämförelse med de provisoriska villkoren för utsläpp var samtliga undersökta halter långt under de gränser som satts. Samtliga metaller samt fenol var under 2 % av sina provisoriska villkor.

## 5 Diskussion

Inledningsvis behandlas *Fällning och flockning i processvattenreningen*, därefter *Rening av rökgaskondensat* och slutligen *Reningsgrad i dammarna*.

### 5.1 Fällning och flockning i processvattenreningen

För att komma fram till ett lämpligt kemikalieval och en lämplig dosering i processvattenreningen tas hänsyn till såväl inkommande vattenkvalitet som kemikalien funktionalitet.

#### 5.1.1 Laboratorieskala

Enligt resultaten i laboratorieskala var det främst metallkloriderna som påverkade turbiditeten. Polymerdosen hade väldigt låg påverkan trots att ett brett intervall (200-5000 ml/m<sup>3</sup>) undersöktes. Detta kan indikera att polymerens spädning i systemet inte var optimal - den koncentrerade polymerlösningen är väldigt viskös och det råder osäkerhet om huruvida pumparna lyckas överföra rätt mängd till spädningstanken då ny polymerlösning blandas.

Bäst resultat uppnåddes med PAX, men generellt behövdes högre doseringar (>30 ml/m<sup>3</sup>) av detta fällningsmedel för att uppnå de lägsta turbiditeterna (ca 0,3 NTU) jämfört med PIX som gav lägst turbiditet (ca 0,7 NTU) inom doseringsintervallet 10-30 ml/m<sup>3</sup>. PIX-dosering över 30 ml/m<sup>3</sup> visade tendenser till överdosering eftersom turbiditeten ökade istället för att minska.

#### 5.1.2 Fullskala

Flockarna i fullskaleförsöken blev aldrig större än dammkorn. Resultatet var långt ifrån vad som hade önskats ur flockningssynpunkt, men både metallhalterna från TOP och efter lamell-sedimenteringen låg under miljödomstolens provisoriska villkor för vatten till recipient (se Bilaga 1). Att flockarna var så små kan exempelvis tyda på att polymerdoseringen alternativt polymerspädningen inte sker på optimalt sätt.

#### 5.1.3 Konduktivitet

Konduktiviteten för vattnet från TOP-tanken och lamellsedimenteringen var väldigt låg, vilket innebär att det inte fanns mycket joner i vattnet. Att konduktiviteten var högre efter reningen beror på att lut samt metallsalterna PIX och PAX doserades och höjde jonhalten. Det var oväntat att vattnet från TOP-tanken hade lägre konduktivitet än kranvatten, eftersom innehållet i TOP-tanken till stor del förväntas bestå av kallt stadsvatten (kranvatten) som spolats på golv och ytor i anläggningen. Andra saker som var oväntade var att vattnet från TOP-tanken var över 30 °C varmt, samt att vattennivån i TOP-tanken sjönk långsammare än förväntat. Allt detta tyder på att det någonstans i anläggningen finns kondensatläckage som gör att processvattnet späds ut med varmt och väldigt rent vatten.

#### 5.1.4 Turbiditet

Turbiditeten svarade på de båda metallkloriddoseringarna genom att sänkas vid ökad dosering. Den största sänkningen i turbiditet uppnåddes i försök nr 8 vid låg polymerdos och medelhög PAX-dos, vilket antyder att detta skulle kunna vara en bra dosering för att avlägsna partiklar från vattnet. Även försöken då medelhög och hög dosering av PIX kombinerades med hög polymerdosering (försök 5 och 6) gav bra resultat.

### 5.1.5 Metall

Inledningsvis var avsikten att samtliga tolv provomgångar i fullskala skulle skickas på metallanalys, men då konduktiviteten var låg och flockarna som bildades fortfarande var mycket små omvärderades beslutet. Eftersom kvalitén på ingående vatten inte motsvarade den som förväntas i framtiden ansågs kostnaderna för analyserna inte matcha informationen de skulle ge. Därför valdes istället prover från fyra av tillfällena ut för analys. De valdes så att antalet mol av den aktiva substansen - metalljonen  $\text{Fe}^{3+}$  i PIX respektive  $\text{Al}^{3+}$  i PAX - skulle vara så lika som möjligt för att effekten av de två fällningsmedlen skulle kunna jämföras. Dessutom valdes två olika doseringar av varje fällningskemikalie för att inbördes kunna visa indikation på hur stor påverkan doseringen hade på metallavskiljningen i vattnet. Information om metallkloridernas doseringsverkan prioriterades före polymerdoseringens då dessa visat sig ha större inverkan under laboratorieskaleförsöken. Därför var polymerdoseringen densamma i samtliga fyra provomgångar som skickades på analys, vilka alla bestod av ett prov från TOP-tanken och ett från lamellsedimenteringen.

Försöken med PIX gav bäst resultat både i fråga om avskiljning av metall (Figur 16) och att ge lägst metallhalt efter sedimenteringen (Figur 17), doseringen 32 ml/m<sup>3</sup> PIX var allra bäst av de fyra undersökta doseringarna. Detta går emot resultaten i laboratorieskala.

Vid jämförelse mellan turbiditet (Figur 14) och utgående metallhalt (Figur 17) visade det sig att både turbiditeten och metallhalten var lägre vid användning av PIX än vid användning av PAX för de fyra proverna, dock skiljde trenderna lite inbördes för de två PAX-doseringarna. Ett samband mellan turbiditet och metallinnehåll skulle innebära att den enklare turbiditetsmätningen kunde användas som en snabb och grov metod för att uppskatta vattnets föroreningsgrad av metaller. Detta skulle även innebära att hög dosering av PAX samt låg dosering av polymer kunde vara intressant ur reningssynpunkt. Dock är underlaget för litet för att säga mer än att det finns indikationer om ett sådant samband.

Metallhalterna i de analyserade proven (Figur 17) var ungefär desamma för de två doseringarna av PIX. Detsamma gäller för PAX, och dessa partiklar kan indikera att skillnaden i dosering är för liten för att ge ett tydligt resultat.

### 5.1.6 Val av kemikalier och dosering

Renheten på inkommande vatten till processvattenreningen var oväntat hög under testperioden, så följande rekommendationer gäller inte för normaldrift utan endast för drift vid liknande förutsättningar.

I laboratorieskaleförsöken ledde dosering av PAX till lägre turbiditet än dosering av PIX, men i fullskala var det generellt tvärt om. PIX visade även bättre resultat i de fyra fall då metallhalten testats. Skillnaden på fällningsmedlens funktionalitet tycks inte vara speciellt stor för det undersökta vattnet. De små skillnader som precis nämnts tillsammans med indikationen att större mängd PAX än PIX behöver doseras för att uppnå en hög avskiljning tyder dock på att järnklorid, PIX, är det bättre valet i nuläget.

Doseringarna i försök 6 och 12 i fullskala påverkade efterföljande sandfilter negativt och bör därför undvikas vid rådande förhållanden.

Eftersom vattnet i nuläget är så pass rent rekommenderas därför låga doseringar av både PIX och Polymer:



PIX: 10 ml/m<sup>3</sup>

Polymer: 1000 ml/m<sup>3</sup>

Detta leder till en besparing av resurser liksom ekonomiska medel. Enligt förundersökningen är en sådan dosering även skonsam för det efterföljande sandfiltret vid liknande vattenkvalité.

## 5.2 Rening av rökgaskondensat

Tillsatsmedlet Sorbacals funktion utvärderas både utifrån dess förmåga att avlägsna kvicksilver och svaveldioxid. Dessutom diskuteras kostnad för användning av Sorbacal jämfört med släckt kalk.

