

# Optimering av den kemiska reningen vid Fläskebo deponi

Optimization of the Chemical Treatment at  
Fläskebo Landfill

---

Anna Nilsson

## REFERAT

### Optimering av den kemiska reningen vid Fläskebo deponi

*Anna Nilsson*

Lakvatten har varierande föroreningsgrad och karaktär och bildas då regnvatten perkolerar igenom en deponi. För en deponiverksamhet är lakvattnet den huvudsakliga påverkan på den omgivande miljön. Vid en av Renova ABs deponier, Fläskebo, utanför Göteborg sker reningen av vattnet i den lokala reningsanläggningen. Reningen består av kemisk fällning, flockning, sedimentering och filtrering samt ett kol- och torvfilter. För att få släppa ut lakvattnet har Renova just nu ett provotidsvillkor på lakvattnets kvalitet och till våren 2006 skall förslag på slutgiltiga utsläppsvillkor lämnas till Länsstyrelsen.

I detta examensarbete har den kemiska reningen av lakvattnet från Fläskebo optimerats utifrån lakvattnets karaktär. Lakvattnets föroreningsgrad bedömdes efter en jämförelse av analysresultatet inom kontrollprogrammet och riktvärdena i provotidsvillkoret. Dessutom utvärderades effektiviteten i varje enskilt reningssteg, den kemiska reningen och kol- och torvfiltret. För optimering av den kemiska reningen testades lakvattnet först på lab med olika fällnings- och flockningsmedel. Uppgiften var att öka partikelfällningen och reducera metallerna arsenik, kadmium, krom, kvicksilver, bly, koppar, nickel och zink i lakvattnet genom svepkoagulering och hydroxidfällning. Utifrån resultaten på lab testades sedan fällningen i full skala, pH höjdes i flockningsbassängen och så även dosen fällningsmedel till vattnet. En inledande undersökning av regleringen av lutdosering gjordes med några stegsvarsexperiment.

Lakvatten innehöll låga halter av organiskt material och närsalterna kväve och fosfor, medan de halogena ämnena (AOX) och tungmetallerna nickel och koppar var höga. De båda reningsstegen, kemisk rening och kol- och torvfiltret var generellt bra på att rena föroreningar i höga koncentrationer men var sämre vid låga. Kol- och torvfiltret ökade koncentrationen i vattnet av arsenik genom materialets interna läckage. I fällningsförsöken gav järnkloriden, PlusJÄRN och den anjoniska polyakrylamiden, Fennopol A bäst resultat i att avskilja metaller. Järnsulfaten PurFect gav näst bäst resultat och valdes istället för järnkloriden för vidare försök då kloridhalten i lakvattnet redan var högt. Optimalt pH för arsenik, zink, koppar och nickel var inom pH-intervallet 9 och 9,5. Fällningen i full skala ute i verket visade ett bättre resultat vid tillsatt lut och ett högre pH (pH 9) i flockningsbassängen. Däremot betydde en höjning av fällningskemikalien från 202 mg/l PurFect till 225 mg/l enbart en ökad kemikaliekostnad och en överdosering. Det visade sig dessutom att lutregleringen var svängig och på gränsen till instabil. Regulatorn bör därför ses över så att risken för ökad kemikaliekonsumtion och kostnader minskar.

Nyckelord: Lakvatten, deponi, kemisk fällning, flockning, kol- och torvfilter, tungmetaller, svepkoagulering, hydroxidfällning, löslighet, pH, reglering, riktvärde

## ABSTRACT

### Optimization of the chemical treatment at Fläskebo landfill

*Anna Nilsson*

Landfill leachate contains a variety of contaminants and is created when rainwater percolates the landfill. For landfill management the leachate is the main issue that can cause problems to the environment. At the landfill of Fläskebo, Renova AB treats the leachate in a local treatment plant. The treatment consists of a chemical treatment step with chemical precipitation, flocculation, sedimentation and filtration, and a final step with a carbon and peat filter. Renova has to ensure that the condition of the leachate reaches the regulation set for the landfill before it is released to the recipient. This regulation has not yet been established and a final suggestion will be given to the county administrative board in spring 2006.

In this master thesis the chemical treatment of Fläskebo is optimized. A comparison between the control program and the regulation was made to estimate the contamination of the leachate. Also the effectiveness of the two steps is evaluated. For optimization, the leachate was first tested in a laboratory with different coagulants and flocculants. The purpose was to increase the precipitation of particles and metals; arsenic, cadmium, chromium, mercury, lead, copper, nickel and zinc through sweep floc coagulation and hydroxide precipitation. After the laboratory tests the precipitation was tested in the treatment plant with higher pH and coagulant. Also the process control for sodium hydroxide was examined.

The leachate had a small content of organic matter and nutrients, but had a large content of halogenated substances (AOX) and the heavy metals nickel and copper. High concentrations of contaminants were reduced better than low concentrations in the two treatment steps. The carbon and peat filter material also caused an increase of the arsenic content in the leachate after filtration. From the laboratory work the results showed a better reduction of metals with iron-chloride, PlusJÄRN and the anionic polyacrylamid, Fennopol A. Because of the high content of chloride the iron- sulphate, PurFect was chosen for further tests. The optimal pH for the heavy metals arsenic, zinc, copper and nickel was between pH 9 and 9, 5. The precipitation in the treatment plant showed better results with sodium hydroxide and a higher pH, pH 9 in the flocculation basin. An increase of the coagulant PurFect from 202 mg/l to 225 mg/l meant only a higher chemical cost. The process control of sodium hydroxide showed an oscillating and unstable control performance, which may lead to a higher consumption of chemicals.

Keywords: Landfill leachate, chemical precipitation, flocculation, carbon and peat filter, heavy metals, sweep floc coagulation, hydroxide precipitation, solubility, pH, process control

## FÖRORD

*Handledare:* Sofia Widengren, Avdelningen för behandling, Renova AB

*Ämnesgranskare:* Bengt Carlsson, Institutionen för informationsteknologi, Avdelningen för systemteknik, Uppsala universitet

Examensarbetet utfördes under hösten och vintern 2005/2006 på uppdrag av Renova AB i Göteborg. Fläskebo som är en av Renovas deponier startade år 2003 och har idag ett provotidsvillkor på lakvattnets kvalitet. Under våren 2006 skall Renova tillsammans med Länsstyrelsen fastlägga ett slutgiltigt villkor för lakvattnet och utvärdera om dagens riktvärden går att fastställa som de slutgiltiga. Det ligger därför i Renovas intresse att optimera Fläskebos reningsanläggning och ett steg i arbetet är detta examensarbete där den kemiska reningen skall optimeras utifrån lakvattnets karaktär. Examensarbetet var ett 20 poängs arbete och ingick i civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik.

Först och främst vill jag tacka Sofia Widengren på Renova för allt stöd och hjälp jag fått under arbetets gång och som gjort detta examensarbete möjligt. Jag vill tacka min ämnesgranskare Bengt Carlsson, speciellt för de tips han gett mig kring reglertekniken vid Fläskebo. Jag vill också tacka Ann-Christine Grundström som låtit mig använda labbet på Sävenäs och för alla de råd och hjälp jag fått med labmaterial. Ett stort tack till Christer Karlsson och Lars Petterson som har delat med sig av sin kunskap och information kring Fläskebo anläggning och hjälpt mig med det praktiska vid provtagning och testkörningar. För tillhandahåll av alla kemikalier och labmetodik vill jag tacka Catharina Andersson, Archemi AB, Jonas Bengtsson, CDM AB och Elisabeth Wilthorn Kemira Kemwater AB. Jag vill också passa på att tacka alla på Behandlingsavdelningen, Renova som på många sätt har hjälpt mig i mitt arbete och ökat trivseln under tiden.

Göteborg februari 2006

*Anna Nilsson*

Copyright © Anna Nilsson och Institutionen för informationsteknologi, Avdelningen för systemteknik, Uppsala universitet. UPTEC W06 003, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2006

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1. INLEDNING</b>	<b>7</b>
1.1 BAKGRUND - KEMISK RENING	8
1.1.1 Koagulering	8
1.1.2 Fällning av fosfor	9
1.1.3 Hydroxidfällning	10
1.1.4 Flockning	11
1.1.5 Separering- sedimentering	11
1.1.6 Koagulanter och flockulanter	12
1.1.7 Val och dosering av fällningskemikalie	14
1.2 BAKGRUND - REGLERING AV KEMISK FÄLLNING	14
1.2.1 Reglerteknik och reglerstrategier	14
1.2.2 Inställningar av en regulator efter stegsvarsexperiment	15
1.3 LOKALISERING OCH GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	16
1.4 LAKVATTNETS KARAKTÄR	16
1.4.1 Prövotidsvillkor	17
1.4.2 Föroreningsparametrar	17
1.4.3 Tungmetaller	18
1.5 LAKVATTENBEHANDLING VID FLÄSKEBO DEPONI	21
1.5.1 Processbeskrivning	21
1.5.2 Kemisk fällning och flockning	22
1.5.3 Lamellsedimentering	23
1.5.4 Sandfilter	23
1.5.5 Kol- och torvfilter	23
<b>2. METODER</b>	<b>24</b>
2.1 UTVÄRDERING AV BEFINTLIGT LAKVATTEN	24
2.2 KEMISK FÄLLNING I LABSKALA	24
2.2.1 Labmetodik	24
2.2.2 Fällnings- och flockningsmedel	25
2.2.3 Beredning av fällnings- och flockningsmedel	26
2.2.4 Analysmetoder	26
2.2.5 Material	27
2.2.6 Provtagning	28
2.2.7 Utförande	28
2.3 KEMISK FÄLLNING I FULL SKALA	30
2.3.1 Försök med lutdosering	31
2.3.2 Försök med kemikaliedosering	31
2.4 REGLERING AV PH	31
<b>3. RESULTAT OCH OBSERVATIONER</b>	<b>31</b>
3.1 BEFINTLIGT VATTEN	31
3.2 FÄLLNINGSFÖRSÖK PÅ LAB	34
3.2.1 Lakvatten	34
3.2.2 Fällningsförsök 1: Fällningskemikalie, 125–300 mg/l	34
3.2.3 Fällningsförsök 2: Fällningskemikalie, 20-120 mg/l	35
3.2.4 Fällningsförsök 3: Fällningskemikalie, tungmetallreduktion	36
3.2.5 Fällningsförsök 4: Koagulant med olika polymer	38
3.2.6 Fällningsförsök 5: Katjonisk polymer	42
3.2.7 Fällningsförsök 6: pH -justering	43
3.3 FÄLLNINGSFÖRSÖK I FULL SKALA	45
3.3.1 Lutdosering	45
3.3.2 Kemikaliedosering	46
3.4 REGLERING AV PH	47

<b>4. DISKUSSION .....</b>	<b>48</b>
4.1 LAKVATTNETS KARAKTÄR.....	48
4.2 KEMISK FÄLLNING I LABSKALA .....	49
4.2.1 Utvärdering av labmetodik.....	49
4.2.2 Val av fällnings- och flockningsmedel.....	51
4.2.3 Kombinerad fällning.....	52
4.2.4 Optimalt pH.....	52
4.3 KEMISK FÄLLNING I FULL SKALA.....	53
4.3.1 Lutdosering .....	53
4.3.2 Kemikaliedosering.....	54
4.4 REGLERING AV PH .....	54
<b>5. SLUTSATSER.....</b>	<b>55</b>
5.1 FÖRSLAG TILL FÖRSATT ARBETE .....	56
<b>REFERENSER.....</b>	<b>57</b>
<b>BILAGOR .....</b>	<b>60</b>

#### Förkortningar och definitioner

AOX	Adsorberbara halogenerade ämnen eller ämnesgrupper
BOD	Biokemisk syreförbrukning
COD	Kemisk syreförbrukning
pH	Negativa logaritmen för vätejonaktiviteten i mol/l
TOC	Totalt organiskt kol

#### Kemiska beteckningar för grundämnen

Al	Aluminium
As	Arsenik
Cd	Kadmium
Cr	Krom
Cu	Koppar
Fe	Järn
Hg	Kvicksilver
Ni	Nickel
Pb	Bly
Zn	Zink

## 1. INLEDNING

Renova AB är ett avfalls- och återvinningsföretag i Västsverige som ägs av kommunerna Ale, Göteborg, Härryda, Kungsbacka, Kungälv, Lerum, Mölndal, Partille, Tjörn, Stenungsund och Öckerö.

I början av 90-talet hade regionen behov av ytterligare en deponi och studerade därför ett 50 tal områden i delägarkommunerna. Fläskebo i Härryda kommun valdes ut ur miljösynpunkt som det bästa alternativet och 1990 erhöles tillstånd från Koncessionsnämnden för miljöskydd att starta en deponi vid platsen. Till följd av lågkonjunkturen under 90-talet med minskande avfallsmängder sköts idrifttagandet av deponin upp. Det blev dessutom svårare att kartlägga framtida avfallsmängder då kompostering och producentansvar infördes i allt större utsträckning samt avfallsskatten på avfall som förs till deponier publicerades för första gången. Vidare var det även viktigt att invänta nya direktiv från EU för avfallsdeponering. Av dessa skäl var det först år 2003 som Renova startade deponiverksamhet vid avfallsanläggningen Fläskebo i Härryda kommun utanför Göteborg (Sivengård, 2002 ; Miljörapport Renova, 2004).

Deponin är planerad och projekterad efter de nya kraven i Förordningen om deponering av avfall och klassas som en icke-farlig deponi, deponiklass 2. Enligt det ursprungliga tillståndet från 1990 har Renova tillåtelse att deponera 150 000 ton per år i 10 år på Fläskebo. Idag är förutsättningarna förändrade och den planerade mängden avfall till deponin är ca 40 000 ton per år. På Fläskebo har man tillstånd att ta emot grovavfall, schaktningsavfall samt, efter godkännande av Länsstyrelsen i varje enskilt slag av avfall speciella industriavfall. Det avfall som tas emot kontrolleras och vägs in vid inleverans. Deponering sker därefter i två olika avfallsceller, den ena för grovavfall och den andra för industriavfall (Miljörapport Renova, 2004).

Verksamhetens huvudsakliga påverkan på den omgivande miljön är utsläpp av lakvatten och under 2004 släpptes lakvatten ut till recipienten för första gången. Eftersom det lokala reningsverket projekterades och byggdes innan verksamheten startade fick man uppskatta lakvattnets karaktär och dimensionerna efter detta. Renova har just nu prövotidsvillkor på lakvattnets kvalité och skall till våren 2006 lämna förslag på slutgiltiga utsläppsvillkor till Länsstyrelsen. Det ligger därför i Renovas intresse att optimera Fläskebos lakvattenrening och utvärdera om dagens riktvärden går att uppfylla.



Fig. 1 Lakvattenbassäng vid Fläskebo deponi (Miljörapport 2004).

Syftet med detta examensarbete är att optimera det kemiska reningssteget med utgångspunkt från lakvattnets karaktär. Ett antal fällningsförsök utförs först på lab och sedan i full skala i behandlingsanläggningen för att optimera fällningsförfarandet samt dos och typ av fällnings- och flockningsmedel. En inledande undersökning av regleringen av lutdoseringen utförs dessutom med hjälp av några stegsvarexperiment.

## 1.1 BAKGRUND - KEMISK RENING

Kemisk rening har använts länge inom vattenreningsteknik och avloppsvattenrening. Syftet inom avloppsvattenrening är i första hand att avskilja fosfor med ett tillsatt fällningsmedel, men förutom avskiljning av fosfor erhålls även avskiljning av suspenderat material (Carlsson och Hallin, 2003). Inom lakvattenrening används den kemiska reningen främst till att reducerar tungmetaller i vattnet genom hydroxidfällning med kalk eller lut (Freeman, 1998). För att öka reduktionen av föroreningar och tungmetaller i lakvatten kombineras därför fällnings- och flockningsmedel med kalk eller lut.

Processen vid kemisk rening bygger på att delvis konvertera löst substans till en olöslig form genom hydroxidfällning (Freeman, 1998), delvis flocka och avskilja suspenderat material genom partikelfällning och svepkoagulering. Flockarna som bildas genom koagulering och fällning kan sedan avskiljas genom separering (Carlsson och Hallin, 2003 ; Eriksson, 1996).

Kemisk rening sker i fyra steg (Henze m.fl., 1997):

1. koagulering
2. fällning
3. flockning
4. separation

### 1.1.1 Koagulering

I vattnet finns partiklar med varierande storlek, från mycket stora på någon millimeter till mycket små på bara någon tusendels millimeter. De allra minsta kallas för kolloidala partiklar och sedimenterar knappt medan de allra största sedimenterar snabbare (Hansen, 1997). Storleken på partiklarna, partikeldiametern  $d_p$  avgör dess karaktär (Henze m.fl., 1997).

Sedimenterbara flockar:  $d_p > 100 \mu\text{m}$

Primära partiklar:  $1 \mu\text{m} < d_p < 100 \mu\text{m}$

Kolloider:  $10^{-3} \mu\text{m} < d_p < 1 \mu\text{m}$

Löst material:  $d_p < 10^{-3} \mu\text{m}$

Små partiklar, mindre än  $1 \mu\text{m}$  bildar kolloider som påverkas mer av kollisionen med vattenmolekyler i vattnet, Browniansk rörelse än av gravitationen (Henze m.fl., 1997). För att kunna skilja dessa små partiklar ifrån vattnet måste de göras större så att sedimentationshastigheten ökar (Hansen, 1997). Partiklarna i vattnet är både positivt och negativt laddade på ytan. Den negativa delen dominerar och när två lika laddade partiklar kommer nära varandra repellerar de ifrån varandra. De elektriskt repulsiva krafterna kan i detta fall hindra kolloiderna att närma sig varandra, att koagulera och att andra krafter som Van der Waals-krafterna kan träda i kraft. (Hansen, 1997). I syfte att förbättra partikelbildningen kan man tillsätta en koagulant, ett positivt laddat salt eller



ett organiskt polymer som destabiliserar kolloiderna, ytladdningen blir nära noll (Henze m.fl., 1997). Partiklarna kan på så sätt närma sig varandra och bilda större partiklar med hjälp av Van der Waals-krafterna (Hansen, 1997). Förutom typen av koagulant har den kemiska sammansättningen av kolloiden stor betydelse för bildandet av större partiklar.

Destabilisering av kolloiderna sker genom laddningsneutralisering, bryggbildning mellan kolloider via organiska- samt oorganiska polymer och infångande av kolloider med så kallad svepkoagulering (Henze m.fl., 1997).

#### *Laddningsneutralisering, fällning*

Katjoner, som exempelvis  $Fe^{3+}$  eller  $Al^{3+}$  som sätts till vattnet via ett metallsalt reducerar partiklarnas repellerande förmåga i vattnet. Laddningen på partiklarna neutraliseras när katjonerna ackumuleras nära partiklarnas yta. Denna mekanism sker vid fällning av fosfor, se kapitel 1.1.2. Syror och baser kan ge liknande effekter. Lut som är en bas bildar en så kallad hydroxidfällning genom att tillför hydroxider till vattnet, se kapitel 1.1.3 för hydroxidfällning (Henze m.fl., 1997).

#### *Bryggbildning, flockning*

Större flockar bildas genom bryggbildning mellan kolloider via organiska och oorganiska polymer. De binder samman microflockarna som formas av de katjoniska koagulanterna till större microflockar (WST, 2003). Se kapitel 1.1.4 för flockbildning.

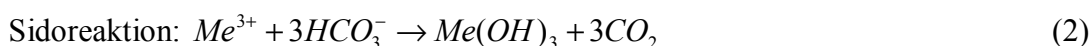
#### *Svepkoagulering*

Metallsaltet som sätts till vid fällning skapar en sidoreaktion som tillför hydroxider till vattnet och som kan hjälpa till med flockbildningen, se kapitel 1.1.2 om fällning med fosfor. I flockarna fastnar små partiklar och en del lösta substanser som annars skulle stanna kvar i vattnet. Denna typ av flockning kallas för svepkoagulering. Flockarna som bildas är mycket känsliga för mekanisk påverkan och måste därför hanteras försiktigt (Henze m.fl., 1997 ; Hansen, 1997).

### **1.1.2 Fällning av fosfor**

Vid konventionell avloppsrening är avskiljning av fosfor, partikulärt bundet och löst i vattnet ett av huvudmålen. Den partikulärt bundna fosfor fälls ut genom partikelfällning, koagulering medan det lösta fälls ut med tillsatt salt. Fällning och koagulering är snabba processer som sker samtidigt (Henze m.fl., 1997). Fosfor i sin lösta form, ortofosfat ( $PO_4^{3-}$ ) reagerar med den tillsatta fällningskemikalien och bildar ett svårslösligt salt (Hansen, 1997).

Fällning med järn och aluminium sker på liknande sätt och är baserad på löslighet och molkvoten mellan de tillförda metalljonerna, Me, och ortofosfat,  $PO_4^{3-}$  i vattnet. Reaktionen som sker i vattnet mellan metalljon och fosfat brukar vanligtvis beskrivas med ekvationerna:

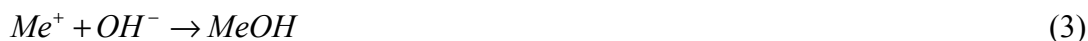


I båda fallen fås en reduktion av pH. Utifrån sidoreaktionen fås tillskott av hydroxider som dessutom kan hjälpa till med flockningen genom så kallad *svepkoagulering*. De bildade voluminösa partiklarna fångar upp de små partiklar som annars inte skulle sedimentera (Henze m.fl., 1997). Ett sätt att beräkna hur mycket fällningskemikalie som krävs för att neutralisera och binda in den lösta ortofosfaten i vattnet är med hjälp av

molkvoten. I avloppsvatten krävs cirka 1,5 mol metall/mol fosfor. Teoretiskt kan en tvåvärd metalljon binda en ortofosfat eftersom laddningen på fosfat jonen är  $-3$ ,  $+3-3=0$ . För en tvåvärd jon krävs det därför 1,5 mol för att binda till en ortofosfat. Hos en polymeriserad aluminiumprodukt minskar förmågan att binda in löst fosfor med ökande laddning och polymeriseringsgrad. Det beror på att laddningen per atom blir lägre (Hansen, 1997).

### 1.1.3 Hydroxidfällning

Kemisk fällning vid lakvattenrening handlar främst om att konvertera lösliga substanser i vattnet till olöslig form och på så sätt reducera tungmetaller som exempelvis arsenik, kadmium, krom, koppar, bly, kvicksilver, nickel och zink. Lakvattnet innehåller tungmetaller som både är stabila och lösta i vattnet. Genom att tillsätta lut eller kalk bildas en så kallad hydroxidfällning där den tillsatta hydroxidjonen reagerar med metallen i vattnet och bildar olösliga metallhydroxider som sedan kan avskiljas från vattnet genom separering (ekv. 3).



De metallkoncentrationer som genom hydroxidfällning kan fällas ut är bland annat beroende av metallen, fällningsmedlet, pH samt annat material som kan påverka och hämma fällningen. Metallkoncentrationer på mindre än 1,0 mg/l men även mindre än 0,1 mg/l kan uppnås vid ett visst pH där metallens löslighet är som lägst (Freeman, 1998). När tungmetaller närvarar i vattnet förekommer de oftast i löst form vid neutralt eller surt pH. Lösligheten hos olika metallhydroxid komplex varierar med pH och för att minska lösligheten hos de olika metallerna krävs för de allra flesta ett högre pH. I Figur 2 visas lösligheten vid olika pH för metallhydroxidkomplexen med Cr, Zn, Cd, Ni, Cu och Pb (Lewlin, 2004).

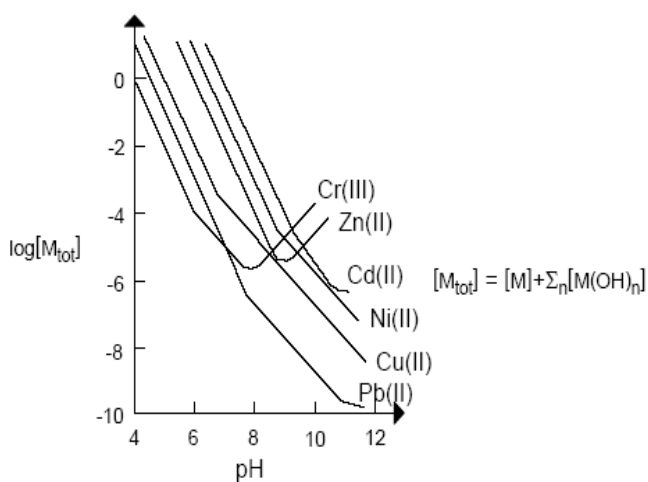


Fig. 2 Löslighet för ren metallhydroxid,  $M_{tot}$  som funktion av pH (Lewlin, 2004).

Eftersom lakvattnet innehåller en mängd olika tungmetaller med lägsta löslighet vid olika pH behöver en kompromiss göras dem emellan. För tungmetaller som koppar ligger den teoretiska lägsta lösligheten kring pH 8, nickel kring pH 10, zink kring pH 9,5 och krom kring 8,5 (Ayres, 1994 ; Lewlin, 2004).

Närvaro av andra ämnen som kan komplexbinda till tungmetallerna i vattnet kan hindra eller hämma hydroxidfällningen vid rening av lakvatten. För att bryta komplexbindningarna är en lösning att sänka pH i vattnet till pH 2 eller 3 för att sedan höja pH igen med lut eller kalk och fälla de lösta metallerna genom hydroxidfällning

(Freeman, 1998). För att dessutom öka metallernas avskiljning i vattnet kombineras koagulanter och kemisk fällning med lut eller kalk och hydroxidfällning. Detta har visat goda resultat och ökat minskningen av mycket låga metallkoncentrationer. Förutom fällning av de intressanta metallerna fås dessutom adsorption av lösliga joner till fällningsmedlet och koagulering av fint material.

### 1.1.4 Flockning

Försiktig inblandning av polymer i flockningsprocessen kan få de primära partiklarna att kollidera och aggregera till flockar (Henze m.fl., 1997). Organiska och oorganiska polymer formar bryggor mellan flockarna och binder in partiklar till större aggregat, vilket medför ökad partikelstorlek och lättare separering. Inbindning sker då segment på polymeren adsorberar på olika partiklar vilket hjälper partiklarna att bilda aggregat. Polymeren fungerar inte enbart som bryggbildare utan neutraliserar även ytladdningen på kolloiderna och reducerar därmed även repulsionskrafterna precis som med tillsats av metallsalter. Två motsatta mekanismer sker vid flockningsprocessen:

1. flockbildning när primära partiklar tas bort
2. uppbyggnad av flockar så att primära partiklar bildas

$$r_{V,f} = -r_{V,p} = K_T \cdot n_p \cdot \Phi \cdot G \quad (4)$$

$r_{V,f}$  Flockbildningshastighet

$r_{V,p}$  Primärpartikel formations-hastighet

$K_T$  Konstant

$n_p$  Antal primära partiklar per enhetsvolym vatten

$\Phi$  Volymen flockar per enhetsvolym vatten

$G$  Medelhastighetsgradient

Enligt denna formel är flockbildningen beroende av koncentrationen partiklar i vattnet,  $n_p$ , flockningsvolymen per volymsenhet vatten,  $\Phi$  och turbulensen i vattnet,  $G$  (Henze m.fl., 1997).

