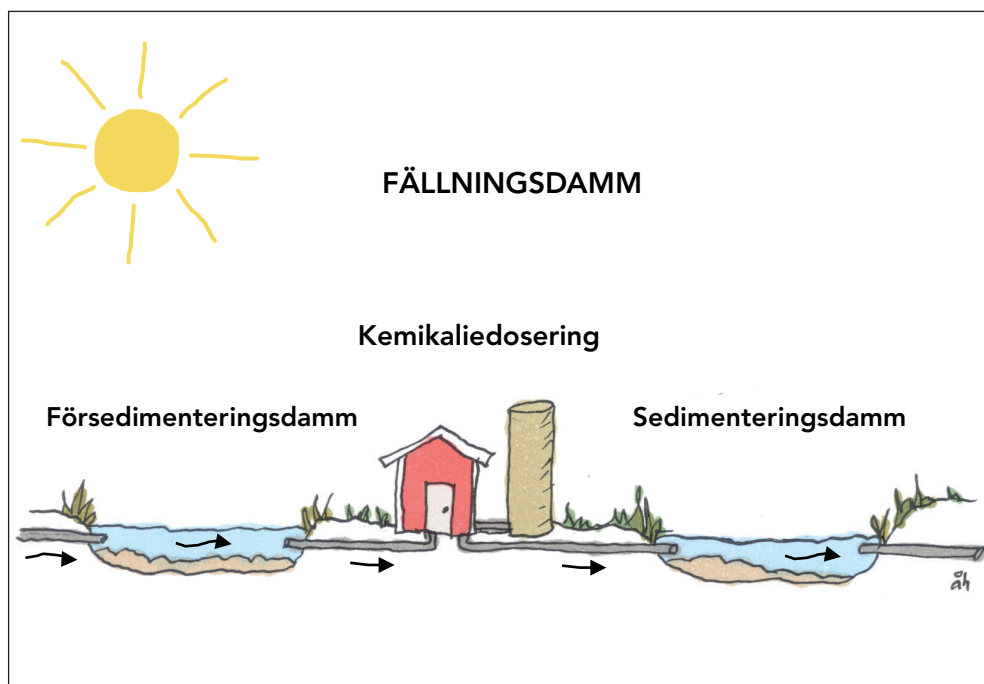


# Fällningsdammar – nuläge och framtid

*Jörgen Hanæus*

*Åsa Hanæus*

*Wen Zhang*





## Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SV-Utveckling) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet.

SV-Utveckling (fd VA-Forsk) initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten  
Ledningsnät  
Avloppsvatten  
Ekonomi och organisation  
Utbildning och information

SV-Utveckling styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

|                         |                                 |
|-------------------------|---------------------------------|
| Anders Lago, ordförande | Södertälje Kommun               |
| Olof Bergstedt          | Göteborg Vatten                 |
| Lena Söderberg          | Svenskt Vatten AB               |
| Per Fåhraeus            | Varbergs Kommun                 |
| Carina Färm             | Eskilstuna Energi & Miljö AB    |
| Daniel Hellström        | Svenskt Vatten AB               |
| Mikael Medelberg        | Roslagsvatten AB                |
| Marie Nordkvist Persson | Sydvatten AB                    |
| Lars-Gunnar Reinius     | Stockholm Vatten AB             |
| Bo Rutberg              | Sveriges Kommuner och Landsting |
| Ulf Thysell             | VA SYD                          |
| Susann Wennmalm         | Käppalaförbundet                |
| Fred Ivar Aasand        | Norsk Vann, adjungerad          |

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling  
Svenskt Vatten AB  
Box 47 607  
117 94 Stockholm  
Tfn 08-506 002 00  
Fax 08-506 002 10  
svensktvatten@svensktvatten.se  
www.svensktvatten.se

*Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.*

|                                 |                                                                                                                                                                                                                                                                                |
|---------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Rapportens titel:</b>        | Fällningsdammar – nuläge och framtid                                                                                                                                                                                                                                           |
| <b>Title of the report:</b>     | Fellingsdams – at present and in future                                                                                                                                                                                                                                        |
| <b>Rapportnummer:</b>           | 2009-16                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| <b>Författare:</b>              | Jörgen Hanæus, Luleå tekniska universitet; Åsa Hanæus, GVT;<br>Wen Zhang, Luleå tekniska universitet                                                                                                                                                                           |
| <b>Projektnummer:</b>           | 28-108                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| <b>Projektets namn:</b>         | Framtida fällningsdammar                                                                                                                                                                                                                                                       |
| <b>Projektets finansiering:</b> | Svenskt Vatten Utveckling, Härjedalens kommun                                                                                                                                                                                                                                  |
| <b>Rapportens omfattning</b>    |                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| <b>Sidantal:</b>                | 72                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| <b>Format:</b>                  | A4                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| <b>Sökord:</b>                  | Fällningsdammar, uppehållstid, turbiditet, slamproduktion, energiskog                                                                                                                                                                                                          |
| <b>Keywords:</b>                | Fellingsdams, stabilisation ponds, detention time, turbidity, sludge accumulation, energy forest                                                                                                                                                                               |
| <b>Sammandrag:</b>              | Nuläget för fällningsdammar har studerats i ett fältprojekt och från miljörapporter. Dimensionering av dammar utifrån reell uppehållstid och turbiditet har föreslagits. Den elenergi som omvandlas finns redovisad. Ett dammsystem med energiskogsbevattning finns beskrivet. |
| <b>Abstract:</b>                | State of the art for fellingsdams – wastewater stabilisation ponds using chemical precipitation – is presented through a field study and from environmental reports. Design data are suggested. A system using treated water to irrigate an energy forest is described.        |
| <b>Målgrupper:</b>              | VA-chefer, VA-ingenjörer, biståndsmyndigheter, teknikonsulter, tillsynsmyndigheter                                                                                                                                                                                             |
| <b>Omslagsbild:</b>             | Principbild av en fällningsdammanläggning. Illustratör Åsa Hanæus                                                                                                                                                                                                              |
| <b>Rapport:</b>                 | Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida <a href="http://www.svensktvatten.se">www.svensktvatten.se</a>                                                                                                                                                    |
| <b>Utgivningsår:</b>            | 2009                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| <b>Utgivare:</b>                | Svenskt Vatten AB<br>© Svenskt Vatten AB                                                                                                                                                                                                                                       |

# Förord

Föreliggande rapport vill bidra till kunskaperna om fällningsdammar som avloppsbehandlingsmetod och lyfta fram den som en enkel, men robust, energisnål och pålitlig reningsmetod. Påbyggnadsmöjligheter är också möjliga.

Rapporten är byggd kring ett fältarbete genomfört av professor Jörgen Hanæus och masterstudenten Wen Zhang, Luleå tekniska universitet och med bidrag av Åsa Hanæus, GVT AB, men många fler medverkande har stöttat med driftsdata och miljörapporter.

Initiativet till studien togs av en nestor i fällningsdammsutvecklingen; f.d. VA-chefen Tore Kristoffersson i Härjedalens kommun. Kontaktpersoner har varit Christer Hedström, Per Lingsjö och Bengt Hjort, Härjedalens kommun, Sten Lundberg, Örnköldsviks kommun, Leif Sjögren, Ljusdal Vatten, Maria Eklund, Bollnäs kommun, Tomas Lundin, Kramfors kommun, Ove Skägg och Kent Andersson, Ånge kommun, Gary Wass, Falu Energi & Vatten, Olov Lidman energiskogsodlare i Vika Strand, Falun, och Härje Dahlsten, Vatten Östersund.

För studiens finansiering står Härjedalens kommun och Svenskt Vatten Utveckling.

Tack till er alla och till alla maskinister som, utan visad nervositet, låtit oss härja i anläggningarna.

Inom studien genomfördes också två intensiva mötesdagar om fällningsdammar på Vemdalens högfjällshotell. Tack till alla deltagare som bidrog till att göra dagarna lärorika och gemytliga.

För fotografierna i rapporten svarar Wen Zhang och Åsa Hanæus. Åsa svarar också för de teckningar som förekommer.

Luleå och Falun 091023

Författarna

# Innehåll

|                                                        |           |
|--------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Sammanfattning.....</b>                             | <b>6</b>  |
| <b>Summary.....</b>                                    | <b>7</b>  |
| <b>1 Bakgrund.....</b>                                 | <b>8</b>  |
| 1.1 Historisk utveckling .....                         | 8         |
| 1.2 Projekt om fällningsdammar 2008.....               | 9         |
| 1.3 Mål och avgränsningar för projekt och rapport..... | 10        |
| 1.4 Definitioner .....                                 | 10        |
| <b>2 Teori.....</b>                                    | <b>11</b> |
| 2.1 Dammhydraulik.....                                 | 11        |
| 2.2 Kemisk fällning.....                               | 12        |
| 2.3 Biodammfunktion .....                              | 13        |
| 2.4 Kvävereduktion.....                                | 14        |
| <b>3 Typer av fällningsdammar .....</b>                | <b>15</b> |
| 3.1 Förbehandling .....                                | 15        |
| 3.2 Kemikaliedosering .....                            | 16        |
| 3.3 Dammgeometri och uppehållstider .....              | 19        |
| 3.4 Slamtömning och slamavvattning .....               | 21        |
| <b>4 Myndighetskrav på fällningsdammar .....</b>       | <b>23</b> |
| 4.1 Utsläppsvillkor .....                              | 23        |
| 4.2 Övriga villkor .....                               | 23        |
| <b>5 Vattenkvalitet.....</b>                           | <b>25</b> |
| 5.1 Turbiditet .....                                   | 25        |
| 5.2 Organiskt material .....                           | 35        |
| 5.3 Fosfor.....                                        | 37        |
| 5.4 Kväve .....                                        | 38        |
| 5.5 Koliforma bakterier.....                           | 39        |
| <b>6 Kemikalieåtgång .....</b>                         | <b>40</b> |
| <b>7 Slamproduktion.....</b>                           | <b>41</b> |
| 7.1 Slammängder.....                                   | 41        |
| 7.2 Slamtömning och slambehandling .....               | 50        |
| <b>8 Energianvändning .....</b>                        | <b>53</b> |
| <b>9 Drift och underhållsaspekter.....</b>             | <b>55</b> |
| <b>10 Dimensioneringsförslag.....</b>                  | <b>57</b> |

|           |                                                                                       |           |
|-----------|---------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>11</b> | <b>Metodutveckling .....</b>                                                          | <b>59</b> |
| 11.1      | Sommaravstängning av kemikaliedosering,<br>exemplet Orrviken, Östersunds kommun ..... | 59        |
| 11.2      | Algodling .....                                                                       | 61        |
| 11.3      | Energiskogsbevattnings<br>– exemplet Vika Strand, Falu kommun.....                    | 61        |
| <b>12</b> | <b>Internationell utblick .....</b>                                                   | <b>68</b> |
|           | <b>Referenser .....</b>                                                               | <b>69</b> |
|           | <b>Bilaga 1 .....</b>                                                                 | <b>71</b> |

# Sammanfattning

Fällningsdammar för avloppsrening utvecklades som teknik i slutet av 1970-talet i Sverige, då tjänstemän vid Länsstyrelsen i Jämtlands län och vid Härjedalens kommun tog initiativ till försök med att dosera kemikalier till befintliga biodammanläggningar. Antalet fällningsdammar i Sverige uppskattas till ett sjuttiototal. Den som tar emot mest avloppsvatten finns i Funäsdalen (toppbelastning 5 000 p e). Aluminium- eller kalkfällning är den dominerande tekniken och fällningskemikalien tillsätts före den första dammen (direktfällning) eller mellan dammarna (mellanfällning).

Föreliggande utvecklingsprojekt påbörjades 2008 och har omfattat en fältstudie av ca femton dammar och därutöver insamling av data från ett större antal miljörapporter.

Parametrar som undersökts och utvärderats är turbiditet, slamackumulering, uppehållstid, energiomsättning, fosfor, kväve, organiskt material och indikatorbakterier. Myndighetskrav på anläggningarna har också diskuterats, liksom drift- och underhållsaspekter – särskilt slamtömning.

En uppehållstid av minst 5 dygn efter kemikalietillsatsen har bedömts vara en lämplig dimensioneringsgrund för fällningsdammar, med hänsyn tagen till verklig dammhydraulik. Utgångspunkt har varit uppmätt turbiditetsminskning genom hydrauliskt välbestämda dammsystem. Utifrån erfarenheter från tidigare genomförda spårämnesförsök, har relationen mellan teoretisk och verklig uppehållstid för olika dammformer tagits fram i form av koefficient  $\alpha$  (alfa).

Slamackumuleringen (kemsлам) i dammarna bedöms vara av storleken 2–3 l/m<sup>3</sup> avloppsvatten.

Den specifika omsättningen av elenergi varierade mellan 0,04–1,1 kWh/m<sup>3</sup> för åtta undersökta fällningsdammar, med medianvärdet 0,23 kWh/m<sup>3</sup>. Uppvärmning av byggnader utgör en stor post, i många fall över hälften.

Framtida utveckling av fällningsdammarna kan omfatta bevattning av till exempel energiskog under växtperioden och erfarenheter från en sådan anläggning redovisas i rapporten. Vid bevattning stängs kemikaliedoseringen av. Förändringar av vattenkvaliteten i samband uppehåll i doseringen utvärderas. Andra utvecklingsmöjligheter diskuteras också i rapporten.

## Summary

Wastewater stabilisation ponds have been upgraded by the use of chemical precipitation (fellingsdams); a technology that grew popular in Northern Sweden during late 1970:ies. Most important target was the separation of phosphorus.

A state-of the-art project was realised during 2008, including field studies and analyses of environmental reports for about 15 pond systems.

Aluminium salts or slaked lime were the chemicals most frequently used. The point of addition was in front of or beyond the first pond in the system.

Important parameters studied were turbidity, sludge accumulation, hydraulic detention time, energy utilisation, phosphorus, organic matter, nitrogen, and indicator bacteria. Demands set out by the authorities were also discussed in the report.

After a rationalisation of the hydraulic detention time, a period of 5 days after the chemical dosage was considered sufficient to reach a good water quality. As a platform for this recommendation the turbidity values through a hydraulically well-designed pond system were used.

The accumulation of chemical sludge was estimated to 2–3 l/m<sup>3</sup> wastewater.

The utilisation of electrical energy varied between 0,04 and 1,1 kWh/m<sup>3</sup> for the fellingsdams with a median value of 0,23 kWh/m<sup>3</sup>.

Aspects of operation and maintenance were included in the report; in particular the emptying of sludge was discussed.

As a future development of the fellingsdam concept an irrigation project bringing wastewater to an energy forest (Salix) was described. During the irrigation period, the dosage of chemical was terminated. The related change in wastewater quality was measured and presented. Also other means of development were discussed.

# 1 Bakgrund

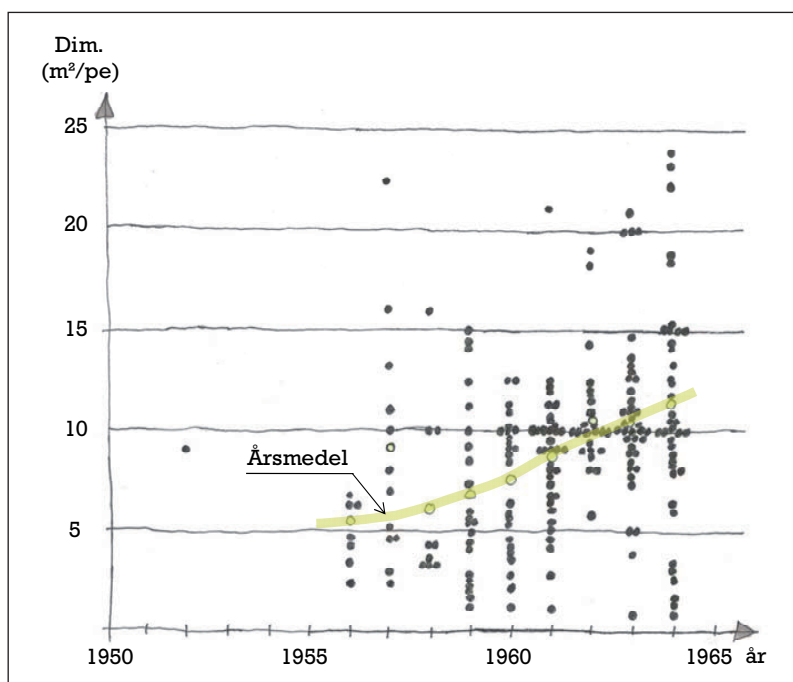
## 1.1 Historisk utveckling

Fällningsdammar utvecklades i Sverige i slutet av 1970-talet. De tidigaste ansatserna gjordes i Jämtlands län och bakgrunden var osäkerhet beträffande de framväxande paketavloppsverkens användbarhet i regionen. Paketverken hade utvecklats utifrån de processerfarenheter man gjort vid de snabbt framväxande trestegsverken som byggdes i de svenska städerna. Stundtals nöjde man sig med två steg i paketverken; mekanisk-biologisk eller mekanisk-kemisk rening.

Paketverken visade sig tidigt ge problem vid flera norrländska tillämpningar. Magasineringsmöjligheterna för avloppsvattnet var marginella och kemikaliedoseringen var beroende av flödes- eller pH-mätning av god kvalitet, något som snarare var undantag än regel. Stora flödesvariationer till följd av turism eller snösmältning blev därför svåra att hantera. Låg vattentemperatur försvårade också användningen av kompakta biologiska processer. Leveranstiden för reservdelar var lång och verken krävde daglig tillsyn. I de aktuella regionerna hade maskinisterna ansvar för flera verk, ofta med ett flertal mil emellan sig. Utbildningen av maskinister för att förstå de centrala processerna var också bristfällig. Verken ansågs vid denna tid tämligen dyra.

De tidiga erfarenheterna av paketverken ledde alltså till intresse för andra behandlingsalternativ.

En äldre avloppslösning som förekom i Sverige var biodammarna; obehandlat eller slamavskilt avloppsvatten leddes in i dammar med en uppehållstid så lång att den räknades i månader.



Figur 1-1 Dimensionerande specifik yta för biodammarna i Sverige anlagda 1952–1964 (efter Svensson, 1967).

Dimensioneringen av biodammar följde olika tumregler. Underhand fann Kungliga Väg- och Vattenbyggnadsstyrelsen att mycket olika dimensioneringspraxis tillämpades och begärde därför en sammanställning. Denna utfördes i ett examensarbete vid Chalmers av Göran Svensson (Svensson, 1967), se Figur 1-1.

Eftersom biodammarna drevs av solljuset hade de ofullständig funktion vintertid då de mest fungerade som sedimenteringsbassänger. Detta orsakssammanhang var dåligt känt under dammarnas byggnadsepok och den med tiden ökande dimensionerande specifika ytan, som framgår av Figur 1-1, kan mycket väl illustrera ett försök att kompensera den bristande vinterfunktionen med större yta.

Till dammarnas förtjänster hörde dock den långa uppehållstiden där stora variationer i tillrinning inte störde behandlingsresultatet påtagligt och definitivt inte i samma omfattning som för paketverken.

Tjänstemän vid Länsstyrelsen i Jämtland och vid Härjedalens kommun såg mot slutet av 70-talet möjligheten att kombinera den framväxande tekniken för avloppsvattenfällning med biodammarnas uppehållstider och tog initiativ till försök med att dosera kemikalier till biodammsystem. En enkel vattenspolning genom en kalkvattentunna till biodammarna i Lockne gav goda resultat i fosforreduktion (Holmgren & Holmström, 1979) och följdes av bättre kontrollerade försök i Björnråke (Holmgren & Holmström, 1979) och Stugun (Hanæus & Holmgren, 1982). Den första damm som konstruerades för att vara fällningsdamm var kalkfällningsdammen i Edsåsdalen, Jämtland, sedermera ombyggd till aluminiumfällningsdamm.

I dialog med Naturvårdsverket (då SNV) tilläts den experimentella verksamheten fortsätta och underhand permanentades flera anläggningar.

I Finland fanns en liknande utveckling, i tid några år före den svenska (Poulanne, 1972). Även i Norge byggdes fällningsdammar (Ödegaard et al, 1987).

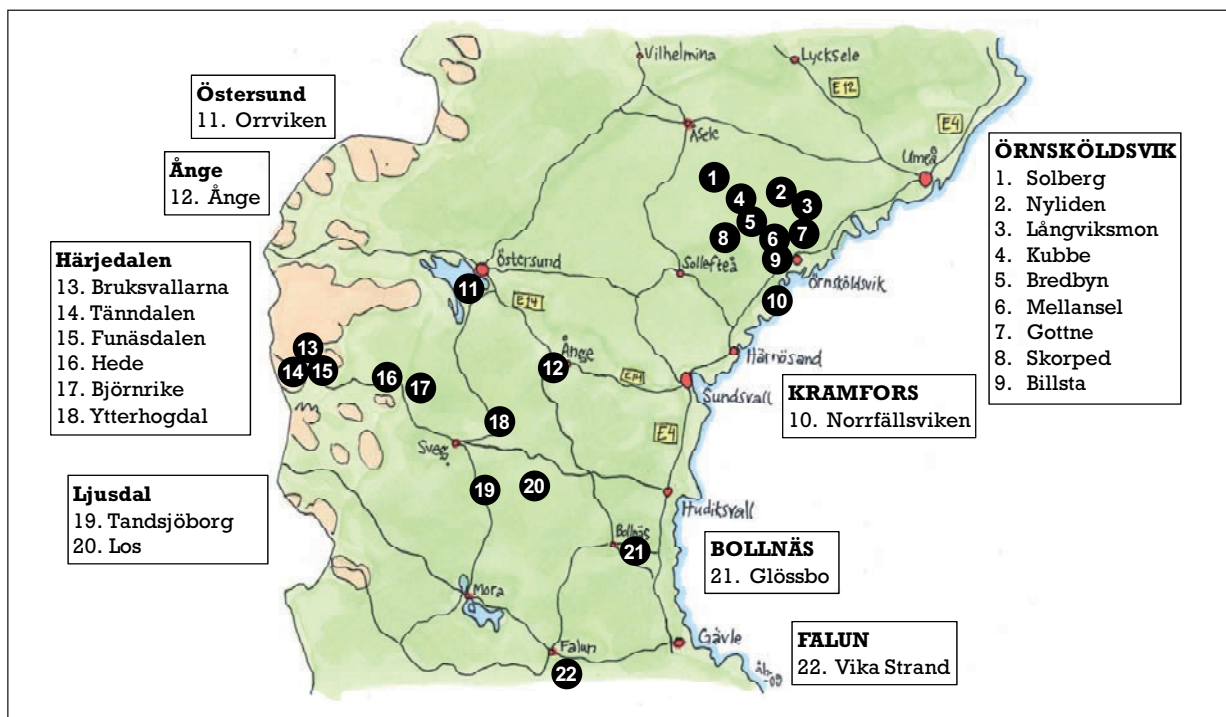
Antalet fällningsdammar i Sverige uppskattas till ett sjuttiotal. Den som tar emot mest avloppsvatten finns i Funäsdalen (toppbelastning 5 000 p e).

## **1.2 Projekt om fällningsdammar 2008**

Våren 2008 tog Härjedalens kommun initiativ till en ny studie om fällningsdammar; en studie som även fick stöd av Svenskt Vatten Utveckling.

Studien baserades på fältförsök under våren-försommaren 2008. Ett led i studien var ett examensarbete av Wen Zhang (Master of Environmental Engineering, Luleå tekniska universitet) (Zhang, 2008). Jörgen Hanæus och Wen Zhang genomförde huvuddelen av undersökningarna.

I studien ingick också insamling och utvärdering av data från miljörapporter för fällningsdammar i Härjedalens och Örnköldsviks kommuner.



Figur 1-2 Lokalisering av fällningsdammar som omnämns i rapporten.

Resultaten från dessa aktiviteter har lagts till tidigare erfarenheter, vilka i stor utsträckning återfinns i doktorsavhandlingen "Wastewater treatment by chemical precipitation in ponds" (Hanæus, 1991).

Inom projektet har även genomförts ett seminarium i Vemdalsområdet, 18–19 november 2008, där 35 deltagare diskuterade funktion och driftserfarenheter från fällningsdammar.

### 1.3 Mål och avgränsningar för projekt och rapport

Projektet och rapporten har som mål att ge en nulägesbeskrivning av fällningsdammtekniken och att utvärdera hur den fungerar.

Arbetet har svenskt fokus och redovisar traditionella vattenkvalitetsparametrar samt drifterfarenheter i form av energiomsättning och underhåll.