### 5.2.1 Kvicksilver

Under den första testperioden var driften stabil, och till följd av hög inblandning av torv i bränslet bildades mycket svaveldioxid, vilket ledde till hög dosering av tillsatsmedlet Sorbacal. Detta resulterade i låga kvicksilverhalter i proverna - för RO1 var halterna lägre än 3 % av vad de varit föregående två år (Figur 18 och Tabell 6). Den höga doseringen ledde också till att det inför den andra testperioden inte fanns så mycket kvar av den Sorbacalmängd som köpts in för försöken.

Under den andra testperioden, v 13-15, höjdes värdet på styrsignalen för att undersöka vad som skulle ske med kvicksilverhalterna när mindre Sorbacal doserades. Förväntningen var att den kanske skulle öka och sedan stabiliseras. Dock stabiliserades aldrig kvicksilvernivån i vattenströmmarna under denna period. Mellan testperioderna stoppades driften för reparation, och när anläggningen startades igen kan vattenreningen inledningsvis ha varit i obalans och därför orsakat de ökade kvicksilverhalterna. Vid veckoprov 1 i vecka 14 var den inkommande svaveldioxidhalten den högsta under hela mätperioden (Figur 19), men ändå doserades ovanligt lite Sorbacal. Produkten, som är i pulverform, fastnade på förvaringssilons kanter vilket ledde till minskad dosering trots ökat behov. Detta upptäcktes, så vid det andra veckoprovets under samma vecka användes tryckluft runt silons kanter så att produkten åter kunde doseras enligt styrsignalen. Kvicksilverhalten i Quench och RO1 blev lägre, men vid vecka 15 var produkten nästan helt slut, så kvicksilverhalterna ökade åter. Kvicksilverhalten i spädvattnet har varit jämnast av de tre typerna av vattenprover, och den började stiga senare än övriga två. Detta förklaras genom att vattnet tas från spädvattentanken som genom sin volym har en buffrande verkan, medan övriga två vattenprover som har kortare uppehållstider påverkas snabbare av drifhändelser.

Medelvärdet av den totala testperiodens kvicksilverhalter till dammsystemet har varit 1,3 % av de provisoriska villkorens begränsningsvärden, något som kan anses vara en god upprensning.

### 5.2.2 Svaveldioxid

De tre trendlinjerna (Figur 19) för inkommande svaveldioxid, avlägsnad svaveldioxid samt dosering av Sorbacal följde samma mönster under den första testperioden. Detta samband var väntat med tanke på att både avskiljningen av svaveldioxid och doseringen av tillsatsmedel är beroende av inkommande mängd svaveldioxid.

I den andra mätperioden, vecka 13, höjdes toleransen för utgående svaveldioxid i styrsystemet, vilket kan vara del i förklaringen till att Sorbacaldoseringen blev lägre i förhållande till inkommande mängd svaveldioxid jämfört med vad den varit tidigare. Det kan även vara så att

nivåerna i Sorbacalsilon redan hade blivit så låga att de påverkades av att en del av produkten fastnade på kanterna. Vecka 14 är det tydligt att så var fallet, doseringen sjönk när den istället borde ha ökat. Under andra delen av vecka 14 återhämtade doseringen sig, för att sedan sjunka när produkten började ta slut. Detta påverkade mängd avskild svaveldioxid, som är en funktion både av mängd inkommande svaveldioxid och dosering av tillsatsmedel.

### 5.2.3 Kostnad Sorbaccal/släckt kalk

I samtliga undersökta fall (Tabell 7) var det billigare att använda Sorbaccal som tillsatsmedel jämfört med släckt kalk. Med hänsyn tagen till inköp av tillsatsmedel samt deponi är kostnaden per massenhet ungefär dubbel så stor för Sorbaccal som för kalken, vilket innebär att gränsen för vilket tillsatsmedel som är mest lönsamt dras där det doseras dubbelt så mycket kalk som Sorbaccal för en viss svaveldioxidhalt. Anledningen till att Sorbaccaldoseringen i dessa fall har legat så långt under doseringen av den släckta kalken är att kalken i Sorbaccal är ytförstörd och kan reagera med mer svaveldioxid per massenhet tillsatsmedel.

Styrsignalens värde är också avgörande för driftkostnad, något som kan ses vid jämförelse av Sorbaccal 2 och 3. Det var samma produkt som användes och liknande mängder inkommande svaveldioxid, men trots detta doserades det knappt hälften så mycket tillsatsmedel när styrsignalen var satt till 45 mg/Nm<sup>3</sup> jämfört med 35 mg/Nm<sup>3</sup>.

Det har varit svårt att avgöra hur stor den årliga besparingen skulle kunna bli vid byte av tillsatsmedel eftersom bränslesammansättning, effekt på panna och värde på styrsignal är parametrar som både varierar mycket och har stor påverkan på doseringen. Under januari 2015 till april 2016 var den genomsnittliga halten inkommande svaveldioxid 66 mg/Nm<sup>3</sup>, och det genomsnittliga värdet på styrsignal 39 mg/Nm<sup>3</sup>. Inga mätningar har gjorts med sorbaccal för nämnda styrsignal, men för både styrsignalen 35 mg/Nm<sup>3</sup> och 45 mg/Nm<sup>3</sup> fanns det enstaka dygnsvärden med dosering av både kalk och Sorbaccal relativt nära den inkommande svaveldioxidhalten 66 mg/Nm<sup>3</sup> (Tabell 8). I dessa fall blev besparingen 0 kr/dygn (styrsignal 45 mg/Nm<sup>3</sup>) respektive 2300 kr/dygn (styrsignal 35 mg/Nm<sup>3</sup>). Eftersom värdet 39 mg/Nm<sup>3</sup> för styrsignalen befinner sig mellan 35 mg/Nm<sup>3</sup> och 45 mg/Nm<sup>3</sup> är det sannolikt att även kostnadsbesparingen befinner sig mellan 0-2300 kr/dygn, vilket för ett driftår á 253 dagar (prognosen för 2016) innebär 0-580 tkr. Resultatet baseras dock på få värden, så intervallet för kostnadsbesparing är osäkert.

Medelkostnaderna från samtliga värden i Sorbaccalförsöken (Tabell 7) gällde för andra värden på inkommande svaveldioxid än ovan, men i dessa fall var besparingen mellan 400-700 kr/dygn, och vid 253 dagars drift skulle det innebära en årlig besparing av 100-180 tkr. Detta ligger inom intervallet 0-580 tkr som beräknades ovan.

### 5.2.4 Styrsignal och andel aktivt kol

I denna studie har det framkommit att doseringen av aktivt kol (genom Sorbaccal) tycks ge goda resultat avseende kvicksilverreduktion vid hög dosering av Sorbaccal. Däremot saknas tillförlitligt underlag vid låga doseringar av Sorbaccal, vilket även skulle medföra mindre mängd aktivt kol. För att avgöra om 5 % inblandning av aktivt kol är tillräckligt bör produkten testas i drift då inkommande mängd svaveldioxid är förhållandevis låg samtidigt som styrsignalens värde är i den högre delen av brukligt intervall så att doseringen av tillsatsmedel blir låg. Om kvicksilverhalten ökar till en oönskad nivå vid detta scenario bör inblandningen av aktivt kol i tillsatsmedlet ökas. Ifall halten istället tycks vara mer eller mindre opåverkad kan

nya försök göras med en lägre inblandning av aktivt kol. Priset för Sorbacal ökar med högre inblandning av aktivt kol.