### 1.1.5 Separering- sedimentering

Separering är ett nödvändigt reningssteg för att avskilja föroreningar och de bildade flockarna i vattnet. Sedimentation är den vanligaste separationstekniken inom vattenrening. Med sedimentering menas att löst material som är tyngre än vatten och som sjunker till botten av tanken med hjälp av gravitation och där bildar slam. Processens primära användningsområde är att få bort sedimenterbart organiskt och oorganiskt material från vattnet. Enligt Stokes lag styrs sedimentationshastigheten av densiteten och storleken på partikeln samt vattnets viskositet och densitet. Viktigast är storleken och när den ökar så ökar sedimentationshastigheten. Stokes lag visas i ekvation 5.

$$v = 2 \cdot R^2 \cdot g(\rho_{part} - \rho_{vätska}) / g_\mu \quad (5)$$

$v$  = sedimentationshastighet

$R$  = partikelradie

$\rho_{part}$  = partikelns densitet

$\rho_{\text{vätska}}$  = vätskans densitet  
 $g$  = gravitationskraften  
 $\mu$  = vätskans viskositet

En fördubbling av partikelstorleken enligt Stokes lag ger en fyrdubblad sedimentationshastighet.

Storleken på sedimenteringsbassängen avgörs av partiklarnas sedimentationshastighet och flödet genom bassängen. Ytbelastningen bestäms genom kvoten mellan flöde och bassängen (ekv. 6).

$$\text{Ytbelastning} = q / A \quad (6)$$

$q$  = avloppsvattenflöde,  $m^3/h$   
 $A$  = horisontell bassängyta

Ytbelastningen är ett mått på partiklarnas sedimenteringshastighet vid ett visst flöde och genom en sedimenteringsbassäng med viss area. Vid för hög och ojämn hastighet kan partiklarna bli kvar i vattnet och i värsta fall följa med vattenfasen ut, så kallad slamflykt (Eriksson, 1996). Andra metoder som används vid separering av flockar är filtrering och flotation (WST, 2003).

### 1.1.6 Koagulanter och flockulanter

Att använda koagulanter och flockulanter vid fällning- och flockbildning i syfte att reducera fosfor, suspenderat material och metaller är mycket välkänt och dokumenterat. Koagulanter kan antingen vara oorganiskt salt, så kallat fällningsmedel eller högladdade organiska polymer (WST, 2003). För att förstärka flockbildningen i syfte att bilda större flockar används flockulanter som är organiska eller oorganiska polymer. Vid reduktion av tungmetaller och bildandet av hydroxidfällning används antingen kalk eller lut.

#### *Fällningsmedel, oorganiskt salt*

Ett fällningsmedel är ett salt som bildar flockar genom att den aktiva delen reagerar med partiklarna i vattnet (Hansen, 1997). Olika fällningskemikalier används ute på marknaden och de vanligaste är aluminiumsulfat, järnklorid samt järnsulfat (Carlsson och Hallin, 2003 ; Eriksson, 1996). Vilken positiv jon som helst kan egentligen användas vid kemisk fällning, det viktiga är att den har hög laddning. Varför valet blir järn och aluminium är en kostnads- och hälsofråga. Järnjonen kan både ha laddningen +2 och +3, men den trevärda formen är att föredra då den har betydligt bättre egenskaper som fällningskemikalie (Hansen, 1997). Den enklaste formen av aluminiumsulfat är den trevärda men kan förändras till stora komplex med laddningstal från +4 till +7. Ju högre laddning saltet har desto bättre förmåga har den att neutralisera laddningen på partikelns yta. Schultze-Hardys regel visar att den koncentration som behövs för en positiv laddad jon att reducera ytladdningen hos en partikel är omvänt proportionell mot jonens laddning upphöjt till 6. Se ekvation 7.

$$C = \frac{K}{Z^6} \quad (7)$$

$C$  = Koncentration  
 $Z$  = Laddning  
 $K$  = Konstant

Enligt ekvation 7 minskar koncentrationen fällningskemikalie som krävs för att reducera laddningen i vattnet med ökad laddning på den positiva jonen. Detta samband är teoretisk och ger därför inte lika stor effekt i verkligheten. Andra faktorer som bland annat pH, temperatur och jonstyrka spelar också roll för effekten att bilda större partiklar i vattnet (Hansen, 1997). Vid användandet av järn- och aluminium som fällningsmedel är det inte önskvärt att ha järn- eller aluminium kvar i vattnet. Därför är det viktigt att flockningen sker vid det pH där saltet har sin lägsta löslighet i vattnet. För järn finns två minimum, pH 5.0-5.5 och pH 8. Aluminium har sin lägsta nivå vid pH 6.2-6.7. En mer högladdad produkt som polyaluminiumprodukter däremot har fördelen att fungera effektivt inom ett större pH intervall och klara bättre högre pH. Detta beror på att högladdade produkter arbetar mer med partikelneutralisation och den lågladdade mer med svepkoagulering (Hansen, 1997).

De positivt laddade hydroxiderna som bildas i vattnet vid tillsatt fällningskemikalie kan hjälpa till att neutralisera partikelytorna via svepkoagulering. För att dessa hydroxider skall bildas bör pH vara under 7,5 för aluminiumsalterna och något högre pH för järnsalterna (Kemwater, 1991).

#### *Koagulant, organiska och oorganiska polymer*

För att förbättra avkiljningen av kemsлам tillsätts flockningshjälpmedel s.k. polymer i det suspenderade vattnet. Organiska polymer har högre molekylvikt än det oorganiska saltet och kan därför hjälpa till att binda mindre flockar till mer sedimentationsvänliga storlekar genom bryggbildning (WST, 2003). Det finns ett antal olika typer av polymer och den mest vanliga polymeren inom vatten- och avloppsrening är den akrylamidbaserade. Polymeren som används har olika laddning, det finns positivt laddade, katjoniska polymer, negativt laddade, anjoniska polymer och neutrala, nonjoniska polymer. Eftersom kolloiderna oftast är negativt laddade binder först katjoniska polymer samman microflockar och i sin tur binds dessa samman av anjoniska och nonjoniska polymer till ännu större microflockar (Henze m.fl., 1997). En överdosering av de anjoniska polymererna, som är lättare än vattnet kan leda till sättningsproblem och risk för att flockarna istället flyter (WST, 2003). De högmolekylära katjoniska polymererna kan användas i kombination med fällningskemikalie som flockulant eller helt självständigt som koagulant. De anjoniska och nonjoniska organiska och oorganiska polymeren kombineras alltid med en koagulant.

Fördelen med att använda organiska polymer istället för metallsalter är att slamproduktionen minskar och salthalten ut ur reningssteget blir lägre. Även om kostnaden för organiska polymer är hög kommer den totala kostnaden där slambehandlingen räknas in bli lägre eftersom mängden bildat slam är lägre (WST, 2003).

#### *Lut eller kalk*

Den vanligaste metoden att fälla metallhydroxider i vattnet är med kalk eller lut, så kallad hydroxidfällning. Den höga kemikaliekostnaden samt den stora mängden bildat slam är begränsande faktorer till användandet av hydroxidfällning med kalk och lut. Det finns dessutom flera fördelar och nackdelar med lut och kalk som bör övervägas vid valet av kemikalie. Lut är något dyrare än kalk som däremot är något svårare att hantera (Freeman, 1998). Kalken i sig dammar och utfällningar kan sätta igen ledningar och

pumpar (Eriksson, 1996). På grund av detta kan den totala kostnaden för kalk vara högre än med lut (Freeman, 1998). Fällningen med lut kan däremot ge flockar med sättningsproblem som därför är svårare att separera med filtrering.

### 1.1.7 Val och dosering av fällningskemikalie

Innan valet av fällningskemikalie och dosering görs bör olika fällningsförsök utföras, först i labbskala och sedan i större skala. Detta är en god investering då kemikalierna står för 10- 20 % av driftkostnaderna vid ett vanligt avloppsreningsverk. För ett mindre reningsverk har kostnaden mindre betydelse men för en optimal rening kan fällningsförsöken hjälpa till med att hitta rätt fällningsförfarande. Parametrar som kan påverka valet av fällningskemikalie är (Eriksson, 1996):

- 1 Avloppsvattnets sammansättning och variation
- 2 Avskiljningsegenskaper hos flocken
- 3 Bildad slammängd
- 4 Behov av reglering
- 5 Behov av pH-justering
- 6 Behov av flockningshjälpmedel
- 7 Flödesvariationer
- 8 Kostnad

En annan viktig del i att få goda reningsresultat och kostnadseffektivitet är de praktiska och konstruktionsmässiga förhållandena vid kemfällningen. Här är själva inblandningen av fällningskemikalien, dosstyrningen, flockuppbyggnaden, avskiljningen av flockarna och utpumpningen av slam viktig (Kemwater, 1991). För en optimal flockbildning krävs en snabb och intensiv inblandning av fällningsmedlet helst inom 0,1 s men i praktiken sker detta inom ett par sekunder. Om detta inte sker reagerar kemikalien med vattnet och enbart svepkoagulering med känsliga flockar fås ut. För att partiklarna skall kunna hitta varandra är det viktigt att vattnet rörs om snabbt, men inte så snabbt att flockarna slits sönder (Kemwater, 1991). Det är också viktigt att pH hålls vid rätt intervall så att minsta möjliga mängd flockningsmedel är kvar i lösningen och för att kunna dra nytta av de hydroxider som kan bildas i vattnet (Hansen, 1997).

## 1.2 BAKGRUND - REGLERING AV KEMISK FÄLLNING

### 1.2.1 Reglerteknik och reglerstrategier

Intresset för att använda reglerteknik inom vattenrening har ökat med hårdare utsläppsvillkor och krav på kostnadseffektivitet. Att använda reglerteknik handlar om att styra processer automatiskt och detta görs med hjälp av en styrsignal, *insignal*. Med styrsignalen vill man försöka påverka processens utsignal så att den ligger så nära det önskade värdet, *börvärdet* som möjligt trots störningar som kan påverka utsignalen. Det är på grund av störningar man behöver en regulator, annars hade det bara varit att ställa in styrsignalen på ett fixt värde. Inom vattenrening finns det flera användningsområden för reglerteknik. I det kemiska reningssteget tillsätts fällningskemikalie, polymer och lut via doseringspumpar till lakvattnet och dessa kemikalier regleras via en huvuddator i anläggningen. Idag styrs doseringen av fällningskemikalie och polymer vid Fläskebo av en flödesproportionell reglering, vilken är den vanligaste metoden vid kemfällning. Flödesproportionell reglering betyder att doseringen är proportionell mot det

inkommande flödet och regleringen är framkopplad, se Figur 3 för blockschema (Carlsson och Hallin, 2003). Framkoppling används då en störning på systemet går att mäta som exempelvis variationen i flödet. Denna störning elimineras genom framkoppling och på så sätt tillsätts rätt dos fällningsmedel till vattnet (Glad och Ljung, 1989). Andra vanliga strategier vid dosering av fällningskemikalie är manuell styrning och tidsstyrning. Manuell styrning medför stora risker att feldosera om inte belastningen är konstant (Carlsson och Hallin, 2003).

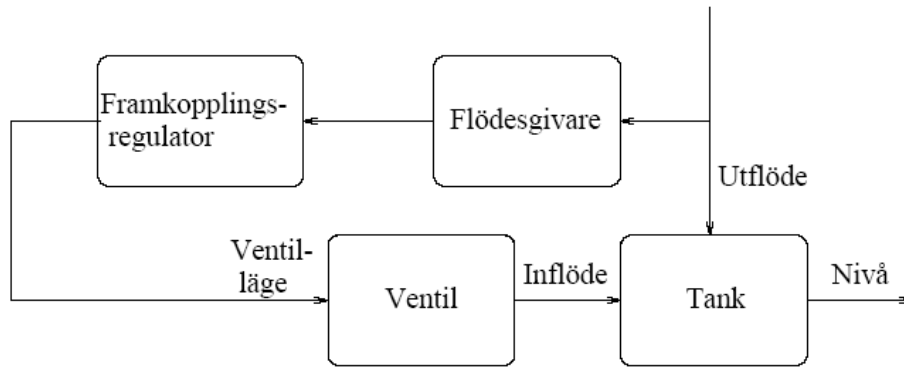


Fig. 3 Blockschema över framkopplingsreglering (Carlsson och Hallin, 2003).

Nackdelen med enbart framkoppling är risken att överdosera fällningskemikalien för att hålla utsläppsnivåerna låga. Resultatet blir då ökade driftskostnader och metallutläpp. En god idé för att få bättre kontroll på utsläppsnivåer och minska risken för onödigt hög kemikalie och energiförbrukning kan vara att kombinera framkoppling med återkoppling. När återkopplingen kombineras med framkoppling görs återkopplingen stabilare och långsammare och risken för överdosering minskar. Se Figur 4 för återkopplingsstrategi (Carlsson och Hallin, 2003). Vid återkoppling används utsignalen till att bestämma insignalen (Glad och Ljung, 1989). Regleringen av pH med lut använder återkoppling som styrstrategi. Styrsignalen är flödet av lut, börvärdet är önskat pH i flockningsbassängen och utsignalen är det verkliga pH värdet (pH<sub>2</sub>) i flockningsbassängen.

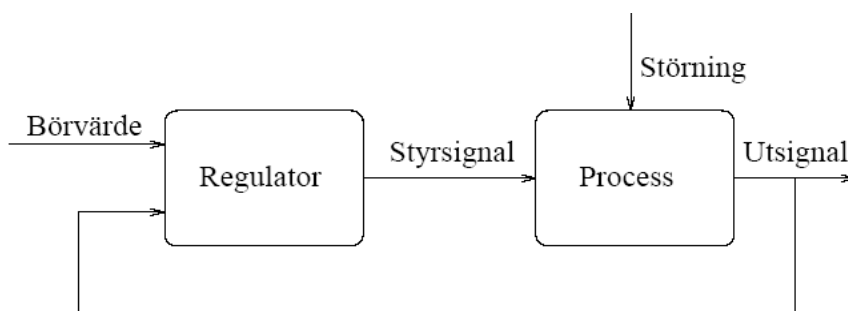


Fig. 4 Blockschema över återkoppling (Carlsson och Hallin, 2003).

### 1.2.2 Inställningar av en regulator efter stegsvarsexperiment

Det gäller att hitta en avvägning mellan snabbhet och stabilitet vid inställning av regulatorer. En snabbare regulator ger oftast slängigare, oscillerande process. Eftersom regulatorn har som uppgift att få utsignalen så nära börvärdet som möjligt trots störningar så kan man ändra börvärdet och se hur snabbt utsignalen följer. Detta kallas för stegsvarsexperiment. Om utsignalen svarar snabbt kan man vänta sig att även

störningar snabbt regleras bort. Hur regulatorns parametrar ställs in har betydelse för hur snabbt utsignalen reagerar vid en störning (Carlsson och Hallin, 2003).

### **1.3 LOKALISERING OCH GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN**

Fläskebo ligger i Härryda kommun utanför Göteborg, cirka 2 km väster om Landvetter centrum, 400 m norr om väg 40 och 500 m väster om väg 549.

Hur mycket den omgivande miljön påverkas av deponier beror av den geografiska platsen och den underliggande geologin. Föroreningars transportvägar i miljön är beroende av dessa båda egenskaper. Med ytavrinningen transporteras föroreningar till åar och floder via grundvattnet (Fifield, 2000). Deponin vid Fläskebo ligger på den så kallade Tahultsmoränen, en hårt packad bottenmorän av typen sandig-silt. Området har optimala geologiska förutsättningar och har i en omfattande utredningsprocess valts ut ur miljösynpunkt som det bästa alternativet för deponiverksamhet (Sivengård m.fl., 2002).

Enligt Förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512) skall en deponi vara lokaliserad så att allt lakvatten efter driftsfasen passerar en geologisk barriär. Denna geologiska barriär är ett mått på hur lång tid det skulle ta för lakvattnet att nå recipienten från dess deponikant. Barriären skall fungera som ett extra skydd vid eventuell föroreningsspridning efter de tekniska skyddsåtgärderna, botten tätning och lakvattenuppsamling som finns. Definitionen av en geologisk barriär är; ett jord- eller berglager med egenskaper som förhindrar, bryter ned, fastlägger eller fördröjer transporten av föroreningar från en deponi till en recipient. Transporttiden för lakvattnet genom barriären får inte understiga 50 år för icke-farligt avfall och 200 år för farligt avfall. För Fläskebo som klassas som icke-farligt avfall, deponiklass 2 beräknas transporttiden vara cirka 120 år vilket är betydligt längre än 50 år. Därför behövs ingen extra konstgjord barriär (Sivengård m.fl., 2002).

### **1.4 LAKVATTNETS KARAKTÄR**

Lakvatten bildas då regnvatten perkolerar igenom deponin och för med sig lösta och suspenderade partiklar ifrån det deponerade materialet. Transporten av föroreningar kan antingen ske som löst material eller genom sorption på lösta partiklar. Generellt innehåller lakvattnet syreförbrukande ämnen och höga koncentrationer av tungmetaller. Kontroll av lakvattnet behövs, annars kan föroreningarna lakas ut i botten på deponin och perkolera igenom marken och på så sätt nå grundvattnet (Baird, 2000). Lakvatten från deponier med hushållsavfall och industriavfall innehåller föroreningar som kan vara giftiga för organismer och är miljörfärliga på annat sätt. Det finns en stor mängd olika föroreningar i dessa vatten och med tanke på befintliga analysmetoder och kostnader går inte alla att analysera. Eftersom kunskapen är begränsad när det gäller vad som händer med ämnena i deponin och om vad som hamnar i lakvattnet, kan det vara svårt att bedöma lakvattnets påverkan på miljön. Det finns idag inga fastställda allmänna metoder för att karakterisera lakvattnet och villkoren bestäms från fall till fall (Öman m.fl., 2000). För Fläskebos utgående lakvatten finns ett kontrollprogram där prover tas ut och analyseras med avseende på ett bestämt antal parametrar varje månad, se bilaga 1 för parametrar.

I samråd med länsstyrelsen började lakvatten släppas ut till recipienten under 2004 och ca. 19 000 kubikmeter renat lakvatten har idag släppts ut. Ett referensprogram började år 2000 där prover togs regelbundet på yt- och grundvatten i området fram till år 2003. För att kunna upptäcka eventuella förändringar i omgivningen jämförs de uppmätta



värdena i kontrollprogrammet med referensprogrammet. Det finns även ett kontrollprogram sedan 2003 som kontrollerar det obehandlade lakvattnet från lakvattendammarna samt det renade lakvattnet ut från behandlingsanläggningen. Detta program kontrollerar lakvattnet ut från deponin, effektiviteten i reningsstegen samt vad som släpps ut till recipienten (Miljörapport, 2004).

#### 1.4.1 Prövotidsvillkor

För att få släppa ut lakvattnet finns det i tillståndet för Fläskebo deponi ett prövotidsvillkor med riktvärden på några utvalda föroreningsparametrar. Riktvärden bör underskridas för en god miljö men är endast vägledande och ej bindande till skillnad från gränsvärden som är bindande och inte får överskridas (SCB, 2002). Villkoret beträffande föroreningsinnehållet i det renade lakvattnet som avleds till recipienten har funnits sedan 1997 och har varit giltigt sedan år 2002 under en så kallad prövotid. De riktvärden som idag gäller för utgående lakvatten från reningsstegen visas i Tabell 1. Under 2006 skall Renova lämna förslag på slutgiltiga utsläppsvillkor till Länsstyrelsen. Därför är det viktigt att ta reda på om dagens riktvärden i prövotidsvillkoret går att fastställa som de slutgiltiga.

Tabell 1 Dagens riktvärden i prövotidsvillkoret för Fläskebo deponi (Miljörapport, 2004).

Parameter	Riktvärde	Enhet
Hg	0,2	µg/l
Cd	1	µg/l
Pb	5	µg/l
As	5	µg/l
Cu	10	µg/l
Cr	10	µg/l
Ni	10	µg/l
Zn	100	µg/l
AOX	100	µg/l
TOC	100	mg/l
N-tot	50	mg/l
P-tot	0,5	mg/l

pH skall som momentanvärde och riktvärde ligga mellan 6 och 10

#### 1.4.2 Föroreningsparametrar

Parametrarna AOX, N-tot, P-tot och TOC som idag har riktvärden i prövotidsvillkoret (Tabell 1) och ingår i Fläskebos kontrollprogram för lakvatten beskrivs korfattat nedan.

### **AOX (adsorberbar organisk halogen)**

AOX är den mängd halogenerade grundämnen, klor, brom och jod, som i ett vattenprov är bundet till löst eller suspenderat organisk material. Det finns två metoder som används för att bestämma mängden AOX, den ena kallas skakmetoden och den andra kallas kolonnmetoden. Skakmetoden används på prov som innehåller suspenderade ämnen. I denna metod sker adsorption på aktivt kol i suspension medan med kolonnmetoden sker adsorption på aktivt kol i en kolonn. Kolonnmetoden bör användas där prover innehåller höga halter av flyktiga organiska klorföreningar. Det optimala bestämningsområdet är mellan 25 µg/l och 250 µg/l (Öman m.fl., 2000).

### **N-tot och P-tot (total kväve och total fosfor)**

Kväve och fosfor är närsalter som är nödvändiga för den biologiska produktionen. Vid utsläpp av kväve och fosfor är det inte akuttoxiska effekter som i första hand är det stora problemet utan den övergödning som orsakas av att stora mängder närsalter släpps ut till recipienten. Övergödningen i sjöar och hav resulterar i bland annat riklig algproduktion som i sin tur orsakar syrebrist när stora biomassor bryts ned (Öman m.fl., 2000).

### **TOC (totalt organiskt kol)**

TOC är ett mått på den mängd kol i löst och olöst organisk form som finns i vatten och i sediment. Det bestäms genom att totala halten organiskt kol oxideras till koldioxid och därefter dektekteras. Innan man kan bestämma TOC-halten i ett prov måste oorganiskt kol avlägsnas och detta görs genom avdrivning med en inert gas (Öman m.fl., 2000).

## **1.4.3 Tungmetaller**

Tungmetaller är metaller med en densitet över 5 g/cm<sup>3</sup> och förekommer i naturen som spårämnen. Endast ett fåtal, exempelvis Fe, Mn, Zn, Cu, Co, V och Mo är essentiella för biologiskt liv. Metallens bindningsform avgör dess tillgänglighet och därmed den toxiska effekten (Baird, 2000). I miljön förekommer metaller i tre huvudsakliga faser, i vattenfas som fria joner eller lösliga komplex, i fast fas associerade till partiklar, kolloider, jord eller sediment, och i biota miljöer där de adsorberade på eller i levande celler eller organismer. Giftigast är den i jonform och andelen i vattnet kontrolleras av tre viktiga processer: (i) komplexbildning, (ii) utfällning och (iii) sorption. Dessa processer styrs av faktorer som metallens kemiska och fysikaliska egenskaper och förhållandet i den omgivande miljön där metallen förekommer (Landner och Lindeström, 1998).

#### *Komplexbildning*

Organiska och oorganiska ligander spelar en stor roll för komplexbildningen av lösta metaller. I sötvatten är det främst de två oorganiska liganderna hydroxyl- (OH<sup>-</sup>) och karbonat- (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) joner som påverkar komplexbildning med metaller. Vattnets koncentration av OH<sup>-</sup> joner, dess pH och karbonatjoner, vattnets alkalinitet bestämmer därför fördelning och förekomstformen hos metallkomplexen. Annars är det i allmänhet organiska ligander som spelar en större roll för kemin och komplexbildningen av metaller. Här är det exempelvis olika aminosyror, humus- och fulvosyror som bildar stabila komplex med tungmetaller (Landner och Lindeström, 1998).

#### *Utfällning*

Hur mycket utfällning som sker av metallsalterna i vattnet beror dels på jonernas koncentration och dels på löslighetsprodukten hos salterna. I syrerika miljöer är det

vanligast med metallhydroxid fällning medan i syrefattiga miljöer reduceras lösligheten dramatiskt och utfällningen blir här betydligt lägre (Landner och Lindeström, 1998).

### *Sorption*

Adsorption av metaller på kolloider och suspenderade partiklar spelar stor roll för metallers omsättning i vattenmiljön och för begränsningen av halten löst metall i vattenmassan. De huvudsakliga adsorbenterna utgörs av oorganiska partiklar och organiska partiklar i vatten, sediment och jord (Landner och Lindeström, 1998). Adsorptionen vid ytorna är beroende av pH och en ökning av pH binder de annars lösta metalljonerna i vattnet effektivt till ytan av partiklarna (Baird, 2000).

Tungmetallerna As, Cd, Cu, Ni, Cr, Hg, Pb och Zn ingår i Fläskbos kontrollprogram och har riktvärden i gällande provotidsvillkor (Tabell 1). En kort beskrivning av varje enskild tungmetall följer nedan.

### **Arsenik (As)**

Arsenik som är ett starkt gift har visat sig ge cancerogena effekter men har måttlig akut toxicitet. Arsenik förekommer i olika former; arsenit, arsenat, arsenikpentoxid och arsenikoxid. I lakvatten förekommer ca 80 % som arsenat och 10 % som arsenit och resten som metylerade former. Om mängden syre minskar i vatten ökar andelen arsenit i vatten. Arsenikoxid är den form som produceras mest i samhället (Öman m.fl., 2000).

### **Kadmium (Cd)**

Kadmium är toxiskt i låga halter. Ämnet är bioackumulerbart och toxiskt för akvatiska och varmblodiga djur och bedöms därför som miljöfarligt. På grund av metallens giftighet är den i stort sett förbjuden idag. Kadmiumutsläpp kan komma från filmmaterial, avloppsvatten, bilvårdsanläggningar, hushållsvattentvätt men även från diskvattnet vid diskning av kadmiuminnehållande plastföremål (Öman m.fl., 2000).

### **Koppar (Cu)**

Livsmedelsverkets hälsorelaterade gränsvärde för koppar är 2 mg/l. I dricksvatten ligger medianvärdet på 0,6 mg/l vilket kan bero på korrosion av koppar i vattenledningar (Livsmedelsverket, 2004). Effekten av koppar under en längre tids påverkan resulterar i hämningar på tillväxten, reproduktionen och störningar på immunförsvaret. Enligt kemikalieinspektionen är koppar bioackumulerande i växter, toxiskt för akvatiskt liv och varmblodiga djur. Hårdheten samt salthalten på vattnet avgör förekomstformen av koppar och visar på ämnets toxicitet. Främst förekommer koppar i varmvattenberedare och som ledningsmaterial i många hus. Koppar används inom industin vid tillverkning av kretskort och som legeringsämne (Öman m.fl., 2000).

### **Nickel (Ni)**

Nickel har visat hög till mycket hög akut toxicitet för några akvatiska organismer. Det är svårt att förutsäga ämnets beteende i miljön, eftersom den beter sig olika vid olika platser. Transport, öde i miljön och biotillgänglighet hos nickel beror på flertalet faktorer, däribland pH, redoxpotential, jonstyrka, organisk halt, mängd och typ av nickel. Användningsområde för nickel är ytbehandling och legeringsämne i stål (Öman m.fl., 2000).

### **Krom (Cr)**

Krom är enligt Kemikalieinspektionen bioackumulerbart. Det är dessutom toxiskt för akvatiskt liv och varmblodiga djur. Användningsområdet för krom är inom olika former

av ytbehandling där ämnet ger ett gott korrosionsskydd. Det används även som legeringsämne i rostfritt stål. Kroms vanligaste förekomstform i en deponi beror på syrehalten samt på pH. En hög syrehalt gynnar uppkomsten av Cr(VI) som är mycket mer löslig än Cr(III) och som dessutom är bedömt som cancerframkallande (Öman m.fl., 2000).

