

Kan god kemisk rening och hög ytbelastning förenas?

Av Pia Ryrfors

Pia Ryrfors er ansatt ved VEAS

Innledning

Under 1994 har det skett mycket inom kemisk rening på VEAS. I januar 1994 byttes koagulant i två av åtta linjer på VEAS, och i december i ytterligere två linjer. Järnkloriden ersattes med en högbasisk polyaluminiumklorid, PAX XL-1, i samband med att den biologiska reningen sattes i kontinuerlig drift.

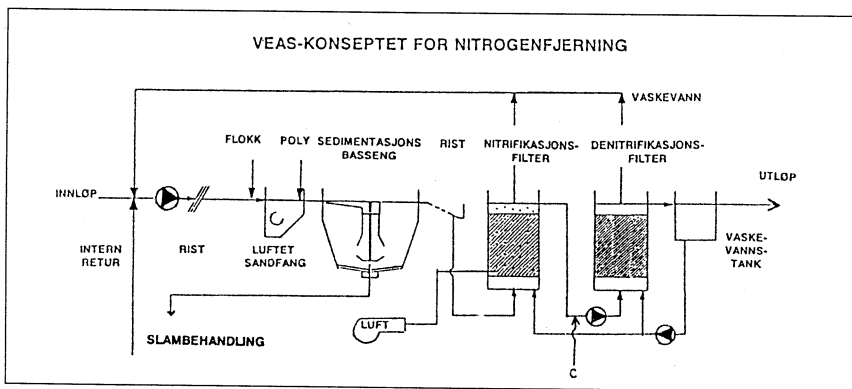
Det har även inletts försök att dosera koagulanten på ett nytt sätt. Tidigare doserades såväl järnkloriden som PAX XL-1 tillsammans med saltvatten i inloppet till sandfången. Nu doseras PAX XL-1 tillsammans med tryckluft i inloppet till två av sandfången. Ingen optimering av detta doseringssätt har ännu skett, men det ser lovande ut.

Ökad erfarenhet av att driva en process

med hög ytbelastning har vunnits under året. Det har till exempel varit en lång period med snösmältning med mycket, kallt och tunnt vatten in till VEAS. Efter att ha utfört en hydraulisk karakterisering har två inloppsarrangemang till sedimenteringsbassängerna byggts om.

Processbeskrivning

Avloppsvattnet som kommer till VEAS passerar olika processteg enligt VEAS konceptet. Se fig 1. De inledande stegen är finrister och sandfång. I inloppet till två av sandfången doseras järnklorid tillsammans med saltvatten [1], och i de övriga två PAX XL-1 tillsammans med tryckluft. Doseringen med tryckluft är ännu på försöksstadiet. I utloppet av



Figur 1.

sandfånget doseras en anjonpolymer.

Vattnet leds sedan vidare till åtta stycken sedimenteringsbassänger, varav sex är ombyggda, djupa sedimenteringsbassänger. Dessa har vardera en area på 274 m², och är 11 m djupa. Vattnet leds in till mitten av bassängen genom en kanal, och förs sedan ner genom ett vertikalt inloppsrör. Se fig. 2. Under inloppsröret finns en dämpningstallrik, vars uppgift dels är att sprida vattnet horisontalt i bassängen, och dels att hindra sedimenterat slam från att virvla upp. Slam tas ut i botten av bassängen, och vattnet leds vidare genom 2 mm silar innan det kommer till de biologiska reningsstegen.

De biologiska reningsstegen består av nitrifikation i fyra BIOFOR filter (individuell area 87 m², media djup 4 m) och denitrifikation i fyra BIOFOR filter (individuell area 65 m², media djup 3 m).

Slam som pumpas från sedimenteringsbassängerna har en torrhalt på 3-5 %. Efter att slammet har förtjockats går det vidare till rötning, och konditioneras med kalk och saltvatten innan det avvattnas till ca 43 % torrhalt.

Fyra huvudkrav för att uppnå ett gott resultat i det kemiska reningssteget

För att erhålla en god kvalitet på vattnet som går till de biologiska reningsstegen ställs det höga krav på den kemiska förfällningen. Råvattnet som kommer till VEAS har låga koncentrationer av fosfor och alkalinitet, och med fällning med järnklorid reduceras dessa för mycket för att en tillräckligt god

nitrifikation skall kunna uppnås. Reduktionen av sedimenteringsbassängernas längd från 91 till 18 m innebär att ytbelastningen vid normal drift blir 5 - 7 m³/m², och maximalt 12 m³/m². De fyra viktigaste kraven för förfällningen var:

- 1) En rest av fosfor på 0,3 - 0,4 mg P/l skall vara kvar i vattnet efter kemisk fällning för att undvika fosforbegränsning i de biologiska stegen.
- 2) Låg alkalinitetsreduktion orsakad av den kemiska fällningen för att minska alkalinitetsbegränsning i nitrifikationssteget.
- 3) God reduktion av organiskt material. Detta krävs eftersom även organiskt material oxideras i nitrifikationssteget och därmed minskar kapaciteten.
- 4) God sedimentering vid ytbelastningar från 5 till 12 m³/m².