Ett alternativ är att fylla de två befintliga silorna med varsin Sorbacalblandning, den ena med högre inblandning av aktivt kol än den andra. På så sätt kan den billigare varianten doseras när inkommande svaveldioxid är hög, medan den andra med högre andel aktivt kol kan doseras för att hålla kvicksilverhalterna låga då inkommande halt svaveldioxid är låg.

Valet av styrsignal påverkas till stor del av hur väl de tre riggarna med membran för omvänd osmos (RO1, RO2 och RO3, Figur 5) fungerar. Om samtliga är i drift reduceras tillräckligt mycket svaveldioxid när styrsignalsvärdet är runt 45 mg/Nm<sup>3</sup>, men om något av membranen är ur funktion behöver styrsignalen vara lägre för att inte efterföljande mixbädd ska förbrukas i förtid. Bäst ur miljömässig och ekonomisk aspekt är att dosera så lite tillsatsmedel som möjligt, vilket innebär att en hög styrsignal bör väljas inom ett intervall där reningen fortfarande är effektiv. Medelvärde på styrsignalen (januari 2015 - april 2016) har varit 39 mg/Nm<sup>3</sup>, så det tycks lämpligt att välja en styrsignal runt 40 – 45 mg/Nm<sup>3</sup> så länge omgivande utrustning tillåter det.

### **5.2.5 Miljövinster**

Bytet av tillsatsmedel från släckt kalk till Sorbacal med inblandat aktivt kol innebär en stor reduktion i kvicksilverhalt i de undersökta vattenflödena. Då även mängden tillsatsmedel reduceras innebär det miljömässiga vinster i form av färre transporter av tillsatsmedel och flygaska, samt minskad mängd flygaska som deponeras. Att ett byte dessutom förväntas leda till besparingar för företaget är en bonus.

## **5.3 Reningsgrad i dammarna**

I denna del diskuteras vad som kan vara orsaken till att reningsgraderna såg ut som de gjorde, samt varför de skiljer sig åt mellan beräknade årsmedelvärden, modellerade årsmedelvärden och vid regn.

### **5.3.1 Reningsgrad 2014 och 2015**

Reningsgradernas värden var inte alltid de väntade, och nedan listas saker som kan ha påverkat resultaten.

#### *Osäkerhetsfaktorer*

Av de parametrar där reningsgrad och/eller utgående mängd ämne redovisades var det 80 % som hade halter under rapporteringsgräns. För de flesta av dessa innebär det att reningsgraden överskattades.

För år 2014 finns analyser och flödesdata i P2 från samtliga månader, men proverna är tagna i form av stickprov vilket kan innebära en osäkerhet både för reningsgrad och årliga utsläpp trots att proverna är tagna 3-5 gånger per månad. För 2015 saknas analyser på P2 för fyra av månaderna vilket gjorde att halterna fick uppskattas utifrån övriga månaders resultat, något som innebär en uppenbar osäkerhet angående årligt utsläpp.

Samtliga prov i IP2 är tagna som stickprov och förväntas motsvara en hel månad. Det är i analysvaren för denna provtagningspunkt som spridningen av värden för ett ämne har varit störst, vilket därför innebär en stor osäkerhet för reningsgraden.

Den kontinuerliga flödesmätningen i IP3 (Figur 6) störs av flödet från P1 som kommer stötvis. Eftersom både flödet i P2 och IP2 beräknas baserat på flödet i IP3 kan detta påverka beräkningarna av inkommande och utgående mängd ämne, vilket i sin tur skulle påverka reningsgraden.

Då flödet för IP2 beräknas kommer även ”Dagvatten från taktor”, regn som faller på dammens yta samt inläckande grundvatten att ingå där. Det råder även osäkerhet om huruvida processvattnet tillförs där det är planerat, eller om det läcker ut redan vid IP2. Dessa två osäkerhetsfaktorer kan påverka resultatet för reningsgrad.

### *Reningsgrad, negativ och över 100 %*

Under år 2015 var reningsgraden negativ för flera parametrar, vilket skulle innebära att mer av ämnet har lämnat dammen via utgående vatten än vad som kommit in via vattenflödena under samma period. En anledning till detta skulle kunna vara att bränsle från det närbelägna bränslelagret blåst ner i dammen, vilket skulle förklara att det inte registrerats i inkommande vatten. Framför allt tycks det vara den finkorniga torven som hamnar i dammen, och den liksom övriga bränslepartiklar kan innehålla de undersökta parametrarna. Det är även möjligt att sediment från 2014 har följt med vattenflödet ut under 2015. Utöver detta kan innehållet av olika parametrar i regnvattnet som fallit på dammens yta ha en viss påverkan liksom de ovan nämnda osäkerhetsfaktorerna.

Kadmium, kvicksilver och tallium hade positiva reningsgrader under 2014 och/eller 2015. Detta skulle teoretiskt innebära att allt som fanns av dessa parametrar i inkommande vatten och mer därtill skulle ha avlägsnats. Detta är inte möjligt i praktiken, men dessa resultat kommer sig av att mängden detekterat ämne i P1 har varit större än i P2, så när denna mängd subtraheras från P2 (ekvation 7) leder det till att kvoten mellan utgående och inkommande vatten (ekvation 6) blir negativ, och reningsgraden alltså större än 100 %. Den typen av reningsgrad kan alltså ses som en indikation på att nästan hela mängden av berörda ämnen som går ut till recipient kommer från P1.

### *Jämförelse av modellerade och beräknade värden*

Reningsgraderna är högre under 2014 än 2015 för jämförbara ämnen, något som kan vara en följd av att torvhögen placerades närmare dammen under 2015 så att partiklar lättare kunde blåsa ner i den. För samtliga ämnen var utsläppen högre under 2015 än 2014. Utöver torvhögens placering kan en bidragande orsak till detta sannolikt vara att årsflödet till recipient var 30 % större under 2015. Beträffande de modellerade utsläppen till recipient användes ett flöde i beräkningarna som var 20 % större än för 2014 och ca 90 % av flödet 2015.

#### **5.3.2 Reningsgrad vid regn**

Det finns en osäkerhet kring regnmängden eftersom mätutrustningen var enkel. Därför bör dess resultat ses som indikationer. Angående provtagning finns även där en stor mätosäkerhet till följd av att analyserna gjordes på stickprov istället för samlingsprov.

Reningsgraden (Tabell 13) skiljde sig mycket åt beroende på vilken regnserie den tillhörde. Detta kan bero på att delar av det översta lagret av dammbottens sediment kan ha spolats ut vid det första regnet. Vid den andra omgången fanns i så fall inte lika mycket sediment kvar, och vid den tredje regnomgången på bara några dagar hade det mesta av lättillgängligt slam spolats bort. En bidragande orsak kan även vara att regnmängden var större i samband med de

två första serierna så att de större flödena lättare drog med sig slam. Dessutom gynnas dammens förmodade reningsmekanismer (sedimentation, filtrering och biologiskt upptag/nedbrytning) av en längre uppehållstid. Detta kan dock inte vara de enda förklaringarna eftersom regnmängd och uppehållstid var ungefär lika för serie 1 och 2 medan deras reningsgrader skiljer sig mycket åt. Alltså tycks reningsgraden påverkas starkt negativt vid ett kraftigt regn efter en lång period av uppehåll, men påverkas mindre under senare delar av perioder med återkommande regn.

För medelvärdet av regnserierna är reningsgraden negativ för de flesta parametrarna. Detta kan vara en indikation på att det är stor sannolikhet att sediment från dammarna till viss del sköljs ut. Trots att en större mängd ämne lämnar dammarna påverkas knappast halterna ut till recipient eftersom mängden regnvatten späder ut ämneshalterna.