### **Kvicksilver (Hg)**

Kvicksilver förekommer naturligt i mycket låga halter. Det hälsorelaterade gränsvärdet är 1 µg/l. Metallen bioackumulerar sig upp i näringskedjan och är känsligare i yngre stadier än hos äldre alger, fiskar och djur. På grund av att kvicksilver bildar metylkvicksilver bedöms den som miljöfarlig av kemikalieinspektionen samt att det är toxiskt för akvatiskt liv och för varmblodiga djur. Beroende på om kvicksilvret förekommer i organisk eller oorganisk form bedöms hälso- och miljöfarligheten hos den olika. Om det uppmätta halten förekommer i organisk form kan den påverka alger, kräftdjur och fisk negativt. Det oorganiska kvicksilvret som inte är lika farligt kan dessutom omvandlas till organiskt kvicksilver när det når ut i recipienten och där tas upp av olika organismer. Det görs mycket idag för att minska användandet av kvicksilver. Tidigare har det funnits en hel del kvicksilver i en del termometrar, batterier samt till 50 % i amalgam. Användandet idag sker vid vissa kemiska analyser samt i kvicksilverströmbrytare. Till luft släpps också kvicksilver ut vid förbränning av fossila bränslen, vid avfallsförbränning och ifrån krematorier (Öman m.fl., 2000).

### **Bly (Pb)**

Hos människan kan akut förgiftning medföra järnbrist och måttliga doser kan ge fosterskador. I vattenmiljö och i sediment förekommer bly i huvudsak som komplexbundet eller adsorberat till partikulärt material. Hårdheten och salthalten i vattnet påverkar biotillgänglighet och toxiciteten. Ämnet bildar stabila komplex med humusliknande föreningar som även remobiliserar metallen. Bly används idag mest i bensin, färg och batterier men även som legeringsämne i stål (Öman m.fl., 2000).

### **Zink (Zn)**

Zink är en essentiell metall för de flesta organismer men kan för akvatiska organismer vara toxiskt. Det är bioackumulerbart i organismer men bedöms inte som biomagnifierbart. Dessutom tros zinken orsaka genotoxiska effekter och zinkkromater har troligtvis cancerogena effekter (Öman m.fl., 2000).

Vattenanalyser ger en möjlighet att beräkna tungmetalltransporter i vattendrag och ger därigenom underlag att bedöma hur källorna bidrar till belastningen på ett vattenområde (Broberg, 2000). Bedömning av tillstånd kan ske enligt Tabell 2, där klass 1 skall motsvara förhållanden som helt undgått mänsklig påverkan, klass 2 är en halthöjning oftast från lokala källor eller spridning via atmosfären och som i vissa geologiska områden kan uppträda naturligt. Höjningen i klass 2 ger i allmänhet inga mätbara biologiska effekter. Med klass 3 och högre klasser ökar risken för biologiska effekter men om värdet inte avviker nämnvärt från omgivningens referensvärden är riskerna ganska små. En uppföljning av värdena i området rekommenderas därför (Naturvårdsverket, 2002).

Tabell 2 Klassindelning av metaller i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2002).

	<b>Klass 1</b> Mycket låg halt	<b>Klass 2</b> Låg halt	<b>Klass 3</b> Måttligt hög halt	<b>Klass 4</b> Hög halt	<b>Klass 5</b> Mycket hög halt
<b>As (µg/l)</b>	< 0,4	0,4–5	5–15	15–75	> 75
<b>Cd (µg/l)</b>	< 0,01	0,01–0,1	0,1–0,3	0,3–1,5	> 1,5
<b>Cr (µg/l)</b>	< 0,3	0,3–5	5–15	15–75	> 75
<b>Cu (µg/l)</b>	< 0,5*	0,5–3*	3–9*	9–45	> 45
<b>Ni (µg/l)</b>	< 0,7	0,7–15	15–45	45–225	> 225
<b>Pb (µg/l)</b>	< 0,2	0,2–1	1–3	3–15	> 15
<b>Zn (µg/l)</b>	< 5	5–20	20–60	60–300	> 300
<b>Risk för biologiska effekter</b>	Ingen eller mycket liten risk	Liten risk	Risk föreligger främst i mjuka, närings- och humusfattiga vatten samt i sura vatten	Ökad risk	Hög risk redan vid kort exponering

\* Klassindelningen för koppar avser främst sjöar och mindre vattendrag. Större vattendrag kan kopparhalten upp till 3 µg/l förekomma även i opåverkade områden. Kopparhalten i klass 3 utgör inte samma risk i större vattendrag som i sjöar och mindre vattendrag.

## 1.5 LAKVATTENBEHANDLING VID FLÄSKEBO DEPONI

Avfall som tas emot på Fläskebo deponeras i två olika avfallsceller, den ena för grovavfall och den andra för industriavfall. Lakvatten från de båda cellerna leds till varsitt lakvattenmagasin och därefter till den lokala reningsanläggningen. Reningen omfattar kemisk fällning, flockning, sedimentering och filtrering. Som ett sista reningssteg har dessutom ett kol- och torvfilter installerats innan lakvattnet släpps ut i en utjämningsbassäng och vidare ut i ett befintligt våtmarksområde. I detta kapitel följer en beskrivning av de olika stegen i behandlingsanläggningen vid Fläskebo.

### 1.5.1 Processbeskrivning

I reningsanläggningen doseras först fällningsmedel och sedan lut till det inkommande lakvattnet via två doserpumpar som sitter på ledningen (Fig. 5). Därefter pumpas vattnet till flockningsbassängen där polymeren sätts till. Från flockningsbassängen leds vattnet vidare in i en lamellseparator. Det sedimenterade slammet från separatoren pumpas till deponicellen för industriavfall medan det renade vattnet pumpas vidare till ett kontinuerligt kontaktfilter, DynaSand filter. Vattnet som når DynaSand filtret leds till botten av detta filter och passerar filterbädden vertikalt uppåt. Vid filtrets topp leds vattnet via ett skibord och vidare ut till kol- och torvfiltret. Tillsammans med tvättvattnet (FM4) leds restflockar ut ur kontaktfiltret tillbaka till flockningsbassängen och in till processen igen, se processchema Figur 5. Efter kol- och torvfiltret rinner vattnet till en utjämningsbassäng som har till uppgift att utjämna flödet till efterliggande våtmark och recipient. Bassängen tjänar även som buffert om något skulle gå fel i processen (Göthe, 2002).

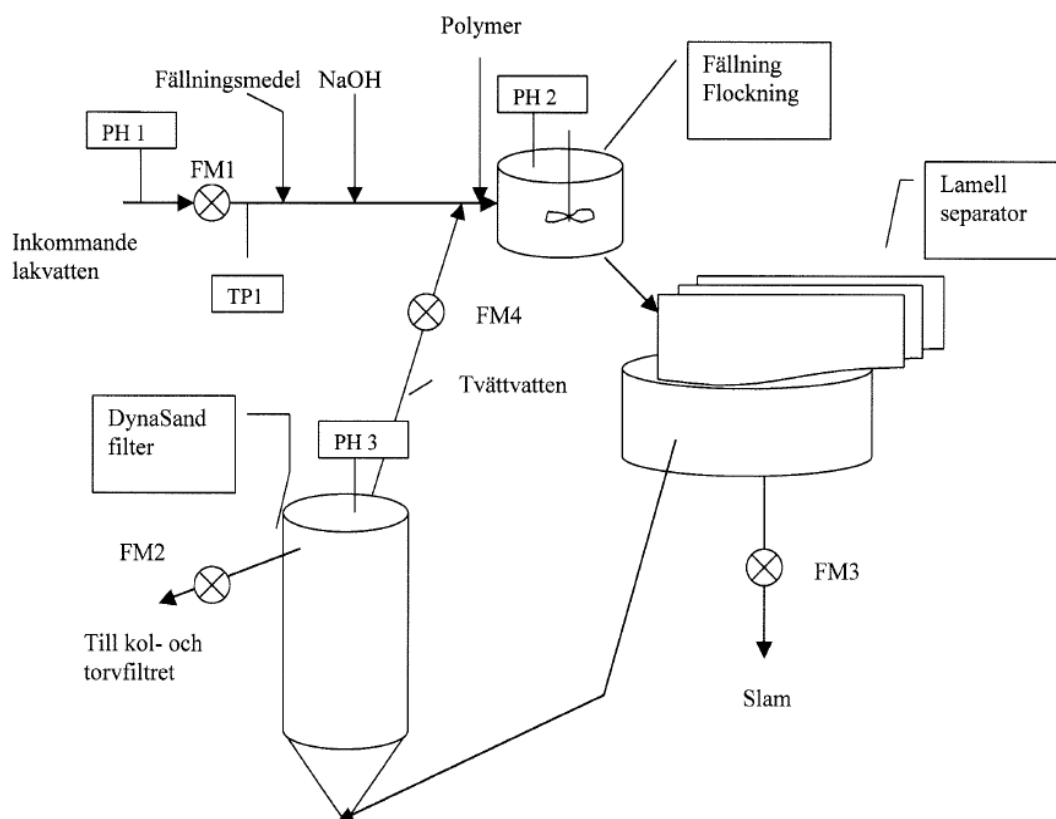


Fig. 5 Processchema, kemisk rening.

I reningsanläggningen finns ett antal mätare; flödesmätare, temperaturmätare, pH-mätare, turbiditetsmätare och konduktivitetsmätare. Flödesmätare sitter på inkommande vattenledning FM1, på utgående vatten till recipienten FM2, på slamledning FM3 och tvättvattenledning FM4. En temperaturmätare är monterad på inkommande ledning, TP1. För att mäta pH finns tre stycken mätare, där pH1 är placerad på inkommande ledning, pH2 i flockningsbassängen och pH3 i det kontinuerliga filtret. På ingående samt utgående ledning sitter turbiditetsmätare, TU1 respektive TU2, där TU2 är till för att skydda efterliggande kol- och torvfilter. Den slår larm vid ett satt gränsläge som blockerar hela den kemiska behandlingen när läget överskrids (Göthe, 2002).

Kontinuerligt tas prover på vattnet från behandlingsanläggningen. För att kunna ta dessa prover har tre stycken provtagare installerats vid en diskbänk i anläggningen. Prover på vattnet tas ut på inkommande vatten PT1, på utgående vatten från reningsanläggningen PT2 samt på vattnet efter kol- och torvfilteret PT3 (Göthe, 2002). För beskrivning av utrustning och styrning av den kemiska processen se bilaga 2.

### 1.5.2 Kemisk fällning och flockning

I det första steget i reningsanläggningen används kemisk fällning som reningssteg. I dag används järnsulfat, PurFect 312 som fällningskemikalie där tidigare labförsök har testat fram doseringen 250 mg/l på lakvattnet. Doseringen i verket har sedan sänkts till 202 mg/l och tillsätts vattnet direkt i rörledningen till inkommande vatten. Vid pH justering tillsätts lut, 45 % -ig NaOH direkt efter tillsatt fällningskemikalie. Inblandningen med lut sker liksom för fällningskemikalien direkt i röret. Därefter blandas en 0,5 % -ig akrylamid polymer, Sedipur CF 540 in för att få större flockar och en bättre separering.

Före tillsats späds polymeren ut med 100 ml kranvatten per liter lakvatten och 135 µl/l av den färdigblandade polymeren tillsätts vattnet direkt före flockningsbassängen. Efter att polymeren satts till processen passerar lakvattnet ett inblandningsfack med snabbgående omrörare och därefter bildas större flockar i flockningsbassängen under inverkan av en långsammare omblanding med en flockningsomrörare. Vattnet strömmar efter flockningen vidare in till nästa steg, lamellseparatorn (Purac, 2002). Igenom reninganläggningen körs vid normala lakvattenmängder i dammarna ca 1,5 l lakvatten per sekund men vid mycket höga mängder ökas flödet till 3 l lakvatten per sekund.

### **1.5.3 Lamellsedimentering**

Efter kemfällningen passerar lakvattnet före ett separationssteg för partikelavskiljning. Separationssteget som används vid Fläskebo deponi är sedimentering i en lamellseparator. Lamellseparatorn passar bäst för sedimentering av kemslam, där slam och flöde är homogent (Eriksson, 1996). Vattnet får passera mellan snedställda skivor där partiklarna i vattnet sedimenterar mot den underliggande skivan och glider ner i slamfickan under lamellpaketet. Fördelen med en lamellseparator är att bassängen kräver mindre plats eftersom den totala sedimenteringsytan blir summan av alla lamellers parallella ytor (Purac, 2002). Det slam som avskiljs sjunker ned till slamförtjockaren och avtappas genom slamutloppet. En omblandare hjälper slamutmatningen och underlättar även slamförtjockningen. Det sedimenterade slammet från lamellseparatorn pumpas slutligen ut och läggs på deponin för industriavfall (Göthe, 2002) (Karlsson, 2006).

### **1.5.4 Sandfilter**

Lakvattnet passerar ett sandfilter efter det att partiklarna sedimenterat i lamellseparatorn. Fläskebo behandlingsanläggning använder ett DynaSand-filter som bygger på motströmsprincipen. Vattnet leds in i filtrets underdel och strömmar sedan upp genom sandbädden samtidigt som sanden rör sig nedåt. Det renade vattnet lämnar filtret via en utloppsränna genom filtrets utlopp i dess övre del. Föroreningarna fastnar i sandbädden och den nedsmutsade sanden transporteras med hjälp av en pump från botten upp till sandtvätten i den övre delen av filtret. Den smutsiga sanden tvättas i sandtvätten av ett litet flöde av det renade vattnet som går motströms sanden. De renade sandkornen faller nedåt mot sandbädden igen medan de lättare föroreningarna följer med uppåt till tvättvattenutloppet. Detta vatten (FM4) leds sedan till det inkommande vatten till flockningsbassängen (Purac, 2002).

### **1.5.5 Kol- och torvfilter**

Ett kol- och torvfilter används som ett andra steg i lakvattenreningen efter det kemiska steget med tillhörande fällning, flockning, sedimentering och filtrering för att reducera föroreningsgraden på lakvattnet. I Fläskebos tillstånd står det att filtermaterialet inledningsvis skall innehålla aktivt kol och torv. Det finns dock möjlighet att använda alternativa filtermaterial som är likvärdiga eller bättre ur reningssynpunkt (Sivengård, 2002). I försök att ta fram alternativ till det aktiva kolet har blandningar med kolstybb, en icke industriell variant testats. Analyser har visat att den icke industriella kolstybben renar lakvatten mycket effektivt och kan vara intressant ur ett ekonomiskt och miljömässigt perspektiv. Däremot är tillgången på den icke industriella kolstybben osäker. Den industriella kolstybben är lättare att få tag på men är däremot sämre vid rening av förhöjda metallhalter. Kolstybben har visat i försök att arsenik till en början lakas ut ifrån filtermaterialet. Eftersom det aktiva kolet är dyrt undersökte ett annat

betydligt billigare alternativ, kolaskan som har liknande egenskaper och kan därför ersätta det aktiva kolet. Nackdelen med att använda kolaska som filtermaterial är materialets innehåll av tungmetaller som kan lakas ut genom ett så kallad intern läckage och vid låga föroreningshalter på ingående vatten kan tungmetaller tillföras det renade vattnet istället för att minska halterna ut ur filtret (Rosenquist, 2003).

Då recipienten är känslig och internläckage för kolaska troligtvis är för hög så har en av filterbäddarna som används vid Fläskebo, kolstybb som filtermaterial och den andra har aktivt kol och torv (Sivengård m.fl., 2002). Under 2005 har dessutom maskar tillförts kol- och torvfiltret för att hjälpa till med reningen och upptaget av föroreningar. Efter kol- och torvfiltret når vattnet först en utjämningsbassäng och tillslut recipienten.

## **2. METODER**

### **2.1 UTVÄRDERING AV BEFINTLIGT LAKVATTEN**

För att kunna optimera den befintliga kemiska reningen vid Fläskebo utvärderades först lakvattnets karaktär utifrån de analysresultat som ämnena i prøvotidsvillkoret (Tabell 1) uppvisat inom tidigare kontrollprogram från 2003 till 2005. Mätresultaten i kontrollprogrammet undersöktes för att ta reda på vilka föroreningsparametrar som idag inte uppfyllde dagens riktvärden före och efter rening och effektiviteten hos de båda reningsstegen. Dessutom studerades några av ämnenas utveckling i lakvattnet ut från deponin, från kontrollprogrammets början till idag.

### **2.2 KEMISK FÄLLNING I LABSKALA**

För optimering av det kemiska steget i reningsanläggningen på Fläskebo undersöktes lakvattnet på lab under november och december år 2005. Olika fällnings- och flockningsmedel testades på vattnet och optimalt pH bestämdes.

#### **2.2.1 Labmetodik**

I labförsöken testades olika fällnings- och flockningsmedel för att få en optimal fällning av partiklar och tungmetaller i lakvattnet. Tillvägagångssättet var att i första hand:

1. minimera halten suspenderat material och halten tungmetaller i lakvattnet
2. hitta optimalt pH för de olika tungmetallerna
3. minimera produktionen slam

Optimeringen på lab utfördes i två steg:

I steg 1 testades först olika fällningskemikalier för en optimal partikelfällning och metallreduktion. För att hitta rätt dosering testades metallsalterna på lakvattnet med olika koncentration. De fällningskemikalier som visat bäst resultat i att reducera tungmetaller valdes ut för vidare försök med olika polymer. Här testades polymeren med olika koncentration på lakvattnet medan fällningskemikaliens koncentration hölls konstant. Försök gjordes också med katjoniska polymer som koagulant utan tillsatt fällningskemikalie. För att hitta optimal partikelfällningen och metallreduktion studerades fällningen visuellt och genom analys av halten suspenderat material, turbiditet, pH och COD på klarvattnet. Prover togs ut för analys av några utvalda tungmetaller och COD på ackrediterat lab (Elisabeth Wilthorn, 2005 ; Jonas Bengtsson, 2005).



I steg 2 testades lakvattnet i försök att optimera fällningen med lut. De doser av metallsalt och polymer som gav bäst resultat i första steget användes för att ta fram optimalt pH för reduktion av tungmetaller. Med olika dosering av lut justerades pH i vattnet till önskad nivå innan fällningskemikalie och polymer tillsattes. Vid de olika fällningsförsöken analyserades turbiditet och pH på klarvattnet och den bildade slamvolymen mättes upp. Prover togs även här ut för analys av några utvalda tungmetaller vid ackrediterat lab (Elisabeth Wilthorn, 2005 ; Jonas Bengtsson, 2005).

### 2.2.2 Fällnings- och flockningsmedel

Fällningskemikalier samt flockningsmedel beställdes från Archemi, Kemira och CDM. Totalt togs 12 stycken olika fällningskemikalier och 8 stycken polymer emot. Av de 20 kemikalierna valdes 8 fällningskemikalier och 6 polymer ut för test på lakvattnet i lab. De olika kemikalierna visas i tabell 3, 4, 5 och 6 med förklaring av respektive kemikalies aktiva substans och densitet. Ute i behandlingsanläggningen används idag järnsulfat PurFect 312 som fällningsmedel och Sedipur CF som flockningsmedel. För fällningsförsöket på lab med lut användes den 45 % -iga NaOH som fanns i anläggningen.

Tab. 3 Fällningskemikalier från Archemi

Archemi AB, produkt:	Aktiv substans	Densitet
PurFect 312	Järn(III)sulfat, Fe <sup>3+</sup> 11,5 %	1,50 g/cm <sup>3</sup>
ASL 47	Aluminiumsulfat, Al <sup>3+</sup> 4,2 %	1,32 g/cm <sup>3</sup>
PurFal 362	Järn(III)- och aluminiumsulfat, Al 2,09 % och Fe 5,75 %	1,40 g/cm <sup>3</sup>

Tab. 4 Fällningskemikalier från Kemira

Kemira AB, produkt:	Aktiv substans	Densitet
PIX-111	Järnklorid, Fe <sup>3+</sup> 13,7 %	1,42 g/cm <sup>3</sup>
PIX-113	Järnklorid, Fe <sup>3+</sup> 11,4 %	1,55 g/cm <sup>3</sup>
PIX-118	Järnkloridsulfat, Fe <sup>3+</sup> 11,6 %	1,48 g/cm <sup>3</sup>

Tab. 5 Fällningskemikalier från CDM

AB CDM, produkt:	Aktiv substans	Densitet
PlusJÄRN 314	Järnklorid, Fe <sup>3+</sup> 13,8 %	1,50 g/cm <sup>3</sup>
PlusPAC 1465	Polyaluminiumklorid, Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 14,0 %	1,35 g/cm <sup>3</sup>

Tab. 6 Flockningsprodukter från Archemi, Kemira och CDM

Polymer, produkt:	Aktiv substans
Sedipur CF 540	Akrylamid
Purfix 120, Archemi AB	Lågmolekylär katjonisk polymer
Fennopol A 305, Kemira	Anjonisk polyakrylamid
Fennopol K 1370, Kemira	Katjonisk polyakrylamid
Zetag 7633, CDM	Katjonisk polyakrylamid
Magnafloc 336, CDM	Anjonisk polyakrylamid

### 2.2.3 Beredning av fällnings- och flockningsmedel

#### *Fällningsmedel*

Alla fällningskemikalier var i lösning och tillsattes lakvatten med olika koncentration utan någon beredning.

#### *Katjonisk polymer*

Zetag och Fennopol K testades på lakvattnet utan tillsatt fällningsmedel eftersom de var högmolekylära katjoniska polymer. Innan tillsats förbereddes de. Zetag kom som 0,5 % -ig lösning och späddes 50 ggr innan tillsats. Fennopol K levererades i pulverform och bereddes först till 0,1 % -ig lösning enligt rekommendation och späddes därefter 50 ggr (Jonas Bengtsson, 2005).

#### *Anjonisk och lågmolekylär polymer*

Fennopol A och Sedipur CF levererades i pulverform. Fennopol A bereddes först till 0,1 % -ig lösning och Sedipur CF till 0,5 % -ig lösning enligt rekommendationer och späddes därefter 50 ggr innan tillsats (Elisabeth Wilthorn, 2005). Purfix och Magnafloc var vid levererans i 0,5 % -ig lösning och späddes 50 ggr innan tillsats till lakvattnet (Catharina Andersson, 2005 ; Jonas Bengtsson, 2005).

### 2.2.4 Analysmetoder

På lab analyserades lakvattnet utan och med tillsatt fällnings- och flockningsmedel med hjälp av ett antal välanvända metoder. För analys av partikelfällningen och

svepkoagulering i steg 1 testades halten suspenderat material, turbiditet, COD och pH på klarvattenfasen. Prover togs ut för analys av tungmetaller och COD på ackrediterat lab. Analysmetoderna som användes vid fällningsförsöken med lut i steg 2 var turbiditets- och pH-mätningar på klarvattenfasen och slamvolymmätningar på slamfasen. Prover togs även här ut för analys av tungmetaller på ackrediterat lab.

#### *Suspenderat material*

Med suspenderat material menas partiklarna i ett vattenprov. Analysen utfördes på glasfiberfilterpapper med porstorleken 1,6 µm som först kraftigt värmdes upp i ugn, ca 200 °C i 1 h. Detta för att minska risken av att filterpappret skulle tillföra förkolnader och partiklar till provet (Csuros, 1997). Efter att provet hade svalnat i 1 h vägdes filterpappret in på våg. Uppmätt provvolym, 10 ml lakvatten filtrerades sedan på papperet och torkades därefter i ugn 2 h i 105 °C. Efter torkning fick provet svalna under 1 h och vägdes sedan in på våg. Viktskillnaden före och efter torkning gav halten suspenderat material i vattnet i mg/l (Öman m.fl., 2000).

#### *Turbiditet*

Turbiditeten mättes med hjälp av en turbiditetsmätare och är ett mått på grumligheten eller det lösta materialets förmåga att sprida och absorbera ljus i vattnet (Öman m.fl., 2000). Turbiditeten orsakas av halten suspenderat material som exempelvis lera, sand, finfördelat organiskt och oorganiskt material, löst färgade organiska föreningar, plankton och andra mikroskopiska organismer som finns i vattnet (Csuros, 1997). Turbiditeten mäts i enheten NTU.

#### *pH*

Med hjälp av en pH-mätare för laboratoriebruk uppmättes hur surt eller basiskt förhållandet i vattnet var, vilket påverkade förekomstformen och lösligheten hos vissa ämnen och tungmetaller (Öman m.fl., 2000).

#### *Slamvolym*

Den volym slam som bildades under en timmes sedimentation uppmättes med hjälp av en Imhoffkon, i vilken slammet sedimenterade och volymen kunde avläsas i ml (Csuros, 1997).

#### *COD*

COD är den kemiska syreförbrukningen och anger den del av vattnets föroreningsinnehåll som kan oxidera med ett bestämt kemiskt oxidationsmedel. Efter oxidationen bestämdes hur mycket av oxidationsmedlet som återstod. Förbrukningen av oxidationsmedlet är ett mått på innehållet av organiskt material i vattnet som omräknades till motsvarande mängd syre (g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>) (Eriksson, 1996). Några utvalda prover skickades till ett ackrediterat lab, AnalyCen och några utfördes med hjälp av Dr Langes kyvett-test på lab i en spektrofotometer.

#### *As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn och Hg*

Prover togs ut för analys av dessa tungmetaller på ackrediterat lab, AnalyCen.

### **2.2.5 Material**

För utförandet av labförsöken krävdes en del material, en del införskaffades och en del fanns tillgängligt på Sävenäs laboratorium, Renova AB. I Tabell 7 listas allt material som krävdes för att utföra försöken på lab.

Tab. 7 Material för fällningsförsök i labbskala.

Material	Märke	Syfte
1-liters bägare		Flockningskärl
Magnetombländare	VWR	Omblandning av lakvatten
Glasfiberfilter	Munktell GF/A 1,6 microm, d=70 mm	Filtrering av suspenderat material, mg/l
Turbiditetsmätare	Christian Berner AB, WTW Turb 550 IR	Turbiditet, partiklar i vattnet NTU
PH mätare	HANNA instruments, HI 9024 microcomputer	pH mätning
Sedimenteringskon	Imhoffkon	Slamvolym, ml
Ugn	Jouan, Gruppen	Suspenderat material, 0-250 °C
Våg	Satorius BP 2215, Tillquist Analys AB, d=0, 1mg	Invägning av suspenderat material, mg
Pipetter, 0,5-10 ml	Multipetteplus, Eppendorf	Dosering av fällningskemikalie och provtagning
COD analys, 0-60 mg/l	Dr-Langes kyvett-tester, Hach-Lange	Mätning av kemisk syreförbrukning
Titrerare		Dosering av lut, NaOH

### 2.2.6 Provtagning

Lakvatten, ca 20 liter, hämtades i plastdunkar från Fläskebo på inkommande vatten, (PT1) ungefär samma tid, kl 10, två-tre gånger i veckan under perioden november till december månad 2005. Vattnet förvarades i kylskåp, +4 grader, maximalt i 48 timmar innan labförsöken utfördes. Vid varje provtagning mättes pH och temperatur på vattnet och temperaturen i luft.