Uppnåelse av kraven

I samband med att den biologiska reningen sattes i kontinuerlig drift byttes koagulant i förfällningen. Järnkloriden byttes ut mot PAX XL-1, vilken var speciellt utvecklad för att passa till förfällning innan biologisk kvävereduktion. [2,3] Erfarenheter från drift i snart ett år har visat att det första kravet angående fosfor uppfylls. [4] I perioden januari till oktober var den genomsnittliga halten fosfor efter förfällning 0,4 mg P/l, och det verkar som om detta var tillräckligt för såväl nitrifikation som denitrifikation.

Det andra kravet angående alkalinitetsreduktion är även uppfyllt. Fällning med järnklorid förbrukar ca

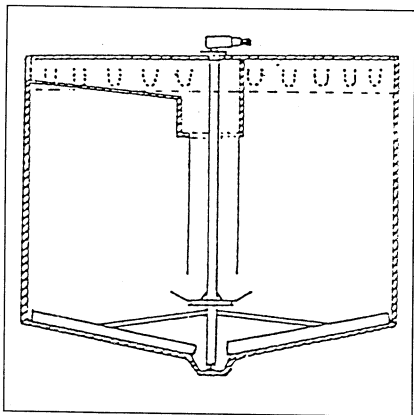
0,7 mekv/l mer alkalinitet än vad PAX XL-1 gör.

Det tredje kravet angående organisk reduktion är relaterat till det fjärde. När god sedimentering erhålls är den organiska reduktionen god. [4]

Det fjärde kravet angående god sedimentering är ännu inte uppfyllt. God sedimentering erhålls för närvarande för ytbelastning upp till 7-8 m/h. Vid höga ytbelastningar uppträder slamflykt, och turbiditeten på det utgående vattnet blir hög. Detta är ogynnsamt för driften av nitrifikations-filterna. För att få en stabil kvalitet på inloppsvattnet med låg turbiditet till de biologiska stegen, och för att kunna klara högre ytbelastningar måste problemet med slamflykt lösas.

Inledande hydraulisk karaktärisering av en sedimenteringsbassäng

Hypotesen var att slamflykten berodde på dåliga strömningsförhållanden i sedimenteringsbassängerna. Det första steget för att erhålla bättre sedimentering var därför att utföra en hydraulisk



Figur 2.

karaktärisering av en av bassängerna.

Undersökningarna gjordes genom att spårämnesförsök utfördes vid olika ytbelastningar. Spårämnet, litiumklorid, satsades som en puls i inloppet till bassängen. Prov togs sedan ut i bassängens utlopp, och dessa analyserades på litium. Diagram kan därefter ritas med spårämneskoncentrationen som funktion av uppehållstiden, och beroende av kurvans utseende kan slutsatser dras om det föreligger pluggflöde, totalomblandning eller ett mellanting av dessa i bassängen. I diagrammet har x-axeln gjorts dimensionslös genom att tiden för varje prov (t) dividerats med den genomsnittliga uppehållstiden (T_0). I fall totalomblandning föreligger uppträder koncentrationsmaximum av spårämnet nära noll uppehållstid, och för det andra ytterlighetsfallet, pluggflöde, uppträder koncentrationsmaximum nära 1,0.

Försöken visade att det var nära pluggflöde för ytbelastningar under $4 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, och att det var nära totalomblandning över $6 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Se diagram 1. Diagrammet visar att koncentrationsmaximum av litiumklorid erhöles efter en uppehållstid på 0,4. Effekten av att öka avståndet mellan inloppsrör och tallrik från 1,2 till 1,7 m undersöktes med ytbelastning över $6 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Även detta gav koncentrationsmaximum efter 0,4 uppehållstider. [5]

Det är önskvärt att erhålla koncentrationsmaximum så nära 1,0 uppehållstid som möjligt, eftersom pluggflöde eftersträvas. I försöken