## 6 Slutsatser och rekommendationer

Ingen tillfredställande flockning åstadkoms i processvattenreningen med de undersökta doseringarna. Detta förmodas bero på ett kondensatläckage någonstans i anläggningen som bidrar till ett oväntat rent vatten avseende metallhalter och konduktivitet. Lägst turbiditet och metallhalt (av de fyra prover som analyserats) efter lamellsedimenteringen åstadkoms med järnkloriden PIX-111 i kombination med den anjoniska polymeren Superfloc A-1883RS. Så länge processvattenkvalitén liknar testperiodens, rekommenderas följande låga kemikaliedosering:

PIX-111: 10 ml/m<sup>3</sup>

Superfloc A-1883RS: 1000 ml/m<sup>3</sup>

Med hänsyn till miljömässiga såväl som ekonomiska besparingar rekommenderas ett byte av tillsatsmedel i Örtoftaverkets rökgasrening från släckt kalk till Sorbacal<sup>®</sup> SP/AC. Styrsignalen för svaveldioxidhalt efter textilfiltret rekommenderas vara 40-45 mg SO<sub>2</sub>/Nm<sup>3</sup> för att uppnå en ändamålsenlig dosering. Vidare försök bör göras för att avgöra om inblandningen av 5 % aktivt kol är tillräcklig även vid låg dosering av tillsatsmedel.

Det är utifrån mätningarna som gjorts år 2014 och 2015 svårt att bedöma hur väl Örtoftaverkets dammar renar vattnet som passerar. Det finns många osäkerhetsfaktorer som påverkar resultatens tillförlitlighet. Däremot uppfyller de undersökta parametrarna med god marginal de utsläppskrav som finns på anläggningen. Det finns även stora osäkerhetsfaktorer för reningsgraden vid regn i denna studie, men resultaten indikerar att reningsgraden påverkas starkt negativt vid ett kraftigt regn efter en lång period av uppehåll, samt att den påverkas mindre under senare delar av perioder med återkommande regn.





## 7 Framtida studier

### 7.1 Fällning och flockning i processvattenreningen

Det finns tydliga indikationer på att det finns kondensatläckage någostans i anläggningen, så undersökningar bör göras för att hitta och laga detta/dessa.

I nuläget är vattnet ovanligt rent, men när vattenkvalitén förändras och processvattnet innehåller högre halter av föroreningar bör nya försök göras för att få till stånd en fungerande fällning och flockning. Laboratorieskaleförsök bör utföras med olika fällnings- och flockningskemikalier för att säkerställa att anläggningens kemikaliekombination är den som passar vattnet bäst. Efter detta bör försök göras för att trimma in kemikaliedoseringen.

Det råder stora osäkerheter kring huruvida polymeren späds som planerat ute i anläggningen. Mängden polymer som pumpas upp vid spädning bör utredas för att säkerställa att den doserade polymerlösningen är inom rätt koncentrationsintervall för optimal verkan.

Polymerdoseringen i den tredje fällnings- och flockningstanken sker nära utloppet som leder vidare till lamellsedimenteringen. För att bättre utnyttja tankens volym rekommenderas en utredning angående om det är möjligt att byta håll på rotern för omblandning samt om införandet av en doseringsring eller liknande leder till en bättre inblandning av flockningsmedlet (Kemira Kemwater, 2009).

### 7.2 Rening av rökgaskondensat

Vidare försök bör göras med tillsatsmedlet Sorbacal SP/AC 5 % aktivt kol för att se om kvicksilverreduktionen är tillräcklig även när doseringen av tillsatsmedel är låg.

Det finns två lagringssilor för tillsatsmedel. Ifall det visar sig att behovet av andel aktivt kol i tillsatsmedlet skiljer sig mycket åt vid hög och låg dosering rekommenderas en utredning huruvida det är ekonomiskt fördelaktigt att ha olika Sorbacalsammansättningar i de olika silorna eller ej.

### 7.3 Reningsgrad i dammarna

Ytterligare provtagning och analyser behöver utföras för att tillförlitligare kunna bedöma dammarnas reningsgrad. Provtagningen bör utföras på ett likvärdigt och representativt sätt för inkommande vatten till och utgående vatten från dammarna: en flödesproportionell provtagning rekommenderas i samtliga punkter, och uppslutning bör användas vid metallanalyserna

En utredning bör göras för att få kännedom om vid vilken position flödet IP1 tillkommer i dammen.

Det bör undersökas om dammens botten är i behov av slamsugning samt om det finns döda växter som behöver avlägsnas och ersättas med nya. Detta för att förebygga att föroreningar går vidare till recipienten.



## 8 Litteraturförteckning

- Adolfsson, S.-E. (November 2015). (M. Kaija, Intervjuare)
- Adolfsson, S.-E. (den 29 Oktober 2015). (M. Kaija, Intervjuare)
- ALS Scandinavia AB. (2016). *V-2 GRUNDÄMNINGEN I SÖTVATTEN*. Hämtat från ALS Scandinavia: [https://www.alsglobal.se/miljoanalys/paket/Vatten\\_2/Grundamnen\\_5/V-2-Grundamnen-i-sotvatten\\_2900](https://www.alsglobal.se/miljoanalys/paket/Vatten_2/Grundamnen_5/V-2-Grundamnen-i-sotvatten_2900) den 8 juni 2016
- ALS Scandinavia AB. (2016). *V-3B GRUNDÄMNINGEN I FÖRORENAT VATTEN (EFTER UPPSLUTNING)*. Hämtat från ALS Scandinavia: [https://www.alsglobal.se/miljoanalys/paket/Vatten\\_2/Grundamnen\\_5/V-3b-Grundamnen-i-fororenat-vatten-efter-uppslutning\\_2960](https://www.alsglobal.se/miljoanalys/paket/Vatten_2/Grundamnen_5/V-3b-Grundamnen-i-fororenat-vatten-efter-uppslutning_2960) den 8 juni 2016
- Caesar, M. *Processvattenrening*. Kraftringen Energi AB, Örtofta.
- Evonic. (u.d.). *TMT 15® Miljöanpassad avskiljning av tungmetaller i process- och avloppsvatten*. Hämtat från Evonic industries: <http://www.tmt15.com/product/tmt15/Documents/TMT-15-SV.pdf> den 13 juni 2016
- Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Nordström Enkel, A., & Pålsson, A. (2003). *About water treatment*. Helsingborg: Kemira Kemwater.
- Goldschmidt, B., Olsson, H., & Carlström, H. (2011). *Teknikval vid rening av rökgaskondensat i avfallsförbränningsanläggningar*. Stockholm: Värmeforsk.
- Göransson, G., Persson, H., & Lundström, K. (2011). *Transport av suspenderat material i Göta älv*. Linköping: Statens geotekniska institut.
- Kaczala, F., Marques, M., Vinrot, E., & Hogland, W. (juli 2012). Stormwater run-off from an industrial log yard: characterization, contaminant correlation and first flush phenomenon. *Environmental Technology*, 33(14), 1615-1628.
- Kaija, M. (2015). *Processvattenrening på Örtoftaverket - Optimering av fällning och flockning*. Lund: Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Institutionen för kemiteknik, Lunds Universitet.
- Kemira Kemwater. (2009). *Inblandning och flockning – presentation av inblandnings- och flockningsteknik vid kemisk fällning (Nytryck av broschyren "inblandning och flockning" från 1991)*. Sverige: Kemira Kemi AB, Kemwater.
- Little, E. C. (1979). *Handbook of utilization of aquatic plants, X. Water Purification*. Hämtat från Food and Agriculture Organization of the United Nations: <http://www.fao.org/docrep/003/X6862E/X6862E11.htm#ch10> den 18 Mars 2016
- Nilsson, A. (2006). *Optimering av den kemiska reningen vid Fläskebo deponi*. Uppsala: Uppsala University, Department of Information Technology, Division of System and Control.