### 2.2.7 Utförande

Fällningsförsöken utfördes så likt verkligheten som möjligt i ett så kallat bägarförsök (Elisabeth Wilthorn, 2005 ; Jonas Bengtsson, 2005). En 1-liters bägare med lakvatten agerade flockningsbassäng med en magnetorrörare som snabb- och långsamorrörare vid inblandningen av fällnings- och flockningsmedlet (Fig. 6). Den snabba omblandning, 80-100 varv per minut varade i ca 50 sekunder, den långsamma omblandning, 40-50 varv per minut varade i 10 minuter och sedimenteringen i 10 till 40 minuter. Fällningskemikalien sattes till 1 liter lakvatten i bägaren efter 5 sekunders snabbomblandning, polymer efter 40 sekunder ca 10 sekunder innan den långsamma omblandningen. Analyserna gjordes på klarvattenfasen, ca 2-3 cm under ytan på ett

nollprov, det obehandlade lakvattnet, och efter varje fällningsförsök, efter sedimenteringstiden (Gray, 1999 ; Elisabeth Wilthorn, 2005 ; Jonas Bengtsson, 2005).



Fig. 6 Labuppställning, 1-litersbägare som flockningsbassäng och magnetomblandare som omrörare (foto: Anna Nilsson).

#### STEG 1: Optimering av partikelfällning och svepkoagulering

##### *Fällningsförsök 1: Fällningskemikalie, 125-300 mg/l.*

I ett första fällningsförsök testades 8 olika fällningskemikalier i syfte att hitta optimal partikelfällning. Fällningskemikalie PurFect 312 som används vid anläggningen idag hade en dosering av 202 mg/l. Kring detta värde testades därför de olika koagulanterna. Intervallet var 125-300 mg/l och analyserna testade halten suspenderat material, turbiditet och pH på klarvattenfasen på nollprov och efter varje fällningsförsök. Sedimentationstiden var här 10 minuter.

##### *Fällningsförsök 2: Fällningskemikalie, 20-120 mg/l.*

Tre av de 8 fällningskemikalierna valdes ut och testades vidare i ett lägre doseringsintervall, 20-120 mg/l. De valda fällningskemikalierna var ASL, PurFect och PlusJÄRN. Suspenderat material, turbiditet och pH analyserades på klarvattenfasen. Sedimentationstiden var här 30 minuter.

##### *Fällningsförsök 3: Fällningskemikalie, Tungmetallreduktion*

ASL, PurFect och PlusJÄRN testades på nytt i försök att hitta rätt doseringsintervall för optimal tungmetallreduktion. Två koncentrationer valdes ut, en låg dos och en hög dos för respektive kemikalie och prover togs ut efter 30 minuters sedimentering. Suspenderat material, turbiditet och pH analyserades på lab och tungmetallerna As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn och Hg samt COD analyserades på ackrediterat lab.

##### *Fällningsförsök 4: Koagulant med olika polymer*

Utifrån resultatet av tungmetallerna i fällningsförsök 3, valdes den högre dosen PurFect och PlusJÄRN för vidare test med polymer och optimering av partikelfällningen samt svepkoaguleringen. Fällningsmedlet hölls konstant medan polymeren sattes till bägaren med olika koncentration från 1 ml/l till 7 ml/l (Jonas Bengtsson, 2005). Sedimentationstiden ökades ytterligare från 30 till 40 minuter. Suspenderat material,

turbiditet, COD och pH analyserades på klarvattenfasen. Valda prover skickades till ackrediterat lab för analys av tungmetallerna As, Cu, Cr, Ni och Zn.

#### *Fällningsförsök 5: Katjonisk polymer*

De katjoniska polymererna Zetag och Fennopol K testades självständigt på lakvattnet. Vid försöken doserades polymeren från 1 till 5 ml/l (Jonas Bengtsson, 2005) och blandades in efter 40 sekunders snabbomblandning. Analys på lakvattnet av turbiditet, pH och suspenderat material utfördes på nollprov och efter fällning.

#### STEG 2: Optimering av fällning med lut

Fällningsförfarandet skedde som tidigare i en 1-liters bägare med ca 1 liter lakvattnet. Först justerades pH till önskad nivå med lut, därefter sattes fällningskemikalien till och 10 sekunder före den långsamma omblandningen sattes polymeren till lakvattnet. Precis som tidigare var den långsamma omblandningen 10 minuter och sedimenteringstiden var 40 minuter.

#### *Fällningsförsök 6: pH-justering*

Försöket med pH-justering var till för att bestämma optimalt pH, där löslighet för de flesta analyserade tungmetallerna var som lägst och största koncentrationen nickel, koppar, zink, arsenik och krom som gick att fälla ut. Fällningskemikalien 225 mg/l PurFect med polymeren 5 ml/l Fennopol A valdes ut för fällningsförsöket. Lut, 45 % -ig NaOH sattes till vattnet för att höja pH från pH 7,5 till pH 10. Tungmetallerna analyserades som tidigare på ackrediterat lab. Mätningar av pH gjordes före och efter luttillsatsen på klarvattenfasen. Turbiditeten uppmättes efter 40 minuters sedimentering och slamvolymen mättes upp för varje enskilt prov. För analys av tungmetaller skickades även prov på obehandlat vatten samt prov på tillsatt fällningskemikalie och polymer utan pH-justering.

### 2.3 KEMISK FÄLLNING I FULL SKALA

Utifrån de resultat som visat sig i fällningsförsöken på lab gjordes nya tester ute i behandlingsanläggningen under januari månad i försök att optimera det kemiska steget. Innan försöken startade beräknades den tid det skulle ta för lakvattnet att passera kemfällningen och kol- och torvfiltret. Detta gjordes genom att först uppskatta den totala volymen av de olika delarna i anläggningen och sedan beräkna uppehållstiden utifrån vattnets flöde (ekv. 8).

$$T_{upp} = \frac{V_{tot}}{Q} \quad (8)$$

$T_{upp}$  = uppehållstiden,  $V_{tot}$  = totala volymen av anläggningens komponenter,  $Q$  = lakvattnets flöde

Testerna som utfördes ute i anläggningen var först ett försök där pH höjdes i flockningsbassängen och sedan höjdes doseringen av den befintliga fällningskemikalien PurFect.

Vid de olika försöken ute i reningsverket noterades ett antal driftsparametrar. Turbiditeten in i verket (TU1), turbiditeten ut till kol- och torvfiltret (TU2), pH före rening (PH1), pH i flockningsbassängen (PH2) och pH ut från reningsanläggningen (PH3). Dessutom noterades temperaturen ute i luften och i vattnet in till reningsstegen.

### **2.3.1 Försök med lutdosering**

I det första försöket testades den befintliga koagulanten PurFect med polymeren Sedipur vid olika pH i flockningsbassängen. Flödet in till verket var 1,5 liter per sekund och doseringen på PurFect var 202 mg/l och Sedipur doserades med 135 µl/l. Prover på lakvattnet togs före det kemiska reningssteget, efter kemfällningen och ut från kol- och torvfiltret. Först fick verket gå ett dygn utan lutdosering, prover togs ut för jämförelse av tungmetallernas löslighet och optimalt pH i verkligheten. Det andra dygnet höjdes pH nivån till 8,5 i flockningsbassängen och prover togs det tredje dygnet ut för analys. Doseringen av lut höjdes sedan pH till 9 och prover togs ut dygnet därefter. Alla prover skickades till ackrediterat lab, ALcontrol för analys av tungmetallerna As, Cu, Cr, Ni och Zn.

### **2.3.2 Försök med kemikaliedosering**

Efter försöket med lutdosering höjdes doseringen av fällningskemikalien PurFect. I verket var fällningsdoseringen tidigare 202 mg/l och en höjning till 225 mg/l gjordes. Prover togs ut före höjningen av kemikaliedoseringen vid provpunkterna före rening (PT1), efter det kemiska reningssteget (PT2) och efter kol- och torvfiltret (PT3) samt efter fyra dagars körning med den högre doseringen på samma provpunkter. Proverna skickades till ackrediterat lab, ALcontrol för analys av tungmetallerna As, Cu, Cd, Ni och Zn. Vid detta fällningsförsök tillsattes lut och pH i flockningstanken hölls kring pH 9.

## **2.4 REGLERING AV PH**

För att närmare undersöka regleringen av lut utfördes två stegsvarsexperiment ute i verket. Börvärdet i flockningsbassängen hölls i första försöket som i tidigare tester till pH 9 och sedan i andra till pH 8. Ett steg från pH 9 till pH 9,5 och från pH 8 till 8,5 utfördes och förändringen på pH mätaren noterades. Detta var för att se hur snabbt pH-t i flockningsbassängen ställde in sig på önskat börvärde och på så sätt kunna bestämma snabbheten hos regulatören.

## **3. RESULTAT OCH OBSERVATIONER**

### **3.1 BEFINTLIGT VATTEN**

Utifrån mätningar inom kontrollprogrammet från 2003 till 2005 utvärderades lakvattnet från Fläskebo med avseende på vissa föroreningsparametrar. Mätningarna var gjorda ungefär en gång per månad före behandling och efter kol- och torvfiltret samt vid några tillfällen under samma period efter det kemiska steget inom kontrollprogram. Prövotidvillkoret jämfördes med kontrollprogrammets mätningar på lakvattnet, dels för att se hur väl riktvärdena uppfylldes och dels vilka ämnen som idag inte klarade de föreslagna värdena.

Först undersöktes lakvattnet före den kemiska reningen (PT1) och efter kol- och torvfiltret (PT3) för ämnena i provotidvillkoret. Ett medelvärde på mätningarna gjorda under perioden 2003-2005 beräknades för alla ämnen och jämfördes med dagens riktvärden (Fig. 7). För dessa ämnen visade det sig att koppar, nickel samt AOX inte uppfyllde kraven. Arsenik och krom låg på gränsen medan resten av tungmetallerna kvicksilver, kadmium bly, och zink samt ämnena P-tot, N-tot och TOC klarade kraven. Utifrån medelvärdena i Figur 7 verkade halterna kadmium, bly, arsenik och zink

dessutom öka i lakvattnet efter rening. Se Bilaga 3 a) för P-tot, N-tot och TOC före rening och efter kol- och torvfiltret.

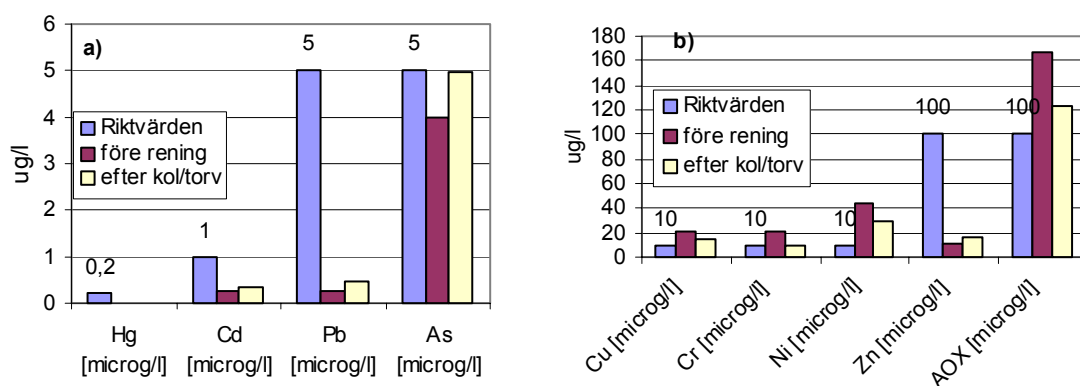


Fig. 7 Resultatet av lakvattenbehandlingen före kemfällningen och efter kol- och torvfiltret jämfört med riktvärdena i provotidsvillkoret.

Under en kortare period fanns det även data från lakvattnet efter det kemiska steget (PT2), före kol- och torvfiltret. För att närmare se vad som hände i detta steg jämfördes riktvärdena med medelvärdet av föroreningarna i lakvattnet före rening och efter det kemiska steget (Fig. 8). Även här visade det sig att halten koppar, nickel och AOX översteg riktvärdena trots en minskning av halterna i lakvattnet efter kemsteget. Arseniken sjönk efter kemfällningen under riktvärdet medan halten krom ökade i detta steg över riktvärdet. Alla de andra tungmetallerna uppfyllde dagens krav. TOC, N-tot och P-tot uppfyllde riktvärdena utan problem och reducerades efter reningsstegen, se Bilaga 3 b). I detta reningssteg sjönk halten kadmium, bly, arsenik och zink i lakvattnet efter rening till skillnad från steget med kol- och torvfiltret. Däremot ökade halterna av krom och nickel.

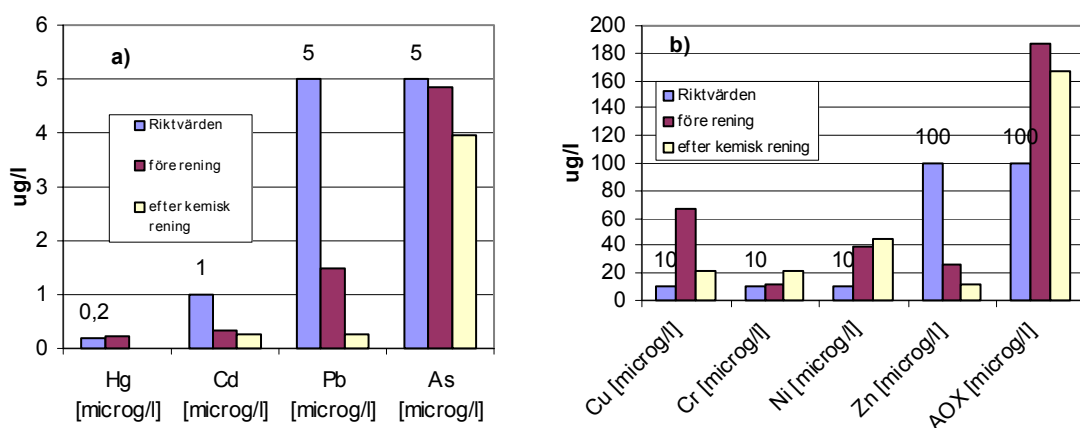


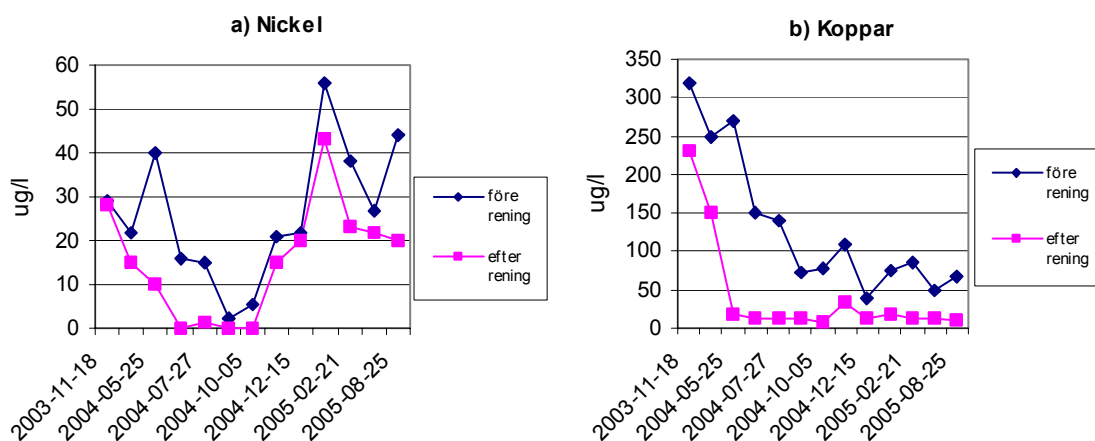
Fig. 8 Lakvattenbehandling före kemfällningen och efter det kemiska steget jämfört med riktvärdena i provotidsvillkoret.

Ämnenas koncentration i lakvattnet varierade kraftigt under perioden och utvecklingen i vattnet ut från deponin undersöktes därför mer noggrant. Det var främst lakvattnets innehåll av ämnena koppar, nickel, arsenik, krom, zink och AOX som studerades



närmare (Fig. 9). En tydlig nedåtgående trend av koppar hade visat sig i lakvattnet sedan november 2003, då halten ut från deponin var 320 µg/l och i augusti år 2005 var halten endast 67 µg/l. För nickel hade halten sedan oktober 2004 ökat kraftigt och låg en bra bit över riktvärdet på 10 µg/l. Arsenikhalten i vattnet hade under större delar av perioden varit låg och legat kring riktvärdet på 5 µg/l men vid två tillfällen i november 2004 och i april 2005 ökade koncentrationen kraftigt till 17 µg/l och 26 µg/l. Tungmetallerna zink och krom låg större delen av perioden en bra bit under riktvärdet 100 µg/l respektive 10 µg/l före behandlingssteget. Lakvattnet hade vid två tillfällen förhöjda halter av krom, juli 2004 och februari 2005 och ett tillfälle för zinken i januari 2005. AOX –halten ökade kraftigt under vintern 2004/2005, men hade i analysresultatet under större delen av perioden uppvisat låga koncentrationer långt under riktvärdet.

En jämförelse gjordes också i samma diagram med utgående halter i lakvatten från kol- och torvfiltret för att se reningsstegens effekt vid förhöjda halter in till behandlingssteget (Fig. 9). För tungmetallerna koppar och zink, verkade den befintliga reningen fungera bra, speciellt vid höga nivåer. Trots detta uppfylldes inte riktvärdet för koppar och halterna låg något högre även efter rening. För AOX verkade reningen fungera bra vid höga koncentrationer med ca 50 % reduktion, men betydligt sämre eller inte alls vid låga koncentrationer. Halten nickel i vattnet minskade oavsett föroreningsgrad men inte tillräckligt för att nå under riktvärdet då halterna i vattnet var höga. Reduktionen av krom var knappt märkbar, men verkade fungera något bättre vid låga nivåer än vid toppar med förhöjd halt. Reningen av arsenik var näst intill helt obefintlig och ökade till och med ut ur reningssteget vid vissa mätningar.



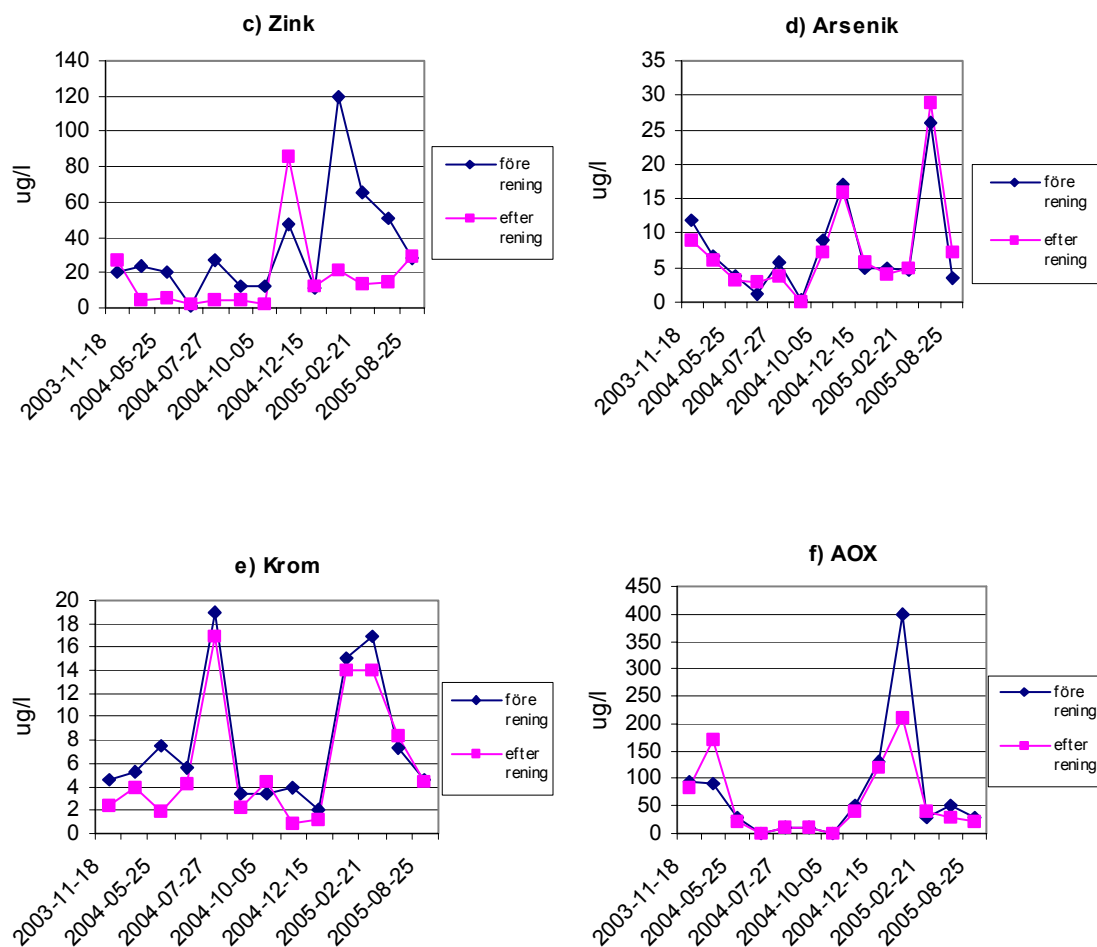


Fig. 9 Nickel, koppar, zink, arsenik, krom och AOXs koncentration i lakvattnet före och efter rening, 2003-2005.

## 3.2 FÄLLNINGSFÖRSÖK PÅ LAB

### 3.2.1 Lakvatten

Under perioden november till december hämtades inkommande lakvatten ifrån Fläskobos reningsanläggning till Sävenäs lab för försök i labskala. I det hämtade vattnet uppmättes temperaturen i medeltal till 5,1 °C och pH till 7,59. Vädret under denna period växlade mellan uppehåll, regn och snö och lufttemperaturen varierade från -5 till +2,5 °C.

### 3.2.2 Fällningsförsök 1: Fällningskemikalie, 125 –300 mg/l

I första försöket med fällningskemikalie testades PIX-113, PIX-111, PlusJärn, PurFect, ASL, PurFal, PlusPAC och PIX-118 med olika koncentration inom intervallet 125-300 mg/l på lakvattnet. Efter 10 minuters sedimentation analyserades turbiditet, pH och suspenderat material på klarvattnet. Analyserna av halten suspenderat material gav inga tillförlitliga resultat då provet efter torkning vägde mindre än bägare och filterpapper före filtrering av 10 ml lakvatten. Turbiditeten i lakvattnet varierade mellan 3,15 och 4,85 NTU utan att någon fällningskemikalie sattes till (Fig. 10). Vid kemikalietillsats och med ökad koncentration ökade turbiditeten i vattnet för alla kemikalier utom ASL. Aluminiumsulfaten, ASL med en koncentration av 225 mg/l var den enda

fällningskemikalien som sänkte turbiditeten under det ursprungliga värdet från 4,83 NTU ned till 3,55 NTU. En kraftigare ökning av turbiditeten syntes efter tillsatt av 225 mg/l för nästan alla kemikalier. Analyser av pH visade att värdet sjönk med tillsatt fällningskemikalie och med ökad koncentration. För exempelvis PuFect var pH 7,71 utan fällningsmedel och 5,71 vid en koncentration av 300 mg/l. Se bilaga 4, tab 1 för resultat av pH. Fällningsförsöket studerades även visuellt och alla kemikalier bildade flockar i olika storlek. Produkterna som innehöll  $\text{Fe}^{3+}$  som aktiv substans bildade något större flockar än de med  $\text{Al}^{3+}$ .

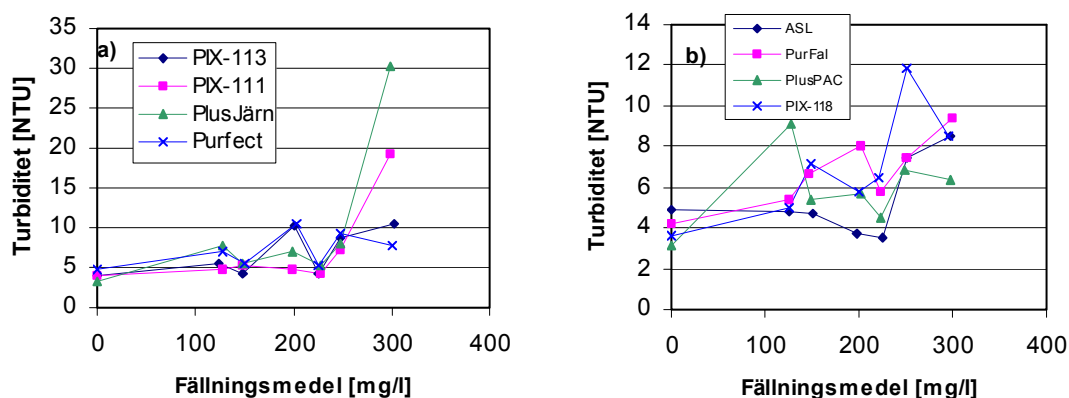


Fig. 10 Turbiditeten i vattnet efter tillsatt fällningskemikalie i intervallet 125- 300 mg/l och efter 10 minuters sedimentering.

### 3.2.3 Fällningsförsök 2: Fällningskemikalie, 20-120 mg/l

Med risk för överdosering undersöktes fällningen och turbiditeten i ett lägre intervall för att se om tillräckligt stora flockar bildades och om turbiditeten minskade i vattnet. I fällningsförsöket valdes endast tre av fällningskemikalierna ut för vidare försök i intervallet, 20-120 mg/l. Fällningskemikalierna var ASL, PurFect och PlusJärn. Turbiditeten för nollprovet, utan fällningskemikalie var efter 30 minuters sedimentation 3,3 NTU. Resultatet visade att turbiditeten först steg kraftig för att sedan sjunka något under den ursprungliga nivån i lakvattnet för ASL och Purfect (Fig. 11). Lägst turbiditet visade ASL och Purfect vid koncentrationerna 99 mg/l respektive 82,5 mg/l. För PlusJÄRN nådde nivån aldrig under det ursprungliga värdet och den lägsta koncentrationsnivå uppmättes redan vid 78,1 mg/l. Turbiditeten varierade från 2,03 NTU med ASL upp till 7,77 NTU med PlusJÄRN. Flockbildningen studerades också visuellt i vattnet för att få en uppfattning om kemikaliens förmåga att bilda flockar och vid vilken koncentration. För PlusJÄRN bildades små flockar först vid 60 mg/l och stora vid 100 mg/l som efter 30 minuters sedimentering flöt upp till ytan. För ASL bildades endast små vita flockar från 60 mg/l och uppåt i intervallet medan PurFect bildar relativt stora flockar redan vid 60 mg/l.

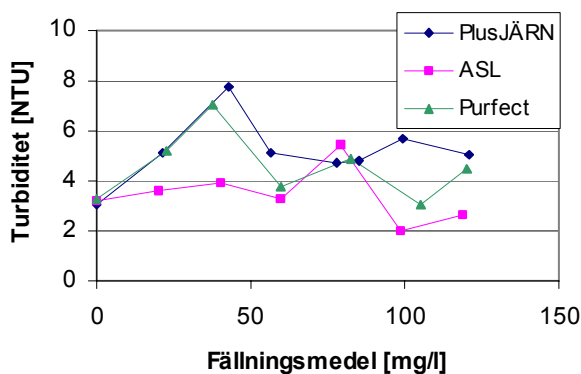


Fig. 11 Turbiditeten för ASL, PurFect och PlusJÄRN i intervallet 20-120 mg/l.

Resultatet av suspenderat material visade att halten i vattnet sjönk med tillsatt fällningskemikalie. Lägsta halten suspenderat material var 100 mg/l och uppmättes med 22, 5 mg/l PurFect. Eftersom inga synliga flockar hade bildats vid denna koncentration ansågs doseringen vara för låg för optimal partikelfällning. Därefter var den suspenderade halten lägst vid 82,5 mg/l PurFect, vid 99 mg/l ASL och vid 56,8 mg/l PlusJärn (Fig. 12). Halten i nollprov av suspenderat material varierade från 480 mg/l till 850 mg/l. Den högsta uppmätta nivån var 1340 mg/l med 78,1 mg/l PlusJÄRN vilket var troligen ett felaktigt mätvärde då halten var betydligt högre än det ursprungliga värdet.