### 1.4 Definitioner

|                                     |                                                                                                                  |
|-------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Biodamm                             | Damm för avloppsvattenbehandling där det soldrivna alg-bakteriesystemet utgör huvuddelen av reningsförmågan.     |
| Fällningsdam                        | Ett system av en eller flera dammar där kemikalie tillsätts för att åstadkomma kemisk fällning av avloppsvatten. |
| Fällningsdam                        | Föreslaget ord för fällningsdam i det engelska språket.                                                          |
| Försedimentering                    | Avser i detta sammanhang en doseringsfri första damm i en fällningsdam.                                          |
| Lagoon                              | Nordamerikansk term för damm.                                                                                    |
| Pond                                | Det vanligaste engelska begreppet för damm.                                                                      |
| Wastewater stabilisation pond (WSP) | Biodamm                                                                                                          |

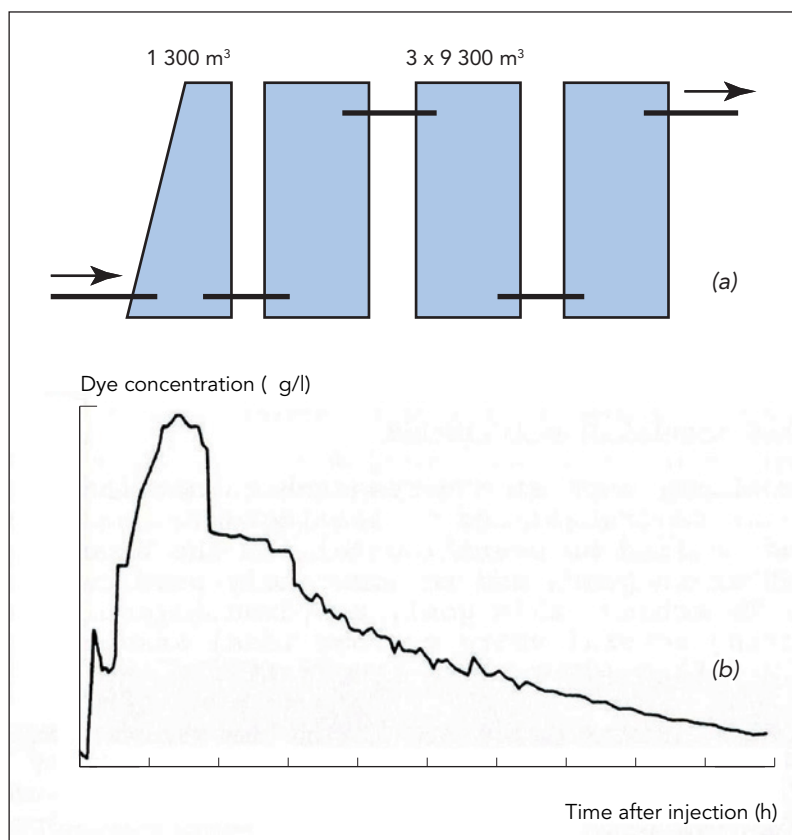
## 2 Teori

### 2.1 Dammhydraulik

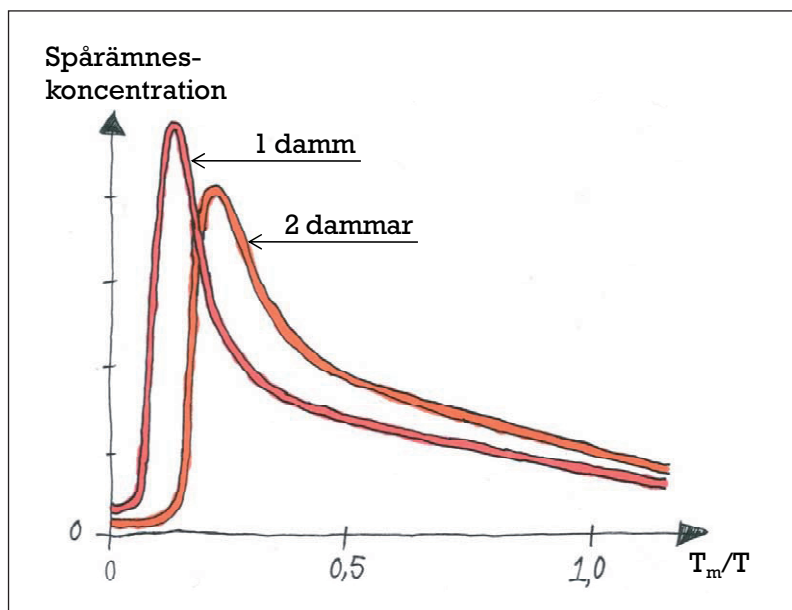
Hur vattnets uppehållstid fördelas i dammsystem har diskuterats av bland annat Ferrara and Harleman (1980), MacDonald and Ernst (1987), Persson (1999) och Hanæus (1991).

Tidiga studier utgick från modellen totalomblandning för en enskild damm, det vill säga en förändring i inkommande koncentration sprids omedelbart i hela dammen och kan detekteras omgående i utloppet. Detta förlopp beskrivs av en exponentiellt avtagande funktion ( $e^{-t}$ ) där tiden räknas efter momentan spårämnesdosering i inloppet ( $t=0$ ).

Det förefaller märkligt att en sådan modell överlevt tämligen länge, men skälet är förmodligen att själva kurvformen kan motiveras utifrån gjorda experiment; se till exempel Figur 2-1 (Mac Donald & Ernst, 1987) och Figur 2-2 (Hanæus, 1991). Eftersom man med ögat länge kan följa ett doserat färgat spårämne genom en damm – långtifrån en total omblandning alltså – blir förklaringen att blandningen är god inom en begränsad del av dammvolymen. Den maximala spårämneskoncentration man avläser blir i det verkliga experimentet mycket högre än den som teoretiskt skulle fås om spårämnet blandades idealt i hela dammvolymen.



Figur 2-1 Resultat av spårämneshöjningsförsök i Windsor utförda 1986 av Mac Donald och Ernst och beskrivna av (Hanæus, 1991). Damm-layout (a) och kurva över spårämneskoncentration (b)



Figur 2-2 Resultat av spårämnesförsök i Mellannorrland. Efter (Hanæus, 1991).

De försök som redovisas i Figur 2-1 och Figur 2-2 ligger till grund för en praktisk ansatt nettoupphållstid beroende på dammgeometri som föreslås bli använd i framtida dimensionering av fällningsdammar, se vidare avsnitt 10.

## 2.2 Kemisk fällning

De olika fällningskemikalier som används i fällningsdammar är aluminiumsalter – fasta eller i lösning, järnsalter – fasta eller i lösning, samt släckt kalk. AVR, som innehåller både aluminium och järn, är också vanligt förekommande.

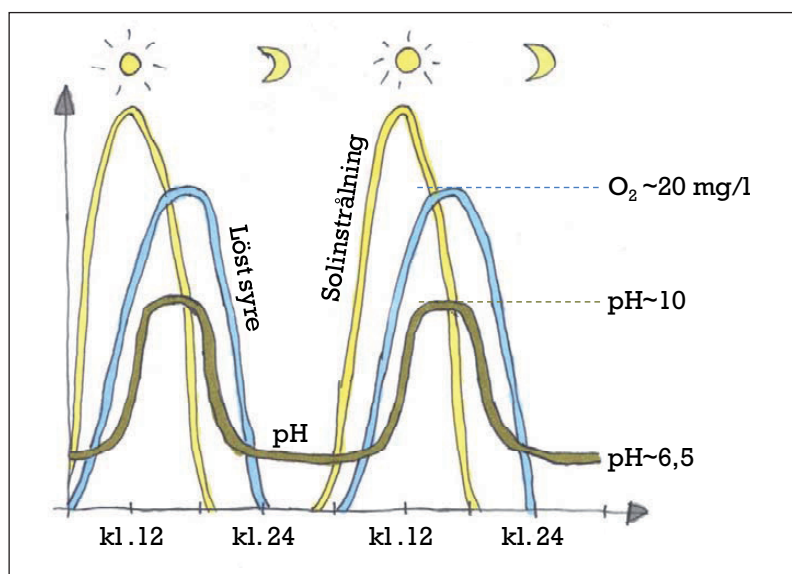
Aluminium och järn faller ut fosfat och hydroxid från avloppsvattnet; det senare en oönskad biprodukt. Gynnsamma pH-värden är kring 6,5 respektive 5,5. Släckt kalk faller ut kalciumkarbonat samt fosfor i form av hydroxylapatit (Hanæus, 1991) och fördelningen dem emellan är pH-beroende. I princip blir fosforutfällningen effektivare ju högre doseringen och därmed pH är. Vanligt pH-intervall är 10,5–11,5.

Beträffande järnfällningen finns ännu inga väldokumenterade försök som visar hur järnutfällningarna reagerar på långa uppehållstider vid de låga syrehalter som kan uppkomma vintertid i fällningsdammar. Teoretiskt finns risken för omvandling av trevärt järn (ferri-) till tvåvärt (ferro-) som kan lösas i betydligt högre halter än det trevärda. Svarta partiklar – misstänkt ferrosulfid – har rapporterats från några anläggningar i slutet av islägningsperioden. Några förhöjda fosforhalter som kan leda misstankarna till att en intensiv slamupplösande reaktion skulle pågå har dock inte rapporterats.

## 2.3 Biodammfunktion

Vid neutrala pH-värden, det vill säga sådana som förekommer vid dosering av aluminium- eller järnkemikalier, och vid solinstrålning, är det troligt att delar av en fällningsdamm uppvisar biodammfunktion. Vid så höga pH-värden som förekommer i kalkfällningsdammar är intensiv algaktivitet mindre trolig. Vid försöksdriften med kalkdosering i Lockne befanns den första dammen vara abiotisk medan damm 2 höll monokulturer av *Chlamydomonas* och damm 3 visade en större diversitet med släktena *Cryptomonas*, *Euglena* och *Chlamydomonas* som dominerande alger (Holmgren & Holmström, 1979). Detaljerad redovisning av pH efter den primitiva doseringen fanns dock inte.

En biodamm fungerar i huvudsak enligt följande beskrivning, se även Figur 2-3.



Figur 2-3 Dygnsfördelning av solinstrålning och åtföljande pH- och syrehaltskurvor i en fällningsdamm under två soliga dagar.

Under inverkan av solstrålningen fotosyntetiseras alger av koldioxid och övriga nödvändiga näringsämnen, främst fosfor och kväve. Vid fotosyntesen produceras syre, ofta i koncentrationer klart över mättnadsvärdet som vid vanliga avloppsvattentemperaturer är av storleksordningen  $10 \text{ mg } O_2/\text{l}$ . Den stora konsumtionen av koldioxid gör att pH stiger kraftigt en solig dag.

Det algproducerade syretillskottet aktiverar de aeroba bakterierna som bryter ner mycket av det organiska materialet i avloppsvattnet. Nedbrytningen resulterar i bildning av en stor mängd koldioxid. Denna koldioxidmängd är stimulerande för algbildningen som under solljusets inflytande åter producerar syrgas.

Via detta samarbete bryts alltså det organiska materialet i avloppsvattnet ner. Döda alger och bakterier bildar botten slam tillsammans med oorganiska partiklar och eventuellt icke nedbrytbar organisk substans.

Vid is- och snötäckta förhållanden fungerar inte de soldrivna processerna i biodammen.

## 2.4 Kvävereduktion

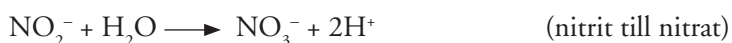
Kväve kan separeras i fällningsdammar via några olika mekanismer. Partikulärt kväve kan separeras effektivt via inkludering i de utfällningar som bildas och som sedimenterar. Vissa mängder partikulärt kväve kan å andra sidan lämna dammsystemet i form av bildade alger.

Nitrifikation plus denitrifikation är tänkbara, bakteriedrivna processer vid måttliga eller höga temperaturer. Närmare fryspunkten är dessa processer däremot mycket långsamma.

Nitrifikation:



samt



Nitrifikation kräver alltså tillgång på syre samt bakterier som överför ammonium till nitrit och nitrit till nitrat. Den potentiella halten av dessa bakterier är måttlig i fällningsdammar eftersom någon tät suspension inte finns i dessa. På botten och på sidovallarna finns plats för bakterier och där kan viss nitrifikation påräknas eftersom uppehållstiden är lång. Vid dammbotten kan dock syrehalten tidvis vara låg, vilket hämmar processen.

För separation av kväve från vattnet kräver nitrifikationen en efterföljande denitrifikation det vill säga en anoxisk (halt fritt syre cirka noll) miljö, denitrifikationsbakterier samt kolkälla. Den anoxiska miljön kan finnas längs en del av dammbotten; i avloppsvattnet finns kol (BOD) i löst form och många vanliga bakterier kan utföra denitrifikationen.

Nitrifikation-denitrifikationsprocesserna är knappast omfattande sommartid; än mindre vintertid då de storleksmässigt kan försummas.

En större källa till kväveseparation är däremot ammoniakavdrivning (Reed, 1995). Löst ammonium omvandlas till ammoniakgas med ökande intensitet vid högre pH ( $pK_b$  ca 9,15). Sådana pH-värden uppnås ständigt i en kalkfällningsdamm och även i de pH-toppar som åtföljer algbildningen i dammar med neutralt pH under solinstrålning, se Figur 2-3. Gasavdrivningen är dock måttlig i kalkfällningsdammar eftersom fasytan gas/vätska är liten. För dammar med avsevärd algbildning kan ammoniakavdrivningen vara intensiv i varma sommarperioder då både pH och gas-(syre-)bildning är gynnsamma. Utifrån olika stuier av kvävereduktion i dammar under sommarförhållanden (Somiya & Fujii, 1984; Ferrara & Avci, 1982; Reed, 1995; Johansson et al, 1999 och Johansson, 2001) görs skattningen att storleksordningarna 50 % (ammoniakavdrivning) plus 20 % (partikelavskiljning) plus 5 % (nitrifikation-denitrifikation); sammantaget uppemot 75 % kväveseparation, kan uppnås sommartid.

## 3 Typer av fällningsdammar

För utformningen av den mekaniska och kemiska reningen i fällningsdammar finns några principiellt olika alternativ. Detsamma gäller val av strategi för slamtömning och slamavvattning. En genomgång av alternativa lösningar följer nedan.

### 3.1 Förbehandling

De vanligaste mål man vill uppnå med förbehandling i en fällningsdamm är att före den kemiska fällningen:

- Avskilja flytande föremål.
- Avskilja stora partiklar.
- Genom magasinering utjämna avloppsvattenflödet till den kemiska fällningen.
- Eventuellt förtjocka avsatt slam.

I befintliga fällningsdammsystem förekommer i huvudsak tre former av förbehandling:

- Försedimenteringsdamm
- Slamavskiljare
- Rensgaller eller sil; eventuellt i kombination med transportskruv.

*Försedimenteringsdammen* har främst valts där magasineringsförmågan efterfrågats; alltså där belastningsvariationerna varit stora som i orter med skidtursism. Dammen töms ner inför en väntad toppbelastningsperiod och under densamma kan då dammen fyllas upp parallellt med att fällningssystemet arbetar på jämn, hög nivå.

I orter med korta perioder av hög belastning kan den totala, över året, inkommande slammängden vara ringa varför en försedimenteringsdamm kan arbeta åtskilliga år utan slamtömning. Nackdelar med försedimenteringsdammen som enda förbehandlingsmetod är att flytande föremål täcker vattenspegeln, vilket är otillfredsställande från en estetisk utgångspunkt, och att grövre föremål inkluderas i slammet vilket normalt sänker dess värde i en fortsatt hantering.

*Slamavskiljaren* arbetar traditionellt och dimensioneras på sedvanligt sätt ( $q_{\text{dim}}$  ger våtvolum med 6 h uppehållstid samt slamlagringsvolum). En vanlig tömningsfrekvens är 2 ggr/år. Slamavskiljaren hindrar även flytande föremål att nå fällningsdammen.

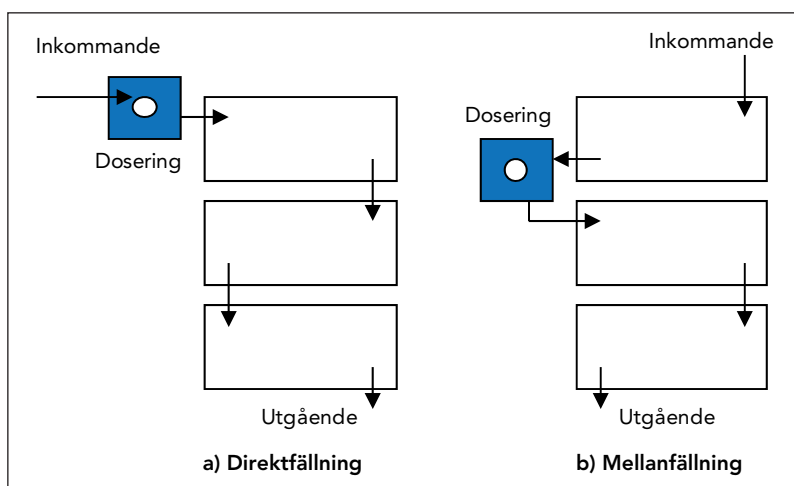
*Rensgaller eller silar* är effektiva när det gäller att hindra flytande föremål att nå en dammyta. Likaså avskiljs övriga större föremål effektivt. Gallret har naturligtvis ingen magasinering förmåga. Eftersom avskiljningsförmågan för medelstora och små partiklar är måttlig kan kemikalieförbrukningen tänkas bli högre för ett vatten som passerat ett rensgaller jämfört med de två andra alternativen. Någon tydlig dokumentation av det har dock inte hittats. Rensgallret är också det mest underhållskrävande alternativet.

Där flödet är tämligen stabilt över året är slamavskiljaren det vanligaste valet. I hårt säsongsbelastade anläggningar får däremot en slamavskiljare, dimensionerad efter  $q_{dim}$ , en stor volym och blir därigenom kostsam. Där har därför försedimenteringsdammen blivit en vanligare lösning.

## 3.2 Kemikaliedosering

### 3.2.1 Direktfällning och mellanfällning

Beroende på var kemikalier doseras i en fällningsdamm skiljer man mellan direktfällning, där kemikalietillsats sker före den första dammen i systemet och mellanfällning där kemikalietillsats sker mellan dammarna, Figur 3-1. I det senare fallet används alltså en (vanligast) eller ett par dammar som förbehandling. Motsvarande uttryck i engelska språket är mer vedertagna och benämns pre-pond respektive in-pond systems.



Figur 3-1 Alternativ placering av kemikaliedosering vid fällningsdammar.

Båda doseringsalternativen kan utvecklas så att mindre och djupa dammar anläggs strax efter doseringspunkten (särskilt vid kalkfällning) så att en rationell slamtömning blir möjlig.

Båda förfarandena har för- och nackdelar. Vid direktfällning kan kemikalieinblandningen underlättas genom att vattenhastigheten från inkommande tryck- eller självfallsledning utnyttjas. Direktfällningen kan anordnas så att allt slam samlas på en position och partikulärt material separeras jämförelsevis tidigare, vilket minskar upplösningsrisken för organiskt material. Omfattningen av detta är inte fastställd, men troligen inte stor eftersom en god del organiska partiklar återfinns även efter fällning i mellanfällningsanläggningar.

Mellanfällningen ger bättre möjlighet till stabilt flöde under långa perioder genom fällningssteget (dosering + sedimentering).

### 3.2.2 Fällningskemikalie

Som fällningskemikalier används aluminium- och järnsalter samt släckt kalk  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

Kalk åstadkommer regelmässigt beläggningar och igensättningar och kräver regelbundet underhåll. Den stora mängd ( $0,5\text{--}1\text{ kg/m}^3$ ) som åtgår gör att kalk är den dyraste och mest slamproducerande fällningskemikalien.

Till kalkens förtjänster hör att den hygieniserar vattnet väl tack vare det höga fällningspH-värdet. Vidare får utgående vatten ett alkalinitetsbidrag; en vanlig storleksordning är ca  $200\text{ mg HCO}_3^-/\text{l}$ . Alkalinitetstillskottet är särskilt uppskattat där recipienten är ett mindre vattendrag med låg alkalinitet och lågt pH. Även slammet får högt pH och hög alkalinitet vilket är positivt om det förs till sura jordar. Svavelväte kan utvecklas i avloppsvatten vid låg syrehalt och lågt pH, något som alltså motverkas effektivt med kalktillsats.

Av aluminiumsalter finns flera slag, men vanligast för dammarna är för tillfället Aluminiumsulfat AVR, en granulerad produkt med aluminium som dominerande katjon (8,2 viktsprocent Al) men som även har inslag av järn (1,0 viktsprocent Fe).

Fällning med järnsalt är ovanligt i svenska fällningsdamm. De järnsalter som provats är trevärda (järnklorid, järnsulfat). Ferix-3, som är en granulerad järn(III)sulfat med 20 viktsprocent Fe, används, till exempel. Eftersom något luftningssteg som kan oxidera tvåvärt järn till trevärt inte finns tillgängligt är tvåvärt järn av mindre intresse.

Som tidigare nämnts finns misstanken om risk för reduktion av utfällt, trevärt järn till tvåvärt med tillhörande upplösning av bildat järn(III)fosfat under längre perioder med syrebrist. Denna risk, som ännu inte kvantifierats för fällningsdamm, har resulterat i ett begränsat intresse för användning av järn(III)salter i dammar så långt.

Fällningsdammen i Ervalla, Örebro kommun, använde under flera år järnkloridfällning med gott resultat vad gäller vattenkvaliteten. Järnkloriden var dock besvärlig ur arbetsmiljösynpunkt, vilket var huvudskälet till att man bytte till PAX (aluminiumkloridlösning) år 1995 (Sundvall, muntlig ref 2009).



Figur 3-2  
Doserstationer i Ånge och Björnsrike.

### 3.2.3 Inblandning av kemikalie

Normalt sker kemikalieinblandning i en doserstation, oftast i en brunn. Doserstationen är ofta placerad i anslutning till kemikaliesilon, Figur 3-2. Kemikalien löses i vatten eller torrdoseras (gäller kalk ibland) till avloppsvattnet. I flera av Örnköldsviksanläggningarna transporteras kalk löst i vatten i ledning ut i dammen där den möter avloppsvattnet i närheten av en omrörare av propellertyp, Figur 3-3.

Normalt sker doseringen här efter att avloppsvattnet har passerat en slamavskiljare.

Av Figur 3-3 som visar kalkdoseringen vid Bredbyns fällningsdamm, Örnköldsviks kommun, framgår kalksilon och den inblandningskon där kalk och beredningsvatten blandas. Figur 3-3 återger också det kalkvattenmoln som bildas i avloppsvattnet just där kalkvattenledningen mynnar i dammen. Ett par meter därifrån finns omröraren.



Figur 3-3 Kalkvattenberedning och inblandningspunkt i Bredbyns fällningsdamm, Örnsköldsvik.



Figur 3-4 Transport av AVR-lösning till brunn vid fällningsdammen i Hede där blandning sker med avloppsvattnet som passerat försedimenteringsdammar. En detalj av transportledningen, som gjorts åtkomlig för rengöring, visas också.



Figur 3-5 Brygga med stativ och elförsörjning till nedsänkt propelleromrörare vid fällningsdammen i Glössbo, Bollnäs kommun.

Ett arrangemang för kalkinblandning i fällningsdammen i Glössbo visas i Figur 3-5.

Järnfällning har bedrivits under en försöksperiod av fyra år vid fällningsdammen i Mellansel, Örnsköldsviks kommun, se Figur 3-6. Järn(III)salter kan levereras både som granulat och som lösning; för Mellansels del i form av järn(III)sulfatgranulatet Ferix.



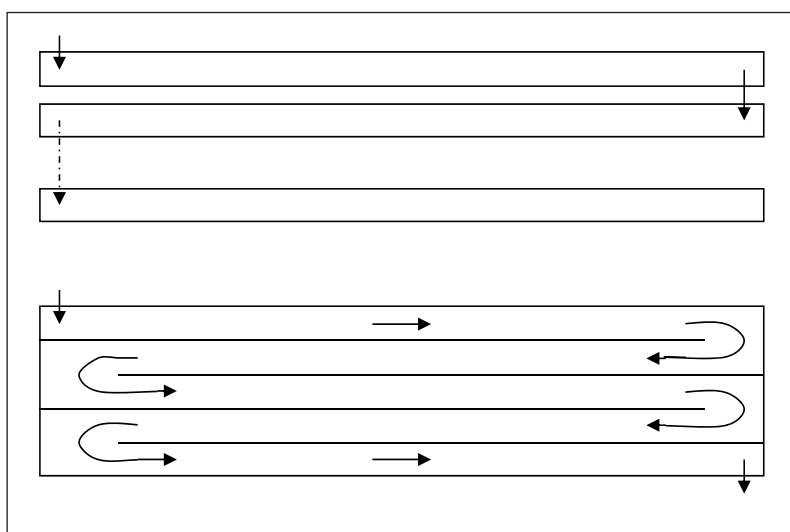
Figur 3-6 Fällningsdammen i Mellansel under försöksperiod med järnfällning.

### 3.3 Dammgeometri och uppehållstider

Ett gott dammläge karakteriseras av att det naturliga jordmaterialet är lågpermeabelt och att linertätning inte blir nödvändig. I några fall har ytor av våtmarkskaraktär utnyttjats.

Tidigare avsnitt om dammhydraulik visar att kortslutningsströmmar är vanliga vid många dammformer. Ska en snabb passage (kort uppehållstid) för delar av inkommande vatten, kunna undvikas, bör vattnet tvingas passera en lång sträcka före utsläpp från dammen ifråga.

Detta går att åstadkomma genom avlånga dammformer eller genom insatta styrskrämar eller flytväggar i dammarna, se Figur 3-7. Uppdelning av en dammyta i flera dammenheter är klok med hänsyn till möjligheten att stänga enskilda dammar för slamtömning eller annat underhållsarbete.

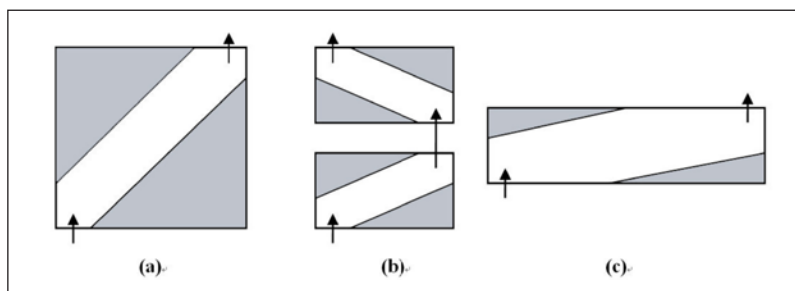


Figur 3-7 Olika arrangemang för att skapa långa transportvägar för vattnet i dammsystem.

Den hydrauliska tryckförlusten genom dammsystemen är av storleksordning några cm vattenpelare eftersom vattenhastigheten är låg. Den är alltså normalt försumbar.

Teoretisk uppehållstid – Medeluppehållstid – Nominell uppehållstid är olika uttryck för den uppehållstid som beräknas genom uttrycket  $V/Q$  där  $V$  är dammvolymen (ex:  $m^3$ ) och  $Q$  flödet (ex:  $m^3/d$ ). När alla vattenmolekyler som kommer in i en damm får denna uppehållstid (vilket förutsätter att flödet  $Q$  är konstant) kallas flödesbilden pluggflöde (Plug Flow, PF) eller kolvflöde. Det återfinns knappast i någon verklig damm. I praktiken får de inkommande vattenmolekylerna olika uppehållstider – om någon molekyl uppehåller sig längre tid sker det på bekostnad av att någon annan molekyl får kortare uppehållstid än medeluppehållstiden.