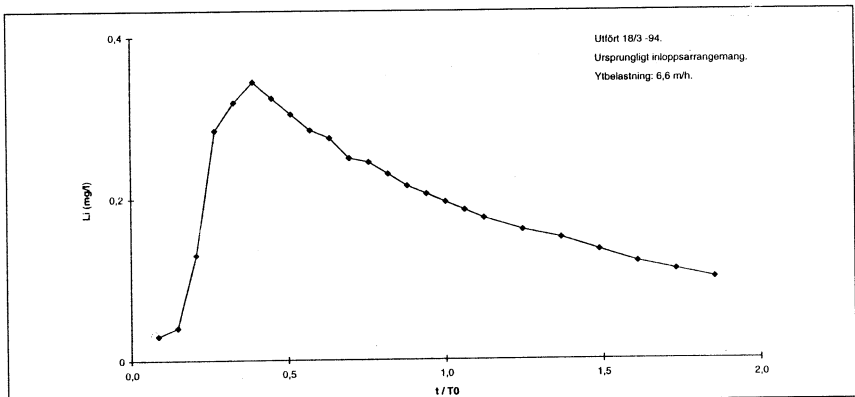


Diagram 1.

erhölls koncentrationsmaximum efter 0,4 uppehållstider, vilket innebar att det borde finnas god potential för förbättringar av strömningsförhållandena!

Studier i pilotskala för att finna ett bättre inloppsarrangemang

Då det visades sig att det verkligen förelåg dåliga strömningsförhållanden, var nästa steg att modifiera

inloppsarrangemanget bestående av inloppsrör och dämningstallrik, för att förbättra strömningsbilden. Dessa försök utfördes i en modell av en djup sedimenteringsbassäng. En serie nya tallrikar provades, och även effekten av att halvera inloppsröret undersöktes. Flera av de nya tallrikstyperna visade goda resultat, och var bättre än det ursprungliga arrangemanget. [6] Den lösning som var mest praktisk för drift och underhåll valdes och monterades i

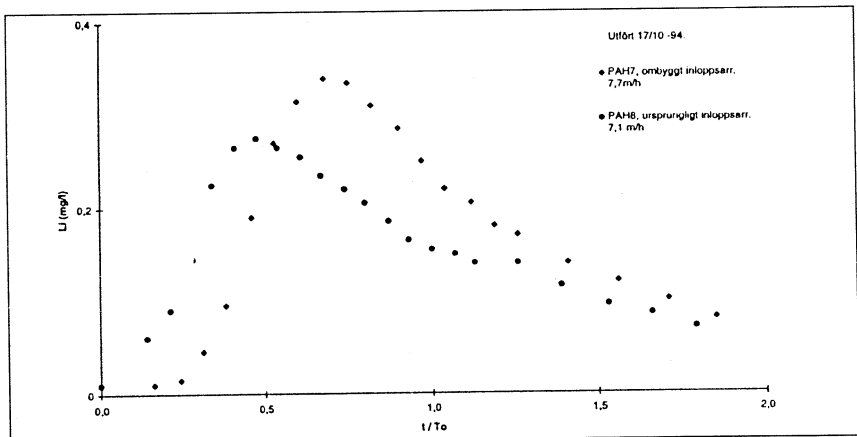
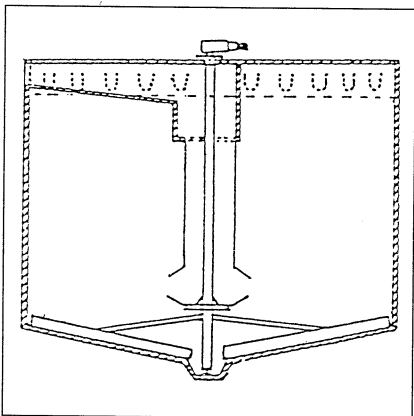


Diagram 2.



Figur 3.

en av de djupa bassängerna. Inloppsarrangemanget modifierades genom att en "kjol" monterades på inloppsröret. Se figur 3. I pilotförsöken erhöles bättre resultat med ökat avstånd mellan kjol och tallrik.

Hydraulisk karaktärisering av bassäng med modifierat inloppsarrangemang

De hydrauliska undersökningarna

utfördes vid olika ytbelastningar och med olika avstånd mellan kjol och tallrik. Undersökningarna visade att förbättrade strömningsförhållanden erhöles upp till ytbelastning på ca $8,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Se diagram 2. Diagrammet visar ett försök som utfördes samtidigt i två bassänger, varav en hade ett ursprungligt inloppsarrangemang, och den andra hade ett modifierat. Det visade sig att koncentrationsmaximum för den icke-modifierade uppträdde efter 0,5 uppehållstider, och för den modifierade efter 0,7 uppehållstider.