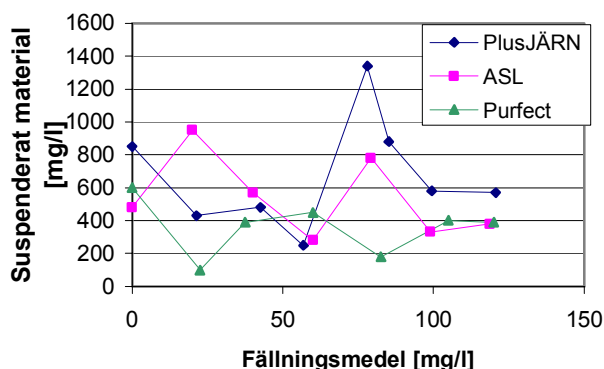


Fig. 12 Halten suspenderat material för PurFect, ASL och PlusJÄRN i intervallet 20-120 mg/l.

Resultatet av pH mätningarna visade även här att pH minskade med tillsatt fällningskemikalie och ökad koncentration (Bilaga 4 Tab. 2).

### 3.2.4 Fällningsförsök 3: Fällningskemikalie, tungmetallreduktion

Fällningen testades på nytt med en låg och en hög dos av ASL, PurFect och PlusJÄRN. Koncentrationerna som testades var för ASL 99 mg/l och 225 mg/l, för PurFect 82,5 mg/l och 225 mg/l och PlusJärn 78,1 mg/l och 225 mg/l. Dessa koncentrationer valdes utifrån uppvisad lägsta turbiditets nivå för respektive kemikalie i fällningsförsök 1 och 2.

Turbiditeten ökade med ökad dosering av fällningskemikalie, PurFect och PlusJÄRN medans halten suspenderat material sjönk (Fig. 13). Turbiditeten utan tillsatt

fällningsmedel var 2,31 NTU och ökade till 6,36 NTU för 222 mg/l PurFect och till 6,27 NTU för 225 mg/l PlusJÄRN. ASL visade på en högsta turbiditet 3,20 NTU vid 99 mg/l som sedan sjönk till 2,73 NTU vid 225 mg/l (Fig. 14 a)). Halten suspenderat material var 30 mg/l redan vid 83,5 mg/l PurFect och denna låga nivå uppnåddes först för ASL och PlusJÄRN vid en dosering av 225 mg/l resp 227,2 mg/l (Fig. 14 b)). Analys av den högre dosen, 225 mg/l PurFect gav inget tillförlitligt resultat då halten efter torkning var lägre än vikten före filtrering.

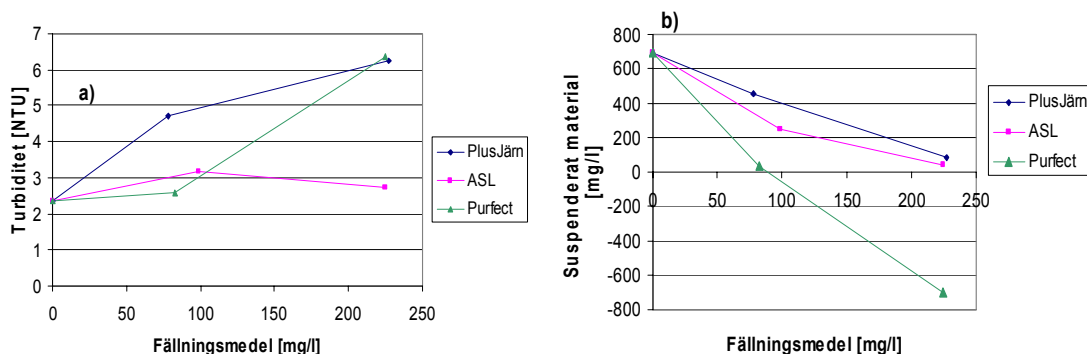


Fig. 13 Resultat av turbiditet och suspenderat material för ASL, PurFect och PlusJÄRN.

Resultatet från AnalyCen visade på att de flesta tungmetaller reducerades bättre vid den högre dosen fällningskemikalie. Nickel och koppar visade tydligt på en högre reduktion vid högre koncentration fällningskemikalie och halten reducerades bättre med PurFect och PlusJÄRN än med ASL (Fig. 14). 227,2 mg/l PlusJÄRN reducerade nickel med ca 15 % och koppar med 32 %, 225 mg/l PurFect reducerade nickel med 15 % och 33 % för koppar. Fällningsförsöken med ASL visade att vid låg dosering, 99 mg/l ökade halten nickel och koppar över den ursprungliga nivån i lakvattnet medan den högre doseringen, 225 mg/l sänkte halten nickel med 10 % och kopparn med 21 % (Fig. 14). Halten zink före rening var 100 µg/l, vilket är relativt högt för lakvattnet. Bäst reduktion av zink i vattnet med 20 % fås vid 225 mg/l ASL och därefter 17 % med 82,5 mg/l PurFect och 9 % med 78,1 mg/l PlusJÄRN. Tillsatsen av den högre dosen PlusJÄRN och PurFect visade en knapp eller helt oförändrad zinkhalt i vattnet (Fig. 14 c)). Arseniken i vattnet hade koncentrationen 2,4 µg/l före rening (Fig. 14 d)), under riktvärdet på 5 µg/l. Resultatet vid fällning med ASL visade att reduktionen av denna metall inte alls fungerade utan snarare ökade i vattnet. Den högre dosen PlusJÄRN reducerade koncentrationen arsenik med 25 % och den lägre dosen, 82,5 mg/l PurFect reducerade arseniken med 17 %. PurFecten med den högre dosen, 225 mg/l verkade sämre och minskade arseniken endast med 8 %. Bly, kadmium, krom och kvicksilver var redan före rening långt under riktvärdet i provotidsvillkoret och avskiljningen av dessa metaller ur lakvattnet fungerade nästan lika bra för de tre fällningskemikalierna ASL, PurFect och PlusJÄRN (Bilaga 4).

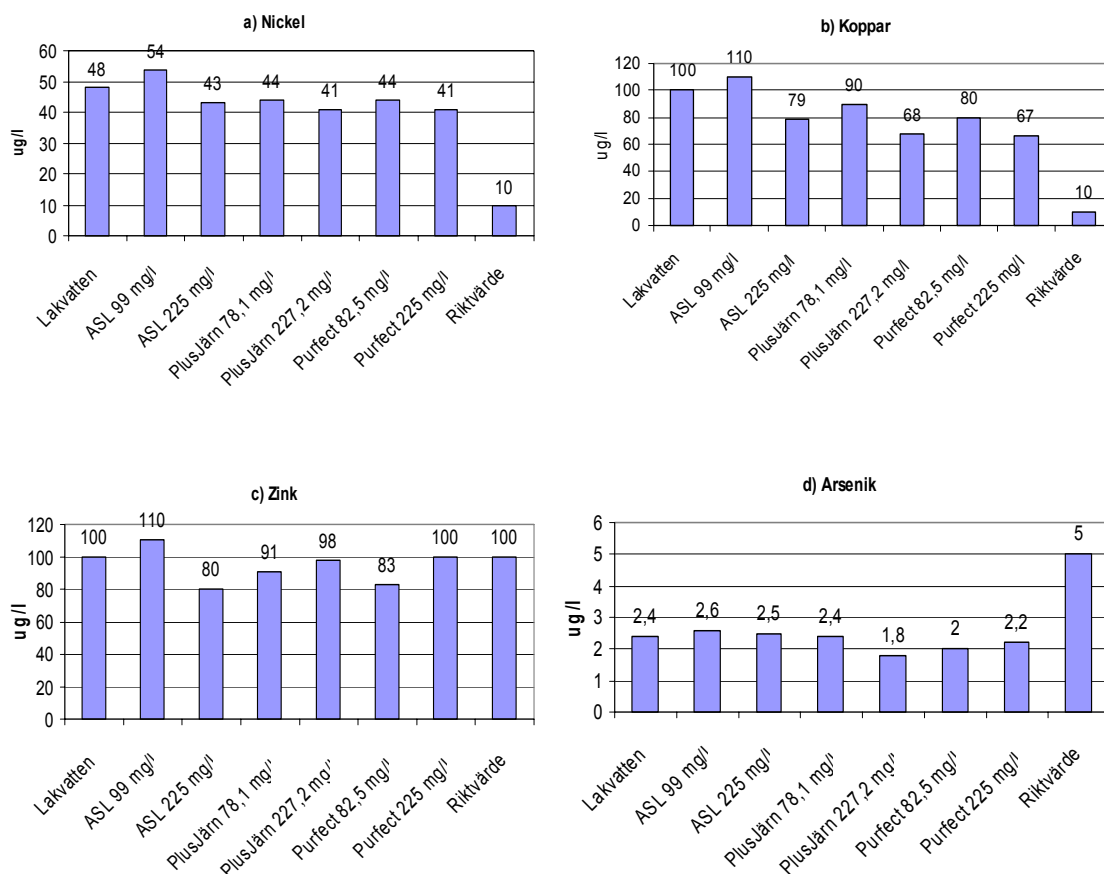


Fig. 14 Nickel, koppar, zink och arsenik reduktion i vattnet utan och med fällningskemikalierna ASL, PurFect och PlusJÄRN jämfört ämnenas riktvärde.

I lakvattnet in till reningen var halten COD 57 mg/l. Efter kemfällningen sjönk halterna i vattnet och den högre koncentrationen av ASL, PurFect och PlusJÄRN gav bättre resultat än de lägre. För exempelvis 227,2 mg/l PlusJÄRN sjönk COD halten ned till 45 mg/l (Bilaga 5).

Utifrån resultatet från AnalyCen valdes PurFect och PlusJÄRN med den högre koncentrationen, 225 mg/l och 227,2 mg/l för vidare försök med olika flockningsmedel.

### 3.2.5 Fällningsförsök 4: Koagulant med olika polymer

I försök att öka flockbildningen testades 225 mg/l Purfect och 227,2 mg/l PlusJÄRN tillsammans med polymeren Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A. Analysresultatet av turbiditeten med Purfect som fällningsmedel tillsammans med de fyra olika polymerer visas i figur 15. Turbiditeten i vattnet ökade med ökad koncentration för alla polymer. Ökningen var störst för Purfix med en ökning från 5,67 till 19,05 NTU. Fällningsförsöken som även studerades visuellt visade att Magnafloc bildade stora flockar som sedimenterade snabbt medan Purfix gav små flockar med sättningsproblem och som fortfarande efter 40 minuter inte hade sedimenterat.

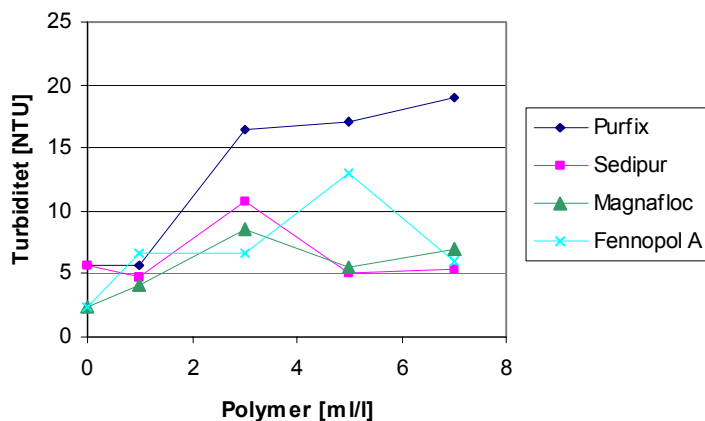


Fig. 15 Turbiditeten efter 40 minuters sedimentering med 225 mg/l PurFect och olika koncentration av Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A.

Halten suspenderat material efter sedimentering i vattnet minskade med ökad dosering och 5 ml tillsatt polymer per liter lakvatten gav den lägsta nivån för alla utom Sedipur, se Figur 16. Före tillsatt polymer varierade halten suspenderat material i vattnet mellan 395 mg/l och 610 mg/l vilket minskade till 210 mg/l med Purfix respektive 105 mg/l med Magnafloc. Sedipur och Fennopol A låg hela tiden något högre än Purfix och Magnafloc. Prov med COD visade att halten sjönk med tillsatt polymer och ökad koncentration i vattnet (Fig. 16 b)). Purfix var det flockningsmedlet som ökade halten COD i vattnet med högre koncentration än 3 ml/l medan de andra tre minskade halten lika mycket. Mätningarna för pH visade att värdet sjönk vid tillsatt polymer och var som lägst vid pH 6,27, alltså något högre än vid tidigare fällningsförsök (Bilaga 6).

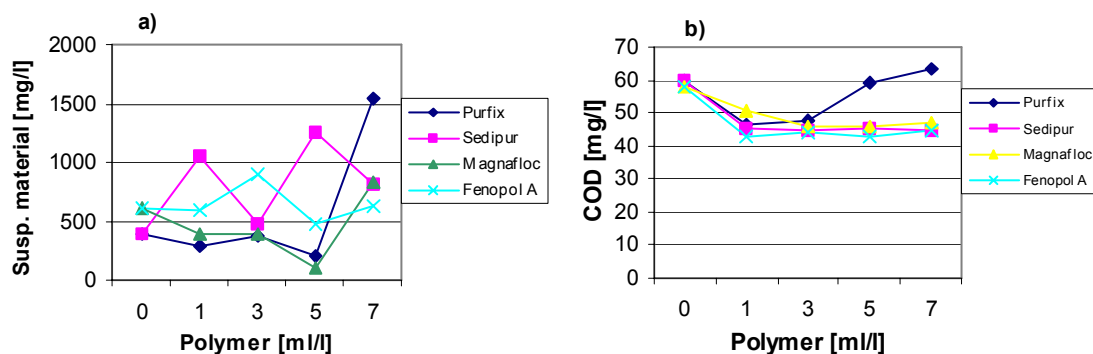


Fig. 16 Suspenderat material och halten COD i lakvattnet efter tillsatt PurFect och flockningsmedel Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A och efter 40 minuters sedimentering.

Proverna från varje fällningsförsök med 5 ml/l polymer skickades till AnalyCen för analys av tungmetallerna nickel, koppar, zink, krom och arsenik (Fig. 17). Dessa tungmetaller valdes ut och var intressanta att studera då halten nickel och koppar låg över riktvärdet samt arsenik, zink och krom låg på gränsen. Resultatet av krom redovisas i bilaga 6. Koppar, arsenik och krom minskade med tillsatt fällningskemikalie och polymer. Den polymer som reducerade mest koppar och arsenik var Magnafloc med 43 % respektive 40 % (Fig. 17 b) och d)). Fennopol A gav näst efter Magnaflocen bäst reduktion av dess metaller, 41 % av kopparn och 37,5 % av arseniken. Nickel halten i

lakvattnet minskade med tillsatt fällningskemikalie från 46 till 44  $\mu\text{g/l}$  för att sedan öka igen då en polymer sattes till vattnet. Purfix var den enda polymer som gav oförändrat resultat, Magnafloc och Fennopol A höjde nickelhalten till den ursprungliga halten, 46  $\mu\text{g/l}$  och Sedipur ökade halten till 48  $\mu\text{g/l}$  (Fig. 17 a)). Analysresultatet av zink visade att koncentrationen ökade i vattnet med tillsatt fällnings- och flockningsmedel (Fig. 17 c)). Magnafloc var den polymer som gav lägst zinkkoncentrationen 81  $\mu\text{g/l}$  och därefter Fennopol A med 85  $\mu\text{g/l}$ .

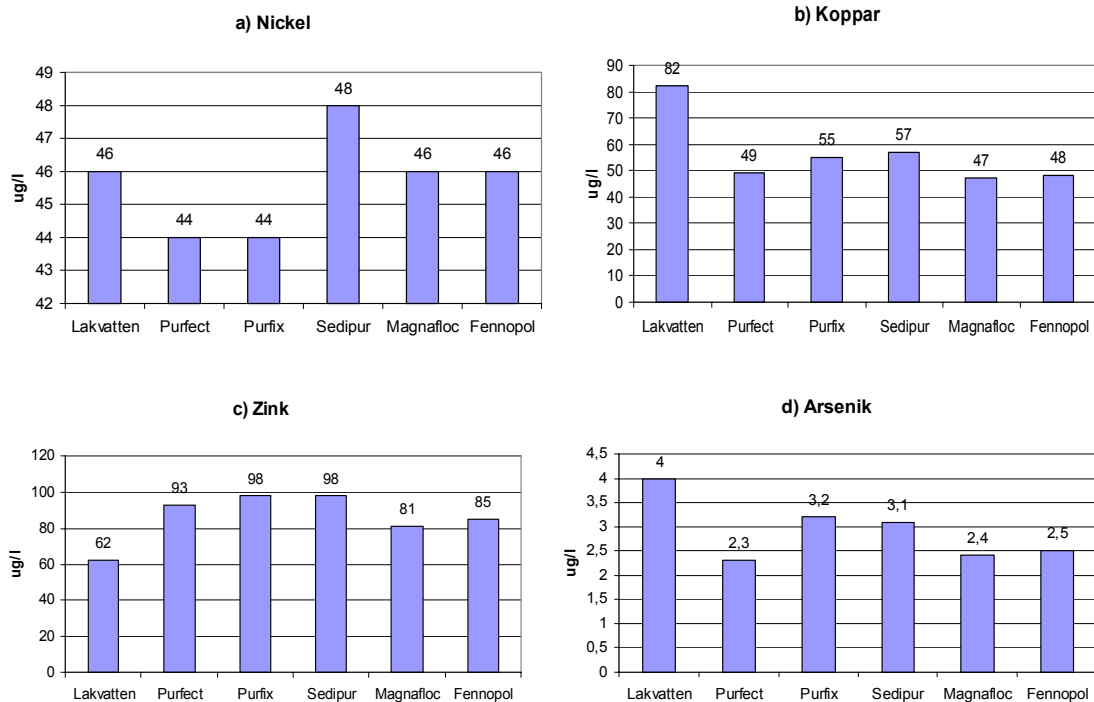


Fig. 17 Nickel, koppar, zink och arseniks analysresultat vid tillsatt fällningsmedel, Purfect och flockningsmedel, Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A.

Samma försök och analyser utfördes vid fällningsförsök med 227,2 mg/l PlusJÄRN och de fyra polymererna Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A. Turbiditeten ökade med tillsatt fällnings- och flockningsmedel och med ökad koncentration (Fig. 18). Precis som i fällningsförsök med Purfect bildade Purfix de minsta flockarna med sättningssproblem och de högsta turbiditetsvärdena. För de andra polymererna följde de uppmätta värden varandra bra och sträckte sig mellan 5 och 10 NTU. Lägst var turbiditeten för Fennopol A.

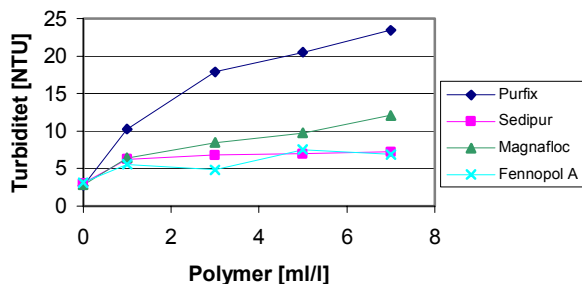


Fig. 18 Turbiditetsvärden vid 227,2 mg/l PlusJÄRN och olika koncentrationer av flockningsmedlen Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A.



Halten suspenderat material sjönk betydligt med ökad koncentration polymer (Fig. 19 a)). Lägsta halten suspenderat material uppmättes vid 3 ml polymer och med Fennopol A. COD-halten sjönk också i lakvattnet med ökad koncentration polymer (Fig. 19 b)), Fennopol A och Sedipur reducerade COD -innehållet med 30 % vid 5 ml/l tillsatt polymer. Reduktionen vid 3 ml/l Magnafloc och Purfix var 24 % för COD halten i vattnet.

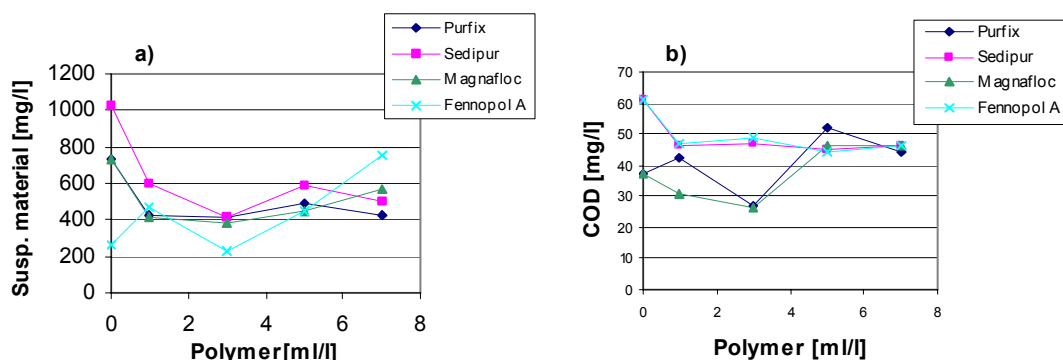


Fig. 19 Halten suspenderat material och COD vid tillsatt flockningsmedel, PlusJÄRN och flockningsmedel, Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A.

Prover med 5 ml/l polymer skickades till ackrediterat lab för analys av arsenik, koppar, krom, nickel och zink. Utifrån AnalyCens resultat reducerades tungmetallerna nickel, koppar, zink och arsenik vid tillsatt fällningskemikalie och polymer (Fig. 20). Se bilaga för resultatet av krom. Lakvattnet innehöll vid detta tillfälle höga halter, 130 µg/l, av tungmetallerna nickel och zink före rening. Nickel halten i vattnet reducerades med hela 65 % vid 227,2 mg/l PlusJÄRN och 5 ml/l Fennopol A och nästan lika mycket, 64 % med Sedipur (Fig. 20 a)). För zinken var en kombination med Fennopol A bäst och halten minskade med 32 % (Fig. 20 c)). Koppar och arsenik i lakvattnet minskade också vid tillsatt fällnings- och flockningsmedel, där Fennopol A gav en avskiljning av koppar med 48 % och arsenik med 50 % (Fig. 20 b) och d)).

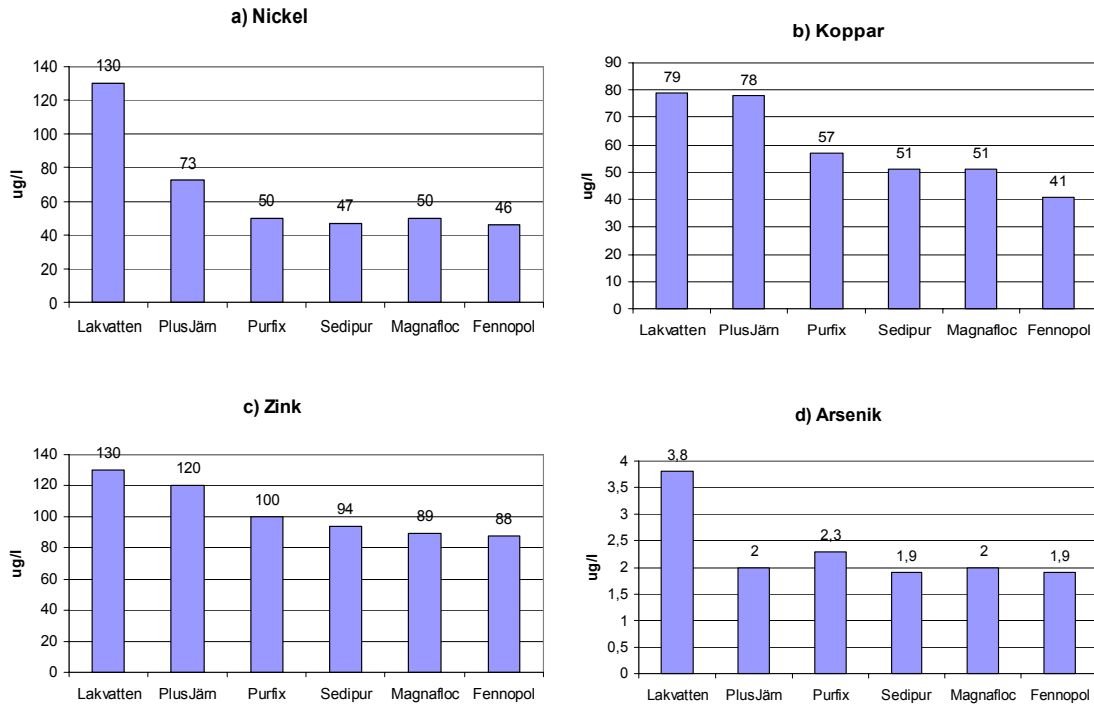


Fig. 20 Fällningsförsök med 227,2 mg/l PlusJÄRN som fällningsmedel och 5 ml/l Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A som flockningsmedel.

Resultaten från AnalyCen visade generellt att PlusJÄRN tillsammans med ett flockningsmedel hade större inverkan på lakvattnet för tungmetallreduktion än vid fällning med PurFect. Exempelvis minskade kopparhalten med 52 % med PlusJÄRN och Fennopol A och endast med 43 % med PurFect och Magnafloc. Att föroreningsgraden före rening varierade kraftigt mellan fällningsförsöken kan också ha haft betydelse. Nickel och Zink hade höga halter vid fällning med PlusJÄRN, 130 µg/l och endast 46 µg/l respektive 62 µg/l vid fällning med PurFect. Fennopol A och Magnafloc var de polymer som gav bäst resultat vid metallreduktion.

### 3.2.6 Fällningsförsök 5: Katjonisk polymer

I ett försök testades två katjoniska polymer Fennopol K och Zetag på lakvattnet i egenskap som koagulant utan tillsatt metallsalt. Turbiditeten ökade med ökad koncentration från 2,15 till 2,58 NTU för Fennopol K och 2,38 till 4,1 NTU med Zetag (Fig. 21). Ökningen var inte lika kraftig som i tidigare fällningsförsök. Analyserna visade goda resultat i att reducera halten suspenderat material med tillsatt polymer. Först ökade halten kraftigt från ca 400 mg/l med Fennopol K över 1000 mg/l och med Zetag över 600 mg/l. Sedan sjönk halterna kraftigt till nivåer nära noll. Zetag uppvisade högre turbiditet i vattnet och uppmätte något lägre halt suspenderat material efter 30 minuters sedimentering än vid försök med Fennopol K.

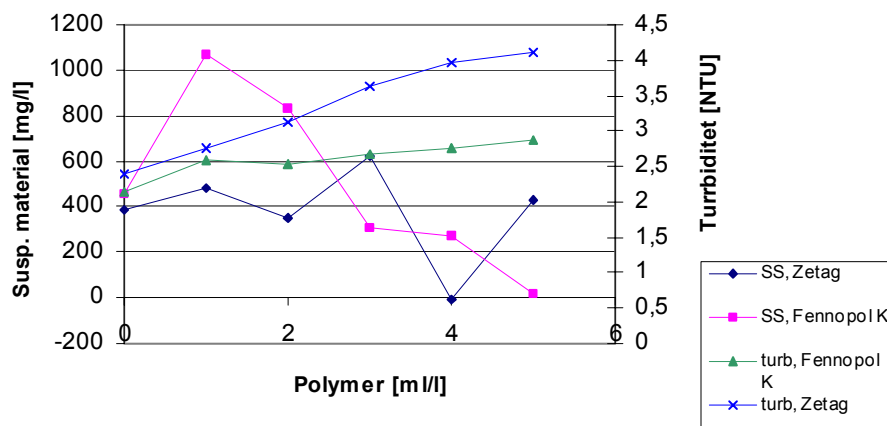


Fig. 21 Halten suspenderat material i mg/l och turbiditet i NTU i försök med koagulanterna Zetag och Fennopol K.