- Nordkalk. (2011). *Nordkalk miljö, energi*. Hämtat från Nordkalk.se: <http://www.nordkalk.se/default.asp?viewID=2443> den 22 Mars 2016
- Nucon. (u.d.). Hämtat från eller ([https://www.idc-online.com/technical\\_references/pdfs/chemical\\_engineering/REMOVAL%20OF%20HEAVY%20METALS%20FROM%20DYE%20EFFLUENT%20USING%20ACTIVATED%20CARBON%20PRODUCED%20FROM%20COCONUT%20SHELL.pdf](https://www.idc-online.com/technical_references/pdfs/chemical_engineering/REMOVAL%20OF%20HEAVY%20METALS%20FROM%20DYE%20EFFLUENT%20USING%20ACTIVATED%20CARBON%20PRODUCED%20FROM%20COCONUT%20SHELL.pdf)): <http://www.nucon-int.com/specialty-carbon-adsorbents/activated-carbon-for-mercury-removal>
- Sorbacal. (u.d.). *Sorbacal SPS*. Hämtat från Sorbacal: <http://www.sorbacal.us/products-solutions/sorbacal-sps> den 24 Maj 2016
- Törneman, N. (den 28 December 2011). Teknisk beskrivning till ansökan om tillstånd enligt miljöbalken, bilaga 1: Fastbränsleeldat kraftvärmeverk i Örtofta, Beskrivning av anläggning för rening av dagvatten. Malmö: Sweco Environment AB, Södra regionen.
- woodnet.se. (den 4 Oktober 2010). *Kähns testar biologisk vattenrening*. Hämtat från NTT woodnet.se: <http://woodnet.se/nyheter/kahrs-testar-biologisk-vattenrening/> den 18 Mars 2016
- Öman, C., Malmberg, M., & Wolf-Watz, C. (2000). *Utveckling av metoder för Karakterisering av lakvatten från avfallsupplag, Slutrapport*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

# Bilaga 1

## Provisoriska villkor, vatten till recipient

Rökgaskondensatet och vattnet till Kävlingeån provtas och analyseras med avseende på metaller och suspenderad substans i enlighet med 100 § SFS 2013:253 och med avseende på Fenol och oljeindex enligt bilaga 4 i NFS 2002:28. I Tabell 14 visas parametrarnas begränsningsvärden.

*Tabell 14. Tillfälliga begränsningsvärden för Örtoftaverkets utsläpp till recipient samt erforderlig detektionsnivå för analysmetoderna.*

Parameter	Enhet	Begränsningsvärde	Erforderlig detektionsnivå
<b>Hg</b>	µg/l	30	0,1
<b>Cd</b>	µg/l	50	0,1
<b>Tl</b>	µg/l	50	0,1
<b>As</b>	µg/l	150	0,2
<b>Cr</b>	µg/l	500	0,5
<b>Ni</b>	µg/l	500	0,5
<b>Cu</b>	µg/l	500	1
<b>Pb</b>	µg/l	200	0,2
<b>Zn</b>	µg/l	1500	1
<b>Suspenderad substans</b>	mg/l	30 <sup>1</sup>	2
<b>Fenol</b>	mg/l	0,1	0,1
<b>oljeindex</b>	mg/l	5	0,1

---

<sup>1</sup> Detta gäller vid 95 % av mätningarna, med tillägget att 100% av mätningarna ska uppgå till högst 45 mg/l

## Bilaga 2

### Växtförteckning för Örtoftaverkets dagvattendammar

Våtmarkszon, örtpluggplanta

1 *Carex acuta*, vasstarr

2 *Carex nigra*, hundstarr

3 *Filipendula ulmaria*, älggräs

4 *Iris pseudacorus*, gul svärdsilja

5 *Lythrum salicaria*, fackelblomster

6 *Juncus articulatus*, ryltåg

7 *Juncus effusus*, veketåg

8 *Alisma plantago-aquatica*, svalting

9 *Persicaria amphibium*, vattenpilört

10 *Caltha palustris*, kabbleka

## Bilaga 3

### Dimensionering av dammar

I Tabell 15 redovisas dimensionerande data över renings- och utjämningsanläggningen hämtade från ”Teknisk beskrivning till ansökan om tillstånd enligt miljöbalken”, bilaga A.

Tabell 15. Dimensionerande data för renings- och utjämningsanläggningen

<b>Områdesdata</b>	
Årlig nederbörd	766 mm/år (korrigerad nederbörd)
Area exkl dammar	14,89 ha
Avrinningskoefficient	0,72
Reducerat tillrinningsområde (area x avrinningskoefficient)	10,72 ha
Total area inkl dammar	15,16 ha (varav dammyta 0,27 ha)
<b>Anläggningsdata</b>	
Permanent vattenvolym ( $V_p$ )	Totalt 1970 m <sup>3</sup> , varav: Damm 1: 630 Damm 2: 1180 Våtmark: 135 Uppsamlingsdamm 25
Total anläggningsyta	3700 m <sup>2</sup> , 4800 m <sup>2</sup> (inom vallar).
Total vattenyta upp till permanent vattennivå ( $A_p$ )	2 720 m <sup>2</sup> , varav: Damm 1: 775 Damm 2: 1080 Våtmark: 730 Makadamvall: 40 Uppsamlingsdamm 95
Total våtmarksyta (växtyta)	Ca 730 m <sup>2</sup> exkl grunda våtmarkszoner runt dammarna, ca 1000 m <sup>2</sup> inkl. grunda våtmarkszoner runt dammarna.
Maximalt vattendjup upp till permanent vattenyta	1,7 m.
Bredd grundzon	1,0 m

## Bilaga 4

### Analyserade parametrar i metallpaket V-2 och V-3b

I Tabell 16 visas analyspaket V-2 för proverna som användes i samband med beräkning av reningsgrad i Örtoftaverkets dammar. I Tabell 17 visas analyspaketet V-3b som användes för analys av vattenprover i processvattenreningen och rökgasreningen. Tallium (Tl) kunde väljas till för bägge paket och hade då rapporteringsgränsen 0,01 µg/l i V-2 och 0,1 µg/l i V-3b.

Tabell 17. Analyspaket V-3b,  
(ALS Scandinavia AB, 2016)

Analys av ämne:	Rapporteringsgräns:
Al, aluminium	10 µg/l
As, arsenik <sup>1</sup>	0.5 µg/l
Ba, barium	1 µg/l
Ca, kalcium	200 µg/l
Cd, kadmium <sup>2</sup>	0.05 µg/l
Co, kobolt	0.2 µg/l
Cr, krom	0.9 µg/l
Cu, koppar	1 µg/l
Fe, järn	10 µg/l
Hg, kvicksilver	0.02 µg/l
K, kalium	400 µg/l
Mg, magnesium	200 µg/l
Mn, mangan	0.9 µg/l
Mo, molybden	0.5 µg/l
Na, natrium	500 µg/l
Ni, nickel	0.6 µg/l
Pb, bly	0.5 µg/l
V, vanadin	0.2 µg/l
Zn, zink	4 µg/l

Tabell 16. Analyspaket V-2,  
(ALS Scandinavia AB, 2016)

Analys av ämne:	Rapporteringsgräns:
Al, aluminium	0.2 µg/l
As, arsenik <sup>1</sup>	0.05 µg/l
Ba, barium	0.01 µg/l
Ca, kalcium	100 µg/l
Cd, kadmium <sup>2</sup>	0.002 µg/l
Co, kobolt	0.005 µg/l
Cr, krom	0.01 µg/l
Cu, koppar	0.1 µg/l
Fe, järn	0.4 µg/l
Hg, kvicksilver	0.002 µg/l
K, kalium	400 µg/l
Mg, magnesium	90 µg/l
Mn, mangan	0.03 µg/l
Mo, molybden	0.05 µg/l
Na, natrium	100 µg/l
Ni, nickel	0.05 µg/l
P, fosfor	1 µg/l
Pb, bly	0.01 µg/l
Si, kisel	30 µg/l
Sr, strontium	2 µg/l
V, vanadin	0.005 µg/l
Zn, zink	0.2 µg/l

<sup>1</sup> För prover med höga halter klorid kan rapporteringsgränsen bli förhöjd.