Verkliga fördelningar av uppehållstid kan studeras genom spårämesförsök och det är resultat från flera sådana som gett resultat enligt hydraulikavsnittet i kapitel 2.1. Tolkningen av resultaten är förenklad i bilder över dammutnyttjandet, Figur 3-8. De ligger här till grund för den dimensioneringsmodell som föreslås senare i rapporten.



Figur 3-8 Principbild över hydrauliskt väl utnyttjade ytor vid olika dammformer. De vita ytorna visar vattnets huvudsakliga väg genom dammen.

Utnyttjade ytor i dammsystem exemplifieras i Figur 3-8.

Dammformen samt den rörelsemängd som fås av inströmmande vatten till en damm är bestämmande för graden av kortslutning i dammen. Även små självfallspulser, mindre än 0,5 m i höjd, kan följas som ett stråk långt ute i en damm. Vid utformning av den individuella dammen bör alltså sådana pulser undvikas helt eller dämpas. Omrörning i en damm kan inte rekommenderas och måste i alla lägen ske med försiktighet och omtanke.

Effektiviteten vid sedimentering i en damm med konstant djup förbättras med ökande uppehållstid under lugna strömningsformer. Kortslutningsströmmar innebär att sedimenteringstiden minskar för en del av flödet. Denna effekt kan studeras via spårämnesförsök.

Tidigare genomförda spårämnesförsök (Hanæus, 1991) har visat att en kraftigt stigande spårämneskoncentration noterats efter en tid som är betydligt kortare än den teoretiska uppehållstiden för flera dammformer.

Ett förenklat sätt att ta hänsyn till kortslutningsströmmar vid dimensionering är att använda erfarenheterna från genomförda spårämnesförsök och relatera den tid som uppmäts för en viss dammform till den teoretiska uppehållstiden via en koefficient  $\alpha$  (alfa).  $\alpha$ -värdet blir då mellan 0 och 1.

Egenskaper som ger högt  $\alpha$ -värde är avlånga och multipla dammar som tvingar allt vatten att gå en lång sträcka. Låga  $\alpha$ -värden får cirkulära eller kvadratiska enkeldammar; i synnerhet om in- och utlopp är förlagda nära varandra.

För de dammformer som visas i Figur 3-8 föreslås  $\alpha$ -värdena:

- a)  $\alpha = 0,1$
- b)  $\alpha = 0,2$
- c)  $\alpha = 0,5$

Förutsättningar för dessa värden är att inloppspulsen är svag. Förslagsvis bör fallhöjden för vattnet in i dammen vara lägre än 0,5 m. I annat fall kommer  $\alpha$ -värdena att minska ytterligare. Vidare gäller de bakomliggande spårämnesförsöken dammar med ca 1 m vattendjup och flera dygns uppehållstid; det vill säga vanliga värden för befintliga fälli. Figur 3-7 har visats dammformer där  $\alpha$ -värdet kan bedömas vara nära 1.

I ekvationsform kan arbetssättet skrivas:

$$T_{\text{netto}} = T_{\text{teor}} \cdot \alpha = V/Q \cdot \alpha$$

Där  $T_{\text{netto}}$  alltså är den tid efter vilken en första påtaglig spårämnespuls kan detekteras i dammutloppet.

### 3.4 Slamtömning och slamavvattning

I traditionella avloppsverk stannar slammet i de bassänger där det avsätts under timmar eller dagar för att sedan lagras i verket, i dagar eller veckor, innan det lämnar verksbyggnaden. I dammar är det vanligt att slammet stannar på den plats där det avsätts i flera år. Undantag kan vara föregående slamavskiljare eller mindre men djupa dammar som arrangerats direkt i anslutning till en kalkfällning, men även där räknas slammets uppehållstid i månader.

I detta hänseende framgår dammens karaktär av blandning mellan en bassäng och en sjö. I en sjö förtjockas sedimenten långsamt under egenvikt; konsolideras, något som inte är aktuellt i en traditionell avloppsvattenbassäng. Exempel på slamkompression i fällningsdammar (Bruksvallarna, Al-fällning) har diskuterats av Hanæus (1991a).

Slammet kommer att ta upp en hel del plats i en damm och underhand ökar risken för att slamhögen eroderas eftersom vattenhastigheten ökar då sektionen minskar.

Någon särklassig metod för att ta upp slam från dammbotten har inte identifierats. Två huvudansatser har provats: Upptag med skopa (grävuddring) och upptag med pump (sugmuddring).

Upptag med grävsropa kräver möjlighet till nedtömning av dammen ifråga samt körbarhet för fordonet. Något fall där dammbotten asfalterats finns samt flera fall där botten är naturligt körbar. Där har tömningen upplevts som framgångsrik. Tömning uppifrån med slängskopa har provats, men upplevts som tidsödande och slaskigt.

Pumpning har provats med blandad framgång; särskilt har kalkslammet varit svårt att hantera. Igensättning och slitage av pumpen har varit ett problem liksom svårigheten att få slammet att flyta in mot pumpen. Det senare kräver många pumpflyttningar.

En lovande metod har utvecklats i Bergs kommun och sedan även provats i några andra kommuner. Den baseras på en pump, Cobra 150, som utvecklats för lantbrukets gödselhantering och drivs med hydraulmotor (19 cc). Den kan anslutas till en lastmaskins hydrauluttag samtidigt som lyftarmen används till att flytta pumpen mellan olika lägen. Metoden har ännu inte provats på kalkslam.

Tidigare gjordes försök med en sjödumper, modell Sea-dump, som används till muddringsarbeten och att skörda vass mm. Den fick dock inget genombrott för avloppsdammar, bland annat beroende på behovet av omlastning av upptaget slam vid dammkanten.

Efter att slammet tagits upp ur dammen finns som regel behov av att avvattna detta. Eftersom många av fällningsdamarna är belägna i ett kallt vinterklimat har slamavvattning via naturlig frysning och tinande blivit ett vanligt alternativ.

Ytan för slamfrysningsprocessen dimensioneras utifrån antalet tillgängliga minusgraddagar (utgående från varje dygns medeltemperatur) och antalet slamutläggningar under den kalla perioden. Avvattning sker genom att vattnet frigörs från partiklarna i slammet när iskristaller bildas. När det frusna slammet tinar, dränerar en del av vattnet (ofta ca 1/3) varefter återstoden avdunstar. Mycket höga TS(torrsubstans)-halter kan uppnås efter långvarig sommartorkning. Dräneringsvattnet håller en kvalitet jämförbar med mekaniskt renat avloppsvatten.

För fortsatt användning av slammet erbjuder fällningsdammarna knappast några andra alternativ än vad som gäller för övriga avloppswerk; alltså ett nyttjande som gödning på odlingsmark eller för tillverkning av anläggningsjord. Eftersom fällningsdammarna används på små orter är de i regel fria från påverkan av industriavlopp och trafikdaggvatten, vilket kan ge slamprodukten större användningsmöjligheter.

## 4 Myndighetskrav på fällningsdammar

### 4.1 Utsläppsvillkor

Utsläppsvillkoren för fällningsdammarerna är huvudsakligen satta med avseende på utgående halt fosfor (tot-P) och i några enstaka fall även med avseende på BOD<sub>7</sub>. Villkoren är vanligen satta som riktvärden, i vissa fall kompletterade med gränsvärden.

I Örnsköldsviks kommun gäller för flertalet anläggningar att resthalten av totalfosfor i behandlat vatten som kvartalsvis beräknat medelvärde inte får överstiga riktvärdet 0,8 mg/l (motsvarande 90 procentig reduktion). För en anläggning är motsvarande riktvärde 0,5 mg/l. Överskrider riktvärdet ska orsaken utredas och lämpliga åtgärder vidtas. Beslut om villkor har fattats av Miljökontoret i Örnsköldsviks kommun i samtliga fall utom ett, där Länsstyrelsen är beslutande myndighet. Besluten är fattade 1983–2001 och gäller anläggningar dimensionerade för 100–2 000 p e.

Från Bollnäs kommun (Glössbo, 300 p e) finns exempel på ett utsläppsvillkor satt som riktvärde för utgående fosforhalt (max 0,8 mg/l), kompletterat med riktvärde för utsläppt mängd BOD<sub>7</sub> (11 kg/d) och fosfor (0,1 kg/d) som tolv månaders medelvärde.

De tre största anläggningarna i Härjedalens kommun (4 000–6 000 p e) har utsläppsvillkor om maximalt 0,5 mg/l totalfosfor i utgående vatten (riktvärden avseende årsmedelvärde). Samtliga dessa anläggningar är prövade/omprövade av Länsstyrelsen i Jämtlands län under perioden 1983–1991. För den senast byggda anläggningen i Härjedalens kommun (Hede, 2 500 p e), med villkor från 1998, gäller utsläppsvillkoret 0,5 mg/l för totalfosfor som gräns- och riktvärde, där gränsvärdet avser årsmedelvärde och riktvärdet avser kvartalsmedelvärde. Anläggningen i Hede har också utsläppsvillkor avseende BOD<sub>7</sub> – maximalt 30 mg/l i utgående vatten som riktvärde avseende årsmedelvärde.

Flertalet fällningsdammsanläggningar är inte prövade enligt miljöbalken, utan enligt miljöskyddslagen (gäller beslut från 1998 och tidigare).

### 4.2 Övriga villkor

Utöver utsläppsvillkoren förekommer villkor som rör omhändertagande av slam, översyn och åtgärder på ledningsnät för att hindra inläckage, utsläppskontroll, samt begränsningar i tillförseln av industriellt avloppsvatten. Några anläggningar har krav på att vara förberedda för desinfektion av utgående vatten.

Ett flertal anläggningar har som villkor att val och byte av fällningskemikalie ska ske efter samråd med, eller godkännande av tillsynsmyndigheten.

Vid rapportskrivningstillfället är det inte troligt att krav på kväveavskiljning blir aktuellt under den närmaste perioden, med anledning av preliminära besked till Sverige från EG-domstolen i kvävereningsfrågan.

## 5 Vattenkvalitet

### 5.1 Turbiditet

Turbiditet (tidigare: grumlighet) är ett mått på partikelinnehållet i vatten och som sådant mycket intressant för anläggningstypen fällningsdamm, där sedimenteringen är den viktigaste processen. Att följa turbiditetens utveckling ger god information om lämplig dimensionering av en fällningsdamm.

Analys av turbiditet bygger på ljusreflexion där intensiteten av en ljusstråle som reflekteras av partiklar i ett vattenprov i en mörk provcell är proportionell mot den sammanlagda partikelytan (under idealiserade antaganden).

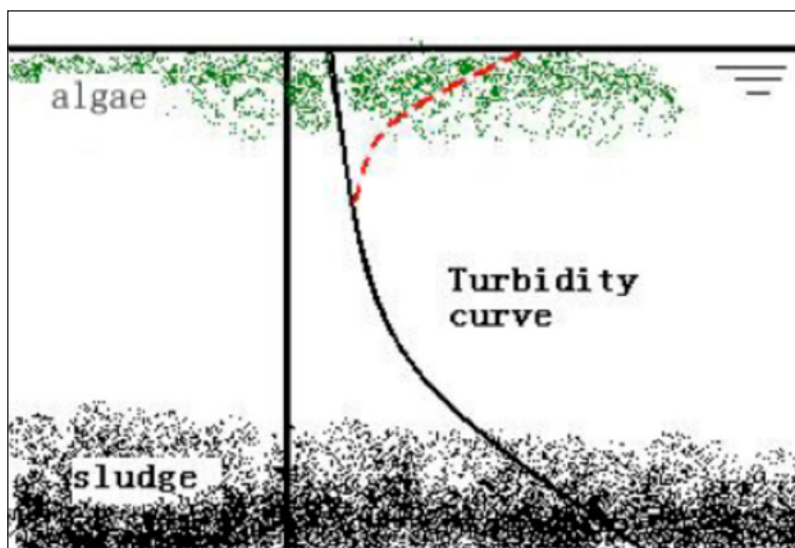
De mått som används på turbiditeten innehåller ofta några av bokstäverna N, F, J och U.

N anger nefelometri (nephelometric) som står för principen att mäta via reflekterat ljus. F står för formazin, som är huvudbeståndsdel i preparerade standardlösningar för instrumentkalibrering. J (äldre) står för Jackson (som är kommersiell startort) och U står för units (enheter). Det gäller i praktiken att  $1 \text{ FTU} = 1 \text{ FNU} = 1 \text{ NTU} = 1 \text{ JTU}$ . Turbiditetsvillkor finns knappast för avloppsvatten, men utgående från att gränsvärdet för dricksvatten hos användaren (och förpackat dricksvatten) enligt Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30) är 1,5 FNU/NTU för "tjänligt med anmärkning", kan avloppsturbiditet  $< 5 \text{ FTU}$  sägas vara en utmärkt kvalitet avseende partikelinnehållet.

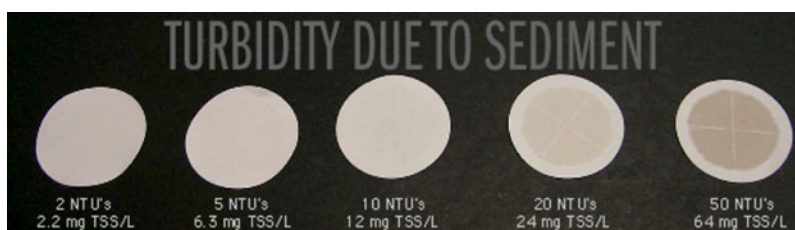
Partiklar och sammanhängande turbiditet i vattenprov från en damm kan ha olika ursprung. De två största källorna bedöms vara de flockar som utfällts via kemikaliedoseringen, samt bildade alger. Dessa kategoriers principiella inflytande på turbiditeten i en damm visas i Figur 5-1. Den svarta kurvan representerar turbiditetens förändring beroende på att utfällda flockar sjunker ner mot dammbotten. Turbiditeten ökar alltså med djupet.

Under vissa villkor tillväxer algpopulation i en damm. Algerna strävar att vara nära solljuset och intensiteten är alltså störst nära vattenytan. Algerna registreras vid en turbiditetsmätning som partiklar och turbiditeten ökar därför påtagligt nära vattenytan såsom visas av den streckade röda linjen i Figur 5-1. Exempel på turbiditet orsakad av doserad kemikalie (flockar) visas i Figur 5-2.

Turbiditet från den kemiska fällningen ska alltså förväntas vara högst nära doseringspunkten för att sedan avta i dammens längdriktning i takt med att flockarna sjunker till dammbotten.

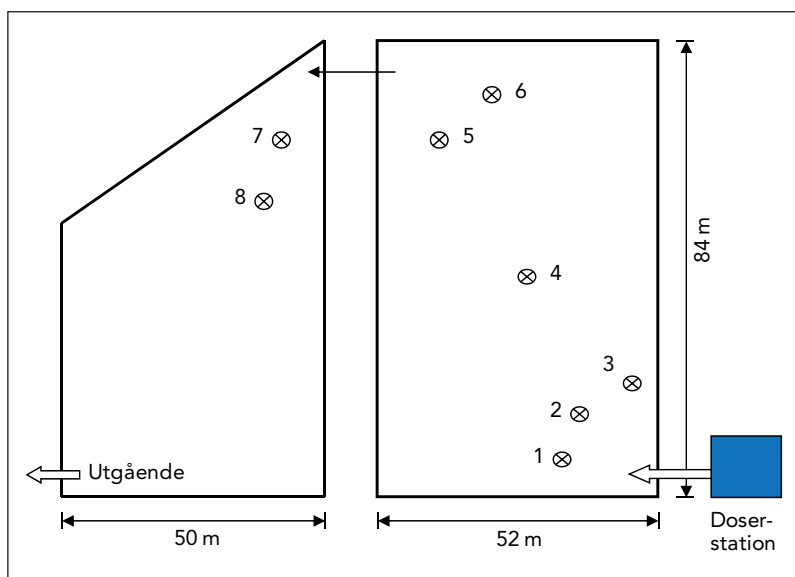


Figur 5-1 Turbiditet orsakad av alger (röd, streckad linje) samt av sjunkande flockar i en damm. Ur (Zhang, W., 2008).



Figur 5-2 Illustration av styrkan i olika turbiditetsvärden från oorganiska sediment (NTU). Ur (Zhang, W., 2008), hämtad från [www.waterontheweb.org](http://www.waterontheweb.org).

Vid fällningsdammen i Los, följdes turbiditetsförändringen från inlopp till utlopp. Los har ett tvådamssystem föregånget av en sil (fabrikat Huber; med utmatningsskruv) och upplöst släckt kalk doseras från en silobyggnad vid inloppet till den första dammen, Figur 5-3, och det

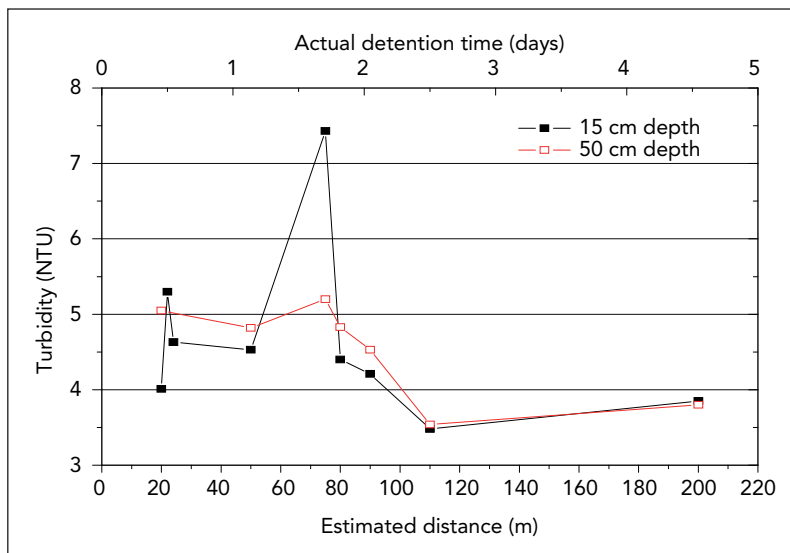


Figur 5-3 Fällningsdammen i Los med provtagningspunkter.

Tabell 5-1 Turbiditetsvärden från fällningsdammen i Los 08-05-14.

| Provpunkter                     | 1   | 2   | 3   | 4   | 5   | 6   | 7   | 8   | Utgående |
|---------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----------|
| Turbiditet vid 15 cm djup (NTU) | 4,0 | 5,3 | 4,6 | 4,5 | 7,4 | 4,4 | 4,2 | 3,5 | 3,9      |
| Turbiditet vid 50 cm djup (NTU) | 5,1 | *   | *   | 4,8 | 5,2 | 4,8 | 4,5 | 3,5 | 3,8      |

\* Turbiditetsprover kunde inte tas på grund av ackumulerat slam.



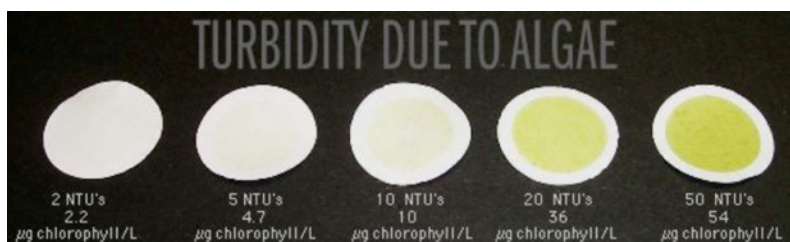
Figur 5-4 Turbiditetskurvor för fällningsdammen i Los 08-05-14. Ur (Zhang, W., 2008).

är alltså ett direktfällningssystem. Dammsystemet är från 1972, men byggdes om 2003 då också den första dammen slamtömdes. Damm-djupet var ca 1,6 m.

Prov togs från två olika djup, 15 och 50 cm, i punkterna 1–8 där nummerordningen bedömdes följa vattnets transportväg. Dessutom prov-togs utgående vatten. Kring punkterna 2–3 var slamnivån nära vattenytan och vattenprov på djupet 50 cm gick inte att ta. Resultat från turbiditetsmätningarna visas i Tabell 5-1. Turbiditetsvärdena återges också grafiskt, Figur 5-4.

En svårförklarad turbiditetstopp återfanns i punkt 5. I övrigt fallande tendens genom dammen och något högre turbiditet på den lägre nivån (50 cm) som förväntat.

Exempel på turbiditet orsakad av alger framgår av Figur 5-5.



Figur 5-5 Illustration av styrkan i olika turbiditetsvärden från växtplankton. Ur (Zhang, W., 2008), hämtad från [www.waterontheweb.org](http://www.waterontheweb.org).

Algbildning är vanlig sommartid i dammar med neutralt fällnings-pH. De närmaste decimetrarna under vattenytan blir därför partikelrika under soliga dagar vilket påverkar turbiditetsvärdena.

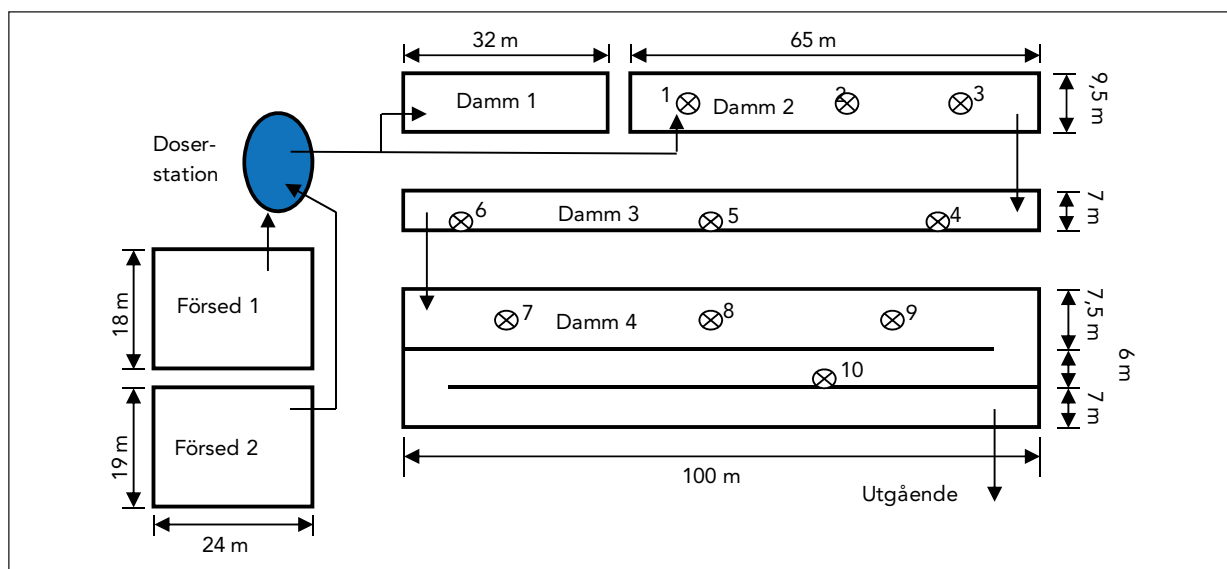
Ett exempel, där algbildning påverkar turbiditetsmönstret för en fällningsdamm hämtas från *Ytterhogdal*.

Fällningsdammen i Ytterhogdal är ett 6-dammssystem med mellanfällning och innehåller två försedimenteringsdammar och fyra eftersedimenteringsdammar. Den byggdes 1994 och aluminiumsulfat AVR nyttjas som koagulant. De två försedimenteringsdamarna användes inte samtidigt, utan växelsvis vartannat år. Dammdjupet var ca 1,6 m.

Vid mätillfället var damm 1 nedtömd för slamtömning och dammarna 2–4 var i drift liksom en av försedimenteringsdamarna. Fällningsdammens utseende i plan framgår av Figur 5-6.

I de avslutande eftersedimenteringsdamarna var algutvecklingen tydlig. En klar grön färg framträdde i vattnet. Turbiditetsvärden från dammarna visas i Tabell 5-2 och grafiskt i Figur 5-7.

I den första delen av dammsystemet sjunker turbiditeten som förväntat vid fällning. Inverkan av alger blir tydlig efter ca 200 m transport i dammarna då en kraftig stegring i turbiditetsvärdena noteras. Detta avstånd stämde väl med den visuella upplevelsen av alger (färg, partiklar).

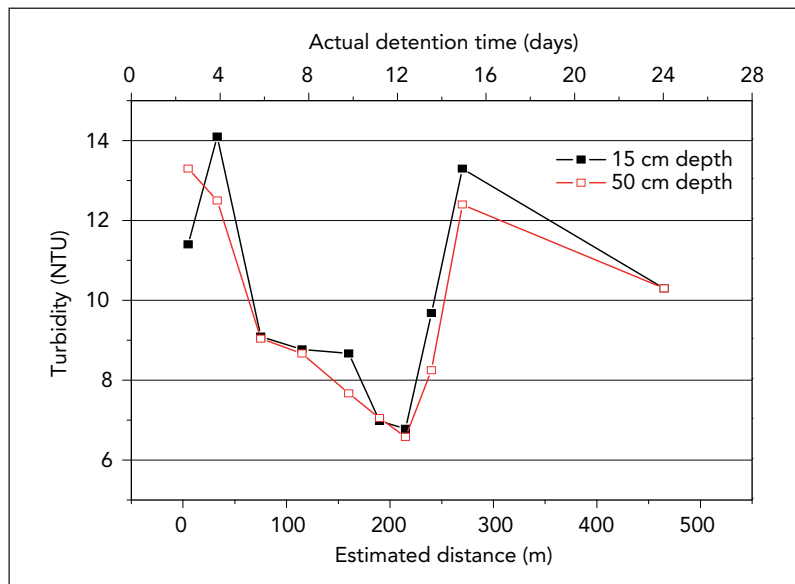


Figur 5-6 Fällningsdammen i Ytterhogdal med provtagningspunkter.