### 3.2.7 Fällningsförsök 6: pH -justering

I detta försök varierades pH med lut från 8,01 till 10,15. Prov på lakvatten utan fällningskemikalie, polymer och lut gav pH 7,44 före fällningsförsöket. Ett andra prov med fällningskemikalie PurFect och polymer Fennopol A uppmätte pH 7,34 före fällning och sjönk ned till pH 6,87 efter 10 minuter långsam inblandning. Lut tillsatsen gjordes före fällning och pH justerades till 8,01, 8,49, 9,09, 9,66 och 10,15. Turbiditeten, pH och slamvolym analyserades på Sävenäs lab efter 40 minuters sedimentation. Turbiditeten varierade med tillsatt lut och höjt pH. En kraftig ökning av turbiditeten uppmättes vid det pH som före fällningsförsöket justerades till 9,09 (Fig. 22).

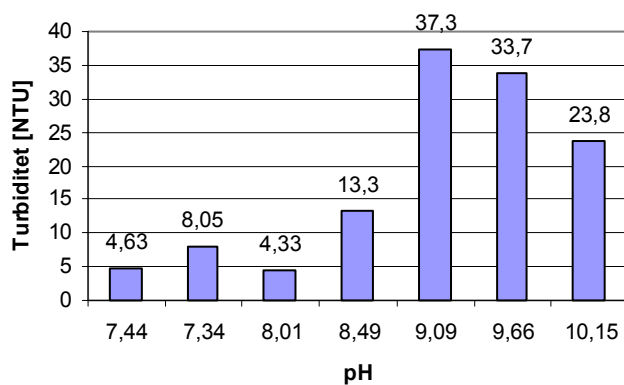


Fig. 22 Turbiditeten efter 40 minuters sedimentering vid justering av pH med lut.

Slamvolymen efter 40 minuters sedimentering uppmättes i en Imhoffkon, där lakvattnet fick sedimentera i ca.1 timme. Halten bildat slam ökade med lut tillsats, se Figur 23 och var som högst vid pH 8,49 med 12 ml. Mätningen av lakvattnet utan flocknings- och fällningsmedel gav efter 1 timmes sedimentering ingen mätbar slamvolym och fällningsförsöket med enbart PurFect och Fennopol A gav en slamproduktion på 8 ml där pH var 7,34 före rening.

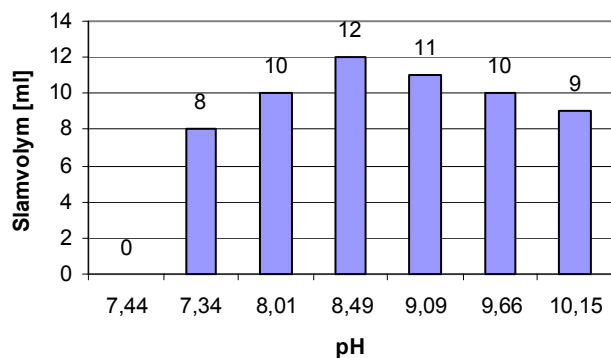


Fig. 23 Uppmätt slamvolym efter 1 timmes sedimentering i Imhoffkon.

Prover lämnades in på ackrediterat lab för analys av tungmetallerna arsenik, koppar, krom, nickel och zink. Analyserna visade på en minskning av tungmetallhalten i lakvattnet med lut tillsats och vid högt pH. Den lägsta koncentrationen av de olika tungmetallerna uppmättes vid olika pH. Nickehalten var lägsta vid pH 9,09 och uppmätte en koncentration av 48 µg/l, koppar vid pH 9,66 med 38 µg/l, zink vid pH 9,66 med 15 µg/l och arsenik vid pH 8,01 med 3,5 µg/l (Fig. 24). Zink var den tungmetall som påverkades mest av lut-tillsats och minskade med hela 87,5 % (Fig. 24 c)) medan arsenik minskade med 37,5 %, nickel med 21 % och koppar med 10 %. Se bilaga 7 för krom. Halten tungmetall i prov med enbart fällnings- och flockningsmedel som uppmätte pH 7,34 före fällning jämfördes med halten tungmetall i prov med tillsatt lut. Jämförelsen visade att reduktionen arsenik och koppar var liten, 7,9 % respektive 7,3 %. Effekten var däremot större för zink med en 86 % -ig minskning och 14 % -ig minskning med nickel (Fig. 24 c) och a))

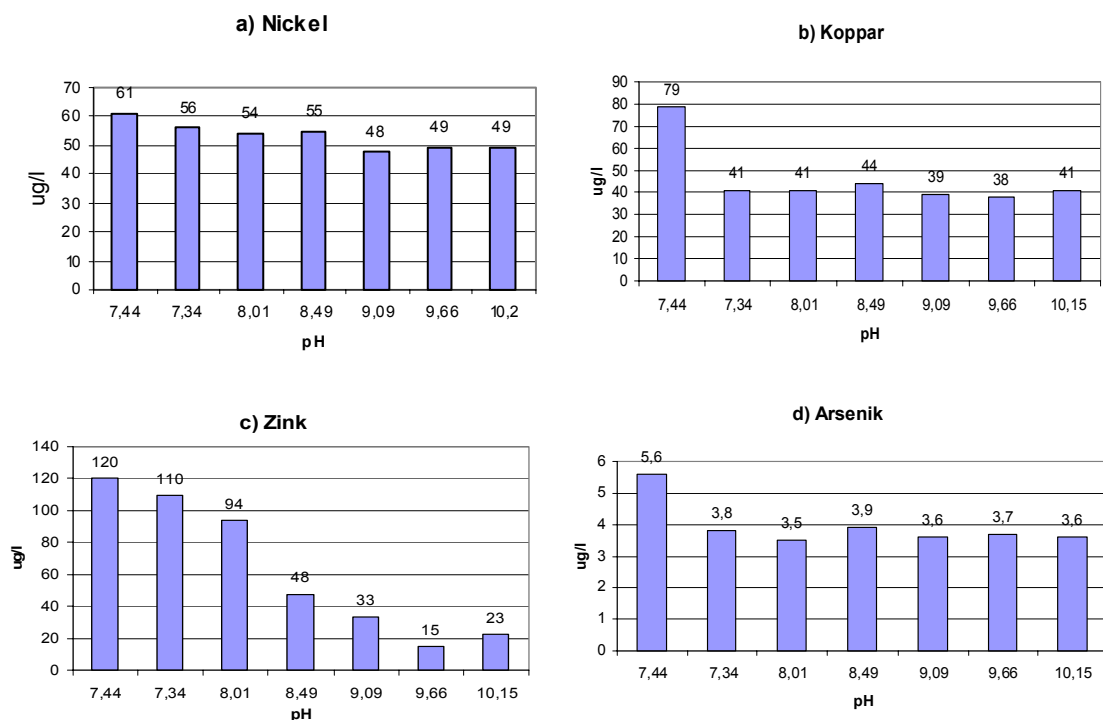


Fig. 24 Koncentrationen i lakvattnet för tungmetallerna nickel, koppar, zink och arsenik före och efter fällning med 225 mg/l PurFect, 5 ml/l Fennopol A samt justering av pH med lut.

### 3.3 FÄLLNINGSFÖRSÖK I FULL SKALA

Innan de olika fällningsförsöken startade ute i behandlingsanläggningen beräknades tiden för lakvattnet att passera det kemiska steget samt kol- och torvfiltret. För att kunna beräkna tiden uppskattades först den totala volymen av de olika delarna ute i reningsanläggningen och tiden kunde sedan beräknas vid ett flöde av 1,5 l/s (5,4 m<sup>3</sup>/h).

Följande uppskattningar gjordes:

Rör och ledningar: Längd = 37 m och rördiameter = 0,2 m gav Volym<sub>1</sub> = 1,16 m<sup>3</sup>.  
Flockningsbassängen: Höjd = 1,55 och bredd = 2,6 m gav Volym<sub>2</sub> = 8,22 m<sup>3</sup>.  
Lamelledimenteringsbassäng: Höjd = 4,3 m och bredd = 2,5 m gav Volym<sub>3</sub> = 21,1 m<sup>3</sup>.  
DynaSandfiltret: Höjd = 5,6 m och bredd = 2 m gav Volym<sub>4</sub> = 17,6 m<sup>3</sup>.

Totala volymen = Volym<sub>1</sub> + Volym<sub>2</sub> + Volym<sub>3</sub> + Volym<sub>4</sub> = 48,1 m<sup>3</sup>. Tiden för vattnet att passera det kemiska steget tar därför ca 9 h med ett flöde på 5,4 m<sup>3</sup>/h.

Kol- och torvfiltret hade två celler där respektive cell var 120 m<sup>3</sup>. Tiden för lakvattnet att passera en cell blev ca 22 h och 44 h för båda, vid ett flöde av 5,4 m<sup>3</sup>/h.

Några av driftsparametrarna i verket noterades under fällningsförsöken och ett medelvärde av parametrarna turbiditet, pH och temperatur visas i Tabell 8.

Tabell 8 Medelvärde av turbiditet, pH och temperatur i behandlingsanläggningen vid de olika fällningsförsöken.

	Parameter	Värde
Turbiditet in i verket	TU1	0,47 NTU
Turbiditet efter verket	TU2	0,67 NTU
pH före rening	PH1	7,76
pH i flockningsbassängen	PH2	6,8 - 10
pH efter Dyndasandfiltret	PH3	8,57
Lufttemperatur		-2 till -5 °C
Temperatur i vattnet	TP1	4,5 °C

#### 3.3.1 Lutdosering

Under en veckas tid togs prover i reningsanläggningen ut på ingående, PT1 och utgående, PT2 vatten samt efter kol- och torvfiltret, PT3 för analys av tungmetaller. Under det första dygnet startades anläggningen upp och reningen fick gå med tidigare inställda doseringar, 202 mg/l PurFect och 135 µl/l Sedipur. I lakvattnet på ingående ledning till reningsverket uppmätte pH 7,5. Ingen lut sattes till från början och pH i flockningsbassängen låg på sura sidan av pH 7. Under det andra dygnet togs prover ut för analys och efter provtagning höjdes pH till 8,5. Prover togs därefter ut dygn tre på detta vatten vid samma provpunkter som tidigare och därefter höjdes pH till 9. Dygn fyra togs prover ut och alla prover skickades till ALcontrol för analys av bland annat nickel, koppar, arsenik, zink och krom. Figur 25 visar resultatet av tungmetallkoncentrationen i vattnet före och efter det kemiska steget samt efter höjning av pH från 7 till 8,5 och sedan 9 i flockningsbassängen. Det som märktes tydligt var den kraftiga dygnsvariationen av tungmetaller i inkommande lakvatten samt svårigheten att bestämma uppehållstiden av dessa metaller i processen på grund av denna variation. Exempelvis varierade krom mellan 34 µg/l och 170 µg/l, zink mellan 93 µg/l och 160 µg/l och koppar mellan 43 µg/l och 110 µg/l i inkommande vatten till behandlingsanläggningen. Alla tungmetaller reducerades under själva kemfällningen

förrutom vid pH 8,5 där halten zink och krom ökade istället (Fig. 25 b)). Ökningen efter rening var troligen en orsak av dygnsvariationen i vattnet och den varierande uppehållstiden än en effekt av den kemiska reningen. Reduktionen var som störst för koppar med 55 %, arsenik 47 % och nickel 18 % vid pH 9 (Fig. 25 c)) medan för krom och zink var reduktionen störst med 94 % respektive 67 % vid pH 7. Däremot var den lägsta uppmätta koncentrationnivån för zink vid pH 9 med 38 µg/l, för krom vid pH 8,5 med 3,1 µg/l och för koppar vid pH 7 med 21 µg/l. Generellt visade resultatet att halten tungmetall ut ur kemfällningen var lägre vid ett högre pH och lägst vid pH 9.

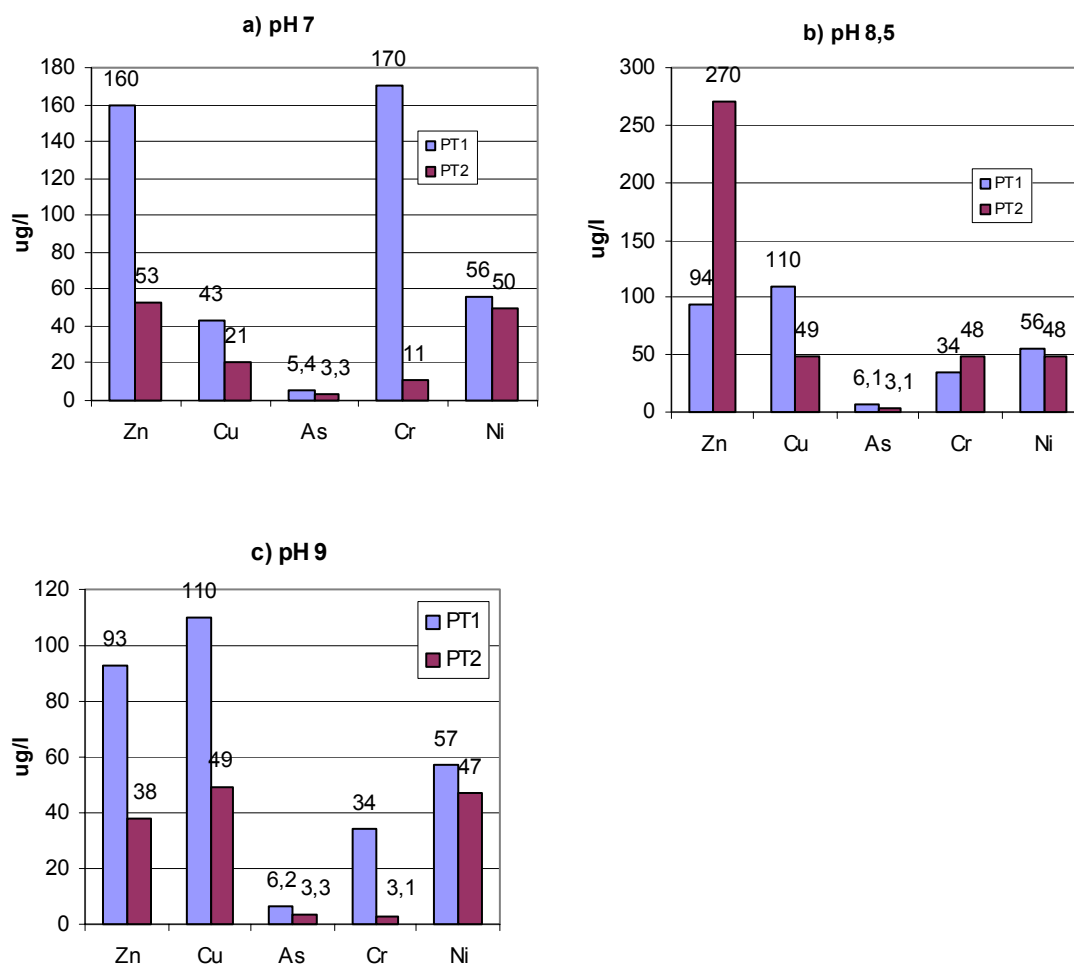


Fig. 25 Resultatet av koncentrationen Zn, Cu, As, Cr och Ni i lakvattnet före (PT1) och efter (PT2) det kemiska steget vid pH 7, 8,5 och 9.

Se Bilaga 8 för resultatet efter kol- och torvfiltret vid lutdosering och höjning av pH i flockningsbassängen.

### 3.3.2 Kemikaliedosering

Under en vecka utfördes ett fällningsförsök i stor skala med olika dosering av PurFect. Doseringen av PurFect var från början inställd på 202 mg/l och höjdes efter två dagar till 225 mg/l. Prover togs ut före och efter kemfällningen och kol- och torvfiltret vid de två doseringarna. En jämförelse mellan dem gjordes före och efter rening i det kemiska steget. I flockningsbassängen var önskat pH under hela försöket pH 9. Resultatet redovisas i Figur 26, där 26 a) hade doseringen 202 mg/l och 26 b) doseringen 225 mg/l.

Skillnaden dem emellan var liten och effekten av den högre doseringen knappt märkbar. Den lägre doseringen med 202 mg/l PurFect fungerade dessutom något bättre vid reduktion av nickel och arsenik än den högre doseringen. Kromen ökade däremot vid den lägre doseringen från 3 µg/l till 3,2 µg/l efter kemfällningen.

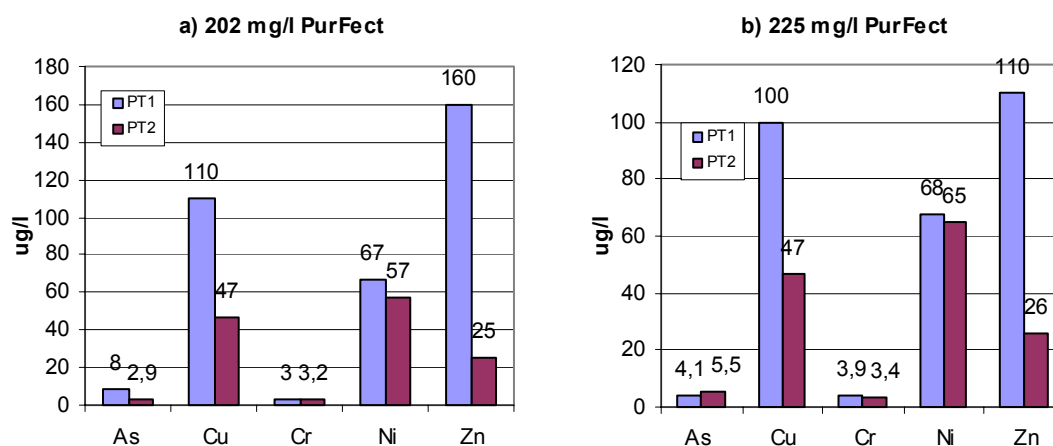


Fig. 26 Fällningsförsök i stor skala med dosen 202 mg/l respektive 225 mg/l PurFect och tungmetallerna As, Cu, Cr, Ni och Zn.

### 3.4 REGLERING AV PH

När pH justerades med lut ute i verket tog det väldigt lång tid för regulatören att ställa in sig på önskat börvärde, pH2 i flockningsbassängen. För att testa regulatorns snabbhet utfördes två stegsvarsexperiment, där pH justerades från pH 9 till 9,5 och från 8 till 8,5. Flödet var i första försöket 1,5 l/s och doseringen av PurFect var 202 mg/l. Tiden det tog för regulatören att ställa in sig på önskat börvärde registrerades och visas i Figur 27 nedan. Stegsvaret är ganska slängigt och det tar ca. 120 minuter innan utsignalen stabiliserar sig kring det nya börvärdet.

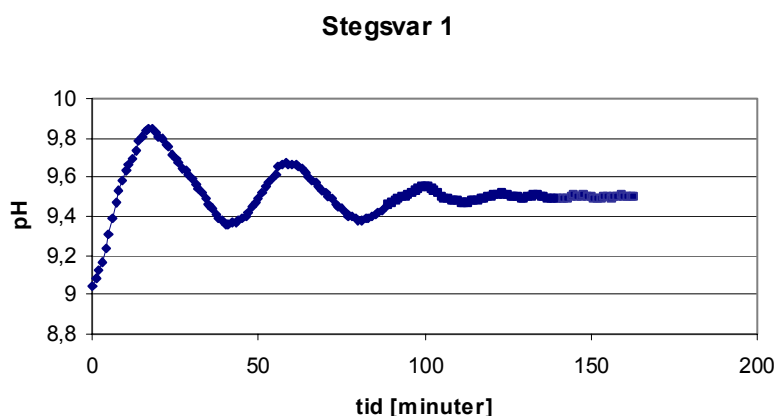


Fig. 27 Stegsvaret i pH-värde då börvärdet ändrades från 9 till 9,5.

I det andra stegsvarsexperimentet var flödet 3 l/s och pH justerades med ett steg från pH 8 till 8,5. Resultatet visas i Figur 28. Efter 160 minuter avbröts försöket då signalen inte verkade närma sig det önskade värdet pH 8,5 utan fortsatte oscillera mellan pH 8,6 och 8,4. I detta försök erhålls en självsvängning vilket betyder att regulatören bör trimmas.

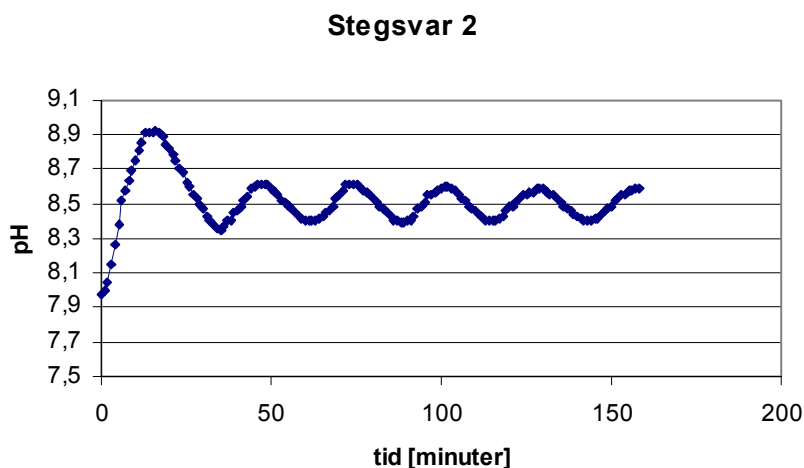


Fig. 28 Stegsvvar i pH-värde då börvärdet ändrades från 8 till 8,5.

## 4. DISKUSSION

### 4.1 LAKVATTNETS KARAKTÄR

Lakvattnet innehåller ett stort antal föroreningar och det är inte möjligt att analysera alla. På grund av de höga kostnaderna för analyser och begränsande analysmetoder är det därför endast realistiskt att analysera några av dessa föroreningar. Kunskaperna är dessutom bristfälliga om ämnens transport i deponin och vad som sedan hamnar i lakvattnet. En utgångspunkt för att kunna bedömma lakvattnets innehåll på förorenade ämnen är att jämföra riktvärden med uppmätta halter och mängder (Öman m.fl., 2000). Lakvattnet ut från Fläskebo deponi utvärderades därför med avseende på ämnena i dagens provotidvillkor och utifrån ämnens analysresultat inom kontrollprogrammet från 2003-2005. Det visade sig att lakvattnet under mätperioden hade varierande karaktär och innehåll av föroreningar. Ämnena nickel, koppar och AOX klarar inte dagens riktvärden i provotidvillkoret varken före reningen eller efter de båda reningsstegen, kemfällning och kol- och torvfiltret (Fig. 7 och 8). Kopparhalten i lakvattnet ut från deponin visade på en tydligt nedåtgående trend sedan uppstarten av deponin som dessutom troligen kommer att fortsätta med tiden (Fig. 9 b)). Anledningen till de i början höga kopparhalterna är troligen en effekt av att mycket slaggrus använts för konstruktionsändamål inom området.

De båda reningsstegen, kemfällning och kol- och torvfilter utvärderades också, dels för att ta reda på vilka ämnen som minskade efter rening, dels respektive stegs kapacitet att rena vattnet ifrån föroreningar. Enligt Freeman (1998) är kemfällning en användbar metod vid rening av arsenik, kadmium, krom, koppar, bly, kvicksilver, nickel och zink i lakvatten. I det kemiska steget och i kol- och torvfiltret var zink och bly exempel på tungmetaller som effektivt reducerades ur vattnet medan arseniken minskade i kemsteget för att sedan öka igen i kol- och torvfiltret (Fig. 8). Ökning av metaller som visats utifrån tidigare analysresultat efter behandlingsstegen beror troligtvis dels på dygnsvariationen i lakvattnet, dels på kol- och torvfiltrets material, kolstybben som i tidigare försök visat på utlakning av metaller däribland arsenik (kap. 1.1.5) (Sivengård m.fl., 2002). Generellt fungerade reningen bättre vid höga föroreningshalter i vattnet medan avskiljning av låga koncentrationer var svåra att komma åt (Fig. 9).



Totala mängden organiskt material och näringsämnen kväve och fosfor var låga i lakvattnet efter deponin. Inget organiskt material deponeras vid Fläskebo och halten total-fosfor är mindre än 0,05 mg/l i lakvattnet. Kemfällningens huvudsyfte är därför att rena lakvattnet från de höga tungmetallkoncentrationer istället för att avskilja fosfat som är kemfällningens vanligaste användningsområde vid avloppsvattenrening (Carlsson och Hallin, 2000).

## 4.2 KEMISK FÄLLNING I LABSKALA

### 4.2.1 Utvärdering av labmetodik

#### *Partikelfällning*

Metoderna som valdes till att i labförsök bestämma partikelhalten och partikelfällningen i vattnet var mätning av turbiditet och halten suspenderat material. Dessa analyser är mindre kostsamma att göra än de för tungmetaller på ackrediterat lab och kan därför ge en allmän karaktärisering av lakvattnet (Öman m.fl., 2000). Turbiditetsmätning är den vanligaste metoden att bestämma kolloidbildningen samt optimal koagulant, dosering och optimalt pH för vatten (Gray, 1999). I tidigare labförsök på lakvattnet från Fläskebo då doseringen av fällningskemikalien PurFect och polymeren Sedipur testades, användes även denna analysmetod (Engström, 2003). Det förväntade resultatet av turbiditetsmätningen efter flockning och sedimentering var att turbiditeten i vattnet skulle minska. Experiment med tillsatt katjonisk polymer har tidigare visat på en kraftig minskning av turbiditeten för avloppsvatten vid en dosering av 30 mg/l (Mels och van Nieuwenhuijzen, 2000). I experimentet sjönk turbiditeten från 120 till 20 NTU. I detta examensarbete testades först lakvattnet i ett högt doseringsintervall med koncentrationen 125 mg/l till 300 mg/l. I försöket ökade turbiditeten med tillsatt koagulant och ökad dosering. Orsaken till denna ökning kan bero på en överdosering, för kort sedimentationstid (Jonas Bengtsson, 2005) och/eller storleken på partiklarna i vattnet (Bergstedt m.fl., 2000).

#### *Överdoser*

Beroende på vattnets föroreningsgrad krävs olika dosering och för att inte överdosera är försök med olika doseringsmängder av fällningsmedlet nödvändigt. Starkt förorenade vatten kan kräva en dosering på 2000 mg/l, avloppsvatten i ett kommunalt reningsverk kräver normalt en dosering mellan 100 och 200 mg/l medan råvatten bara behöver 30 - 50 mg/l (Catharina Andersson, 2005). Turbiditeten ökade i första fällningsförsöket i lakvattnet och det fanns en risk för överdosering. Därför testades lakvattnet vidare i ett andra försök med ett lägre doseringsintervall 20 - 120 mg/l. Här visade försöken med ASL, PurFect och PlusJÄRN att turbiditeten minskade efter en dosering med 40 mg/l fällningsmedel och fortsatte minska med ökad dosering. Efter denna dosering började dessutom synliga flockar att bildas. PlusJÄRN sjönk aldrig under det ursprungliga värdet på 3 NTU medan ASL minskade under detta värde. Utifrån turbiditetsmätningarna av partikelfällningen i lakvattnet gav det lägre doseringsintervallet med cirka 100 mg/l tillsatt fällningsmedel bättre resultat än det högre intervallet med reducerad turbiditet. Trots att turbiditeten sjönk med ökad dosering i det lägre intervallet var den nästan aldrig under det ursprungliga värdet på 2 till 5 NTU. Därför var det svårt att bestämma om fällningsmedlet verkligen orsakade en överdosering i det högre intervallet. I fällningsförsök 4 tillsattes olika flockningsmedel för att förstärka flockbildningen och öka storleken på de små partiklarna som i tidigare fällningsförsök haft svårt att sedimentera efter 40 minuter. Här visade Purfix tydliga sättningssproblem och turbiditeten var i vattnet betydligt högre mellan 20 och 25 NTU,

än för de andra flockningsmedlen där turbiditeten varierade mellan 5 och 10 NTU. Ett mycket högt turbiditetsvärde var därför ett tydligt tecken på överdosering vilket kunde orsaka sättningsproblem för flockarna.