Försöken visade även att det verkade vara gynnsamt med större avstånd mellan kjol och tallrik, men att inga förbättrade strömningsförhållanden erhöles för ytbelastning på $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. [7]

Reproducerbarhetsförsök

Pilotförsöken gav även andra lärdomar. Det visade sig att vattnets densitet påverkade resultaten av spårämnesförsöken. Se diagram 3. Diagrammet

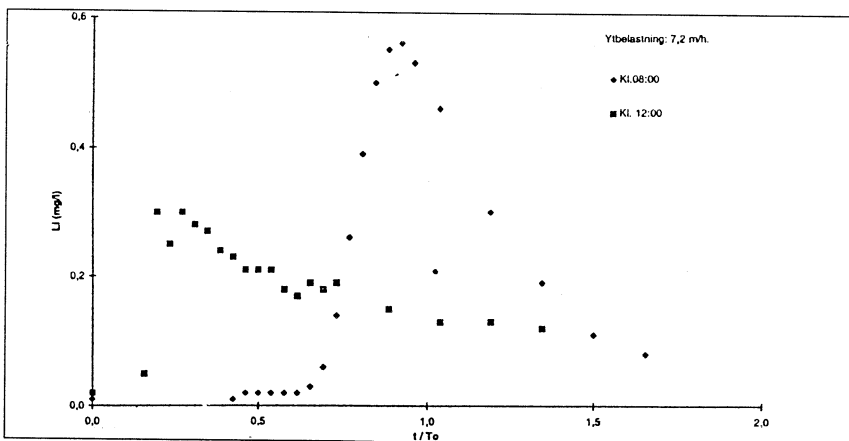


Diagram 3.

visar två försök som utfördes med samma betingelser inom loppet av några timmar. Den ena kurvan visar nära totalomblandning, och den andra nära pluggflöde. Förklaringen till detta visade sig vara inloppsvattnets kvalitet, vilket var fällt avloppsvatten. Vid denna tidpunkt tillsattes saltvatten med ett konstant flöde i sandfånget, samtidigt som flödet av avloppsvatten in till VEAS varierade över dygnet. Detta gav densitetsvariationer i det utgående vattnet från sandfånget. När det första försöket utfördes var flödet in till VEAS litet, och densiteten på ingående vatten till piloten var hög. När nästa försök utfördes hade flödet in till VEAS ökat, och vatten med lägre densitet kom in i piloten. Vattnet med låg densitet flöt upp genom det med högre densitet och skapade turbulens, vilket störde spårämneshöjningen.

Densitetsvariationer

Densiteten på det ingående vattnet till

sedimenteringsbassängerna varierar beroende på många faktorer. För det första finns det en normal densitetsvariation i råvattnet över dygnet. Densiteten på råvattnet påverkas även av till exempel saltning av vägar vintertid, och inläckning av saltvatten under högvatten. För det andra påverkas densiteten av returströmmar från slambehandling och från tvätt av biologiska filter, vilka tillsätts innan rens gallren på VEAS. För det tredje påverkas densiteten av den saltvattentillsats som sker i samband med koagulantdoseringen i sandfången. En variation av saltvattendosering med 1 vol% innebär en densitetsändring på $0,2 \text{ kg/m}^3$. Se diagram 4. [8]

Dessutom påverkar även temperaturen densiteten. Den normala temperaturvariationen under dygnet på VEAS är $1,5 \text{ }^\circ\text{C}$. När temperaturen är låg, nära $4 \text{ }^\circ\text{C}$, är densitetsvariationen beroende på temperaturen liten, med vid högre temperaturer erhålls större

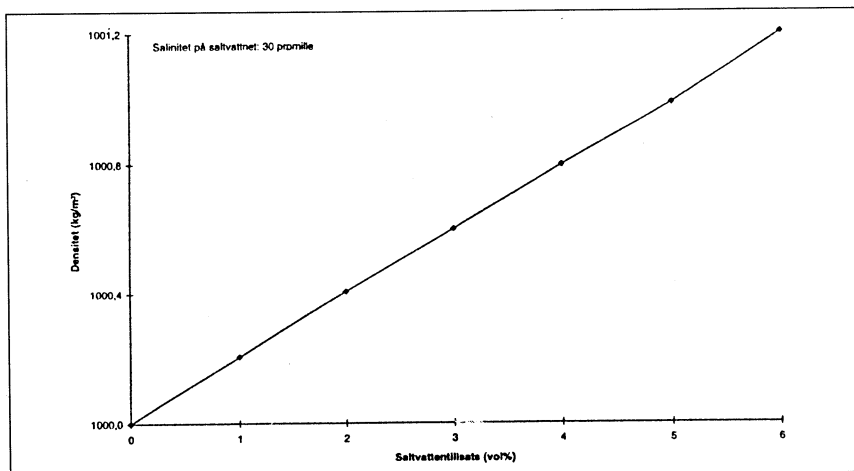


Diagram 4

ändringar. När temperaturen på vattnet ökar från 12 till 13 °C minskar densiteten med 0,1 kg/m³. Se diagram 5. [8]