Tabell 5-2 Turbiditetsvärden från två vattendjup i Ytterhogdals fällningsdamm 08-05-13

| Provpunkt                   | 1    | 2    | 3 | 4   | 5   | 6   | 7   | 8   | 9   | 10   | Utgående |
|-----------------------------|------|------|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|----------|
| Turbiditet 15 cm djup (NTU) | 11,4 | 14,1 | * | 9,1 | 8,8 | 8,7 | 7,0 | 6,8 | 9,7 | 13,3 | 10,3     |
| Turbiditet 50 cm djup (NTU) | 13,3 | 12,5 | * | 9,0 | 8,7 | 7,7 | 7,1 | 6,6 | 8,3 | 12,4 | 10,3     |

\* Slammet ackumulerades till vattenytan i provpunkt 3, så turbiditetsprov kunde inte tas.



Figur 5-7 Turbiditetsvärden för fällningsdammen i Ytterhogdal 08 05 13. Ur (Zhang, W., 2008)

Glössbo är ett tvådamms direktfällningssystem, byggt 1985, med släckt kalk som fällningskemikalie. Ett rensgaller föregick dammarna. Flödet var lågt, vid besöksstillfället 37 m<sup>3</sup>/d. Normalt doserades 1 000 g Ca(OH)<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. Denna höga dos gav också ett högt pH-värde; över 12.

Den första dammen i Glössbo var försedd med två propelleromrörare placerade diagonalt i dammen, se Figur 5-8. Driftserfarenheter ledde till att en av dessa stängts och vid besöket arbetade endast omröraren vid damminloppet.

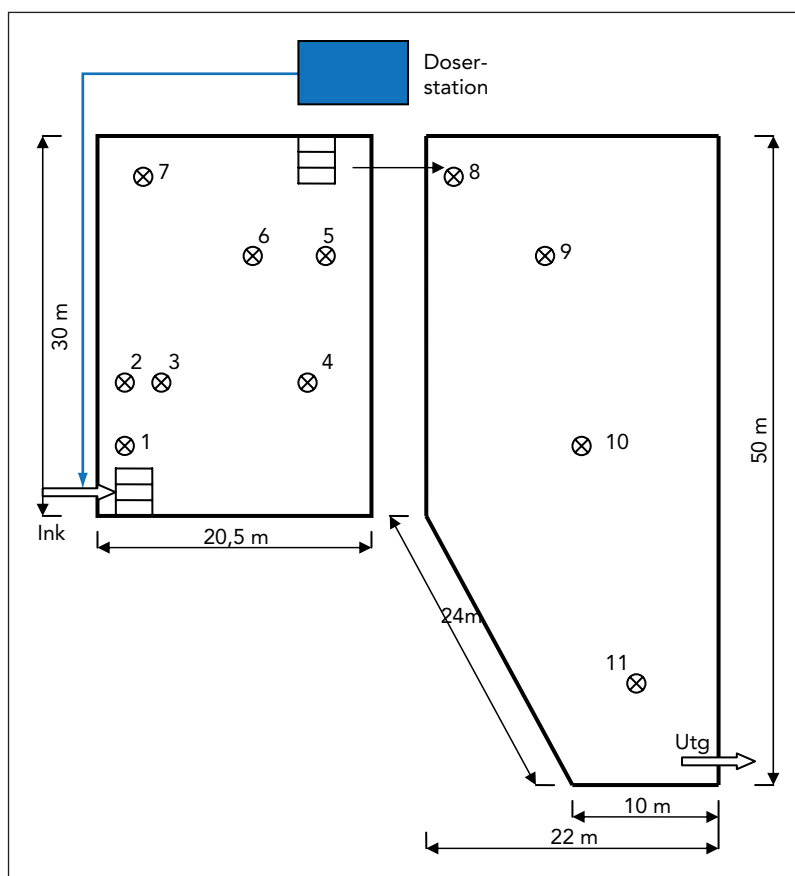


Figur 5-8 Fällningsdammen i Glössbo. Till vänster damm 1 med omrörare under respektive brygga. Till höger damm 2 med lugna strömningsförhållanden.

En plan över fällningsdammen i Glössbo med provtagningspunkter visas i Figur 5-9. Dammvolymen är totalt 2 250 m<sup>3</sup>. Nettouppehållstiden blir då 21 dygn.

Turbiditet och pH-värden framgår av Tabell 5-3. Turbiditetskurvan visas även i Figur 5-10.

Turbiditetsvärdena är likartade i den första dammen och över 10 NTU, vilket förväntades eftersom dammen är väl omblandad. Även i den andra dammen, med lugnare strömningsförhållanden, är värdena stabila kring ca 4 NTU. Det indikerar snabb partikelavsättning vid överströmningen från damm 1 till damm 2; därefter händer inte så mycket i sedimenteringsväg, vilket tidigare noterats vid kalkfällning (Cripps & Hanæus, 1993).

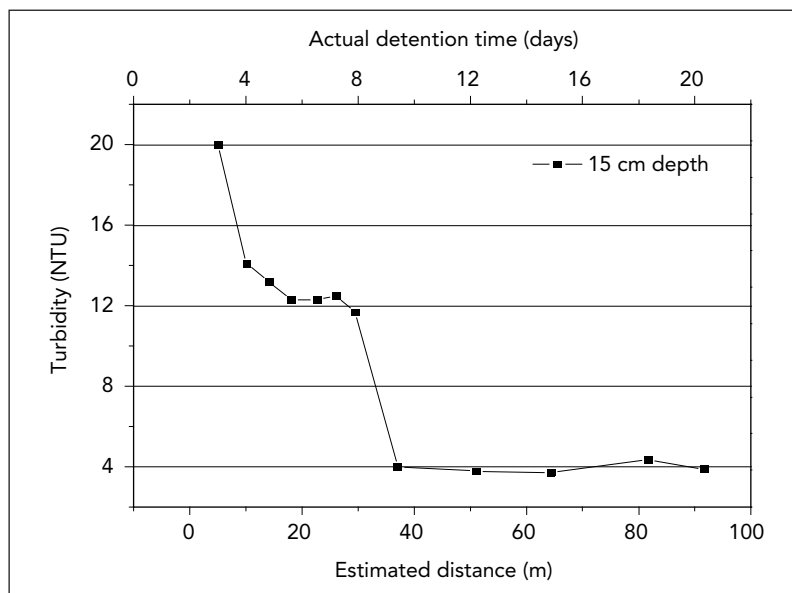


Figur 5-9 Provtagningspunkter i Glössbo fällningsdamm.

Tabell 5-3 Turbiditet och pH-värden i Glössbo fällningsdamm.

| Provpunkt                  | 1    | 2    | 3    | 4    | 5    | 6    | 7    | 8    | 9    | 10   | 11   | Utg  |
|----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Nettoavstånd (m)           | 5    | 10   | 14   | 18   | 26   | 23   | 30   | 37   | 51   | 64   | 82   | 92   |
| Turbiditet vid 15 cm (NTU) | 20   | 14,1 | 13,2 | 12,3 | 12,5 | 12,3 | 11,7 | 4,0  | 3,64 | 3,64 | 4,24 | 4,24 |
| Turbiditet vid 50 cm (NTU) | *    | *    | *    | *    | *    | *    | *    | *    | 3,96 | 3,80 | 4,50 | 3,54 |
| pH                         | 12,3 | 12,3 | 12,3 | 12,3 | 12,3 | 12,3 | 12,3 | 12,0 | 12,0 | 12,0 | 12,0 | 12,0 |

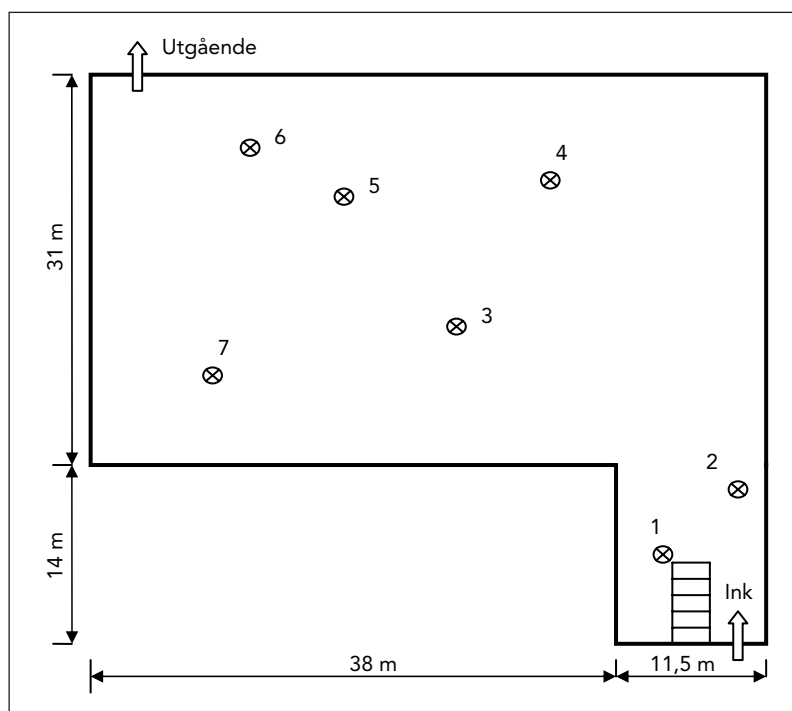
\* Turbiditeten vid 50 cm i den första dammen kunde inte anges, eftersom slamytan stod högre än detta djup.



Figur 5-10 Turbiditetskurva för fällningsdammen i Glössbo.  
Ur (Zhang, W., 2008).

Nylidens kalkfällningsdamm visas i Figur 5-11. Det är en enkeldamm om 2 380 m<sup>3</sup> med normalflödet 25 m<sup>3</sup>/d. Där doserades 170 g/m<sup>3</sup> släckt kalk och  $\alpha$ -värdet skattades till 0,35. Vid besöksstillfället var flödet ovanligt höga 200 m<sup>3</sup>/d på grund av inläckage av smältvatten. Nettouppehållstiden kalkylerades under dessa betingelser till 4,2 d.

Turbiditetens och pH-värdets variation genom dammen framgår av Tabell 5-4 samt Figur 5-12.

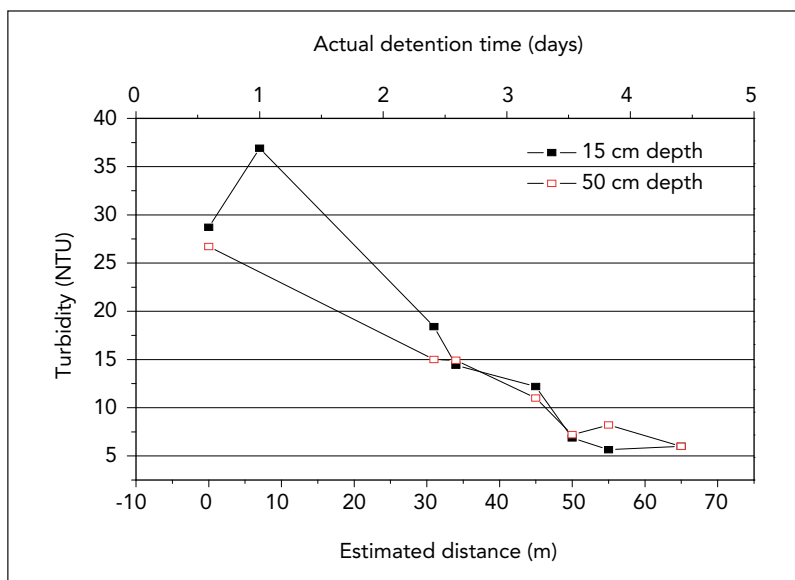


Figur 5-11 Provpunkter i Nylidens fällningsdamm.

Tabell 5-4 Turbiditet och pH-värde i Nyliden-dammens provpunkter

| Provpunkter           | 1    | 2    | 3    | 4    | 5    | 6    | 7    | Utg. |
|-----------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Beräknat avstånd (m)  | 0    | 7    | 31   | 34   | 45   | 50   | 55   | 65   |
| Turbiditet/15cm (NTU) | 28,7 | 36,9 | 18,4 | 14,4 | 12,2 | 6,9  | 5,6  | 6,0  |
| Turbiditet/50cm (NTU) | 26,7 | *    | 15,0 | 14,9 | 11,0 | 7,2  | 8,2  | 6,0  |
| pH                    | 10,6 | 10,6 | 10,6 | 10,4 | 10,6 | 10,7 | 10,7 | 10,7 |

\* Turbiditeten kunde inte mätas på grund av hög slamyta i punkt 2.



Figur 5-12 Turbiditet genom fällningsdammen i Nyliden.  
Ur (Zhang, W., 2008).

Turbiditeten vid inloppet var på nivån 30 NTU vilken sjunkit till 6 NTU vid utloppet. Kalkdoseringen i Nyliden var mycket låg jämfört med till exempel Glössbo, troligen beroende på det höga flödet (doseringen är flödesstyrd, men doseringen har en spärr mot för höga doser vid smältvattentillförsel). pH blev därför måttliga 10,6 jämfört med 12,3 i Glössbo.

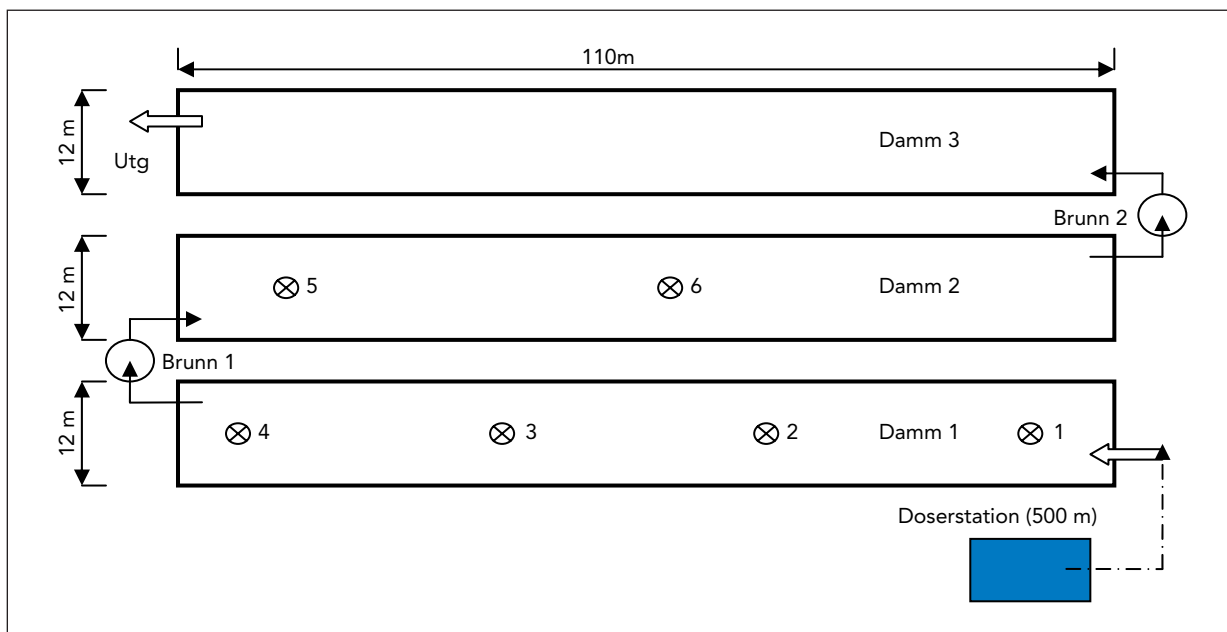
Turbiditeten nådde stabilt värde efter 3,6 nettodygn.

Norrfällsviken är ett tredammsystem med aluminiumsulfat som koagulant. Flödet var i maj 2008 ungefär 37 m<sup>3</sup>/d och dosen var 15 g Al/m<sup>3</sup> (PAX). Sommartid är Norrfällsviken en populär turistort och flödet blir åtskilligt högre.

Total dammvolym är 4 690 m<sup>3</sup> och  $\alpha$ -värdet bedöms vara 0,65 med aktuell geometri, vilket ger en nettouppehållstid av 82 d vid det aktuella, låga flödet, se Figur 5-13. Sex provtagningspunkter användes, fördelade över de två första dammarna. Brunn 2 var delvis igensatt av vattenväxter vilket gav ett lågt flöde till damm 3. Damm 3 provtogs därför inte och skattningen av uppehållstid i damm 2 får anses vara osäker.

Turbiditet och pH-värden i de två första dammarna återges i Tabell 5-5 samt Figur 5-14.

Av presentationen framgår att turbiditeten stabiliserades efter ca 55 dygn.

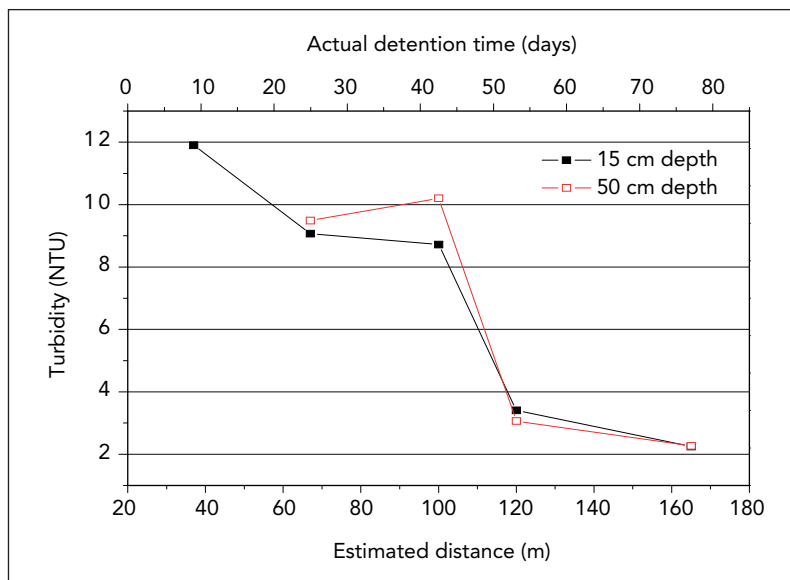


Figur 5-13 Plan över fällningsdammen i Norrfällsviken med provtagningspunkter.

Tabell 5-5 Turbiditet och pH-värden i damm 1 och 2 i Norrfällsviken

| Provpunkter          | 1 | 2    | 3    | 4    | 5    | 6    |
|----------------------|---|------|------|------|------|------|
| Beräknat avstånd (m) | 7 | 37   | 67   | 100  | 120  | 165  |
| Turbiditet (NTU)     | * | 11,9 | 9,28 | 9,46 | 3,24 | 2,26 |
| pH                   | * | 7,9  | 8,0  | 8,0  | 7,25 | 7,25 |

\*Inget turbiditets- eller pH-prov togs i punkt 1 på grund av hög slamyta.



Figur 5-14 Turbiditet genom de två första dammarna i Norrfällsviken. Ur (Zhang, W., 2008).

*Hede* är en mellanfällningsdam med aluminiumsulfat AVR som fällningskemikalie. Det omfattar hela 13 dammar; 3+3 försedimenteringsdammar och sju dammar efter kemikaliedoseringen. Försedimenteringsdammarna alternerar årsvis i grupper om tre där de avställda tre dammarna behandlar slam inklusive externslam.

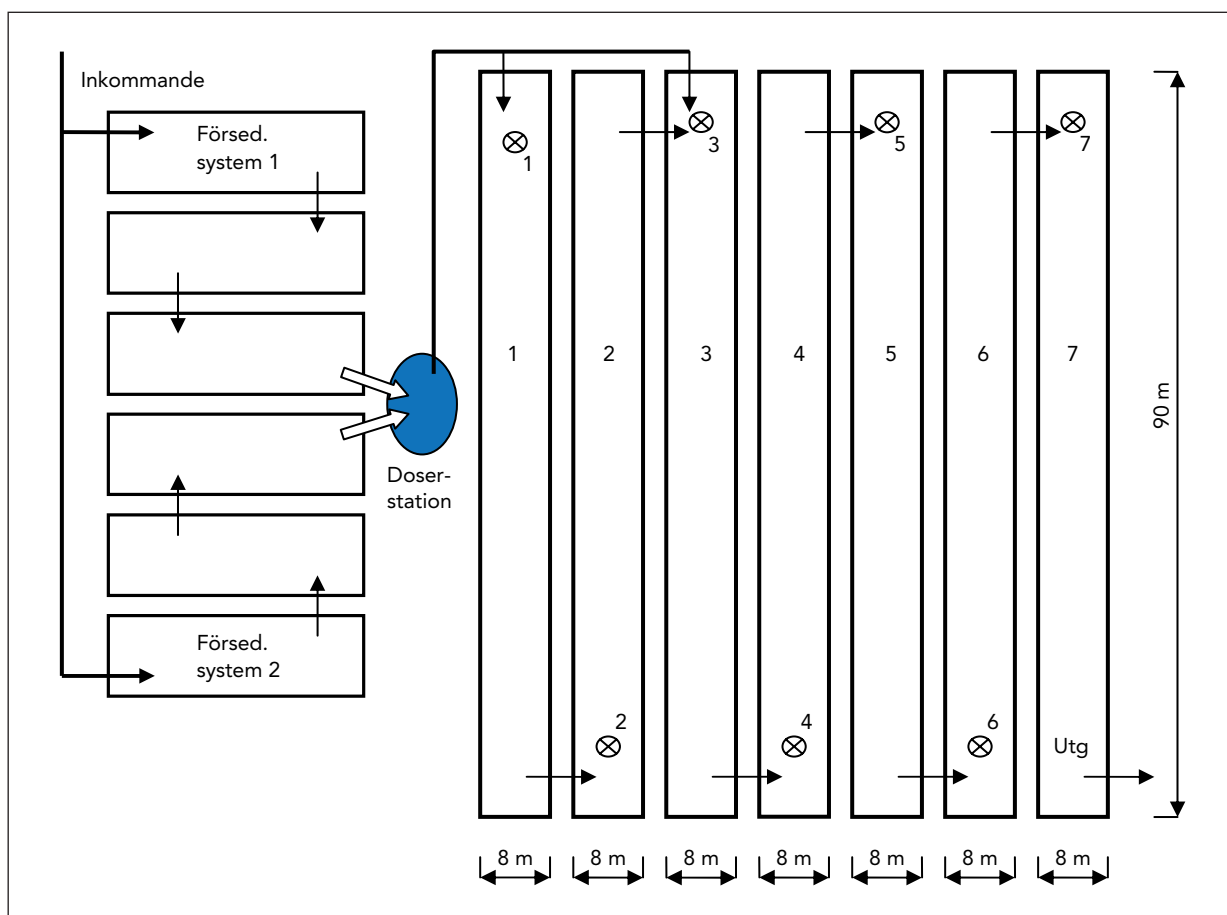
AVR-dosen motsvarade 21 g Al/m<sup>3</sup>. Flödet var vid besökstillfället 602 m<sup>3</sup>/d. Dammgeometrin framgår av Figur 5-15.

Turbiditeten mättes via 8 prov genom dammsystemet. Eftersedimenteringens volym är ca 5 500 m<sup>3</sup>. Dammutformningen är mycket gynnsam avseende risken för kortslutningsströmmar och  $\alpha$ -värdet bedöms vara åtminstone 0,9. Det ger en nettoupphållstid av 8,2 d vid det aktuella flödet.

Turbiditet och pH-värde som funktion av nettoavståndet genom dammen framgår av Tabell 5-6 och turbiditeten visas grafiskt i Figur 5-16.

Efter 5 d och 260 m, blev turbiditeten låg, ungefär 5 NTU. Efter 8 d och 450 m, hade turbiditeten sjunkit ytterligare och var nere i 3,5 NTU.

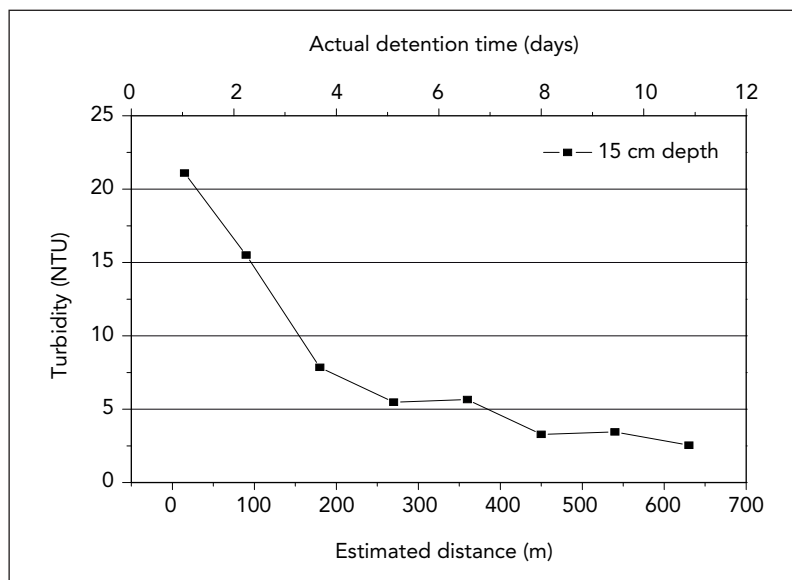
Turbiditetens förändring längs fällningsdammen i Hede är särskilt intressant eftersom uppehållstiden i denna är väl kontrollerad. Hede-dammen tillmätts därför stort värde när nödvändig uppehållstid i fällningsdammar ska skattas.



Figur 5-15 Fällningsdammen i Hede med provpunkter.

Tabell 5-6 Turbiditet och pH längs eftersedimenteringsdammarna i Hede

| Provpunkter          | 1    | 2    | 3   | 4   | 5   | 6   | 7   | Utg |
|----------------------|------|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Beräknat avstånd (m) | 15   | 90   | 180 | 270 | 360 | 450 | 540 | 630 |
| Turbiditet (NTU)     | 21,1 | 15,5 | 7,9 | 5,5 | 5,7 | 3,3 | 3,5 | 2,5 |
| pH                   | 5,5  | 5,4  | 5,6 | 5,6 | 5,6 | 5,7 | 5,7 | 5,6 |



Figur 5-16 Turbiditet längs eftersedimenteringsdammarna i Hede. Ur (Zhang, W., 2008).

## 5.2 Organiskt material

Tabell 5-7 visar genomsnittliga värden (årsmedel) på BOD<sub>7</sub> och COD i utgående vatten från olika kalkfällningsdammar mellan 2001 och 2007.