#### *Sedimentationstid*

En annan orsak till att turbiditeten ökar kan vara att sedimentationstiden är för kort. För avloppsvatten visar en studie av Filho m.fl. (2000) att vid låga koncentrationer av ett flockningsmedel krävs en längre sedimentationstid, ca 30 minuter och att vid hög koncentration räcker det med 10 minuters sedimentering. Den 10 minuter långa sedimentationstiden räckte inte i första fällningsförsöket för att sänka turbiditeten i vattnet och var därför troligtvis för kort. I det andra fällningsförsöket där dosering var 20 till 120 mg/l ökade sedimentationstiden till 30 minuter och sedan ytterligare till 40 minuter i försök 3 och 4. I det andra försöket sjönk turbiditeten i vattnet efter en dosering av 40 mg/l (Fig. 11) medan turbiditeten fortsatte att öka med ökad dosering i de övriga fällningsförsöken trots längre sedimentationstid. För kort sedimentationstid är därför inte orsaken till att turbiditeten ökar i vattnet utan beror av något annat.

#### *Partikelstorlek*

För de flesta fällnings- och flockningsmedel var turbiditeten i försöken högre än det ursprungliga värdet. Endast aluminiumsulfat lyckades sänka mängden något. En orsak kan vara storleksfördelningen på partiklarna i vattnet. Stora partiklar har enligt Stokes lag (kap. 1.6.5) högre sedimentationshastigheten än de små kolloidala och med tillsatt fällnings- och flockningsmedel är önskad effekt att storleken på de små partiklarna skall öka. En undersökning av Chávez Mejía och Jiménez Cisneros (2000) har visat att fördelningen av partikelstorlekarna i vattnet har betydelse för partikelfällningen. I undersökningen testades partikelfällningen med olika koagulanter på avloppsvatten och partikelhalten reducerades med tillsatt koagulant ASL och med ökad dosering. Partiklar med en storlek mellan 20 och 80  $\mu\text{m}$  reducerades helt i avloppsvattnet men för små kolloidala partiklar mellan 0,04 och 3,8  $\mu\text{m}$  var reduktionen betydligt mindre (Chávez Mejía och Jiménez Cisneros, 2000). Den andra metoden som användes vid labförsöken i detta examensarbete för att bestämma partikelfällningen i vattnet var analys av halten suspenderat material. Det förväntade resultatet av suspenderat material är att halten i vattnet skall även här minska med tillsatt koagulant efter sedimentering. För analys av halten suspenderat material användes ett filterpapper med porstorleken 1,6  $\mu\text{m}$  och större partiklar kunde därför bestämmas. För dessa partiklar stämde resultatet i detta examensarbete överens med Chávez Mejías och Jiménez Cisneros resultat, då halten suspenderat material minskade med tillsatt fällnings- och flockningsmedel och med ökad dosering. De mindre kolloidala partiklarna mindre än 1,6  $\mu\text{m}$ , kunde därför inte bestämmas med denna metod. Dessa partiklar påverkas enligt Hansen (1997) mer av svepkoagulering där fällningsmedlet bildar flockar med hydroxidjonerna i vattnet, än av partikelfällningen och laddningsneutralisering. I en rapport av Bergstedt m.fl. (2000) visar det sig dessutom att turbiditeten inte alltid är tillräcklig vid bestämning av partikelreduktionen i vatten med mycket små partiklar och låg turbiditet i vattnet från början. Den troliga orsaken till att turbiditeten ökade i vattnet är att lakvattnet innehåller mycket små partiklarna som efter tillsatt fällnings- och flockningsmedel ökar i storlek genom svepkoaguleringen.

#### *COD*

Halten organiskt material var låg i lakvattnet in till reningsverket med BOD halter kring 5 mg/l. COD halten är ett indirekt mått på vattnets organiska innehåll som är viktig att rena bort för att inte få syrebrist i recipienten. Eftersom halten suspenderat material i

fällningsförsöken på lab var väldigt höga utfördes några tester på lakvattnets COD innehåll i fällningsförsök 3 och 4, delvis för att försäkra att halten suspenderat material och det organiska innehållet sjönk med tillsatt fällnings- och flockningsmedel. De uppmätta värdena följde resultatet av halten suspenderat material väl vilket indikerar på att halten suspenderat material och partikelfällningen fungerade i vattnet.

#### *Felkällor*

Före rening varierade halten suspenderat material mellan 400 och 900 mg/l vilket var högt vid jämförelse med uppmätta halter i kontrollprogrammet från Fläskebo. Halten suspenderat material varierade där mellan 5 och 72 mg/l. En trolig orsak till den höga halten vid testerna på lab var den låga volymen, 10 ml som filtrerades på filterpapper. För analys på ackrediterat lab krävs ca. 1 liter prov för att få ut representativa resultat (AnalyCen, 2005). En jämförelse av resultaten på lab kunde ändå göras då analyserna utfördes likadant. I första fällningsförsöket gav dessutom de torkade och uppvägda proverna av suspenderat material inga representativa resultat. Filterpappret hettades inte upp före filtreringen och pappret tillförde därför förkolnade rester till provet vid torkning i ugn (Csuros, 1998). Detta ändrades först i det andra fällningsförsöket då proverna med suspenderat material analyserades på torkat filterpapper och resultatet blev därefter bättre.

#### **4.2.2 Val av fällnings- och flockningsmedel**

I det första fällningsförsöket användes åtta olika fällningskemikalier; järnsulfat, järnklorid, aluminiumsulfat, polyaluminiumklorid, järnkloridsulfat samt blandning av järn- och aluminiumsulfat. Eftersom flera av produkterna var lika men hade olika densitet valdes en järnklorid PlusJÄRN, en järnsulfat PurFect och en aluminiumsulfat ASL ut. Produkterna av typen polyaluminiumklorid valdes bort då en högladdad polyaluminiumprodukt arbetar bättre med partikelneutralisation och en lågladdad mer med svepkoagulering (Hansen, 1997). Järnsulfaten PurFect var den befintliga fällningskemikalien och valdes ut för att jämföras med de andra produkterna, aluminiumsulfat och järnklorid.

I det tredje fällningsförsöket visade det sig att järnkloriden PlusJÄRN och järnsulfaten PurFect var bättre än ASL i att avskilja tungmetallerna nickel, koppar och arsenik ur lakvattnet (Fig. 14). PlusJÄRN och PurFect uppmätte en högre turbiditet än ASL och enligt Edzwald m.fl. (2000) är turbiditeten i vatten beroende av koagulantens användningsområde och koagulantens förmåga att destabilisera partiklar i vattnet genom laddningsneutralisering. För koagulanter som agerar genom svepkoagulering har turbiditeten en mindre inverkan på koagulantdosen (Edzwald m.fl., 2000). Eftersom turbiditeten sjönk för ASL verkade denna kemikalie ha större inverkan på turbiditeten och därmed partikelfällningen. De andra två, järnsulfaten och järnkloriden agerade bättre som svepkoagulanter och vid reducering av tungmetaller.

Eftersom ASL var sämre på att avskilja tungmetallerna i vattnet valdes denna bort i försöken med flockningsmedel, polymer. I det fjärde fällningsförsöket testades den högre koncentrationen av PlusJÄRN och PurFect med fyra olika polymer varav Sedipur CF som används idag var en av dem. Av de fyra polymererna var de anjoniska polyakrylamiderna Fennopol A i kombination med PlusJÄRN effektivast i att avskilja tungmetaller. PlusJÄRN var hela tiden något bättre än PurFect att ensam eller tillsammans med polymer rena lakvattnet, trots detta valdes järnkloriden slutligen bort på grund av den redan höga kloridhalten i vattnet (Bilaga 9). Kloridhalten var i lakvattnet ca. 500 mg/l år 2005 och hade minskat betydligt sedan behandlingens början.

Järnkloriden kunde därför vara ett intressant alternativ att titta närmare på och eventuellt att byta till i ett senare skede om halterna i vattnet minskar ytterligare till låga nivåer. PurFect valdes därför tillsammans med Fennopol A ut till fällningsförsök 6 där optimalt pH bestämdes för metallerna nickel, koppar, zink och arsenik. Skillnaden mellan Fennopol A och Sedipur CF som används i anläggningen idag i att avskilja metallerna i vattnet och att öka flockbildningen var inte så stor och ett byte av flockningsmedel i behandlingsanläggningen är därför inte heller aktuellt.

I fällningsförsök 5 testades dessutom två stycken katjoniska polyakrylamider Zetag och Fennopol K som koagulanter utan tillsatt fällningsmedel. En jämförelse gjord av Mels och van Nieuwenhuijzen (2000) mellan organiska polymer och metallsalter visar att slamproduktionen och tillsatt kemikalie doseringen är lägre vid användning av organiska polymer i avloppsvatten. Nackdelen med organiska polymer är den höga kemikaliekostnaden. Den totala kostnaden för hela behandlingen blir däremot ungefär densamma som för behandlingen med metallsalt om kostnaden för slambehandlingen räknas in. Resultatet av suspenderat material visade sig i fällningsförsöken vara goda och halten minskade med tillsatt koagulant men på grund av den högre kemikaliekostnaden studerades de organiska polymererna inte vidare.

#### **4.2.3 Kombinerad fällning**

Den vanligaste fällningsmetoden vid kemisk fällning i lakvatten på grund av det höga metallinnehållet är fällning med kemikalierna lut och kalk. Att enbart använda lut eller kalk för att reducera vissa problematiska tungmetaller har visat sig vara svårt. För en effektivare rening kan därför lut kombineras med fällnings- och flockningsmedel. Försök har visat att en kombination innebär att både lösta och suspenderade metaller kan avskiljas och goda resultat fås vid reduktion av bland annat arsenik, kadmium, krom, koppar, bly, nickel och zink (Freeman, 1998). Halterna av arsenik har visat sig vara speciellt svåra att få ner med enbart lut, eftersom ett mycket högt pH (pH 12) krävs för optimal reduktion. Detta resulterar dock i hög kemikaliekonsumtion och slamproduktion. En lösning är att tillsätta metallsalt för att sänka det optimala pH värdet närmare neutralt så att mindre lut behövde sättas till (Freeman, 1998). I detta examensarbete visade fällningsförsök 6, där lut kombinerades med fällnings- och flockningsmedel speciellt goda resultat för metallerna zink, koppar, nickel och arsenik. Reduktionen var speciellt god för lakvattnets innehåll av zink som minskade med hela 87,5 %, för koppar var reduktionen 52 %, arsenik 37,5 % och nickel 21 % (Fig. 24).

#### **4.2.4 Optimalt pH**

Lösligheten hos tungmetallerna varierar med pH och är olika för olika metaller (Fig. 1). Teoretiskt ligger lösligheten för tungmetallerna nickel, koppar, zink och krom mellan pH 8 och 10 (Freeman, 1998). En avvägning mellan de olika metallernas lägsta löslighet är tvunget att göras för att bestämma optimalt pH. I fällningsförsök 6 utfördes därför fällningsförsöken med olika lutkoncentrationer för justering av pH mellan 8 och 10. Resultatet visade att avskiljningen ökade med luttillsats och högre pH. Optimalt pH för metallerna nickel, koppar, arsenik och zink var pH 9 och 9,5, vilket stämmer bra överens med studerade löslighetsdiagram (Fig. 1).

Zinkhalten i lakvattnet påverkades mest av pH-höjningen i vattnet och av luttillsats. Med enbart fällnings- och flockningsmedel i fällningsförsök 6 minskade zinkhalten på lab med 1,5 %, medan luttillsat minskade halten i vattnet med ytterligare 86 %. Skillnaden var inte lika stor för koppar, nickel och arsenik. Nickelkoncentrationen

minskade med ytterligare 14 %, arsenik med 7,9 % och koppar med 7,3 % efter att luten satts till provet.

Trots den goda avskiljningen av tungmetaller innehöll lakvattnet fortfarande höga koncentrationer av nickel och koppar och de hade en bra bit kvar till riktvärdet i provotidsvillkoret. Ett problem som Freeman (1998) skriver om är komplexbildande ämnen som kan finnas i lakvattnet och deponin. De hindrar och hämmar bildandet av flockar av den konventionella reningen med kemisk fällning. En lösning vid behandling av komplexbundna tungmetaller som exempelvis koppar, är att först sänka pH i vattnet så att de komplexbundna metallerna återfinns i löst form. Därefter höjs pH igen och metallerna kan då fällas ut. Resultatet blir en ökad reduktion av tungmetaller. En annan lösning som Freeman (1998) tar upp för fällning av koppar- och nickelkomplex är att höja pH kraftigt till pH 11,5 och 12,5. Denna kraftiga ökning orsakar lägre komplexbildning och metallerna kan därefter fällas ut. För behandlingsanläggningen vid Fläskebo är alternativet med att höja pH till över 12 inte ett bra alternativ eftersom reningen i kol- och torvfiltret fungerar bättre vid ett lågt pH.

I försöket med pH-justering tillsattes luten före fällningsmedlet för att lättare reglera pH värdet i 1-liters bägare. I behandlingsanläggningen vid Fläskebo tillsattes luten däremot efter fällningsmedlet innan flockningsbassängen (Fig. 3). Avskiljningen av tungmetaller borde därför bli bättre med tillsatt fällningsmedel först, eftersom kemikalien (PurFect) sänker pH med ungefär en enhet och fler tungmetallkomplex kan då lösas upp för att sedan fällas ut. Om sänkningen av pH inte hjälper är den troliga orsaken att sänkningen är för liten. Enligt Freeman (1998) krävs ett lägre pH (ca. pH 2-3) för att nästan alla tungmetallkomplex skall fås i lösning.

I fällningsförsök 6 uppmättes dessutom halten slam i vattnet och med tillsatt lut, fällnings- och flockningsmedel ökade slamvolymen efter sedimentering. Då enbart fällnings- och flockningsmedel sattes till provet uppmättes slamvolymen till 8 ml. Med tillsatt lut ökade slamvolymen något men ökningen var inte så stor som man befarat. Högsta uppmätta värdet var 12 ml vid pH 8,5, vilket är en ökning med 4 ml. För optimalt pH var däremot volymen lägre, 11 ml för pH 9 och 10 ml för pH 9,5.

## **4.3 KEMISK FÄLLNING I FULL SKALA**

### **4.3.1 Lutdosering**

I det första fällningsförsöket i behandlingsanläggningen testades lutdoseringen under verkliga förhållanden för att se effekten av tillsatt lut och justering av pH till 8,5 och 9 i flockningsbassängen. Tidigare tillsattes inget lut och pH i flockningsbassängen var på den sura sidan av pH 7. I det inkommande vattnet var pH 7,5. Resultatet av fällningen utan lut jämfördes med fällning då pH i flockningsbassängen höjdes till pH 8,5 och 9. Precis som tidigare varierade nivåerna in till behandlingssteget. Dygnsvariationen tillsammans med varierande uppehållstid gjorde det svårt att jämföra effekten av luttillsats i vattnet. Fällningen fungerade bättre vid höga koncentrationer och den tillsatta luten rådde fortfarande inte på att finjustera halten nickel och koppar i vattnet ned till respektive riktvärde i provotidsvillkoret. En liten förbättring vid pH 9 märktes för zink, nickel och arsenik. Trots att pH sänktes något efter tillsatt fällningsmedel var det inte tillräckligt för att fälla ut tungmetallerna koppar och nickel i vattnet och fällningsmedlets reducering av pH var inte heller tillräcklig för att bryta de komplexbundna metallerna. Det skulle därför vara intressant att studera om tungmetallreduktionen ökar om pH först sänks ned till pH 2-3 för att sedan höjas igen

till 9. Detta skulle som tidigare nämnts (Freeman, 1998) lösa upp de komplexbundna metallerna som sedan går att fälla vid ett högre pH.

Problem kan däremot uppstå i det efterliggande reningssteget, kol- och torvfiltret när pH ökar i flockningsbassängen och i utgående vatten. Ett högt pH kan skada och hämma filtrets reningskapacitet. För optimal rening i detta filter bör pH i lakvattnet vara lågt och en lösning är att sänka pH före filtret. Effekten av ett ökat pH i flockningsbassängen bör därför undersökas närmare i detta filter.

#### **4.3.2 Kemikaliedosering**

I fällningsförsöken på lab valdes en högre dos fällningsmedel, 225 mg/l PurFect, än vad som används ute i verket. Från början var den rekommenderade dosen 250 mg/l (Engström, 2003) men denna dos är nu sänkt till 202 mg/l. För att ta reda på om den högre dosen är att föredra vid reduktion av tungmetaller utfördes ett försök där reningen med den lägre dosen 202 mg/l PurFect jämfördes med en högre dos, 225 mg/l. Ingen större skillnad upptäcktes mellan de två koncentrationerna, vilket betyder att koncentrationen 202 mg/l är fullt tillräcklig och att tillsätta en högre dos enbart innebär en överdosering. Den lägre dosen rekommenderas därför för vidare dosering och rening av dagens lakvatten vid Fläskebo.

#### **4.4 REGLERING AV PH**

En regulators uppgift är att hålla utsignalen så nära börvärdet, det önskade pH värdet som möjligt trots yttre störningar. Om utsignalen ställer in sig snabbt utan för mycket oscillation är det även troligt att störningar snabbt kan regleras bort (Carlsson och Hallin, 2003). I den inledande undersökningen kring regleringen av lutdoseringen utfördes två stegsvarsexperiment vid två olika flöden, 1,5 l/s och 3 l/s. Det visade sig att tiden för pH i flockningsbassängen att ställa in sig på önskat värde var över 2 timmar i första försöket, då flödet var 1,5 l/s. I det andra experimentet, då flödet var 3 l/s var regleringen snabbare vilket medförde en självsvängning där utsignalen oscillerade omkring det önskade värdet. Regulatorn bör därför trimmas. Det inställda flödet på lakvattnet har stor betydelse för hur snabbt regulatorn kommer reagera på grund av vattnets olika uppehållstid i processen.

Ett sätt att lösa problemet med regulatorn och trimma denna är genom parameterstyrning. För regulatorer som är olinjära och inte fungerar vid vissa arbetsnivåer kan det vara användbart att ha olika regulatorparametrar vid olika arbetsnivåer. Styrsignalen eller i detta fall flödet får avgöra när bytet av regulatorparametrar skall göras. Flödet delas in i några olika intervall med olika parametrar och på så sätt kan en bättre reglering fås än när enbart en uppsättning parametrar används för hela arbetsområdet. Varje delintervall i regulatorn måste därefter trimmas separat och en användbar metod som finns i många kommersiella regulatorer är autotuning (Carlsson och Hallin, 2003).

## 5. SLUTSATSER

Lakvattnet ut från Fläskebo deponi är av varierande karaktär och föroreningsgrad. De ämnen som inte uppfyllde dagens riktvärden i prøvotidsvillkoret efter reningsstegen är nickel, koppar och AOX.

De båda reningsstegen, kemisk rening och kol- och torvfilter är effektiva reningsmetoder som arbetar bättre vid reducering av höga föroreningskoncentrationer än vid låga. Arsenik är en av de metaller som minskar i kemfällningen men ökar igen i det sista reningssteget, kol- och torvfiltret, vilket beror på filtermaterialets interna läckage.

Lakvattnet ut från Fläskebo innehåller höga koncentrationer tungmetaller medan halterna organiskt material, kväve och fosfor är mycket låga. Huvudsyftet är därför att optimera den kemiska fällningen så att avskiljningen av prøvotidsvillkorets tungmetaller blir optimal.

Av alla de fällnings- och flockningsmedel som testades på lakvattnet i lab gav fällningsmedlet PlusJÄRN, som är en järnklorid, enskilt och tillsammans med flockningsmedlet Fennopol A det bästa resultatet i att avskilja tungmetaller från vattnet. Järnsulfaten PurFect som används idag gav näst efter järnkloriden det bästa resultatet. Skillnaderna mellan dessa båda fällningskemikalier var i fällningsförsöken inte speciellt stor och på grund av att kloridhalten i lakvattnet redan är högt är ett byte av fällningskemikalie idag inte intressant. Flockningsmedlet Fennopol A gav en något bättre reduktion av metaller än Sedipur CF som idag används i behandlingsanläggningen. Skillnaden var även här relativt liten och ett byte av flockningsmedel är därför inte heller intressant.

Utifrån labförsöken visade det sig att kombinationen lut tillsammans med fällnings- och flockningsmedel gav en effektivare rening och separering av både lösta och suspenderade metaller. Lut gjorde en betydlig skillnad för fällningen och ökade reduktionen av alla tungmetaller, speciellt zinkhalten som minskade med 87,5 %. Optimalt pH för metallerna nickel, koppar, arsenik och zink var inom pH-intervallet 9 och 9,5. Trots att reduktionen av tungmetaller ökade i fällningsförsöken på lab med tillsatt lut i kombination med fällnings- och flockningsmedel lyckades nickel och kopparhalten ändå inte underskrida riktvärdena i prøvotidsvillkoret. Den troliga orsaken är att dessa tungmetaller fortfarande är uppbundna i komplex och därför inte går att fälla med fällningsförfarandet som finns idag.

Nackdelen med kemikalietillsats är att slamvolymen ökar i vattnet. Labförsöken visade däremot att skillnaden i slamvolym mellan tillsatt fällnings- och flockningsmedel med lut och utan lut inte är speciellt stor. Slamvolymen ökade inte heller med ökad lutdosering.

I fällningsförsöken i fullskala gav resultatet med lut en effektivare rening och pH 9 i flockningsbassängen ett bättre resultat. Effekten med att tillsätta lut var visserligen inte lika stor som i labförsöken men för förbättrad rening i det kemiska steget rekommenderas att pH höjs i flockningsbassängen till minst pH 9.

Resultatet av en ökad dosering av fällningskemikalien PurFect i fullskaleförsöket visade ingen större förändring i att avskilja metaller ur vattnet. Den lägre koncentrationen, 202

mg/l, som används idag är därför fullt tillräcklig. Den högre koncentrationen innebar enbart ökade kemikaliekostnader och en överdosering i vattnet.

Den inledande undersökningen av regleringen av lut i flockningsbassängen visade på en svängig och på gränsen till instabil regulatorn. Ur kostnadssynpunkt för att minska onödigt hög kemikaliedoseringen vid störningar och olika flöden är det därför intressant att trimma regulatorn.

## **5.1 FÖRSLAG TILL FORSATT ARBETE**

Koppar- och zinkhalten i lakvattnet är även efter luttillsats i fullskaleförsöket högre än riktvärdet i prøvotidsvillkoret. En lösning är att ändra fällningsförfarandet och först sänka pH kraftigt (pH 2-3) före tillsatt fällningskemikalie så att bindningarna till de komplexbundna metallerna bryts upp och fler metaller fås ut i lösning. Därefter kan pH höjas igen till pH 9 och de lösta metallerna i vattnet fällas ut.

Alltför höga pH-värden ut ur det kemiska reningssteget kan orsaka problem och hämma reningen av föroreningar ur lakvattnet i det efterliggande reningssteget, kol- och torvfiltret. Effekterna av ett högre pH i flockningsbassängen bör därför undersökas närmare i detta filter. En eventuell lösning kan vara att före kol- och torvfiltret sänka pH-halten i vattnet.

Ett förslag till hur regulatorn av lut kan trimmas och på sätt förbättras är genom att införa parameterstyrning. En möjlighet kan vara att använda olika regulatorparametrar för olika flöden av lakvatten.



## REFERENSER

- Ayres, D.M., (1994). *Removing Heavy Metals from Wastewater*. University of Maryland,  
<http://www.mtech.umd.edu/MTES/docs/PMG%20metal%20precip%20man-1.pdf>  
(2006-02-03)
- Baird, C., (2000). *Environmental Chemistry*, 2<sup>nd</sup> edition., WH Freeman and Company,  
New York
- Bergstedt, O., Rydberg, H. och Werner, L., (2000). *Chemical Water and Wastewater Treatment VI: Flow Cytometry as an operating Tool to Improve Particle Removal in Drinking Water Treatment*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Broberg, A., (2000). *Mellaller i sjöar och vattendrag*, Akvatisk ekologi pärm
- Carlsson, B. och Hallin, S., (2003). *Reglerteknik och mikrobiologi i Avloppsreningsverk*, Stockholm vatten AB, Va-forsknings rapport nr: 27
- Chávez Mejía, A. och Jiménez Cisneros, B., (2000). *Chemical Water and Wastewater Treatment VI: Particle Size Distribution (PSD) Obtained in Effluents from an Advanced Primary Treatment Process Using Different Coagulants*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Csuros, M., (1997). *Environmental Sampling and Analysis: Lab Manual*, CRC Press LLC, USA.
- Edzwald, J.K., Pernitsky, D.J. och Parmenter, W.L., (2000). *Chemical Water and Wastewater treatment VI: Polyaluminium Coagulants for Drinking Water Treatment: Chemistry and Selection*, Springer- Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Engström, T., (2003). *Resultat från labförsöken 031015*, Archemi AB
- Eriksson, Ö., (1996). *Introduktion till avloppsreningsteknik*, 1:a uppl., Svenska Kommunförbundet Tryckeri Balder AB, Stockholm.
- Fifield, F.W., *Environmental Analytical Chemistry*, 2<sup>nd</sup> edition., Blackwell Science Ltd, UK
- Filho, S.S.F. Hespanhol, I. and Moreira, H.A., (2000). *Chemical Water and Wastewater treatment VI: Flocculation Kinetics of Colloidal Suspensions: Effects of Metallic Coagulant Dosage and Primary Particle Concentration on the Break up and Aggregation Constants*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Freeman, H.M., (1998). *Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal*, 2<sup>nd</sup> edition, McGraw-Hill, New York
- Glad, T. och Ljung, L., (1989). *Reglerteknik: Grundläggande teori*, 2:a uppl., Studentlitteratur, Lund.