Framtida arbete

För att undvika densitetsskillnader på vattnet som går in till sedimenteringsbassängerna har försök startats med att dosera PAX XL-1 tillsammans med tryckluft. Saltvattendoseringen är dock kvar, men försök pågår att reglera saltvattendoseringen till en konstant konduktivitet på utgående vatten för att på så sätt jämna ut densitetsskillnaderna under dygnet. I framtiden kommer även reglering att ske med hänsyn till temperatur på vattnet.

Förhoppningsvis har dessa åtgärder med lösningen på slamflyktsproblemet att göra. När densiteten in till sedimenteringsbassängerna är under kontroll kommer optimeringsarbetet att fortsätta. Det första målet är att uppnå goda strömningsförhållanden, och

därefter följer optimering av inblandning av koagulant, flockulering och flocktransport.

Kan god kemisk rening förenas med hög ytbelastning?

Svaret på den frågan är, att det på VEAS har visats, att ett gott reningsresultat går att förena med högre ytbelastningar än vad som är vanligt för konventionella sedimenteringsbassänger. Trots allt erhålls god rening upp till ytbelastningar på 7 m³/m²h, även om kraven på VEAS ställs högre än så. Det finns fortfarande mycket arbete att utföra innan målet på 12 m³/m²h är uppnått.

Referenser

[1] Sagberg, P., Saether, R., Berge, A.B. (1990) Increasing Surface Load at a Direct Precipitation Plant, VEAS, Norway. In: H.H Hahn and R. Klute (Eds.) Chemical and Wastewater Treatment. Springer-Verlag: 271-282

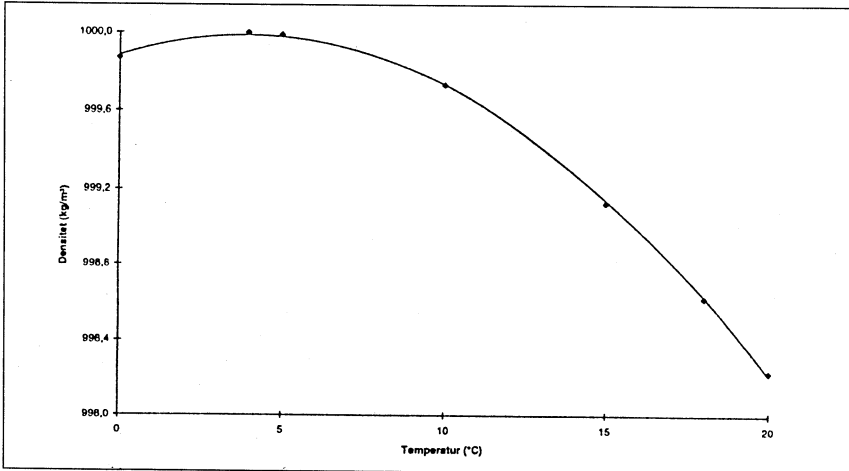


Diagram 5

- [2] Gillberg, L. (1994) Fremstilling av fellningsmiddel for VEAS. VEAS FoU-rapport 1-18:1-20
- [3] Storhaug, R. (1992) Utprøving av fellningsmidler i modell av sedimenteringsbasseng. VEAS FoU-rapport 1-08: 1-30
- [4] Ryrfors, P. (1994) Bruk av nytt fellingskjemikalium (PAX XL-1) i fullskala på VEAS: Oppfølging under oppstart. VEAS FoU-rapport 1-15: 1-48
- [5] Ryrfors, P. (in prep) Optimalisering av strømningsforhold i dype sedimenteringsbasseng på VEAS. I. Innledende hydraulisk kartlegging. VEAS FoU-rapport 1-17
- [6] Ryrfors, P. (in prep) Utprøving av ulike innløpsanordninger i en modell av de dype sedimenteringsbassengene på VEAS. VEAS FoU-rapport 1-16
- [7] Ryrfors, P. (in prep) Optimalisering av strømningsforhold i dype sedimenteringsbasseng på VEAS. II. Ny innløpsanordning, 1 modifikasjon. VEAS FoU-rapport 1-19
- [8] Handbook of Chemistry and Physics, Weast 54th Edition 1973-1974