Tabell 5-7 BOD<sub>7</sub> och COD<sub>Cr</sub> värden i utgående vatten från fällningsdammar med kalkfällning. Data hämtade från miljörapporter för respektive anläggning

| Fällningsdamm                               | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | p e  |
|---------------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <b>BOD<sub>7</sub> (mg O<sub>2</sub>/l)</b> |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Gottne                                      | 31   | 87   | 94   | 74   | 82   | 66   | /    | 226  |
| Skorped                                     | 14   | 29   | 47   | 25   | 26   | 25   | /    | 261  |
| Bredbyn                                     | 26   | 41   | 63   | 53   | 30   | 68   | /    | 1352 |
| Funäsdalen                                  | 27   | 32   | 30   | 31   | 33   | 28   | 25   | 3978 |
| Tännaldalen                                 | 16   | 19   | 23   | 26   | 15   | 28   | 22   | 3914 |
| Årsgenomsnitt                               | 23   | 40   | 51   | 42   | 37   | 43   | 24   | /    |
| <b>COD (mg O<sub>2</sub>/l)</b>             |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Gottne                                      | 64   | 156  | 154  | 127  | 136  | 117  | /    | 226  |
| Skorped                                     | 45   | 66   | 96   | 65   | 67   | 86   | /    | 261  |
| Bredbyn                                     | 56   | 79   | 121  | 110  | 78   | 135  | /    | 1352 |
| Funäsdalen                                  | 66   | 66   | 73   | 69   | 73   | 73   | 82   | 3978 |
| Tännaldalen                                 | 46   | 64   | 77   | 74   | 63   | 95   | 90   | 3914 |
| Årsgenomsnitt                               | 55   | 86   | 104  | 89   | 83   | 101  | 86   | /    |

"/" = data ej tillgängliga.

De årliga värdena varierar mellan de individuella dammarna och mellan de redovisade åren. Genomsnittligt BOD<sub>7</sub>-utsläpp för hela perioden var 39 mg O<sub>2</sub>/l och motsvarande COD-värde var 86 mg O<sub>2</sub>/l. Minsta respektive högsta värdet för BOD<sub>7</sub> var 14 respektive 95 mg O<sub>2</sub>/l.

Tabell 5-8 Värden på COD<sub>Cr</sub> och BOD<sub>7</sub> från tidigare undersökningar av fällningsdamm (Hanæus, 1991).

| Fällnings-kemikalie | Fällningsdamm                 | COD <sub>Cr</sub> (mg O <sub>2</sub> /l) |      | BOD <sub>7</sub> (mg O <sub>2</sub> /l) |      |
|---------------------|-------------------------------|------------------------------------------|------|-----------------------------------------|------|
|                     |                               | Ink.                                     | Utg. | Ink.                                    | Utg. |
| Aluminium           | Östersund (3 anlägggn.)       | /                                        | /    | 41                                      | 18   |
|                     | Ähtäri (Finland)              | /                                        | /    | 201                                     | 50   |
|                     | Losby (Norge)                 | 426                                      | 136  | 234                                     | 59   |
|                     | Nordsäter (Norge)             | 265                                      | 83   | 130                                     | 29   |
| Släckt kalk         | Örnsköldsvik (8 anläggningar) | /                                        | 72   | /                                       | 25   |
|                     | Funäsdalen                    | 213                                      | 104  | /                                       | /    |
|                     | Edsåsdalen                    | 401                                      | 126  | /                                       | /    |

"/" = data ej tillgängliga.

När det gäller fällningsdamm kan inloppskoncentrationerna variera mycket och en högre koncentration in ger en högre koncentration ut (Hanæus, 1991), se Tabell 5-8. Sålunda gav det höga utflödesvärdet på BOD<sub>7</sub> om 50 mg O<sub>2</sub>/l vid dammen i Ähtäri ett högre reduktionsvärde (75 %) än låga 18 mg O<sub>2</sub>/l i Östersund som endast gav reduktionsvärdet 54 % beroende på låg inloppskoncentration. Fällningsdammarna, som ju kan behandla stora överskottsmängder avloppsvatten utan att drastiskt förlora i utsläppskvalitet, väljs gärna där ledningsnätet har stort inläckage.

Genomsnittliga BOD<sub>7</sub>- och COD<sub>Cr</sub>-värden från fällningsdamm med aluminiumfällning visas i Tabell 5-9.

Tabell 5-9 BOD<sub>7</sub>- och COD<sub>Cr</sub>-värden i utgående vatten från fällningsdamm med aluminiumfällning. Data hämtade från miljörapporter för respektive anläggning.

| Fällningsdamm                               | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | P e  |
|---------------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <b>BOD<sub>7</sub> (mg O<sub>2</sub>/l)</b> |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Solberg                                     | 4    | 4    | 6    | 4    | 4    | 5    | /    | 157  |
| Björnrike                                   | 41   | 65   | 64   | 66   | 45   | 60   | 59   | 2137 |
| Bruksvallarna                               | 9    | 12   | 12   | 19   | 17   | 14   | /    | 2000 |
| Hede                                        | 13   | 27   | 33   | 33   | 25   | 23   | 26   | 2156 |
| Ytterhogdal                                 | /    | /    | /    | /    | /    | /    | 39   | /    |
| Medelvärde                                  | 17   | 27   | 29   | 31   | 23   | 26   | 41   |      |
| <b>COD (mg O<sub>2</sub>/l)</b>             |      |      |      |      |      |      |      |      |
| Solberg                                     | 27   | 34   | 32   | 30   | 30   | 31   | /    | 157  |
| Björnrike                                   | 73   | 107  | 109  | 120  | 85   | 120  | 113  | 2137 |
| Bruksvallarna                               | 38   | 36   | 33   | 45   | 55   | 37   | /    | 2000 |
| Hede                                        | 33   | 52   | 62   | 58   | 58   | 55   | 62   | 2156 |
| Ytterhogdal                                 | /    | /    | /    | /    | /    | /    | 78   | /    |
| Medelvärde                                  | 43   | 57   | 59   | 63   | 57   | 61   | 84   |      |

"/" = data saknas

Genomsnittligt värde för utgående BOD<sub>7</sub> var 28 mg O<sub>2</sub>/l och för COD 61 mg O<sub>2</sub>/l. Värdena är något lägre än de från kalkfällningsdammar.

Vad gäller fällningsdammar med järnfällning finns endast värden från dammen i Mellansel, som är en enkeldamm med direktfällning efter slamavskiljare och har ett långtidsmedelflöde av 332 m<sup>3</sup>/d. Genomsnittligt BOD<sub>7</sub>-värde var 24 mg O<sub>2</sub>/l och motsvarande COD-värde var 74 mg O<sub>2</sub>/l under en fyraårsperiod, se Tabell 5-10.

Tabell 5-10 BOD<sub>7</sub>- och COD<sub>C</sub>-värden i utgående vatten från en fällningsdamm med järnfällning.

| Fällningsdamm                   | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 |
|---------------------------------|------|------|------|------|
| <b>BOD (mg O<sub>2</sub>/l)</b> |      |      |      |      |
| Mellansel                       | 26   | 21   | 24   | 25   |
| <b>COD (mg O<sub>2</sub>/l)</b> |      |      |      |      |
| Mellansel                       | 75   | 66   | 70   | 84   |

### 5.3 Fosfor

Fosfor är normalt tillväxtbegränsande i fällningsdammarernas recipienter och ett primärt mål för vattenbehandlingen. Den syreförbrukning som, vid nedbrytning, följer en fosforinducerad tillväxtökning kan ge syrebrist och oönskade recipientförhållanden. Fosfor binds alltså i hydroxofosfatutfällningar som sedimenterar på fällningsdammens botten och avlägsnas till slambehandling.

För de fällningsdammar som använder släckt kalk visas utgående fosforhalter i Tabell 5-11.

Tabell 5-11 Utgående fosforhalter (mg P/l) (årsmedelvärden) från kalkfällningsdammar. Data hämtade från miljörapporter för respektive anläggning.

| Anläggning  | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 |
|-------------|------|------|------|------|------|------|------|
| Gottne      | 0,22 | 0,75 | 0,25 | 0,21 | 0,16 | 0,20 | /    |
| Skorped     | 0,10 | 0,09 | 0,13 | 0,21 | 0,21 | 0,29 | /    |
| Bredbyn     | 0,16 | 0,12 | 0,31 | 0,21 | 0,29 | 0,55 | /    |
| Funäsdalen  | 0,22 | 0,23 | 0,18 | 0,15 | 0,17 | 0,20 | 0,12 |
| Tännäsdalen | 0,23 | 0,16 | 0,21 | 0,25 | 0,16 | 0,28 | 0,27 |
| Medelvärde  | 0,19 | 0,27 | 0,22 | 0,21 | 0,20 | 0,30 | 0,20 |

"/" = data saknas

Genomsnittligt värde för utgående fosforhalt från fem kalkfällningsdammar var under perioden 2001–2007 0,23 mg P/l. Fosforavskiljningen fungerar alltså bra.

I Tabell 5-12 visas utgående fosforkoncentration för aluminiumfällningsdammar.

Tabell 5-12 Utgående fosforhalt från aluminiumfällningsdammar (årsrapporter).

| Anläggning    | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007  |
|---------------|------|------|------|------|------|------|-------|
| Solberg       | 0,10 | 0,06 | 0,11 | 0,09 | 0,16 | 0,10 | /     |
| Björnsrike    | 0,16 | 0,46 | 0,15 | 0,16 | 0,10 | 0,23 | 0,20  |
| Bruksvallarna | 0,16 | 0,12 | 0,14 | 0,15 | 0,38 | 0,07 | 0,08  |
| Hede          | 0,05 | 0,07 | 0,04 | 0,04 | 0,03 | 0,04 | 0,05  |
| Ytterhogdal   | /    | /    | /    | /    | /    | /    | 0,061 |
| Medelvärde    | 0,12 | 0,18 | 0,11 | 0,11 | 0,17 | 0,11 | 0,10  |

"/" = data saknas

Genomsnittlig utgående fosforhalt under perioden 2001-2007 för aluminiumfällningsdammar var 0,13 mg P/l.

Från den enda järnfällningsdammen som rapporterats under undersökningsperioden framgår fosforhalten av Tabell 5-13.

Tabell 5-13 Utgående fosforhalter (mg P/l) från järnfällningsdammen i Mellansel 2003–2006 (årsrapporter).

| Anläggning | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 |
|------------|------|------|------|------|
| Mellansel  | 0,70 | 0,20 | 0,29 | 0,43 |

Från detta begränsade underlag ges utgående genomsnittlig fosforhalt 0,41 mg P/l vid järnfällning.

## 5.4 Kväve

De processer som ger kväveseparation i fällningsdammar är kända, men inte särskilt väl uppmätta, se genomgång i kapitel 2.4.

Tabell 5-14, Tabell 5-15 och Tabell 5-16, visar uppmätt kvävekoncentration för behandlat vatten från fällningsdammar med olika fällningskemikalier.

Medelvärdet av utgående kvävekoncentration under perioden var alltså 18 mg N/l.

För aluminiumfällningsdammar var medelvärdet under perioden 21 mg N/l.

Järnfällningsdammen visade medelvärdet 15 mg N/l under perioden.

Tabell 5-14 Utgående kvävehalter (mg N/l) från fällningsdammar med kalkfällning (årsrapporter 2001–2007).

| Anläggning  | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | pH   |
|-------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Gottne      | 12   | 25   | 29   | 25   | 25   | 23   | /    | 12,5 |
| Skorped     | 7    | 12   | 16   | 11   | 12   | 10   | /    | 12,0 |
| Bredbyn     | 8    | 13   | 17   | 15   | 10   | 16   | /    | 12,0 |
| Funäsdalen  | 19   | 23   | 25   | 27   | 30   | 26   | 27   | 12,2 |
| Tännäsdalen | 12   | 13   | 17   | 17   | 11   | 19   | 15   | 12,0 |
| Medelvärde  | 11   | 17   | 21   | 19   | 18   | 19   | 21   |      |

"/" = data saknas

Tabell 5-15 Utgående kvävehalter (mg N/l) från fällningsdammar med aluminiumfällning (årsrapporter 2001–2007).

| Anläggning    | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | pH  |
|---------------|------|------|------|------|------|------|------|-----|
| Solberg       | 4    | 6    | 6    | 4    | 7    | 5    | /    | /   |
| Björnrike     | 24   | 33   | 32   | 43   | 35   | 42   | 41   | 6,1 |
| Bruksvallarna | 13   | 13   | 13   | 18   | 18   | 18   | /    | 6,3 |
| Hede          | 17   | 22   | 26   | 26   | 24   | 20   | 21   | 5,6 |
| Ytterhogdal   | /    | /    | /    | /    | /    | /    | 33   | 7,5 |
| Medelvärde    | 15   | 19   | 19   | 23   | 21   | 21   | 32   |     |

“/” = data saknas

Tabell 5-16 Utgående kvävehalter (mg N/l) från fällningsdamm med järnfällning (årsrapporter 2001–2007).

| Medelvärde | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | pH |
|------------|------|------|------|------|------|------|----|
| Mellansel  | 12   | 14   | 15   | 19   | 16   | 15   | 8  |

Förväntad kvävehalt från fällningsdammar är alltså 15–20 mg N/l, även om variationer mellan individuella dammar och år kräver ett mer omfattande undersökningsarbete för att kunna förstås.

## 5.5 Koliforma bakterier

Reduktionen av patogena bakterier har tidigare visats vara mycket god för kalkfällningsdammar (Hanæus, 1991), vilket är rimligt utifrån de höga pH-värden (10,5–12) som används.

De råder däremot stor brist på data gällande förekomsten av patogena bakterier i utloppet från fällningsdammar med mer neutralt pH-värde. Några stickprover på vanliga indikatorbakterier togs i denna undersökning och resultatet visas i Tabell 5-17. (Riktvärden för badkvalitet framgår av Tabell 11-5).

Dammarna i Billsta och Mellansel var istäckta sedan närmare ett halvår vid provtagningen, medan islossning skett i dammarna i Hede och Orrviken.

Dammarna i Hede har den största säkerheten mot kortslutningsströmmar, det vill säga ett högt värde på lägsta möjliga uppehållstid, vilket kan vara betydelsefullt i sammanhanget. I övrigt är underlaget för litet för att kunna tillåta långtgående slutsatser.

Tabell 5-17 Analyser av indikatorer för patogena bakterier från fällningsdammar med neutralt pH, cfu/100 ml.

| Fällningsdamm | Datum för prov | Vattentemperatur vid provtagning | Intestinala Enterococcer | Coliforma bakterier, 35 °C | Termotoleranta Coliforma bakterier, 44 °C |
|---------------|----------------|----------------------------------|--------------------------|----------------------------|-------------------------------------------|
| Hede          | 2008-05-13     | 5 °C                             | <10                      | <10                        | <10                                       |
| Orrviken      | 2008-05-14     | 5 °C                             | 60                       | 400                        | 120                                       |
| Billsta       | 2008-04-02     | 0,4 °C                           | 690                      | 510                        | 10                                        |
| Mellansel     | 2008-03-31     | 0,4 °C                           | /                        | 6 600                      | 300                                       |

“/” = data saknas.

## 6 Kemikalieåtgång

Data över doserad koagulantmängd har tagits från de undersökta anläggningarna och gäller för besökstillfället. För fällningsdammar med aluminiumsalt erhöles värden enligt Tabell 6-1.

Tabell 6-1 Koagulantdosering och flöde vid besökstillfället vid fällningsdammar med dosering av aluminiumsalt.

|                            | Billsta       | Ånge           | Björnsrike  | Hede |
|----------------------------|---------------|----------------|-------------|------|
| Dos (g Al/m <sup>3</sup> ) | 2,8           | 9,2            | 38          | 29   |
| Flöde (m <sup>3</sup> /d)  | 350           | 4 326          | 184         | 602  |
|                            | Bruksvallarna | Norrfällsviken | Ytterhogdal | Los  |
| Dos (g Al/m <sup>3</sup> ) | 11            | 18             | 14          | /    |
| Flöde (m <sup>3</sup> /d)  | 250           | 37             | 96          | 850  |

"/" data ej tillgängligt

Förutom Norrfällsviken, använde dammarna i Tabell 6-1 AVR som fällningskemikalie. AVR är ett granulerat järn-aluminumsulfat, med ungefärlig komposition  $\text{Al}_{1,5}\text{Fe}_{0,5}(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$ .

PAX, flytande polyaluminiumklorid, användes i Norrfällsviken. Vid övriga dammar användes även aluminiumkemikalierna Ekoflock (Tandsjöborg) och Pluspac 1800, Ciba (Vika Strand, Falun).

De varierande mängderna har sin förklaring i svårigheterna att mäta flöde och pH-reglera i tider av inläckande smältvatten, då flödet och alkaliniteten varierar snabbt och kraftigt.

Fällningsdammen i Mellansel använde aluminiumsalt fram till 2001 då man övergick till järnsulfat.

Kalk doseras i stora mängder, Tabell 6-2, och producerar därför mycket slam. En stor del av kalkslammet faller ut snabbt och återfinns nära doseringspunkten vilket kan skapa praktiska problem.

Kalkdoseringen varierade alltså från 170 g/m<sup>3</sup> till 1 012 g/m<sup>3</sup>, vilket gav pH-varianter från 10,7 till 12,5.

Tabell 6-2 Dosering, flöde och pH vid besökstillfället för kalkfällningsdammar.

|                                                   | Bredbyn | Nyliden | Långviksmon | Funäsdalen | Tännaldalen | Glössbo |
|---------------------------------------------------|---------|---------|-------------|------------|-------------|---------|
| Dosering (g Ca(OH) <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ) | 650     | 170     | 773         | 1 000      | 1 012       | 1 000   |
| Flöde (m <sup>3</sup> /d)                         | 712     | 200     | 75          | 406        | 332         | 37      |
| pH                                                | 12,0    | 10,7    | 11,2        | 12,5       | 12,3        | 12,0    |

## 7 Slamproduktion

Slamproduktionen i fällningsdammar kan sägas bestå av primärslam och kemslam, som beroende på val av fällningskemikalie domineras av aluminium-, järn- eller kalkslam. Metallhydroxofosfater och metallkarbonat (vid kalkanvändning) är viktiga beståndsdelar. Vid direktfällning innehåller slammet givetvis organiskt material, men även vid mellanfällning har höga andelar organiskt material återfunnits i kemslammet. I Bruksvallarna var glödförlusten, det vill säga det organiska materialets andel av torrsubstansen i slammet, stabil och nära 50 %. Dess ursprung är inte analyserat, men små partiklar i inkommande avloppsvatten som passerat försedimenteringen och inte avsatts som primärslam, samt alger som bildats under de varma årstiderna bör utgöra de största bidragen.

### 7.1 Slammängder

Slammängder bestämdes i fältarbetet för 17 fällningsdammar, varav 6 kalkfällningsdammar, och slamprover togs i varje dammsystem för bestämning av torrsubstans och organiskt innehåll (glödrest/glödförlust). I varje provpunkt togs ett blandprov ut för hela slamprofilen. Torrsubstanshalten bestämdes efter uppvärmning av slamprov i ugn vid 110 °C i 24 h. Efter avsvälning och vägning placerades provet i ugn vid 550 °C under 2 h för att förgasa det organiska materialet (bestämning av glödförlust/glödrest).

#### 7.1.1 Kalkfällningsdammar

Kalkfällningsdammarna karakteriseras av snabb slamavsättning, det vill säga slamnivåerna nära doseringspunkterna är höga. I de av Örnsköldsviks kommun ägda anläggningarna används ofta en nedsänkt propelleromrörare som ger en karakteristisk cylinderform för det tidigast avsatta kalkslammet.

Ett typiskt exempel är fällningsdammen i *Nyliden*, Figur 7-1. En cylinder omgiven av kalkslam har utbildats och vegetation har därefter utbildats på ovansidan slammet. Vattnet transporteras vidare i dammen via en mindre, ytlig kanal längs den högra dammvallen.

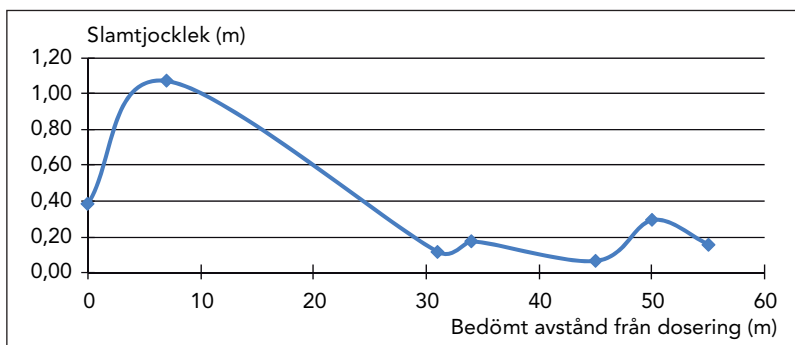
Dammgeometrin för Nyliden liksom provpunkter har tidigare presenterats i Figur 5-11. Resultat av provtagningar på det ackumulerade slammet visas i Tabell 7-1 samt i Figur 7-2 och Figur 7-3.



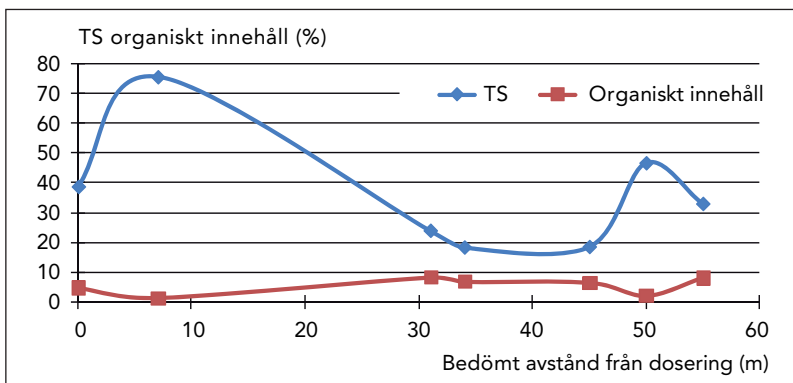
Figur 7-1 Kalkslamavsättning i Nylidens fällningsdamm.

Tabell 7-1 Slamtäckets tjocklek, torrsbstansinnehåll (TS) och innehåll av organisk substans (GF) i Nylidens fällningsdamm.

| Provtagningspunkt                           | 1    | 2    | 3    | 4    | 5    | 6    | 7    |
|---------------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| Bedömt avstånd (m)                          | 0    | 7    | 31   | 34   | 45   | 50   | 55   |
| Slamtjocklek (m)                            | 0,38 | 1,07 | 0,11 | 0,17 | 0,06 | 0,29 | 0,15 |
| TS (%)                                      | 39   | 75   | 24   | 18   | 18   | 47   | 33   |
| Organisk substans (% av TS)                 | 4,5  | 1,1  | 8,0  | 6,6  | 6,2  | 1,8  | 7,9  |
| Organisk deposition (kg GF/m <sup>2</sup> ) | 66   | 33   | 21   | 20   | 6,9  | 24   | 39   |



Figur 7-2 Slamackumulering i Nylidens kalkfällningsdamm.



Figur 7-3 Torrsbstanshalt (TS) och organiskt innehåll (GF, % av TS) i ackumulerat slam i Nylidens fällningsdamm.

Som framgår av Figur 7-2 har den dominerande delen av slammet ackumulerats inom de första 30 m från doseringen.

Dammen i Nyliden har aldrig tömts på slam sedan starten för nära 20 år sedan. Ändå återfinns slammet nära doseringspunkten vilket understryker att avsättningen av kalkslam är en snabb process.

### Långviksmon

Fällningsdammen i *Långviksmon*, är ett fyradammsystem med släckt kalk som kemikalie. Ingen slamtömning har utförts sedan färdigställandet år 1975. Ingen försedimenteringsdamm finns, men en slamavskiljare föregår dammsystemet. Släckt kalk upplöstes och doserades i silobyggnaden efter slamavskiljaren. Flödet var 75 m<sup>3</sup>/d och kalkdosen var 773 g Ca(OH)<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> vid besökstillfället. Slammet hade nått hög nivå i de båda första dammarna där det utgjorde substrat för vassväxtlighet som framgår av Figur 7-4a. Dammen undersöktes 08-01-04 och endast den första dammen var öppen; de övriga istäckta.

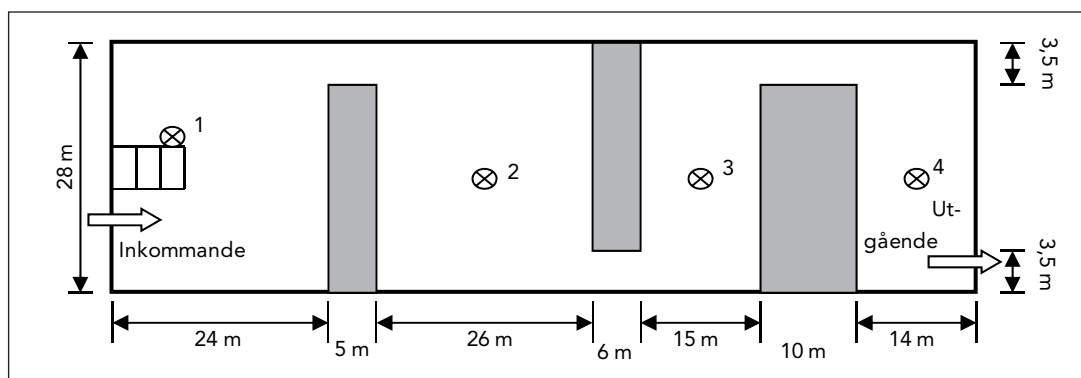


Figur 7-4 Fällningsdamm i Långviksmon.  
Vänstra bilden: första dammen. Högra bilden: fjärde dammen.

En planskiss över dammen i Långviksmon med provtagningspunkter visas i Figur 7-5.

Dammdjupet var varierande, från drygt 2,5 m i delar av damm 1 till ca 1 m (+ 0,7 m is) i övriga dammar och smala passager. I kanalen mellan dammarna 1 och 2 var det fria vattnets djup endast 0,1 m på grund av avsatt slam; en hel del vegetation återfanns också i alla kanaler.