<sup>2</sup> För prover med höga halter molybden kan rapporteringsgränsen bli förhöjd



## Bilaga 5

### Driftuppehåll: rapporteringsgräns och reningsgrader

I Tabell 18 och Tabell 19 redovisas de parametrar som för sommarperioden med driftuppehåll berördes av rapporteringsgräns. Teckenförklaringen nedan gäller för båda tabellerna.

Betydande antal värden under rapporteringsgräns

- + Reningsgraden påverkas positivt
- Reningsgraden påverkas negativt
- \* Parametern analyserades inte i motsvarande ström

Värden ligger generellt över rapporteringsgräns

*Tabell 18. Parametrar där betydande mängd halter under rapporteringsgräns förekom under driftuppehåll i juni-augusti år 2014.*

Parameter	IP2	P2
Arsenik	+	
Bly	+	
Kadmium	+	
Koppar	+	
Krom	+	
Kvicksilver	+	
Nickel	+	
Tallium	+	
Ammoniumkväve		-
BOD7	*	
Fenol	*	
Oljeindex	*	
Suspenderad substans		-

Tabell 19. Parametrar där betydande mängd halter under rapporteringsgräns förekom under driftuppehåll i juni och augusti år 2015.

Parameter	IP1	IP2	P2
Tallium	*	*	
Ammoniumkväve	*		-
Fenol	*	+	-
Oljeindex	+	+	-
Suspenderad substans	+		

För samtliga metaller saknades värden i IP1.

Tallium år 2015 och BOD7 (biokemisk syreförbrukning, 7 dygn), fenol och oljeindex för båda åren hade antingen mätning i för få provtagningspunkter eller hade för många värden som var under rapporteringsgräns. Därför redovisas inte deras reningsgrader. Samtliga metaller saknade mätning i IP1 under båda årens driftstopp.

Under 2014 (Tabell 18) överskattas reningsgraden för de flesta metallerna, medan reningsgraden för andra parametrar underskattas. I Tabell 19 visas att reningen av suspenderad substans kommer att överskattas år 2015 medan den kommer att underskattas för ammoniumkväve.

Underlaget för beräkning av reningsgrad då anläggningen inte var i drift under sommaren var begränsat, vilket kan påverka trovärdigheten hos resultaten. Särskilt gäller detta för 2015 som baseras på två månaders resultat istället för tre. Resultaten för 2014 och 2015 visas i Tabell 20.

Tabell 20. Reningsgrad vid driftstopp under sommaren 2014 och 2015.

Parameter	Reningsgrad, Sommar 2014 (%)	Reningsgrad, Sommar 2015 (%)
Arsenik	41	53
Bly	<u>-110</u>	41
Kadmium	59	48
Koppar	55	<u>-670</u>
Krom	62	<u>-26</u>
Kvicksilver	<u>-13</u>	<u>-3600</u>
Nickel	13	<u>-110</u>
Tallium	81	-
Zink	<u>-50</u>	<u>-190</u>
Ammoniumkväve	75	<u>-620</u>
Suspenderad substans	91	<u>-240</u>
TOC	-	<u>-630</u>
Totalfosfor	-	97
Totalkväve	-	<u>-810</u>

I Tabell 20 finns negativa reningsgrader för båda årens driftuppehåll. Under 2014 är 27 % av värdena negativa, medan hela 69 % av värdena är negativa under 2015. En negativ reningsgrad innebär att mer av parametern har lämnat dammen än vad som kommit in via vattenflödet IP2 (och i vissa fall IP1) under samma period.

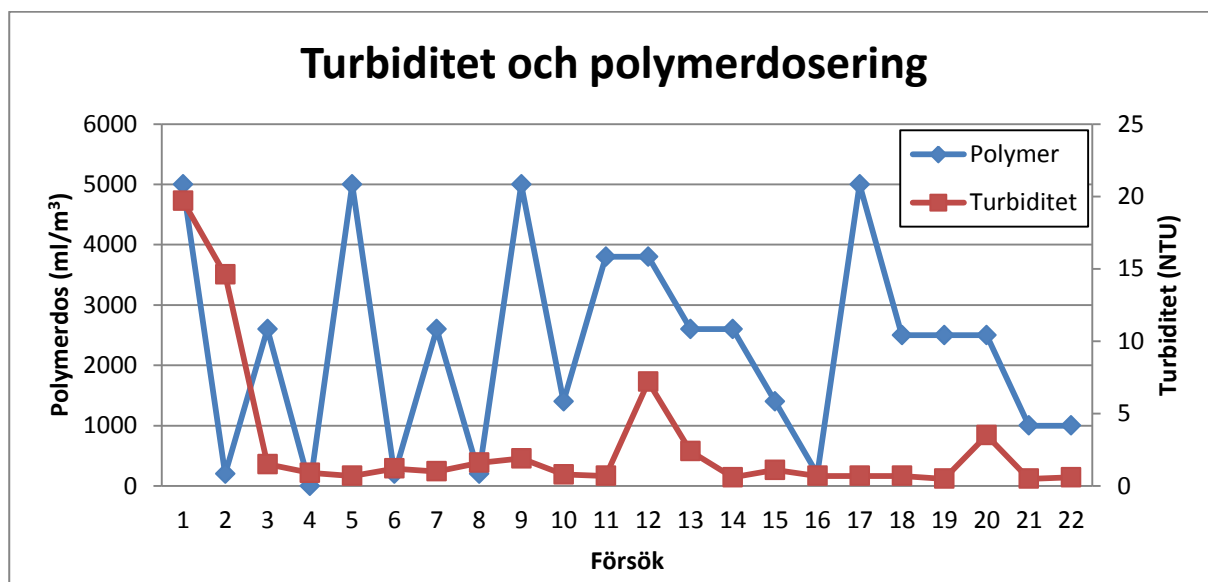
#### *Diskussion, reningsgrad för driftuppehåll*

Reningsgraderna under sommaren förväntades vara höga till följd av att växtlighet och bakterier är mer aktiva vid högre temperaturer. Så var fallet för 2014, men inte för 2015 enligt resultaten i Tabell 20. Då båda årens reningsgrad baseras på ett fåtal analyser, tre för 2014 och två för 2015, finns det en stor osäkerhet i resultaten.