- Gray, N.F., (1999). *Water Technology: An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*, John Wiley & Sons Inc, New York.
- Göthe, D., (2002). *Funktionsbeskrivning för lakvattenbehandling (Informativ)*, GF Konsult AB, Renova AB Göteborg., uppdragsnr: 342 00821 Ur pärm: Förfrågningsunderlag, för samordnad generalentreprenad, Fläskebo avfallsanläggning, Renova
- Hansen, B., (1997). *Grundkurs i kemisk fällning 1: Allmänt*, Vattenspegl nr. 1/1997., 1-3.
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. och Arvin, E., (1997). *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*, 2<sup>nd</sup> edition, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Kemwater., (1991). *Inblandning och flockning: Presentation av inblandnings- och flockningsteknik vid kemisk fällning*, Kemira Kemwater AB.
- Landner, L. och Lindeström, L., (1998). *Koppar i samhälle och miljö: En faktaredovisning av flöden, mängder och effekter i Sverige*, Centratryckeriet, Borås
- Lewlin, E. Löwén, M. och Stark, K., (2004). *Lakning av slamrest från förbränning och superkritisk vattenoxidation*, Va-forskningsrapport nr 2004-03, <http://www.dataforlaget.net/~vav/filer/VA-Forsk%202004-03.pdf> (2006-01-25)
- Livsmedelsverket (2004). *Koppar*, <http://www.slv.se> (2006-03-02)
- Naturvårdsverket (2001). *Förordning om deponering av avfall (SFS 2001:512)*
- Naturvårdsverket (2002). *Metaller i sjöar och vattendrag*, <http://www.naturvardsverket.se> (2006-01-26)
- Mels, A.R. and van Nieuwenhuijzen, A.F., (2000) *Chemical Water and Wastewater Treatment VI: Cationic Organic Polymers for Flocculations of Municipal Wastewater*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- PURAC., (2002) *Fläskebo avfallsanläggning: komponentlista, ritningar, maskinell utrustning, drift- och skötselinstruktioner*, ordernummer SE656009, Renova AB
- Miljörapport Renova AB., (2004). *Miljörapport 2004 för Fläskebo avfallsanläggning*, Renova AB, Göteborg., No. 0211/05.
- Rosenquist, D., (2003). *Rapport om kol- och torvfilter version 3*, Stena Laqua, Halmstad, Renova AB
- SCB, Statistiska centralbyrån (2002). *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2002*, [http://www.scb.se/templates/Publikation\\_\\_\\_80756.asp#BM4](http://www.scb.se/templates/Publikation___80756.asp#BM4) (2006-01-31)

Sivengård, J., Karlsson, J. och Jansson, K., (2002). *Anpassningsplan för Fläskebo avfallsanläggning –enligt förordningen (2001: 512) om deponering av avfall*, GF Konsult AB, Renova AB Göteborg., uppdragsnr: 342 017

WST, Water Specialists Technologies (2003). *Organic polymer precipitation*, [http://www.waterspecialists.biz/html/organic\\_polymer\\_precipitation.html](http://www.waterspecialists.biz/html/organic_polymer_precipitation.html) (2005-11-01)

WST, Water Specialists Technologies (2003). *About coagulation and flocculation*, [http://www.waterspecialists.biz/html/about\\_coagulation\\_flocculation.html](http://www.waterspecialists.biz/html/about_coagulation_flocculation.html) (2005-10-18)

Öman, C., Malmberg, M. och Wolf-Watz, C., (2000). *Handbok för lakvattenbedömning: Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*, IVL Svenska Miljöinstitutet AB., No. B - 1354

**Muntliga referenser:**

Andersson, Catharina., Archemi AB, (2005-10-19, 2005-11-02, 2006-01-10)

Bengtsson, Jonas., CDM AB, (2005-10-24, 2006-01-10),

Karlsson, Christer., Platsansvarig Fläskebo, Renova AB (2005-10-01 – 2006-02-28)

Wilthorn, Elisabeth., Innesäljare Kemwater Sverige, Kemira Kemi AB, (2005-10-19, 2005-10-27, 2006-01-12)

# BILAGOR

## Bilaga 1

Tab. Ämnena som kontrolleras i Fläskebo kontrollprogram

Ämne	Enhet	Ämne	Enhet
Flöde	l/s	Arsenik	µg/l
Temp vid provtagning	° C	Barium	µg/l
Färg		Bly	µg/l
Turbiditet	FNU	Kadmium	µg/l
Suspenderad substans	mg/l	Kobolt, Co	µg/l
Konduktivitet	mS/m	Koppar	µg/l
pH		Krom	µg/l
Alkalinitet	mekv/l	Nickel	µg/l
Klorid	mg/l	Mangan	µg/l
Salinitet	o/oo	Aluminium	µg/l
Fluorid	mg/l	Strontium, Sr	µg/l
Sulfat	mg/l	Zink	µg/l
Svavel total	mg/l	Kvicksilver	ng/l
Fosfor totalt, P	mg/l	Totalt extr aromat ämnen	mg/l
Ammoniumkväve	mg/l	Totalt extr alifat ämnen	mg/l
Nitrat + Nitrit, N	mg/l	AOX	mg/l
Nitratkväve	mg/l		
Kväve totalt, N	mg/l		
BOD7	mg/l		
TOC	mg/l		
DOC	mg/l		
Kalcium, Ca	mg/l		
Magnesium	mg/l		
Natrium	mg/l		
Kalium	mg/l		
Järn	mg/l		

## **Bilaga 2 Utrustning och styrning av den kemiska processen**

Fällningsmedlet är flytande och förvaras i en förrådstank i anläggningen. Förrådstanken är försedd med påfyllningsskydd och nivågivare för larm och stopp av doseringspumpen P7 vid låga nivåer. Nivågivaren övervakas i datorn där larm talar om beställningsnivå, högnivå, överfyllnad och blockeringsnivå. Styrningen av fällningskemikalien med doserpump P7, som är monterad efter förrådstanken sker via processdatorn. Här kan styrningen ställas in för hand, med manuell inställning av start och dosering och med auto inställning, där doseringen ställs in via reglerfunktion i datorn. Vid auto regleras doseringen efter inkommande flöde FM1 och doseringspumpen doserar proportionellt efter inkommande flöde, så kallad flödesproportionell dosering. Doseringsmängden är inställbar i datorn (Göthe, 2002).

Polymeren bereds automatiskt i en polymerberedare av fabrikat Tomal i anläggningen. En doserpump P8 är monterad efter polymerberedaren och doserar polymeren till vattnet. Styrningen av doseringen sker även här via processdatorn och ställs in antingen manuellt eller automatiskt. Manuell start och inställning av dosering sker via potentiometer och auto inställning via reglerfunktion i datorn. Doserpumpen regleras även här av flödesproportionell reglering efter summerat flöde för FM1 och FM4 vid inställningen auto. Doseringsmängd är inställbar i datorn (Göthe, 2002).

Förrådstank tillsammans med beredningskärl och transportpump är installerad för lut, (NaOH) i anläggningen. Förrådstanken har en uppvärmningsanordning, VS och temperaturgivare TP2. Larm och blockering av transportpump sker vid låga nivåer och övervakas i processdatorn. Datorn övervakar även beställningsnivåer, högnivå och temperaturgivare TP2 för tanken med visning och larm vid inställda gränsvärden. Påfyllning av lut sker manuellt i beredningskärlet, där NaOH och vatten bereds i ett bestämt förhållande. Beredningskärlet övervakas i datorn för låga nivåer lut, blockering av doseringspump, beställningsnivå, manuell påfyllning av beredningskärl och samt larm vid överfyllnad. För dosering av NaOH är doserpump P6 monterad efter beredningskärlet. Doseringen styrs manuellt eller automatiskt. Vid manuell reglering ställs start och inställning av dosering in för hand medan automatisk reglering styr doseringen via reglerfunktionen i datorn. Auto inställningen reglerar doseringspumpen med grunddosering enligt inkommande flöde FM1 och överreglering från pH-mätaren (pH2) i flockningsbassängen. Doseringsmängden är inställbar i datorn (Göthe 2002).

### Bilaga 3

Medelvärde av P-tot, N-tot och TOC i lakvattnet från kontrollprogrammet 2003-2005.

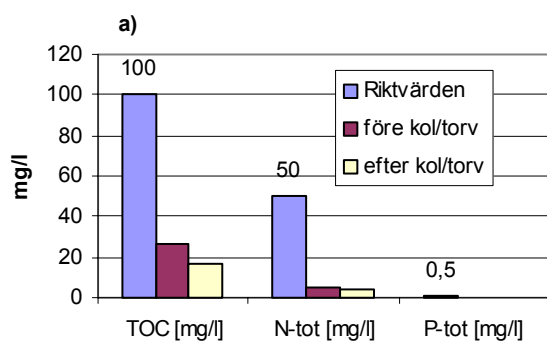


Fig a) Före och efter kol- och torvfiltret för TOC, N-tot och P-tot.

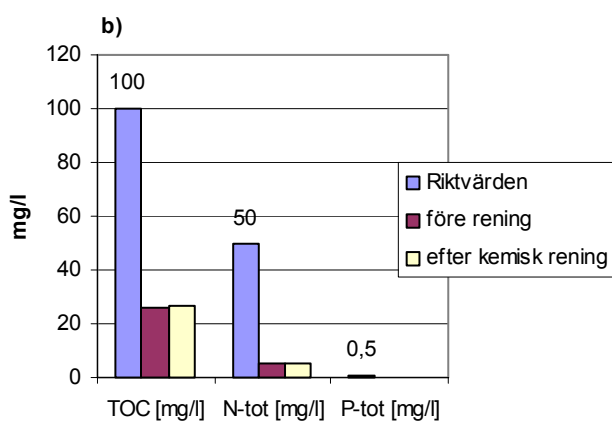


Fig b) Före och efter kemfällningen för TOC, N-tot och P-tot.

## Bilaga 4

Fällningsförsök 1:

Mätningar av pH efter fällning med PurFect, ASL, PlusJÄRN, PurFal, PIX-111, PIX-113 och PlusPAC i det högre doseringsintervallet 125 mg/l till 300 mg/l.

Tab. 1 Uppmätt pH efter olika fällningsmedel och dosering.

Fällningsförsök 1: ämne	dos (mg/l)	pH		dos (mg/l)	pH
Purfect 312, järnsulfat	0	7,71	PlusJÄRN 314 - järnklorid	0	7,68
	127,5	6,15		127,8	6,4
	150	6,66		149,1	6,3
	202,5	5,8		198,8	5,79
	225	6,18		227,2	5,98
	247,5	5,55		248,5	5,63
	300	5,71		298,2	5,04
ASL 47- Aluminiumsulfat	0	7,71	PlusPAC 1465 polyaluminiumklo rid	0	7,68
	125	6,81		128,25	7,39
	151,8	6,65		148,5	6,72
	198	6,71		202,5	6,89
	225	6,53		222,75	6,7
	250,8	6,39		249,75	6,66
	297	6,35		297	6,63
PurFal 362- järn och alumsulfat	0	7,83			
	126	6,68			
	147	6,65			
	203	6,34			
	224	6,17			
	252	6,37			
	301	5,94			
PIX-111 Järn(III)klorid	0	7,74			
	127,8	6,22			
	149,1	5,99			
	198,8	5,62			
	227,2	5,66			
	248,2	4,89			
	298,2	4,12			
PIX-113 järn(III)sulfat	0	7,73			
	125,8	6,2			
	148	6,47			
	200	6,19			
	222	6,15			
	251,6	5,9			
	296	5,86			

## Fällningsförsök 2:

Tab. 2 Fällningsförsöket med låg dosering 20 till 120 mg/l och uppmätt pH för PlusJÄRN, ASL och PurFect.

Fällningsförsök 2 dos (mg/l) pH		
PlusJÄRN	0	7,52
	21,3	7,26
	42,6	7,12
	56,8	7,02
	78,1	6,9
	85,2	6,84
	99,4	6,83
	120,7	6,72
ASL	0	7,61
	20	7,42
	40	7,34
	60	7,24
	79,2	7,07
	99	7,05
	118,8	7
Purfect	0	7,78
	22,5	7,42
	37,5	7,19
	60	7,03
	82,5	6,93
	105	6,87
	120	6,82



## Bilaga 5

Fällningsförsök 3: Tungmetallreduktion med ASL, PlusJÄRN och PurFect. Analyser från ackrediterat lab av tungmetallerna kvicksilver, bly, kadmium och krom samt COD. Riktvärdet för COD är egentligen för TOC.

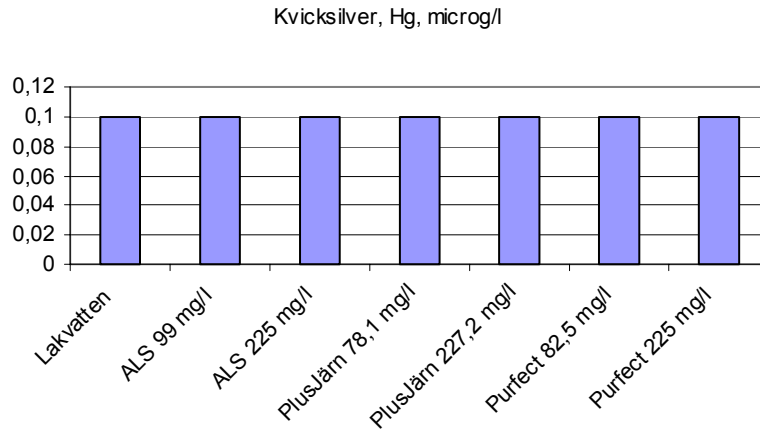


Fig. a) Kvicksilverhalten med ASL, PlusJÄRN och PurFect.

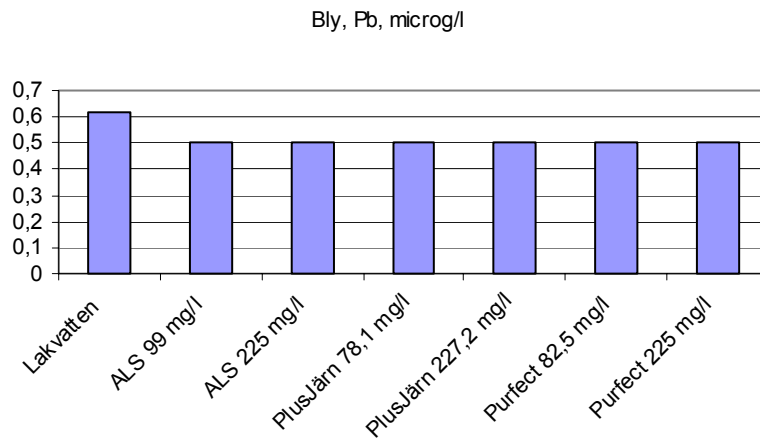


Fig. b) Blyhalten med ASL, PlusJÄRN och PurFect.

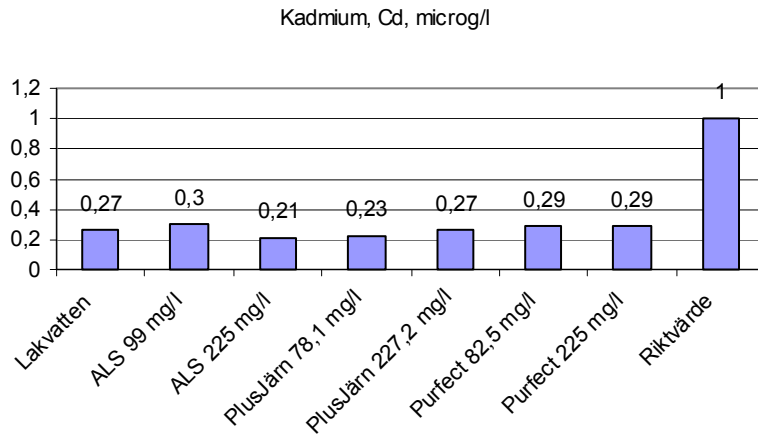


Fig. c) Kadmiumhalten med ASL, PlusJÄRN och PurFect.

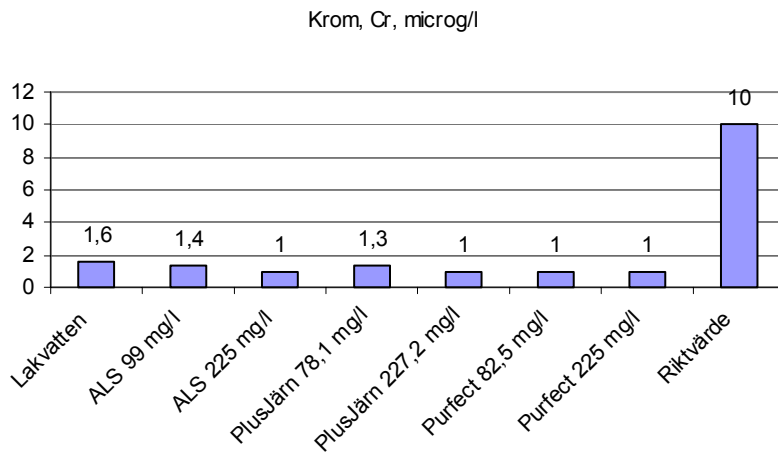


Fig. d) Kadmiumhalten med ASL, PlusJÄRN och PurFect.

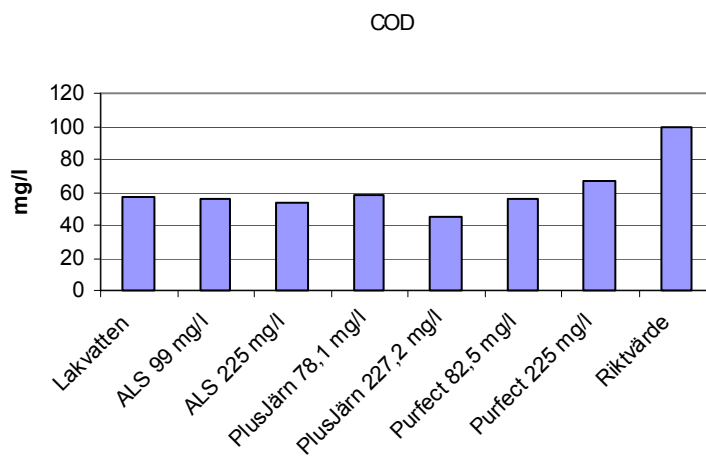


Fig. e) CODhalten med ASL, PlusJÄRN och PurFect.

## Bilaga 6

Fällningsförsök 4: PurFect och PlusJÄRN tillsammans med fyra olika polymerer; Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A.

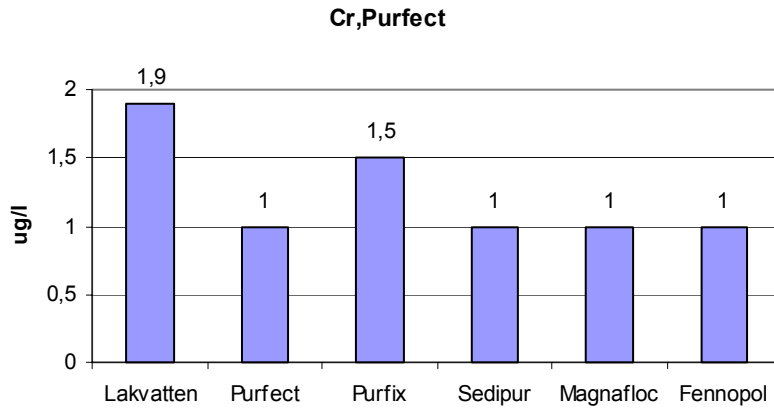


Fig. a) Kromhalten i vattnet före och efter fällning med PurFect och polymeren Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A.

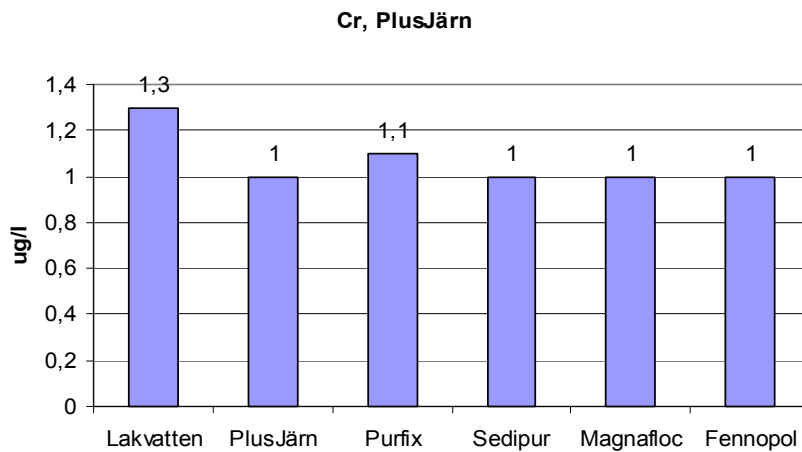
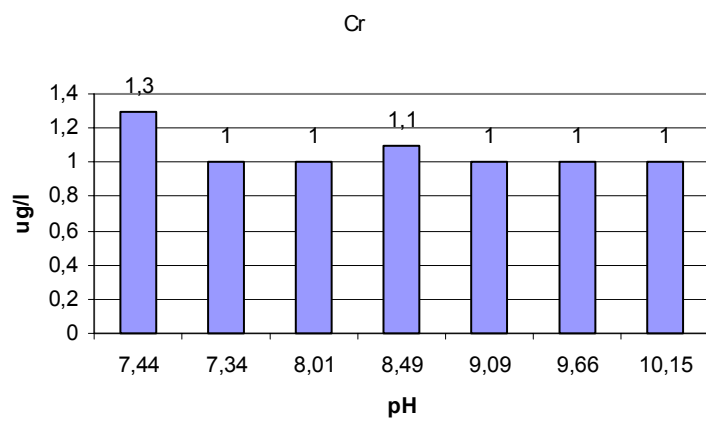


Fig. b) Kromhalten i vattnet före och efter fällning med PlusJÄRN och polymeren Purfix, Sedipur, Magnafloc och Fennopol A.

## Bilaga 7

Fällningsförsök 6: Justering av pH med lut. Analysresultatet av krom redovisas i figuren nedan.



## Bilaga 8

Fällningsförsök ute i verket, lutdosering och pH-justering i flockningsbassängen. Provresultatet av tungmetallerna arsenik, nickel, koppar, zink och krom före rening PT1, efter kemfällning PT2 och efter kol- och torvfiltret PT3. I flockningsbassängen var pH 7, 8,5 och 9.

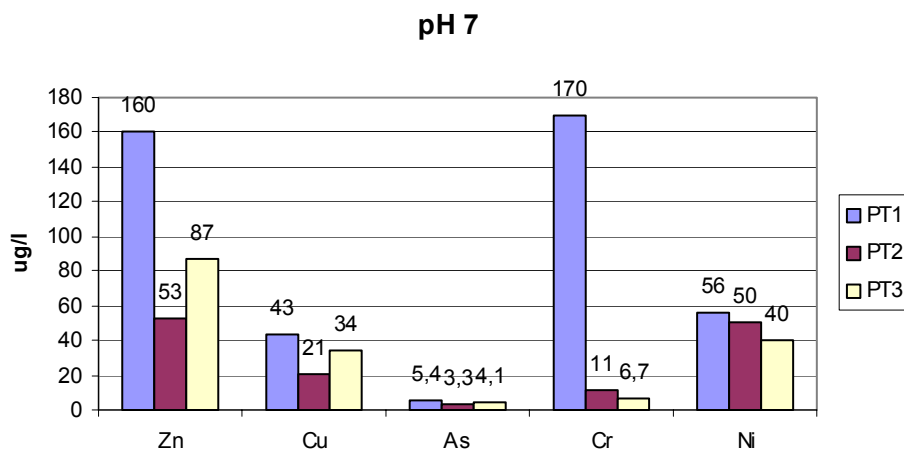


Fig. a) Zink, koppar, arsenik, krom och nickel i vattnet före rening, efter kemfällning och efter kol- och torvfiltret vid pH 7 i flockningsbassängen.

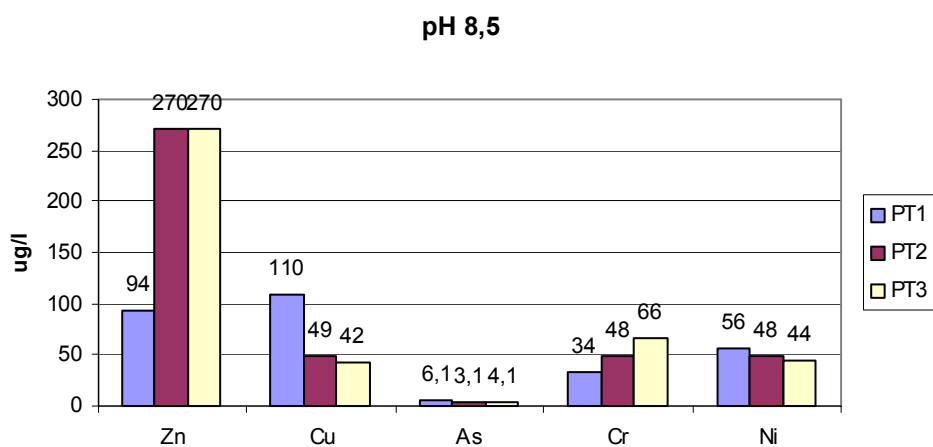


Fig. b) Zink, koppar, arsenik, krom och nickel i vattnet före rening, efter kemfällning och efter kol- och torvfiltret vid pH 8,5 i flockningsbassängen.

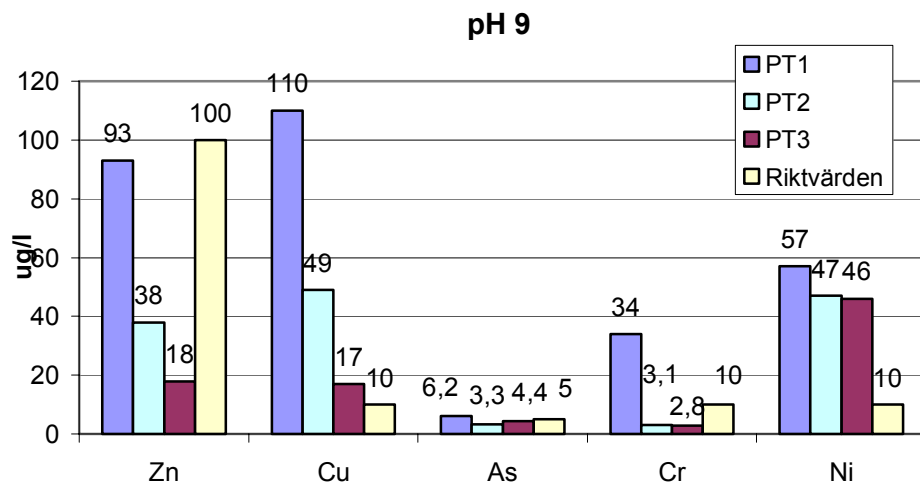


Fig. c Zink, koppar, arsenik, krom och nickel i vattnet före rening, efter kemfällning och efter kol- och torvfiltert vid pH 9 i flockningsbassängen.

## Bilaga 9

Kloridhalten i lakvattnet under perioden 2003 till 2005 före rening PT1 och efter båda reningsstegen PT3.

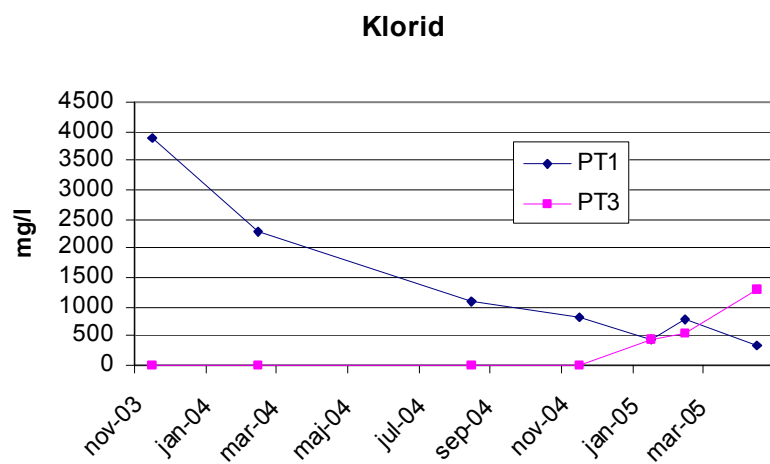


Fig. Kloridhalten i lakvattnet före och efter rening under perioden 2003 till 2005.