Data över det ackumulerade slammet visas i Tabell 7-2, Figur 7-6 och Figur 7-7.

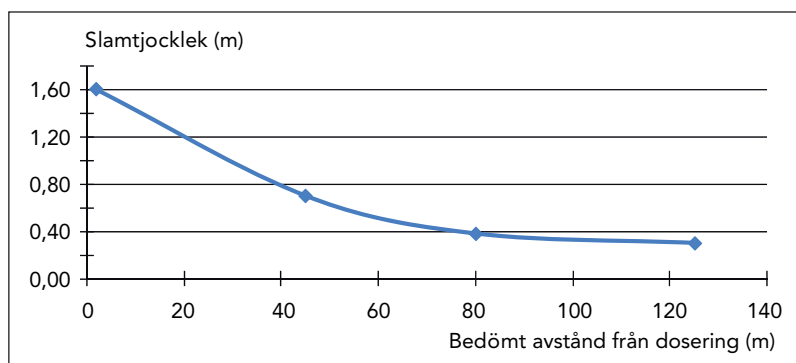


Figur 7-5 Fällningsdamm i Långviksmon med provtagningspunkter.

Tabell 7-2 Slamtjocklek i fällningsdammen i Långviks

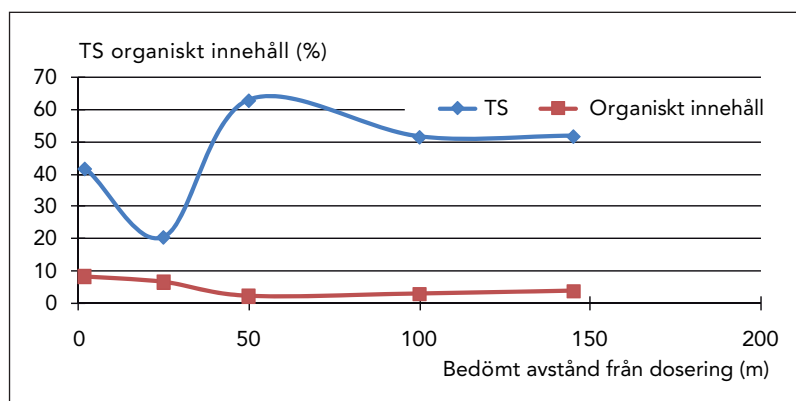
| Provpunkt                            | 1    | a *) | 2    | 3    | 4    |
|--------------------------------------|------|------|------|------|------|
| Bedömt avstånd (m)                   | 2    |      | 45   | 80   | 125  |
| Slamtjocklek (m)                     | 1,6  |      | 0,7  | 0,38 | 0,3  |
| Bedömt avstånd (m)                   | 2    | 25   | 50   | 100  | 145  |
| TS (%)                               | 41,7 | 20,6 | 62,8 | 51,5 | 51,7 |
| Organiskt innehåll (% avTS)          | 8,41 | 6,70 | 2,24 | 3,00 | 3,88 |
| Organisk substans, kg/m <sup>2</sup> | 56,1 |      | 9,9  | 5,9  | 6,0  |

\*) Provpunkt a var belägen i den grunda kanalen mellan damm 1 och damm 2.



Figur 7-6 Slamtjocklek i fällningsdammen i Långviksmon.

Hälften av slamvolymen hade avsatts i den första dammen som var i det närmaste full av slam. Viss flytslamförekomst och vassväxt fanns på ytan.



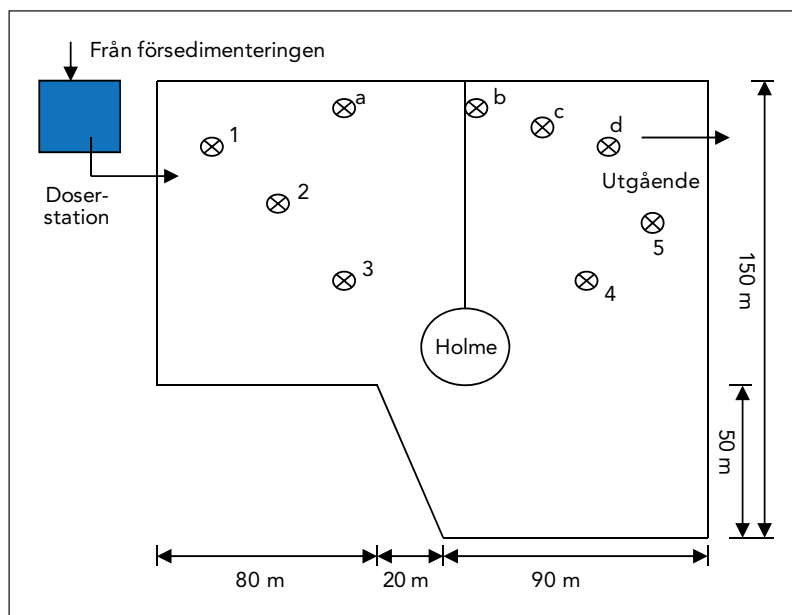
Figur 7-7 TS och organiskt innehåll i slammet i Långviksmon.

Det organiska innehållet i slammet i Långviksmon var lägre än 10 % av TS.

### Tännaldalen

Fällningsdammen i *Tännaldalen* består av två dammar. Den första dammen är en försedimenteringsdamm efter vilken doseras släckt kalk. Ursprungligen var området en igenväxande sjö. I eftersedimenteringsdammen, som framgår av Figur 7-8 gjordes spårämnesförsök år 1991. Spårämnet detekterades i utloppet efter 17 timmar, att jämföra med medeluppehållstiden som beräknades till 68 dygn vid aktuellt flöde.

En flytvägg byggdes därför in i dammen, se Figur 7-8 vilken ökade responstiden till 4 dygn (Cripps & Hanæus, 1993). Dammdjupet är ca 1,5 m och ytan 26 000 m<sup>2</sup>.



Figur 7-8 Damm 2 i Tännadalen med provtagningspunkter.

Dammen undersöktes 08-04-17 i punkterna 1-5, Figur 7-8. Dammen var då täckt av is och snö. När pH mättes i punkterna 2 och 4 erhöles låga värden; pH <10, vilket gjorde att det rådde osäkerhet om strömningsvägen. Efter viss snöröjning konstaterades att isen vid sträckningen a-c, Figur 7-8, var mörk och en noggrannare kontroll avslöjade att flytväggen var nedtryckt av isen vid punkt b och att överströmning var möjlig. pH-mätning styrkte att detta var den huvudsakliga transportvägen för vattnet denna årstid. Kompletterande slamlodning gjordes därför i punkterna a-d.

I Tabell 7-3 återfinns pH-värden och slamdjup från fällningsdammen i Tännadalen.

I Figur 7-9 visas slamackumuleringen längs linjen 1-a-b-c-d (Figur 7-8). Även i punkt 2 var slamdjupet stort, vilket är en stark indikation på att strömningsvägen sommartid går som avsett; det vill säga runt holmen i Figur 7-8.

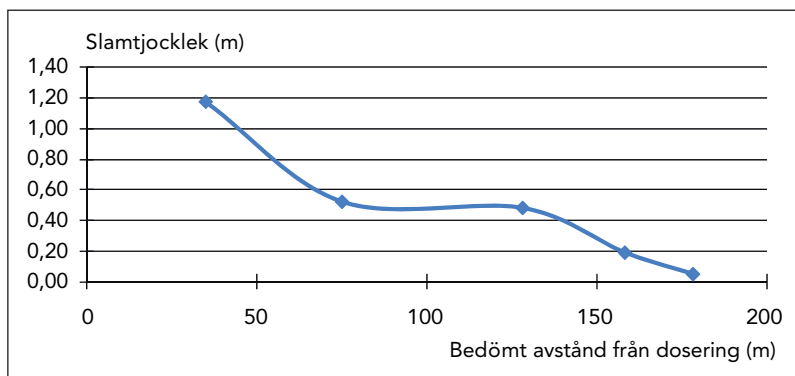
Tabell 7-3 pH-värde, TS-halt inklusive organisk andel och slamdjup vid provtagningspunkter i Tännadalens fällningsdamm 080417-1

| Provpunkt                    | 1    | 2    | 3    | 4    | 5    | a    | b    | c    | d    | Utg. |
|------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| pH-värde                     | *    | 10,0 | 11,6 | 9,8  | 11,0 | *    | *    | 11,9 | 12,0 | 12,1 |
| Bedömt avstånd till dos (m)  | 35   | **   | **   | **   | **   | 75   | 128  | 158  | 178  | 190  |
| TS (%)                       | 32,9 | 58,1 | ***  | ***  | ***  | 47,7 | 40,1 | ***  | ***  |      |
| Organiskt innehåll (% av TS) | 9,2  | 3,5  | ***  | ***  | ***  | 4,5  | 4,3  | ***  | ***  |      |
| Slamdjup (m)                 | 1,17 | 1,30 | 0,25 | 0,14 | 0,24 | 0,52 | 0,48 | 0,19 | 0,05 |      |

\* I punkterna 1,a och b var vattenprovtagning omöjlig eftersom slammet nådde isens underkant.

\*\* Ingen aktuell strömningsväg vid provtagning.

\*\*\* Slamprov ej analyserade.



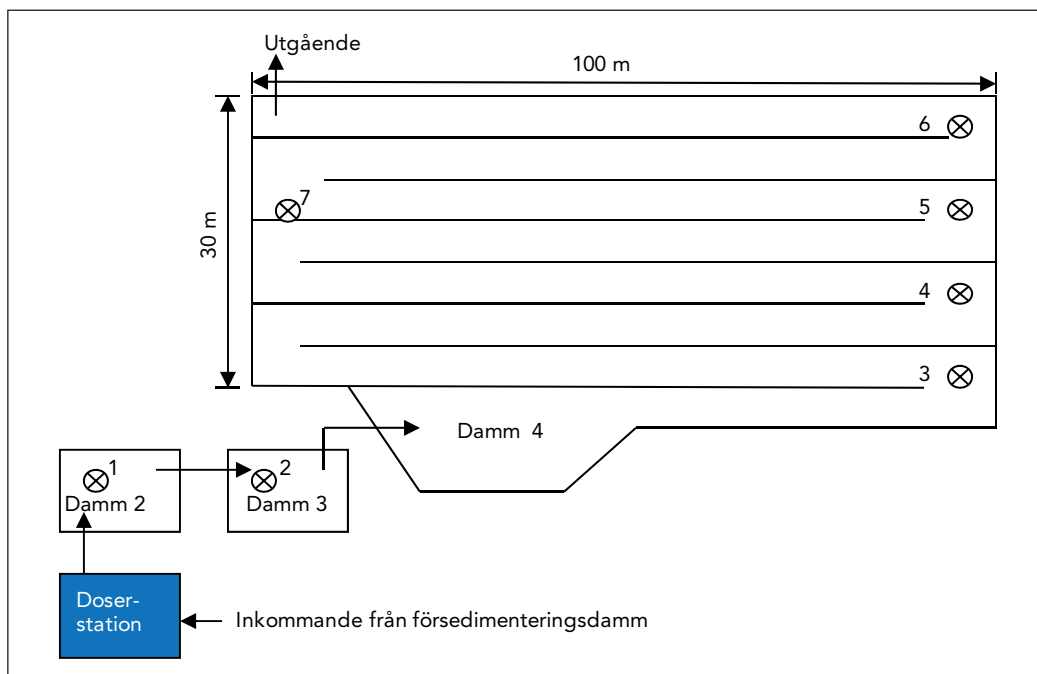
Figur 7-9 Slamackumulering i Tännadalens fällningsdamm.

### Funäsdalen

Funäsdalens kalkfällningsdamm är av typ mellanfällning med en försedimenteringsdamm. Eftersedimenteringen har tre dammar, där de första, som har liten volym, har till uppgift att lagra det kalkslam som avsätts snabbt. De har därför gjorts djupa samt lätta att tömma. Damm 4 har många flytväggar för att styra flödet.

Vid besöksstillfället var flödet 406 m<sup>3</sup>/d och doseringen 1 000 g Ca(OH)<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. Det förekom också starka kortslutningsströmmar på grund av is som tryckte ner flytväggarna i damm 4. Uppskattningsvis utnyttjades endast 1/3 (den vänstra delen i Figur 7-10) av damm 4 för sedimentering. Eftersom detta sker under en kort period, bedömdes slamdata för hela damm 4 ändå värdefulla. Fällningsdamm med provpunkter framgår av Figur 7-10.

Resultat från slamanalyserna visas i Tabell 7-4.



Figur 7-10 Plan över fällningsdammen i Funäsdalen med provpunkter.

Tabell 7-4 TS och organiskt innehåll i slam från sedimenteringsdammarna i Funäsdalen

| Provtagningspunkter          | a  | 1   | 2   | 3   | 4   | 5   | 6   | 7   |
|------------------------------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Bedömt avstånd (m)           | *  | 5   | 10  | 110 | 310 | 510 | 710 | 610 |
| TS (%)                       | 20 | 22  | 14  | 29  | 26  | 38  | 34  | 34  |
| Organiskt innehåll (% av TS) | 40 | 9,6 | 8,4 | 8,9 | 7,4 | 5,9 | 4,8 | 5,5 |

\* a togs från ackumulerat slam på väggen vid inloppet till damm 2.

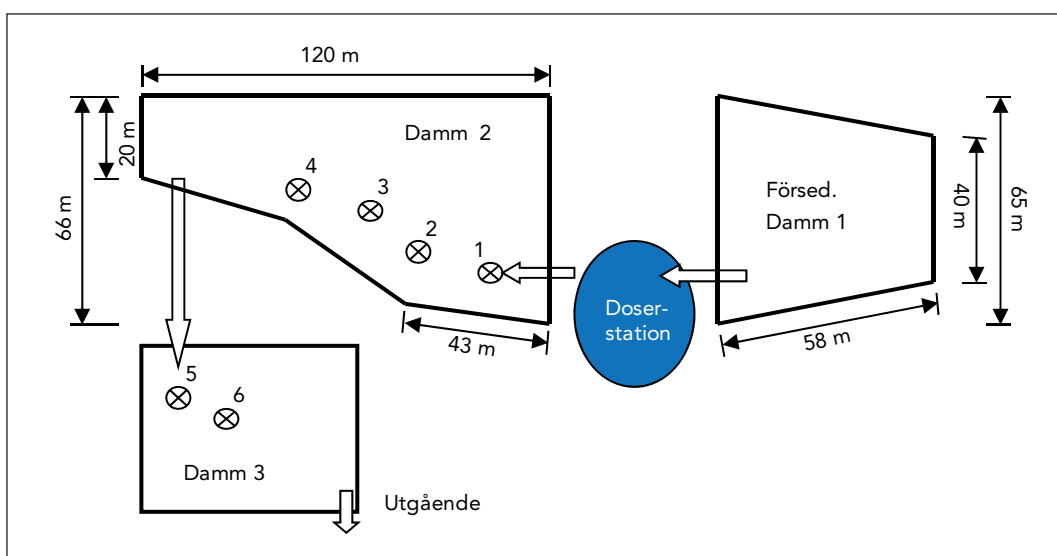
Slamprovernans organiska innehåll var över 40 % av TS i den närmaste dammen efter dosering och sjönk sedan till under 10 %.

### 7.1.2 Aluminiumfällningsdammar

Jämfört med kalkfällning är aluminiumfällningen en långsammare process varför slammet har en flackare lutning i dammarna.

#### Bruksvallarna

*Bruksvallarna* är en mellanfällningsdamm med en försedimenteringsdamm och två eftersedimenteringsdammar. AVR användes som koagulant med doseringen 8 g Al/m<sup>3</sup> vid besökstillfället. Flödet var då 250 m<sup>3</sup>/d. Anläggningen, som ännu aldrig slamtömts, är byggd 1981 och framgår i plan av Figur 7-11.



Figur 7-11 Fällningsdammen i Bruksvallarna med provtagningspunkter.

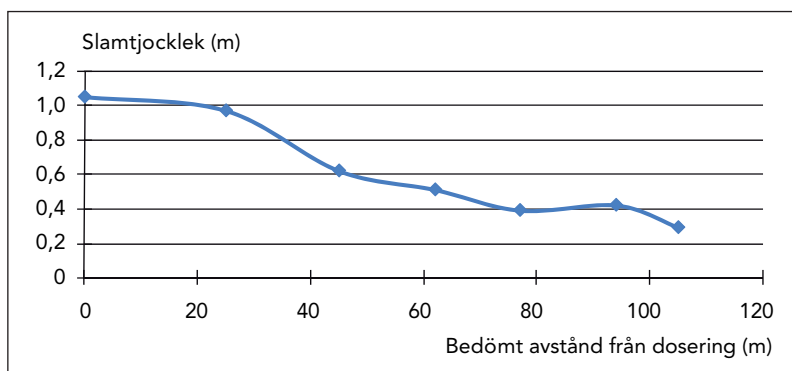
Slamundersökningen koncentrerades till eftersedimenteringsdammarna. Slamtäcket var tjockt i punkt 1, nära doseringen, och avtog sakta mot utflödet. Ursprunget till dammarna Bruksvallarna är en våtmark, så vegetation återfanns vid provtagning när slamnivån blev låg. I punkterna 5 och 6 bestod provet av en blandning av slam, vattenväxter och lera, varför bestämningar av torrsubstans och glödförlust inte blev meningsfulla.

Uppmätta slamdata redovisas i Tabell 5-7.

Tabell 7-5 Slamdata för fällningsdammen i Bruksvallarna.

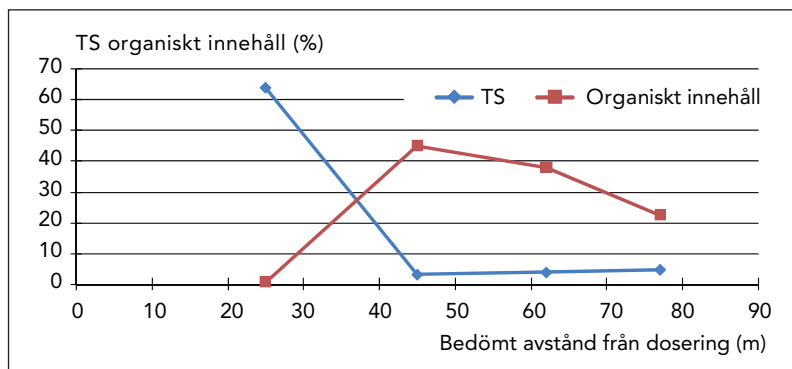
| Provpunkt                                | Ink. | 1    | 2    | 3    | 4    | 5    | 6    |
|------------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| Bedömt avstånd (m)                       | 0    | 25   | 45   | 62   | 77   | 94   | 105  |
| Slamtjocklek (m)                         | 1,05 | 0,97 | 0,62 | 0,51 | 0,39 | 0,42 | 0,29 |
| TS (%)                                   | -    | 64   | 3,1  | 3,7  | 4,6  |      |      |
| Organiskt material, GF (% av TS)         | -    | 0,68 | 45   | 38   | 22   |      |      |
| Organisk deposition (kg/m <sup>2</sup> ) | -    | 4,2  | 8,5  | 7,2  | 4,0  |      |      |

Slamnivån återges grafiskt i Figur 7-12 och motsvarande TS- och glödförlustinnehåll återfinns i Figur 7-13.



Figur 7-12 Slamnivåer i eftersedimenteringsdamarna vid fällningsdammen i Bruksvallarna.

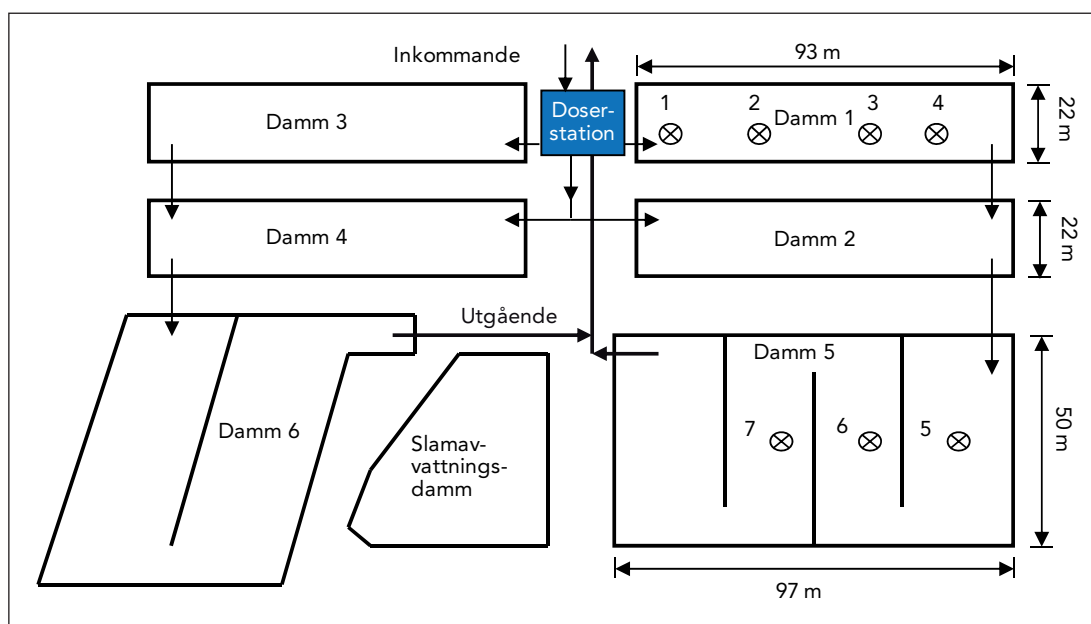
Jämfört med slammets lutning i Nyliden är alltså kurvan för Bruksvallarnas slam betydligt flackare.



Figur 7-13 TS och organiskt innehåll i slammet i damm 2 i Bruksvallarna.

## Ånge

Fällningsdammen i Ånge är ett 6-dammssystem med direktfällning. Flödet var vid besökstillfället 4 326 m<sup>3</sup>/d och AVR-dosen var 9,2 g Al/m<sup>3</sup>. Byggnadsåret är 1991 och släckt kalk användes till slutet av 90-talet då en övergång till AVR genomfördes. Som framgår av Figur 7-14, utgör damarna 1, 2 och 5 ett sammanhängande system medan damarna 3, 4 och 6 bildar ett annat system. Arbetssättet är i stort att ett av systemen används ett år medan det andra slamtöms och rensas. Det



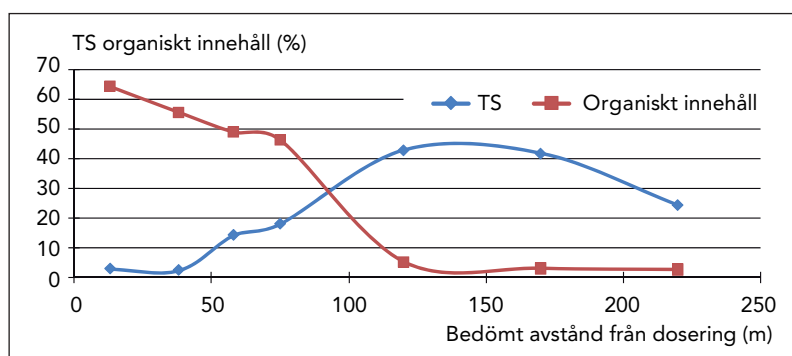
Figur 7-14 Fällningsdamm i Ånge med provpunkter.

upptagna slammet placeras i slamavvattningsdammen där det får frysa för att följande varmperiod tina, dränera och torka.

Prov på slammet togs från dammarna 1 och 5 som var i drift vid besökstillfället. Det var även damm 2, men den bedömdes likvärdig med damm 1 och provtogs därför inte. Analysresultaten från provtagningen framgår av Tabell 7-6 och Figur 7-15.

Tabell 7-6 TS och organiskt innehåll i slam från fällningsdammen i Ånge

| Provpunkt                        | 1   | 2   | 3  | 4  | 5   | 6   | 7   |
|----------------------------------|-----|-----|----|----|-----|-----|-----|
| Bedömt avstånd till dosering (m) | 13  | 38  | 58 | 75 | 120 | 170 | 220 |
| TS (%)                           | 2,9 | 2,5 | 14 | 18 | 43  | 42  | 24  |
| Organiskt innehåll (% av TS)     | 64  | 56  | 49 | 46 | 5,3 | 3,2 | 2,8 |



Figur 7-15 TS och organiskt innehåll i slam från fällningsdammen i Ånge.

## Hede

Ytterligare en aluminiumfällningsdamm testades med avseende på slammets sammansättning, nämligen dammen i *Hede*. Prov togs från eftersedimenteringsdammarna 1 och 2, se Figur 5-15. Dammarna 1

och 2 har slamtömts i tvåårsintervall medan dammarna 3-7 inte har slamtömts ännu. Under tömningsarbetet i dammarna 1 och 2 fördes vattnet efter fällning direkt till damm 3. Damm 3 närmade sig tömning vid besökstillfället medan en liten mängd slam kring inloppsröret till damm 4 var den enda nämnvärda slamvolymen i dammarna 4-7.

Slamprover togs i dammarna 1 och 2; se Tabell 7-7.

Tabell 7-7 TS och organiskt innehåll i slam från fällningsdammen i Hede.

| Provpunkt                    | 1  | 2  |
|------------------------------|----|----|
| TS (%)                       | 16 | 16 |
| Organiskt innehåll (% av TS) | 46 | 43 |

## 7.2 Slamtömning och slambehandling

Slamtömning i fällningsdammar sker med långa intervall. Slamproduktionen sker olika i säsongsorter gentemot orter med stabilt året-runtboende.

Under undersökningsperioden besöktes fem fällningsdammar i Örnköldsvik av vilka ingen tömts sedan starten. Slammet nådde ofta till vattenytan i förstadamarna. Örnköldsviksdammarna föregicks av slamavskiljare där en vanlig tömningsfrekvens var två ggr/år. I Ånge, däremot, utfördes ett visst slamupptag till en torkyta inom dammområdet årligen och slammet avlägsnades därefter från området efter ett års torkning.