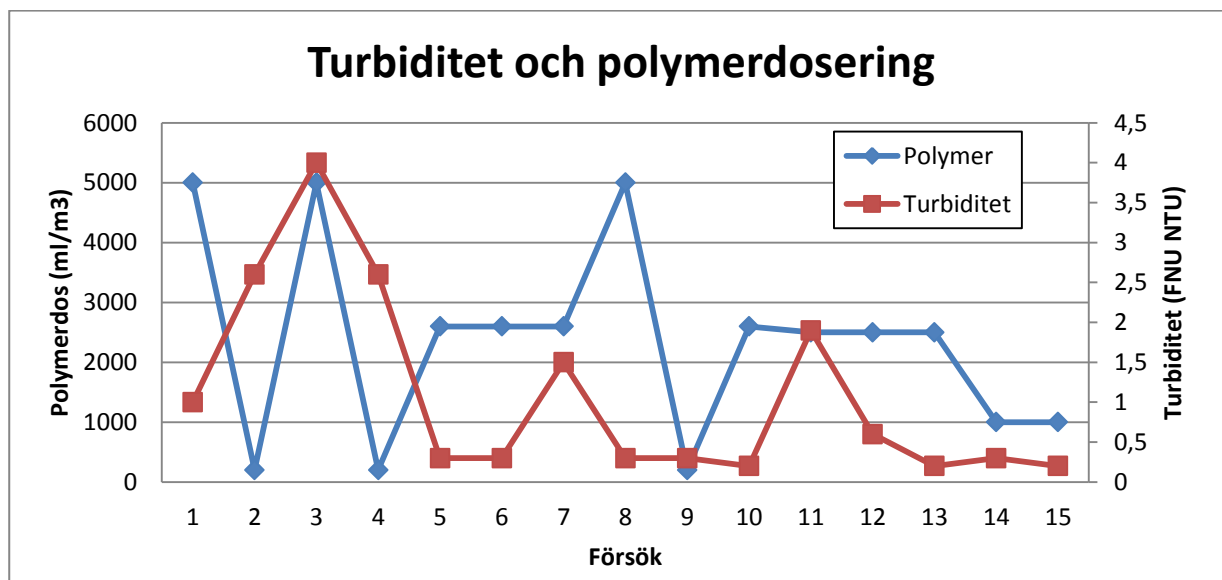
## Bilaga 6

### Laboratorieskala, processvattenrening: Turbiditet och polymerdosering

I denna bilaga visas turbiditeten från processvattenreningens laboratorieskaleförsök tillsammans med de undersökta polymerdoseringarna. I det första fallet som visas i Figur 20 doserades även järnklorid, vars mängder visas i Figur 10 i huvudrapporten. I det andra fallet, Figur 21, doserades polyaluminiumklorid tillsammans med polymeren (Figur 11 i huvudrapporten).



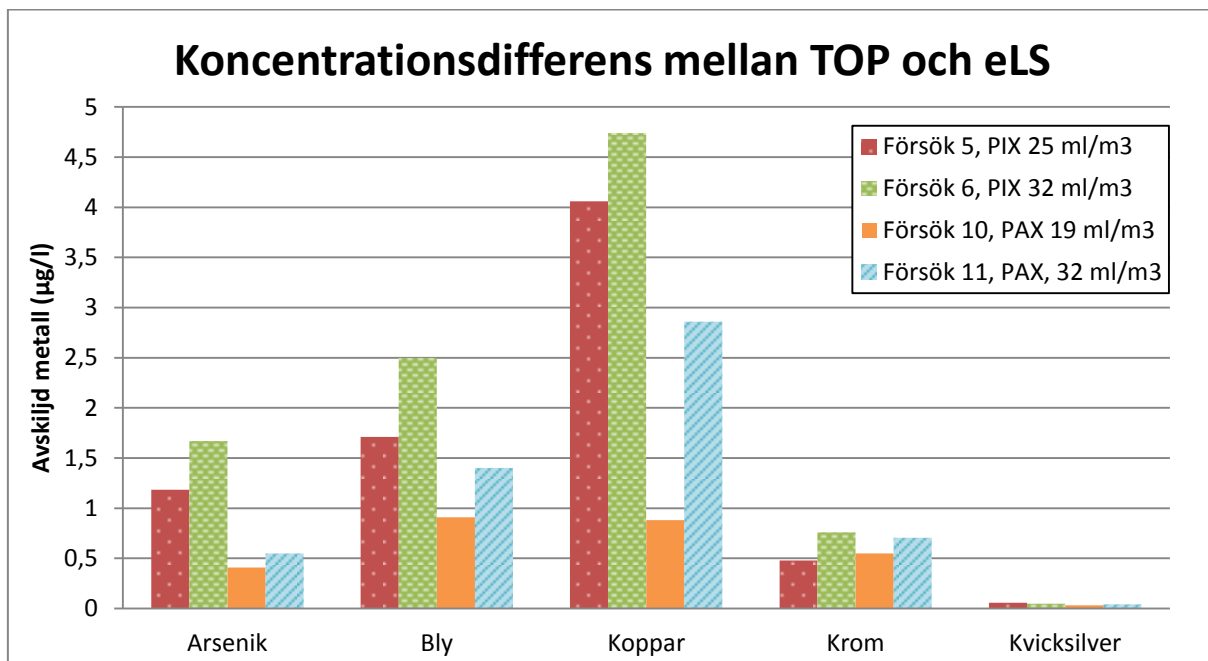
Figur 20. Turbiditet tillsammans med doseringen av polymer vid försök tillsammans med PIX i laboratorieskala.



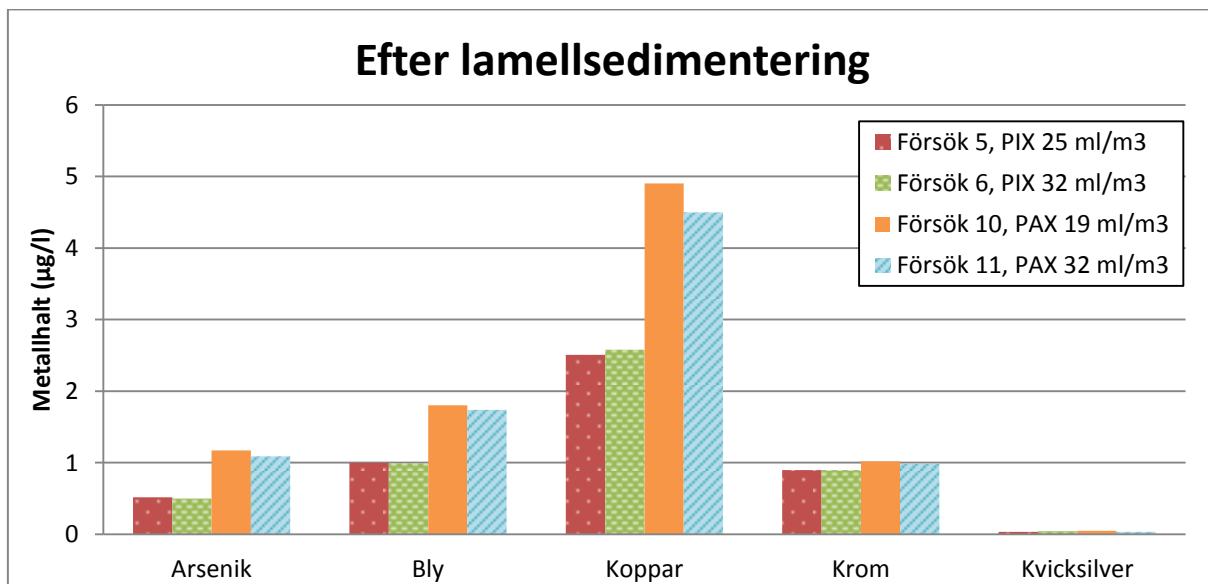
Figur 21. Turbiditet tillsammans med doseringen av polymer vid försök tillsammans med PAX i laboratorieskala.

## Metallhalter i fullskalig processvattenrening

I Figur 22 och Figur 23 visas samma diagram som i Figur 16 och Figur 17 med undantag av att resultaten för zink är borttagna för att övriga metallers resultat ska synas tydligare. Polymerdosen var 2500 ml/m<sup>3</sup> i samtliga fyra fall.



Figur 22. Skillnaden i metallhalt mellan vatten från TOP-tanken och vatten efter lamellsedimenteringen.

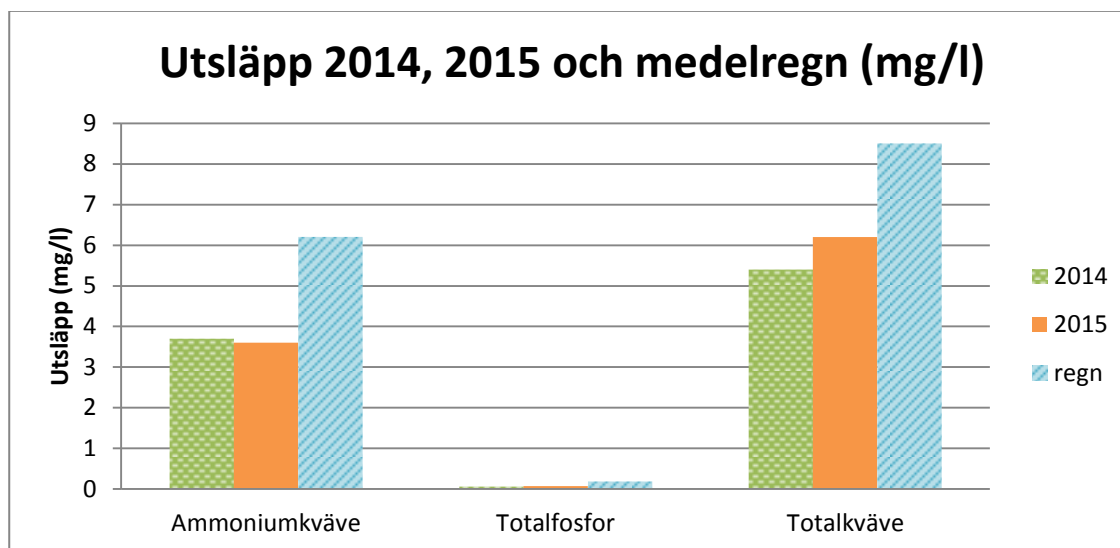


Figur 23. Metallhalter i vattenprover efter lamellsedimentering.

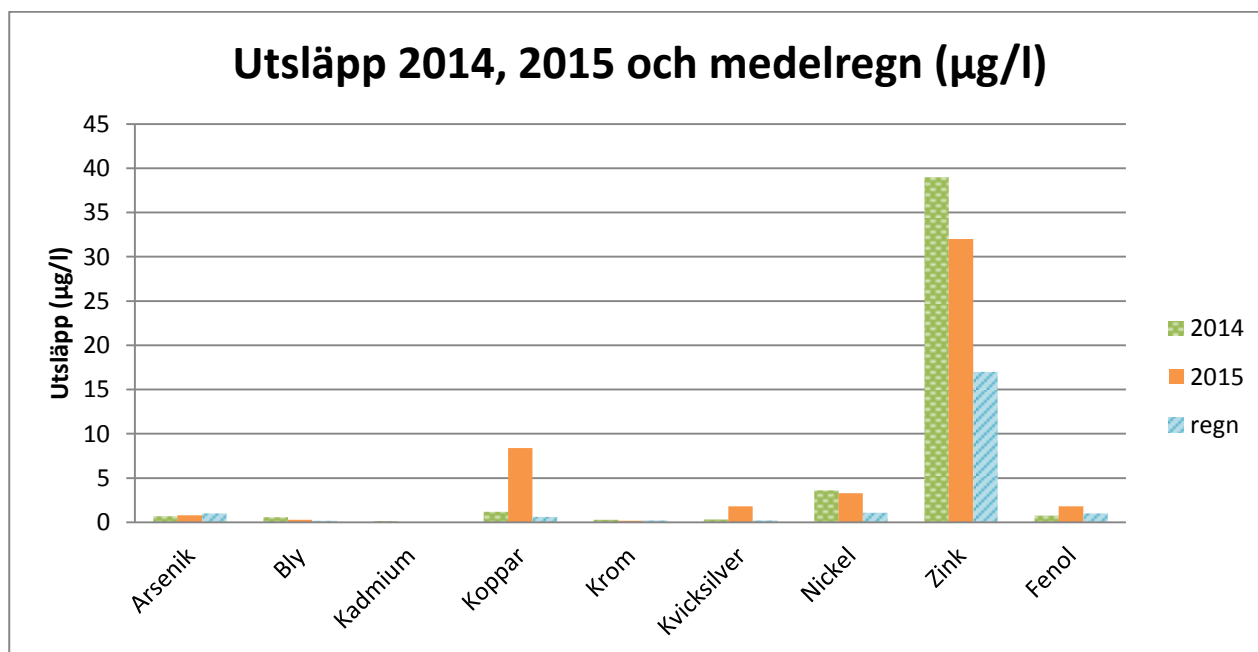
## Bilaga 7

### Utgående halter från damm till recipient

I Figur 24 och Figur 25 visas utsläppshalterna av olika parametrar i medelvärden för 2014, 2015 samt för regnmätningarna. För totalfosfor saknades mätvärden under 2014, vilket förklarar frånvaron av stapel för denna parameter.



Figur 24. Utgående halter (mg/l) av olika ämnen från damm till recipient under perioderna 2014, 2015 och regnmätningar 2016.



Figur 25. Utgående halter (µg/l) av olika ämnen från damm till recipient under perioderna 2014, 2015 och regnmätningar vintern 2016.

Figur 24 och Figur 25 visar att utsläppen under den undersökta regnperioden med undantag av fenol har varit något högre än medelvärdena för 2014 och 2015. Dock är halten av fenol troligtvis lägre för samtliga mätningar, då merparten av analyserna visade att värdet befann sig under rapporteringsgränsen.

I Tabell 21 visas de beräknade medelhalterna till recipient i procent av de provisoriska utsläppsvillkoren.

Tabell 21. Andel av högsta tillåtna utsläpp för medelvärden år 2014, 2015 och vid regnförsöken.

Parameter	2014 (%)	2015 (%)	Regn (%)	Provisoriska villkor (µg/l)
<b>Arsenik</b>	0,46	0,53	0,67	150
<b>Bly</b>	0,28	0,14	0,090	200
<b>Kadmium</b>	0,26	0,082	0,030	50
<b>Koppar</b>	0,24	1,7	0,12	500
<b>Krom</b>	0,056	0,038	0,044	500
<b>Kvicksilver</b>	1,1	6,0	0,77	30
<b>Nickel</b>	0,72	0,66	0,22	500
<b>Zink</b>	2,6	2,1	1,1	1500
<b>Fenol</b>	0,75	1,8	1,0	100
<b>Oljeindex</b>	10	10	-	500
<b>Suspenderad substans</b>	13/8,5	25/17	-	30/45

Utsläppen för samtliga ämnen i Tabell 21 har legat långt under de provisoriska villkor som gällt för anläggningen under den undersökta tidsperioden. Procentuellt sett ligger suspenderad substans närmast sitt begränsningsvärde. Oljeindex ser ut att procentuellt ligga näst närmast sitt villkor, 10 %, men detta beror på att det är där rapporteringsgränsen ligger, och så gott som samtliga värden har varit under rapporteringsgränsen.