Eftersom fällningsdammar normalt används i mindre samhällen blir bidrag i form av industriavloppsvatten eller trafikdagvatten ovanligt, vilket är en fördel för slamkvaliteten. Någon undersökning av föroreningar från fällningsdammar har dock inte genomförts.

Tabell 7-8 Byggnadsår och senaste slamtömningsår för ett antal fällningsdammar.

| Al-dammar                | Billsta  | Ånge                | Björnrike                                  | Hede                | Bruks-vallarna      | Norrfälls-viken | Ytter-hogdal        | Tandsjö-borg               |
|--------------------------|----------|---------------------|--------------------------------------------|---------------------|---------------------|-----------------|---------------------|----------------------------|
| Byggnadsår               | 1986     | 1991                | 1976                                       | 1999                | 1979                | 1985            | 1994                | 1985                       |
| Senaste slam-tömning, år | aldrig** | 2007                | aldrig <sup>2</sup> /<br>2007 <sup>1</sup> | 2007                | aldrig <sup>2</sup> | 2000            | 2008                | aldrig <sup>2</sup>        |
|                          | Los      | Falun               | Bredbyn                                    | Nyliden             | Långviks-mon        | Funäs-dalen     | Tännadalen          | Glössbo                    |
| Byggnadsår               | 1990-tal | 2001                | 1987                                       | 1989                | 1975                | 1986            | 1985                | 1985                       |
| Senaste slam-tömning år  | 2003     | aldrig <sup>2</sup> | aldrig <sup>2</sup>                        | aldrig <sup>2</sup> | aldrig <sup>2</sup> | 2008            | aldrig <sup>2</sup> | 2006<br>/2007 <sup>3</sup> |

<sup>1</sup> Björnrikes dammar 1 och 3 har aldrig slamtömts. Damm 2 tömdes senast år 2007.

<sup>2</sup> Gäller t o m våren 2008

<sup>3</sup> Glössbo damm 1 tömdes senast år 2006 och damm 2 år 2007.

Det slam som tas upp kan hanteras på olika sätt. Avvattning är ofta önskvärd och den vanligaste avvattningsmetoden är naturlig frysning av slammet under vinterperioden och tinande påföljande sommar. Beror på hur lång torktid som kan nyttjas kan varierande TS-halter uppnås. Om slamtömning sker med en frekvens lägre än en gång per år, vilket är vanligt, finns torkyta tillgänglig under många månader och då

kan TS-halter >50 % påräknas i vårt klimat (Hellström & Kvarnström, 1997).

Slam som under mer än en vintersäsong fått frysa och däremellan fått tina och torka visas i Figur 7-16.



Figur 7-16 Upplagt slam i Hede (vänster) och Ytterhogdal (höger).

### 7.2.1 Beräknad tillväxt av slamvolym i fällningsdammarna

För de undersökta fällningsdammarna har slamvolymens tillväxt beräknats på följande sätt:

Slam i slamavskiljare eller försedimenteringsdamm har ignorerats; det är alltså kemslammet som beräknats.

Den uppmätta slamnivån i varje damm har multiplicerats med den yta som bedömts representativ för provtagningspunkten. Slamvolymen har så summerats för fällningsdammen ifråga.

Tidsomfattning sedan senaste slamtömning har hämtats från Tabell 7-8. Medelflödet av inkommande avloppsvatten under denna tidsperiod har hämtats från årsrapporterna från perioden. Antalet mottagna  $\text{m}^3$  under perioden har så beräknats. Därefter har slamvolymen dividerats med antalet passerade  $\text{m}^3$  och slamvolymtillväxten i  $\text{l/m}^3$  redovisas i Tabell 5-9.

Tabell 7-9 Tillväxt av kemslam i kalk- och aluminiumfällningsdammar.

| Kalkfällningsdammar                                              | Nyliden            | Långviksmon        | Tännalen           |
|------------------------------------------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| Slamvolymtillväxt ( $\text{l/m}^3$ avloppsvatten)                | 2,3 $\text{l/m}^3$ | 1,9 $\text{l/m}^3$ | 2,4 $\text{l/m}^3$ |
| Slamvolym ( $\text{m}^3$ /ackumulerat flöde 1 000 $\text{m}^3$ ) | 400/173            | 1 754/930          | 9 500/3 936        |
| Ackumuleringstid                                                 | 20 år              | 34 år              | 24 år              |
| Aluminiumfällningsdammar                                         | Tandsjöborg        | Bruksvallarna      | Hede               |
| Slamvolymtillväxt ( $\text{l/m}^3$ avloppsvatten)                | 2,1 $\text{l/m}^3$ | 2,1 $\text{l/m}^3$ | 3,0 $\text{l/m}^3$ |
| Slamvolym ( $\text{m}^3$ /ackumulerat flöde 1 000 $\text{m}^3$ ) | 1 500/701          | 3 800/1773         | 1 650/550          |
| Ackumuleringstid                                                 | 24 år              | 26 år              | 3 år               |

Siffrorna är givetvis behäftade med felaktigheter. Det har varit svårt att få exakta flödesuppgifter över så långa perioder som det här är frågan om, och avvägningen av slammets mäktighet är gjord i relativt få punkter. Urvalet av dammar har dock gjorts efter bästa datakvalitet och värdena är väl sammanhållna jämfört med motsvarande försök till uppskattning för snart 20 år sedan (Hanæus, 1991).

Fokus har lagts på den volym slam som samlas i dammarna eftersom det är viktigt för dammdimensionering och planering av slamtömning. Förväntningar avseende torrsubstans kan hämtas ur data för de enskilda dammarna.

Slamproduktionen avviker inte mycket mellan aluminium- och kalkfällning. Det kan till viss del förklaras av ett högre TS-innehåll för kalkdammarna. I de kalkfällningsdammarna som har propelleromrörare kompakteras slammet till högre TS-halt nära omröraren.

Viss slamkompaktering sker också på grund av egenvikt och liggtid i dammarna. Effekterna bedöms dock inte vara stora. En uppskattning har tidigare gjorts avseende kemslammet i Bruksvallarnas andradamm, där en modell baserad på kompaktering av sjösediment användes med gott resultat (Hanæus, 1991).

Till de angivna värdena ska alltså läggas slam från slamavskiljare eller försedimentering, där traditionell slamavskiljarberäkning, inklusive kompakteringsfaktor, bör kunna användas (*SS 825621, Avloppsvattenrening – Slamavskiljare för 26–500 pe – Allmänna fordringar*).

Beträffande organiskt material återfinns alltid sådant i det kemfällda slammet. Värden uppåt 50 % av torrsubstansinnehållet är inte ovanliga. Värdena sjunker normalt i flödesriktningen. Det indikerar att fina organiska partiklar passerar slamavskiljare eller försedimenteringsdamm och inkluderas i den utfällda hydroxiden.

Eftersom TS-innehållet varierar åtskilligt längs vattnets väg, skulle mängden organiskt, partikulärt material per dammytenhet kunna beräknas för att söka ett eventuellt mönster i avsättningen av organiskt material längs dammen. Ansatsen har dock inte fördjupats här.

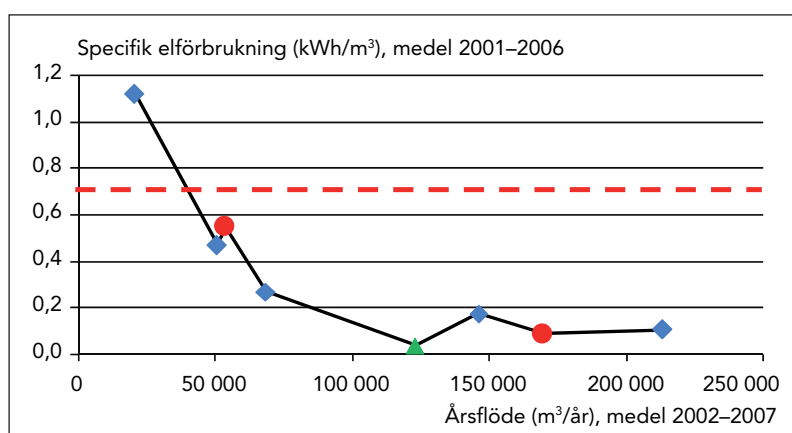
## 8 Energianvändning

För dammanläggningarna i Örnsköldsvik och Härjedalen har data över elanvändningen sammanställts för perioden 2001–2007 (se Tabell 8-1). Angivna värden har hämtats från de årliga miljörapporterna för respektive anläggning.

Tabell 8-1 Data över elförbrukning för anläggningar i Härjedalen och Örnsköldsvik hämtade från årliga miljörapporter.

| Anläggning | Medelvärden för perioden 2001–2007 |                        |                                         |
|------------|------------------------------------|------------------------|-----------------------------------------|
|            | Årsflöde (m <sup>3</sup> /år)      | Elförbrukning (kWh/år) | Spec. elförbrukn. (kWh/m <sup>3</sup> ) |
| Bredbyn    | 213 400                            | 22 400                 | 0,11                                    |
| Hede       | 169 800                            | 14 800                 | 0,09                                    |
| Mellansel  | 146 000                            | 20 100                 | 0,18                                    |
| Solberg    | 123 100                            | 4 800                  | 0,04                                    |
| Gottne     | 68 400                             | 17 700                 | 0,27                                    |
| Björnråke  | 53 800                             | 28 900                 | 0,55                                    |
| Skorped    | 50 600                             | 21 900                 | 0,47                                    |
| Kubbe      | 20 800                             | 18 100                 | 1,1                                     |

I Tabell 8-1 redovisas den specifika elförbrukningen (kWh/m<sup>3</sup> behandlat avloppsvatten). Generellt minskar den specifika elförbrukningen ju större mängd avloppsvatten som anläggningarna tar emot. För de minsta anläggningarna utgör troligtvis uppvärmning av byggnaden en betydande andel av elförbrukningen (mer än hälften). Vid huvuddelen av anläggningarna i Örnsköldsviks kommun (kvadratiske blå punkter i Figur 8-1) finns ingen byggnad utöver manutrymmet i kalksilon, vilket minskar elförbrukningen. Däremot är dessa anläggningar försedda med energikrävande omrörare placerade i dammen efter kalkdoseringen, vilket gör att elförbrukningen ändå är jämförbar med anläggningarna i Härjedalens kommun (runda röda punkter i Figur 8-1). Vid anläggningen i Solberg i Örnsköldsviks kommun (triangulär grön



Den streckade röda linjerna anger medianförbrukningen som kWh/ton BOD<sub>7</sub> vid avloppsreningsverk i Sverige hämtat från SVU rapport 2008-01, omräknad till flöde utifrån behandlad genomsnittsmängd BOD<sub>7</sub>=160 mg/l vid svenska reningsverk (beräknat från SCB MI 22 SM 0801 "Utsläpp till vatten och slamproduktion 2006"). För konventionella avloppsreningsverk i samma storlek som fällningsdammanläggningarna är siffran troligen betydligt högre.

Figur 8-1 Specifik elförbrukning som funktion av behandlat årsflöde vid åtta fällningsdammanläggningar.

punkt i Figur 8-1) sker fällning med aluminiumsulfat (AVR). Anläggningen har ingen byggnad utöver kemikaliesilon och dammen är heller inte försedd med någon omrörare, vilket sammantaget ger mycket låg elförbrukning.

## 9 Drift och underhållsaspekter

Drift- och underhållsfrågor för fällningsdammar har tidigare behandlats av bland annat Pettersson (1993).

Några framträdande problem som fångats upp i denna studie är slamtömning, grovavskiljning (rens), kemikaliehantering, flödesstyrning, svavelvätebildning och i något fall dammläckage. Listordningen nedan följer ungefär omfattningen av problemen.

*Slamtömningen* har diskuterats i ett tidigare kapitel och framsteg har gjorts bland annat genom användning av den flyt gödselpump som beskrivs i kapitel 3.4. Vidare utvecklingsarbete är ändå angeläget till exempel för att få en god rörlighet av utrustningen över dammytorna. En fördel med dammarna är att slamupptaget kan väljas tämligen fritt i tid på året. Särskilt har kombinationen med avvattning via naturlig frysning och tinande gjort slamuppläggning i slutet av hösten till ett bra alternativ.

Beträffande *grovavskiljning* finns flera åsikter och möjliga teknikval. Dammarnas stora vattenspeglar gör det från estetisk synpunkt angeläget att undvika flytande föremål.

Verksanpassad teknik med rensgaller finns tillgänglig och används vid flera dammar i kombination med renstransportskruvar och container- eller säcklagring. Ett genuint önskemål om enkelhet i drift ger intresse för en enkel avskiljning av flytande rens och någon T-rörlösning som klarar köldperioder verkar fullt möjlig att utveckla.

*Kemikaliehanteringen* som underhållsproblem är liksom för övriga avloppsanläggningar främst begränsad till kalkdoseringen, som ger damnings- och beläggningsproblem. Nedsläpp från silo av kalk i pulverform till huvudvattenströmmen, följt av en liten blandningsvolym, är en vanlig rekommendation som dock inte löser alla problem och kanske finns ytterligare utvecklingsmöjligheter.

Passiv *flödesstyrning* görs i praktiken via dammvallar eller flytvägar. Två problem har identifierats för flytväggarna: högt sidotryck för förstaväggen i dammen samt nedtryckning av väggar i samband med dubbelisbildning.

Det första problemet har varit tydligast vid kalkfällning, där stora slammängder bildats tidigt i dammen och pressats mot flytväggen. En lösning har varit att satsa på en massivare konstruktion (trä, betong) för denna vägg.

Dubbelisproblemet består i att is bildas som normal sjöis och fryser in flytväggarna. Under vissa, inte helt klarlagda betingelser, kan inkommande avloppsvatten till dammen stiga upp över befintlig is och välja en kortslutande överströmningsväg som då inte hejdas av de infrusna väggarna. Förnyad frysning kan ge ett lock över den nya strömningsvägen som då konserveras och kan bli varaktig. Flödesökningar, varmperioder under vintern och utloppsförhållanden ur dammen kan ha betydelse, men förloppet är som sagt inte helt känt. Någon självklar motåtgärd är heller inte framme.

*Svavelvätebildning* har förekommit i några fall i slutet av en lång isläggningsperiod och där aluminium- eller järnfällning använts.

Gynnsamt för svavelvätebildning är svavelinnehåll i avloppsvattnet, lågt pH, syrefria förhållanden och organiskt material. Som kemiska reaktioner i allmänhet påskyndas den av hög temperatur.

Dessa grunder berättar var motåtgärder ska sökas. Svavelinnehållet i avloppsvattnet är svårt att påverka, men ett byte av sulfatbaserad fällningskemikalie till kloridbaserad dito, kan ungefärligen halvera svavelinnehållet efter fällning och utgöra en delösning av problemet.

*Dammläckage* har förekommit i enstaka fall. Någon gång även avstannat på naturlig väg. Det förtjänar ändå att påpekas att dammprojektering bör innefatta en god geoteknisk/geohydrologisk undersökning för att säkerställa botten tätheten.

## 10 Dimensioneringsförslag

Dimensionering av fällningsdammar har hittills varit helt empirisk och baserats på yta; det vill säga ett antal  $\text{m}^2/\text{p}$  e (ofta 3–5; eventuellt lägre under korta perioder) har föreslagits. Den så framräknade ytan har kunnat fördelas på för- och eftersedimenteringsdammar utan några restriktioner. Under årens lopp har, som en konsekvens av genomförda hydrauliska studier, texttillägg av typen ”god hydraulisk utformning” förekommit.

Allt pekar på att dammarna är överdimensionerade; inga utsläpp av uppbrytningskaraktär, alltså med dramatisk partikelflykt, finns beskrivna. Det har också varit en tidig strategi vid dammdesign att arbeta med stora säkerhetsmarginaler eftersom detaljkunskapen om funktionen har varit förhållandevis liten.

Yta som grund för dimensionering är ett logiskt val eftersom sedimenteringsfunktionen – som ju i huvudsak dimensioneras efter ytbelastning – är det centrala steget i fällningsdammen. Däremot har ju försedimenteringens storlek inom rimliga gränser ingen betydelse för eftersedimenteringens funktion, varför kraven bör delas upp. Försedimenteringen menar vi kan dimensioneras som slamavskiljare; här finns långa erfarenheter av uppehållstid och slamtillväxt.

Vad gäller eftersedimenteringen föreslår vi en modell utgående från partikelavskiljning, baserad på verklig (reell) uppehållstid. De hydrauliskt välkontrollerade betingelserna från fällningsdammen i Hede och parametern turbiditet som kvalitetsindikator utgör en väsentlig del av bakgrunden.

Ett stort dammdjup bidrar inte till någon förbättring av sedimenteringsfunktionen, utan här föreslås ett dammdjup av ca 1 m, vilket visat sig opproblematiskt för vattenhastighet och slamlagring över stora ytor. Initiella fördjupningar för slamlagring kan utföras, men svarar då mot en liten yta. Mindre, naturliga variationer hos bottenytan har inget väsentligt inflytande. Däremot är det vanligt att skapa möjlighet till höjning av dammytan inför vinterperioden och på så viss kompensera för den volym som is beräknas uppta i dammen. På samma sätt sänks ytan på våren.

Djupet utelämnas med detta fortsättningsvis och ett beräkningsdjup av 1 m antas.

Den reella volymen ( $\text{m}^3$ ) blir:

dammareal ( $\text{m}^2$ ) · djupet 1 m · hydraulisk faktor  $\alpha$ :

$$V = A \cdot 1 \cdot \alpha = A \cdot \alpha \quad \text{eller} \quad A = V / \alpha$$

Den hydrauliska faktorn väljs mellan 0 och 1 utifrån principfigurer i denna skrift (se Figur 3-8) eller utifrån utförda spårämningsförsök.

Krävd volym ( $\text{m}^3$ ) beräknas som:

dimensionerande flöde ( $\text{m}^3/\text{d}$ ) · krävd nettouppehållstid (d):

$$V = q_{\text{damm}} \cdot t_{\text{netto}}$$

En dimensionerande nettouppehållstid av 5 dygn föreslås utifrån de genomförda turbiditetsmätningarna. Vid marginaldiskussioner kan det dock vara värt att notera att turbiditetskurvorna inte visar på dramatiskt höjda värden vid uppehållstider strax under 5 dygn.

*Dimensionerande flöde,  $q_{damm}$ , kan bedömas på veckobasis eftersom damm-uppehållstiden är lång. Den vecka som ger högsta flödet (i  $m^3/d$ ) bör läggas till grund.*

## 11 Metodutveckling

Fällningsdammen är generellt en enkel, robust, energisnål och kostnadseffektiv reningsanläggning som klarar förhållanden där det förekommer stora årstidsvariationer i belastning, flöden och vattentemperaturer. Potential till utveckling av fällningsdammen finns framförallt med avseende på reduktionen/reningen av organiskt, syreförbrukande material, samt avseende kemikalieförbrukningen och tillvaratagandet av näringsämnen i avloppsvattnet. Nedan beskrivs några exempel på anläggningar där utvecklingsarbete inom dessa områden har genomförts.

### 11.1 Sommaravstängning av kemikaliedosering, exemplet Orrviken, Östersunds kommun

Åren 2001–2002 genomförde Östersunds kommun och Luleå tekniska universitet försök med avstängning av kemikaliedoseringen vid Orrvikens fällningsdammar i Östersunds kommun. Syftet var att undersöka vilken reningseffekt enbart biodammsfunktionen kunde ge i norra Sverige under den varma, soliga delen av året. Utvärderingen gjordes med avseende på organiskt material (som COD), fosfor och kväve. Parallellt studerades även utvecklingen av alger i dammarna. Försöket i sin helhet redovisas i VA-Forsk rapport nr 2005-18 (Johansson et al, 2005).

#### 11.1.1 Kort om anläggningen

Till anläggningen i Orrviken är 310 p e anslutna. Som fällningskemikalie används AVR (aluminiumsulfat med visst innehåll av järnsulfat). Förbehandling sker i en försedimenteringsdamm, varefter dosering sker och vattnet pumpas till en fällningsdamm. Medelflödet till anläggningen 1997–2001 var 240 m<sup>3</sup>/d, motsvarande ca 750 l/p,d.

#### 11.1.2 Genomförda försök

Försöken genomfördes under två somrar med extremförhållanden flödesmässigt sommaren 2001 (nederbördsrik) och sommaren 2002 (torr). Under 2001 stängdes kemikaliedoseringen av under perioden 5 juli till 20 september och under 2002 mellan 20 maj och 14 september. Under vardera perioden provtogs inkommande och utgående vatten från fällningsdammen vid elva tillfällen.

#### 11.1.3 Resultat av försöken

Skillnaden i nederbördsförhållanden/flöden mellan de två försöksperioderna medförde att uppehållstiden i anläggningen var betydligt längre 2002 än 2001. Under 2001 var uppehållstiden 19 d, jämfört med 77 d under 2002. Medelvärde för 1997–99 var 31 d. Samtidigt var inkommande halter till anläggningen betydligt högre under 2002, på grund av den låga utspädningen (Tabell 11-1).

Tabell 11-1 Inkommande och utgående halter av COD, fosfor och kväve för Orrvikens fällningsdamm under försök med sommaravstängning av kemikaliedoseringen 2001 och 2002, samt vid normal drift under perioden juni-september åren 1995–1999 (Johansson et al, 2005)

|                   |                    | Inkommande<br>(mg/l) | Utgående<br>(mg/l) | Reduktion |
|-------------------|--------------------|----------------------|--------------------|-----------|
| COD <sub>Cr</sub> |                    |                      |                    |           |
| 2002              |                    | 281                  | 92                 | 67 %      |
| 2001              |                    | 153                  | 44                 | 71 %      |
| 1995-1999         |                    | 128                  | 27                 | 78 %      |
| Fosfor (tot-P)    |                    |                      |                    |           |
| 2002              |                    | 6,0                  | 0,68               | 89 %      |
| 2001              |                    | 2,6                  | 0,39               | 85 %      |
| 1995-1999         |                    | 3,1                  | 0,15               | 95 %      |
| Kväve             |                    |                      |                    |           |
| 2002              | N-tot              | 26,1                 | 11,0               | 58 %      |
|                   | NO-N               | 18,1                 | 4,9                |           |
|                   | NH <sub>4</sub> -N | <0,005               | <0,005             |           |
| 2001              | N-tot              | 10,1                 | 8,8                | 13 %      |
|                   | NO-N               | 5,4                  | 4,8                |           |
|                   | NH <sub>4</sub> -N | <0,13                | <0,005             |           |
| 1995-1999         | N-tot              | uppgift saknas       | 9,1                |           |

Reduktionen av organiskt material var 71 % respektive 67 % under försöken 2001 och 2002, jämfört med de föregående årens medelvärde på 78 % (med kemikaliedosering). Tillfällena med omfattande alg-tillväxt, speciellt i slutet av undersökningsperioderna, ökade koncentrationen av organiskt material i utgående vatten (merparten av COD:n utgjordes av mikroalger).

För fosfor var reduktionen 85 % under 2001 och 89 % under 2002, jämfört med de föregående årens medelvärde på 95 % (med kemikaliedosering). Utgående fosforhalt låg över gränsvärdet på 0,5 mg/l vid sex av 22 provtagningstillfällen. Dessa tillfällen inträffade i samband med höga flöden eller algblooming.

Kvävereduktionen varierade kraftigt mellan åren. Under 2001 reducerades kväve med 13 % som medelvärde, medan reduktionen var 58 % under 2002. Referensvärden från ordinarie drift saknas. Den största kvävereduktionen uppmättes under en period med högt pH i utgående vatten. Ammoniakavgång till luft och sedimentation av organiskt kväve bedömdes vara de huvudsakliga orsakerna till kvävereduktionen. Ammoniakavgången går snabbare vid höga pH-värden och höga temperaturer; förhållanden som förekom ofta under sommaren 2002. Höga pH-värden uppmäts normalt i samband med intensiv alg-tillväxt, se avsnitt 2.3. Långa uppehållstider kan också medföra betydande ammoniakavgång, även om förhållandena inte är optimala avseende pH och temperatur. Andelen organiskt kväve ökade i dammarna, vilket kan förklaras med algers upptag av ammonium. Nitrifikations-denitrifikation verkade däremot inte vara någon betydande process.

Kemikalieavstängningen i Orrviken resulterade i en minskad kemikalieförbrukning på ca 7,3 ton AVR/år. Resultaten av undersökningen tolkades som att reningen av organiskt material och fosfor i stort sett fungerade tillfredsställande och det fanns stor potential att driva an-

läggningen uttan, eller med kraftigt minskad kemikaliedosering sommartid.

## 11.2 Algodling

Fällningsdammar kan alltså periodvis drivas som biodammar och det kan skapa tillämpningar där produktionen av alger prioriteras högt i anläggningens arbete.

Det är för dagen en visionär tanke, men ansträngningar att konvertera biodammar till rationella algproducenter pågår runtom i världen. Ofta är rubriken HRAP (High-Rate Algal Ponds) vilken berättar att ursprunget är Kalifornien och att utvecklingen innebär ett system med lågt vattendjup och påtaglig omblandning för att exponera avloppsvatten för solljuset. Inledande försök på det temat har genomförts vid fällningsdammen i Orrviken, Östersund, och presenterats i en doktorsavhandling vid Luleå tekniska universitet (Grönlund, 2004).

## 11.3 Energiskogsbevattning – exemplet Vika Strand, Falu kommun

### 11.3.1 Kort om anläggningen

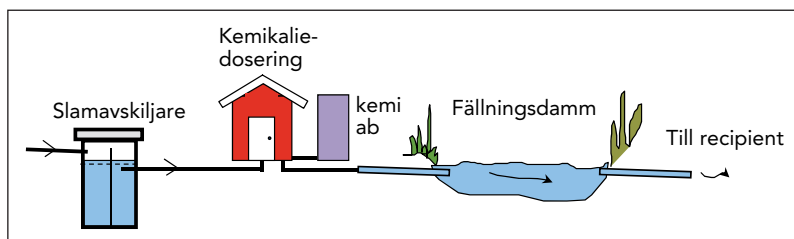
Avloppsanläggningen togs i drift hösten 2002 och är dimensionerad för 175 p e. Den verkliga anslutningen är ca 95 p e. På grund av överdimensioneringen i kombination med lågt specifikt flöde in till anläggningen (ca 150 l/p,d), gjordes vissa ombyggnationer under 2003/2004 samtidigt som dammarna tätades med duk, efter att utläckage konstaterats.

Principen för anläggningen är en säsongsanpassad rening, där avloppsvattnet renas genom kemisk fällning under den kalla delen av året, medan det används för bevattning av energiskog (Salix) under växtsäsongen. Tack vare att belastningen på anläggningen är betydligt lägre än den dimensionerade, kan avloppsvatten i viss mån lagras upp inför bevattningssäsongen. Vid vinterdrift med rening genom kemisk fällning, behöver dessutom endast den största av dammarna vara i drift och fungera som fällningsdamm.

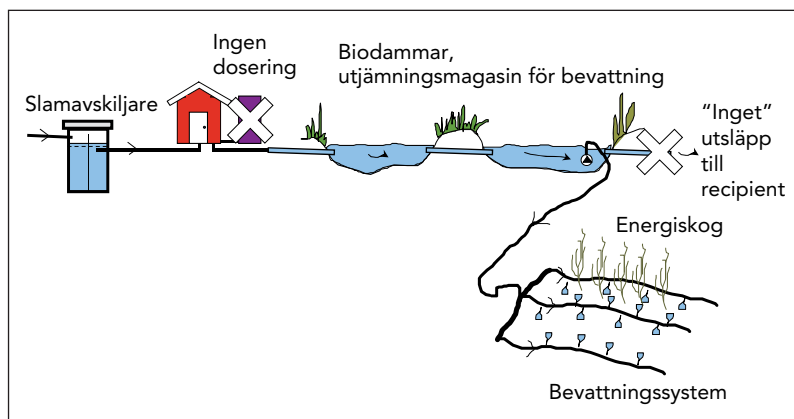
Med nuvarande belastning drivs anläggningen enligt följande:

- *Bevattning: 4 mån/år* (ca 15 maj – 15 sept)
- *Lagring: 4 mån/år* (ca 15 april – 15 maj och 15 sept – 15 dec)
- *Fällning: 4 mån/år* (ca 15 dec – 15 april)

Regelrätta utsläpp till recipient sker endast under de fyra månader per år som anläggningen fungerar som fällningsdamm. Under lagrings- och bevattningsperioden sker inga utsläpp till recipient, med undantag för eventuellt diffust läckage av näringsämnen från energiskogsodlingen och eventuella gasutsläpp (till exempel ammoniak) till luft från dammarna.



Figur 11-1 Flödesschema för vinterdrift av anläggningen i Vika Strand, perioden 15 dec – 15 april (4 mån/år).



Figur 11-2 Flödesschema för sommar- och höstdrift av anläggningen i Vika Strand, perioden 15 april – 15 dec (8 mån/år).

Data för de olika anläggningsdelarna framgår av Tabell 11-2. Anläggningens utformning framgår av fotografierna nedan (Figur 11-3 och Figur 11-4).

Tabell 11-2 Anläggningsuppgifter för reningsanläggningen i Vika Strand.

| Anläggningsdel                | Data                                                       |
|-------------------------------|------------------------------------------------------------|
| Slamavskiljare                | Våtvoly: 50 m <sup>3</sup>                                 |
| Fällningskemikalie            | Aluminiumklorid (Pluspac)                                  |
| Fällningsdamm                 | Våtvoly: 700 m <sup>3</sup><br>Regleringsdjup: 2,75-3,00 m |
| Bio-/lagringsdamm 1           | Lagringsvoly: 370 m <sup>3</sup>                           |
| Bio-/lagringsdamm 2           | Lagringsvoly: 500 m <sup>3</sup>                           |
| Bio-/lagringsdamm 3           | Lagringsvoly: 550 m <sup>3</sup>                           |
| Utvämningsdamm för bevattning | Utvämningsvoly: 175 m <sup>3</sup>                         |
| Bevattnad energiskogsyta      | Drygt 1 ha                                                 |

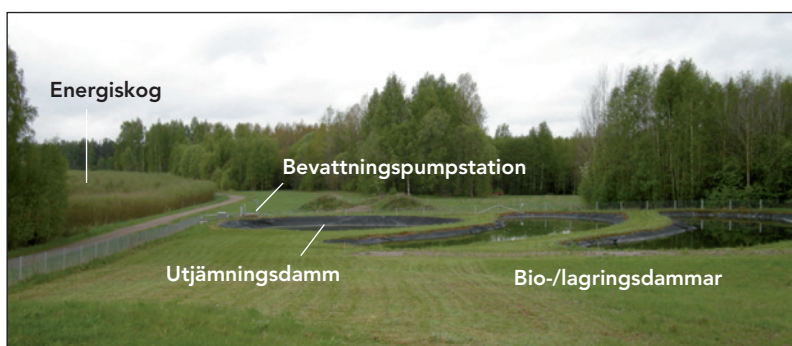
### 11.3.2 Energiskogsbevattning

Storleken på den bevattnade energiskogsytan (Salix) är drygt 1 ha. Bevattningssystemet levererades av WaterBoys AB och består av en bevattningspumpstation med pump, filter, automatik/styrning och magnetventiler, samt tryckledningar till bevattningsytan och droppslangar utlagda i energiskogsplanteringen.

Bevattningsslangarna sköts av markägaren, som även styr bevattningsmängden utifrån klimatvariation och vattentillgång (ca 15–25 m<sup>3</sup>/d).



Figur 11-3 Doseringsbyggnaden och fällningsdammen i Vika Strand.



Figur 11-4 Vy över bio-/lagringsdammar, utgjämningsdam och en del av den bevattnade energiskogsytan i Vika Strand.



Figur 11-5 Markförlagd droppslang för bevattning av energiskog.

### 11.3.3 Avtal – ekonomi

Avtalet mellan markägaren och Falu kommun innebär kortfattat att:

- Kommunen levererar bevattningsvatten viss period under året.
- Kommunen bekostade hela anläggningen, varav bevattningsdelen finansierades med "LIP-pengar" (lokala investeringsprogram).
- Markägaren sköter tillsyn samt drift- och underhåll av bevattningsdelen, kommunen står för materialkostnader.

- Kommunen står för övrig drift och underhåll, samt kontroll och uppföljning.
- Avtalsperioden är fem år, uppsägningstiden två år.

#### 11.3.4 Flöden

Under perioden 2005–2007 har ca 50–70 % av inkommande flöde gått till bevattning av energiskog, medan ca 35–40 % släppts ut till recipient. Tillskott/förluster via nederbörd/avdunstning har inte följts upp.

Tabell 11-3 Uppföljning av flödesdata 2005–2007, Vika Strand.

| Flöden | Inkommande | Bevattning | Utgående till recipient (ber. diff.) |
|--------|------------|------------|--------------------------------------|
| 2005   | 3 963      | 2 661      | 1 390                                |
| 2006   | 4 097      | 2 035      | 1 561                                |
| 2007   | 3 683      | 2 371      | 1 333                                |

#### 11.3.5 Reningsresultat, kemikalieförbrukning

I Tabell 11-4 redovisas medelhalter i inkommande och utgående vatten från anläggningen i Vika Strand under perioden 2005-2007. En sammanställning av samtliga analysresultat redovisas i bilaga 1.

Under de fyra vintermånader anläggningen fungerar som fällningsdamm, har reduktionen varit 97–99 % avseende fosfor, 9–60 % avseende kväve och 35–75 % avseende BOD<sub>7</sub>. Under bevattningssäsongen, då anläggningen fungerar som lagrings- och biodamm, har motsvarande reduktion varit ca 50–65 % avseende fosfor, 75–80 % avseende kväve och 70–75 % avseende BOD<sub>7</sub>.

Utsläppen till recipient har på årsbasis varit ca 1 % av inkommande fosformängd, ca 15–30 % av inkommande kvävemängd, samt ca 10–20 % av inkommande mängd BOD<sub>7</sub>. Eventuella läckage av näringsämnen från den bevattnade energiskogsytan är då inte inräknade.

Genom bevattningen har på årsbasis ca 20–30 % av inkommande fosfor, samt ca 10–15 % av inkommande kväve tillförts energiskogen.

Att andelen kväve som återförs till odling är lägre än fosforandelen, beror på att kvävereduktionen sommartid, i lagrings-/biodammarna, är högre än under vinterdriften som fällningsdamm. Tittar man närmare på kväveanalyserna (se bilaga 1), framgår att kvävehalten ofta är relativt låg under första delen av bevattningssäsongen. Det vatten som då tas till bevattning har långtidslagrats i dammarna. Kvävereduktionen i långtidslagrat vatten kan bero på exempelvis ammoniakavgång. Tecken som tyder på det är att ammoniumhalten i långtidslagrat vatten låg, samtidigt som pH är högt. Analys av olika kväveformer under 2008, visade att vattnet var fritt från nitrat, vilket tyder på att nitrifikation/denitrifikationsprocessen, som ger kvävgasavgång, inte är betydande.

Uppföljningen av patogener i avloppsvattnet (bilaga 1) visar att utgående vatten till bevattning vid samtliga provtagningstillfällen utom ett uppfyllt kraven på utmärkt badvattenkvalitet (Tabell 11-5 nedan) avseende *Escherichia coli* och *Intestinala enterokocker*. Utgående vatten från fällningsdammen vintertid, uppfyller badvattenkraven av-

Tabell 11-4 Medelhalter i inkommande och utgående vatten 2005–2007, Vika Strand.  
För baktanalyser har medianvärden angivits istället för medelvärden.  
INK=inkommande, UTG=utgående till recipient, BEV=utgående till bevattning.

| Vika Strand 2005  |            | Medelvärden 2005 |            |            | Reduktion 2005 |           |
|-------------------|------------|------------------|------------|------------|----------------|-----------|
|                   |            | INK              | UTG 4 mån  | BEV 4 mån  | UTG 4 mån      | BEV 4 mån |
| pH                |            | 7,5              | 7,6        | 8,7        |                |           |
| BOD <sub>7</sub>  | mg/l       | 235              | 153        | 59         | 35%            | 75%       |
| Kväve             | mg/l       | 85               | 77         | 20         | 9%             | 76%       |
| Fosfor            | mg/l       | 12,3             | 0,13       | 4,5        | 99%            | 63%       |
| Koliforma bakt 35 | cfu/100 ml | >10 000          | 590        | 10         | >88%           |           |
| E coli            | cfu/100 ml | >10 000          | 340        | <10        | >97%           | >83%      |
| Enterokocker      | cfu/100 ml | >10 000          | 2 500      | 3 505      | >75%           | >65%      |
| Salmonella        | i 1000 ml  | ej påvisad       | ej påvisad | ej påvisad |                |           |
| Ammoniumkväve     | mg/l       |                  | 65         | 4,4        |                |           |
| Vika Strand 2006  |            | Medelvärden 2006 |            |            | Reduktion 2006 |           |
|                   |            | INK              | UTG 4 mån  | BEV 4 mån  | UTG 4 mån      | BEV 4 mån |
| pH                |            | 7,5              | 7,5        | 8,3        |                |           |
| BOD <sub>7</sub>  | mg/l       | 243              | 64         | 58         | 74%            | 76%       |
| Kväve             | mg/l       | 95               | 41         | 18         | 57%            | 81%       |
| Fosfor            | mg/l       | 14,2             | 0,41       | 4,8        | 97%            | 66%       |
| Koliforma bakt 35 | cfu/100 ml | >10 000          | 10 000     | 93         |                | >98%      |
| E coli            | cfu/100 ml | >10 000          | 210        | 36         | >79%           | >99%      |
| Enterokocker      | cfu/100 ml | >10 000          | 5 009      | 91         |                | >99%      |
| Salmonella        | i 1000 ml  | ej påvisad       | ej påvisad | ej påvisad |                |           |
| Ammoniumkväve     | mg/l       |                  | 36         | 0,1        |                |           |
| Vika Strand 2007  |            | Medelvärden 2007 |            |            | Reduktion 2007 |           |
|                   |            | INK              | UTG 4 mån  | BEV 4 mån  | UTG 4 mån      | BEV 4 mån |
| pH                |            | 7,5              | 7,4        | 8,6        |                |           |
| BOD <sub>7</sub>  | mg/l       | 149              | 37         | 45         | 75%            | 70%       |
| Kväve             | mg/l       | 91               | 53         | 17         | 42%            | 81%       |
| Fosfor            | mg/l       | 11,0             | 0,25       | 5,6        | 98%            | 49%       |
| Koliforma bakt 35 | cfu/100 ml | >10 000          | 8 000      |            |                |           |
| E coli            | cfu/100 ml | >10 000          | 240        |            | >97%           |           |
| Enterokocker      | cfu/100 ml | >10 000          | 2 000      |            | >83%           |           |
| Salmonella        | i 1000 ml  | ej påvisad       | ej påvisad |            |                |           |
| Ammoniumkväve     | mg/l       |                  | 49         | 5,5        |                |           |

seende Escherichia coli vid alla provtagningstillfällen utom ett, men överskrider ofta badvattenkraven avseende Intestinala enterokocker. Salmonella har endast påvisats vid ett tillfälle i inkommande avloppsvatten (typ Salmonella London). I utgående vatten har salmonella inte påvisats under uppföljningsperioden.

Tabell 11-5 Klassificeringsparametrar för inlandsvatten enligt NFS 2008:8, Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om badvatten (bilaga 3).

| Parametrar                            | Utmärkt kvalitet | Bra kvalitet |
|---------------------------------------|------------------|--------------|
| Intestinala enterokocker (cfu/100 ml) | 200*             | 400*         |
| Escherichia coli (cfu/100 ml)         | 500*             | 1 000*       |

\* Baserat på en 95-percentilbedömning enligt föreskrifternas bilaga 4.

### 11.3.6 Energiskogens tillväxt

Energiskogen skördas vart 4:e till 5:e år, både på bevattnade och obevattnade ytor. Skillnaden i tillväxt mellan bevattnade och obevattnade ytor är inte uppmätt, men den synbara skillnaden i beståndens höjd framgår av Figur 11-6.



Figur 11-6 Skillnad i höjdtillväxt mellan bevattnad (vänster) och obevattnad yta (höger) våren 2008, fyra år efter senaste avverkning.

Markägaren uppskattar att skörden (mätt som mängden torr flis) har varit nära dubbelt så stor på den bevattnade delen som på obevattnade ytor, framförallt tack vare att stammarna varit grövre.

### 11.3.7 Erfarenheter av bevattning

Bevattningsanläggningen fungerar enligt markägaren bra, och har haft mycket få driftstopp. Bevattningsperioden 15 maj till 15 september har visat sig vara lämplig och medger att energiskogen hinner invintra.

Den bevattnade ytan är avlång och avloppsvattnet fördelas ut till bevattningsslangarna längs ena kortsidan. Det medför att varje bevattningsslang är ca 200 m lång, istället för maximalt rekommenderade 100 m (misstag av leverantören). De långa slanglängderna ger en något ojämn fördelning av vatten.

Det händer att djur (rådjur mm) trampar sönder bevattningsslangarna, så att delar måste bytas ut. Ett annat problem i odlingen är uppslag av lövträd, vilket medför problem vid skörd. Uppslag av lövträd är dock ett generellt problem för energiskogsodlingar norrut och inte en effekt av bevattningen.

Markägaren är positiv till bevattning med avloppsvatten, men skulle rekommendera större arealer för att få bättre lönsamhet. Problemet med dålig lönsamhet för småskalig energiskogsodling är generellt och beror på höga kostnader för skörd och lagring av Salix. För närvarande (2008–2009) pågår ett forskningsprojekt vid JTI som syftar till att göra små Salixodlingar mer lönsamma. Forskarna ska studera och jämföra kostnader för några skilda skörde- och logistiksystem. Idag direktflisas Salix vid skörd och levereras omedelbart till värmeverk för att inte mögelbildning och substansförluster ska uppstå. Bland annat kan ett system för skörd av helskott och direktbuntning vara ett intressant

alternativ, eftersom hela skott i hög eller buntar kan lagras väsentligt längre tid än Salixflis.

#### **11.3.8 Villkor för anläggningen**

Gällande beslut angående utformningen och driften av avloppsreningsverket i Vika Strand fattades av Miljökontoret i Falu kommun 2003-10-31.

För utsläpp till mark och vatten gäller att innehållet av totalfosfor i utgående vatten till recipienten inte får överstiga 1,0 mg P/l, beräknat som medelvärde per vintersäsong. Den totala utsläppsmängden till recipienten, summerat över ett kalenderår, får ej överstiga 10 kg totalfosfor.

Om bevattning ej kan utföras på grund av driftstörning ska vattnet renas med kemisk fällning året runt.

Hygienmässigt måste lagring i dammar ske i minst 16 dygn innan spridning till energiskog får ske. Skyddszon 200 m från bevattning till bebyggelse, 10 m spridningsfri skyddszon i ytterkant energiskog. Dessutom ska bevattnad energiskog vara skyltad och dammarna ska vara inhägnade. Bevattning med det biologiskt renade vattnet får endast bedrivas till den mängd att salixväxternas vatten- och näringsbehov täcks.

## 12 Internationell utblick

Fällningsdammar eller nära besläktade system har tilldragit sig ett ökande internationellt intresse. I USA används beteckningen CEPT, vilket betyder "Chemically Enhanced Primary Treatment", det vill säga man ser processen som en tillsats av kemikalie före en stor sedimenteringsyta. Denna yta kan vara en tillverkad bassäng, men också utgöras av en damm. Man noterar att BOD-reduktionen inte är excellent, men att fosforreduktionen är utmärkt och att partikelinnehållet i utflödet (SS) är mycket lågt. Vidare framhävs den enkla skötseln och den låga energiförbrukningen.

I Hongkong färdigställdes världens största CEPT-anläggning 1997 med ett medelflöde av 20 m<sup>3</sup>/s och ett maxflöde av 40 m<sup>3</sup>/s. (Harleman & Murcott, 2001). I Montreal behandlades 2007 7,6 Mm<sup>3</sup> till en BOD<sub>7</sub>-halt av 54 mg/l, fosforhalt 0,49 mg/l och turbiditet 14 FTU (Montreal, internetreferens 090528). Dessa anläggningar skulle vi nog dock benämna direktfällningsanläggningar och belastningen på sedimenteringsytorna är flera gånger större än vad vi kalkylerar med för fällningsdammar. Förbehandlingen är också mer omfattande (galler, sandfång).

I ett samarbete mellan MIT (Massachusetts Institute of Technology) Boston och Luleå tekniska universitet genomfördes ett examensarbete utanför Sao Paulo i Brasilien; närmare bestämt i Sao Joao da Boa Vista (ca 80 000 p e). Där användes luftade dammar som var energikrävande och gav otillfredsställande fosforreduktion. I examensarbetet kunde visas att en fällning halverade driftskostnaden och sänkte fosforhalten påtagligt (Reinosdotter & Sjöbohm, 2000).

I Nordamerika används fällning i dammar satsvis; bland annat beroende på mycket ojämn recipientstatus. Från Minnesota rapporteras försök med satsvis aluminiumfällning, där en solcellsdriven omrörare sänkts ned i en damm (11 ha) och fått arbeta i ett dygn varefter aluminium doserades (från båt) under fortsatt omrörning i något dygn. Därefter stoppades omrörning och sedimentering vidtog (1–3 dygn rekommenderades). Efter färdig sedimentering öppnades utflödet. Det uppsatta målet om en utgående fosforhalt <1 mg P/l klarades (Solar-Bee/Pump Systems Inc, 2004). Ontario i Kanada samt staterna Maine, Michigan och Minnesota i USA är exempel på regioner där fällning i dammar väckt intresse. I Norden finns även dammar i Finland och Norge; uppskattningsvis några tiotal.

# Referenser

## Skriftliga

- Cripps, S. & Hanæus, J. 1993. The effects of chemical precipitation by slaked lime on suspended particle dynamics in wastewater ponds. *Water Science and Technology* 28 (10), 215–222.
- Ferrara, R. & Avici, 1982. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 54, 361–369.
- Ferrara, R. & Harleman, D., 1980. Dynamic nutrient model for waste stabilisation ponds. *ASCE Journal of Environmental Engineering Division* 106, EE 1, 37–54.
- Grönlund, E., 2004. Microalgae at wastewater pond treatment in cold climate – an engineering approach. Doctoral Thesis, Luleå University of Technology, 2004:61,
- Hanæus, J., 1991. Wastewater treatment by chemical precipitation in ponds. Doctoral Thesis, Luleå University of Technology, 1991:095 D.
- Hanæus, J. 1991a. Sludge accumulation in ponds for wastewater treatment using alum precipitation. *VATTEN* 47 (3), 181–188.
- Hanæus, J., 1991b. The effects of the termination of slaked lime dosage in wastewater precipitation ponds. *VATTEN* 47 (3), 189–196.
- Hanæus, J. & Holmgren, S., 1982. Erfarenheter av fällningsdammar. Rapport, VIAK AB, Sollefteå).
- Harleman, D. & Murcott, S., 2001. An innovative approach to urban wastewater treatment in the developing world. *Water* 21, pp 44–48.
- Hellström, D. och Kvarnström, E. 1997. Avvattning av slam med naturnära metoder – erfarenheter från ett fullskaleförsök i Lövånger. Rapport 1997-12, Svenskt Vatten Utveckling.
- Holmgren, S. & Holmström, L., 1979. Fällningsdammar i Jämtlands län. Erfarenheter av försök under åren 1973-79. Rapport från Länsstyrelsen i Jämtlands län, Serie A, Nr 6.
- Johansson, E., 2001. Säsongslagring av avloppsvatten för skogsbevattning. *Vatten* 57 (1) 15–22.
- Johansson, E., Hanæus, J. & Grönlund, E., 2005. Fällningsdamm och biodamm – fällningsdammar med avstängd dosering sommartid. VA-Forsk rapport nr 2005-18.
- JTI, 2008. Forskare vill göra små Salixodlingar lönsammare (elektronisk). [www.jti.se](http://www.jti.se) (2008-11-12).
- Jönsson, R., Jonasson, C. och Nilsson, G., 2003. Biologisk rening i kallt klimat – konsekvenser för Norrlands kommunala reningsverk av artikel 4.2 i avloppsdirektiv 91/271/EEG. VA-Forsk rapport nr 2003-38.

- Lingsten, A. och Lundkvist, M., 2008. Nulägesbeskrivning av VA-verkens energianvändning. Svenskt Vatten Utveckling rapport 2008-01.
- Pettersson, U., 1993. Fällningsdammar – erfarenheter och rekommendationer. UP Miljökonsult, Östersund.
- Poulanne, J., 1972. Avloppsvattendammar – utformning och effektivitet. Vattenstyrelsen, Helsingfors. Rapport 24 (på finska).
- Reed, S., 1995. Natural systems for waste management and treatment. 2nd edition, McGraw-Hill, New York, p 123.
- Reinosdotter, K. & Sjöbohm, L. 2000. Wastewater treatment in ponds, Brazil. Examensarbete civ 2000:242, Luleå tekniska universitet.
- SCB och Naturvårdsverket, 2008. Statistiska Meddelanden, MI 22 SM 0801: Utsläpp till vatten och slamproduktion 2006.
- SolarBee Pump Systems Inc, 2004. Evaluation of Phosphorus reduction in wastewater ponds by injecting Aluminium Sulfate into a high solar powered circulator. Report, February 23, 2004
- Somiya, I. & Fujii, S., 1984. Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond. Water Research 18 (3), 325–333.
- Svensson, G., 1967. Biologiska dammar. Inst för VA-teknik, CTH, Rapport B 67:3.
- Zhang, W., 2008. Fällningsdammar – an investigation of wastewater treatment by chemical precipitation in ponds in Northern Sweden. Masters Thesis 2008:104, Luleå University of Technology.
- Ödegaard, H., Balmér, P. & Hanæus, J., 1987. Chemical precipitation in highly loaded stabilisation ponds in cold climates. Scandinavian experiences. Water Science & Technology 19 (12), 71–77.

### **Internet**

Montreal: <http://services.ville.montreal.qc.ca/station/an/accustaa.html> 090528

WOW, 2008. Water on the Web – Monitoring Minnesota Lakes on the Internet and Training Water Science Technicians for the Future – A National On-line Curriculum using Advanced Technologies and Real-Time Data. ([www.waterontheweb.org](http://www.waterontheweb.org)). University of Minnesota-Duluth, Duluth, MN 55812.

### **Muntliga**

Lidman, O. Ägare till energiskogsodlingen i Vika Strand, Falun (2008-11-10).

Sundvall, T. Örebro kommun, Tekniska kontoret (2009-04-14).

## Analyssammanställning

Inkommande vatten 2005–2007

För baktanalyser har medianvärden redovisats istället för medelvärden.

| INKOMMANDE 2005     | 2005-01-04 |  | 2005-03-09 |  | 2005-04-27 |  | 2005-05-23 |  | 2005-07-04 |  | 2005-09-04 |  | Medel 2005 |  |
|---------------------|------------|--|------------|--|------------|--|------------|--|------------|--|------------|--|------------|--|
|                     | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  |
| pH                  | 7,7        |  | 7,7        |  | 7,3        |  | 7,5        |  | 7,4        |  | 7,5        |  | 7,5        |  |
| BOD <sub>7</sub>    | 270        |  | 250        |  | 210        |  | 240        |  | 230        |  | 210        |  | 235        |  |
| Kväve               | 110        |  | 88         |  | 79         |  | 79         |  | 84         |  | 70         |  | 85         |  |
| Fosfor              | 11         |  | 15         |  | 12         |  | 12         |  | 12         |  | 12         |  | 12,3       |  |
| Koliforma bakt 35   | 150000     |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  |
| E coli              | 8200       |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  |
| Intest Enterokocker | 25000      |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | -          |  | >10 000    |  | >10 000    |  |
| Salmonella          | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  |
| INKOMMANDE 2006     | 2006-01-02 |  | 2006-03-08 |  | 2006-04-26 |  | 2006-05-22 |  | 2006-07-03 |  | 2006-09-11 |  | Medel 2006 |  |
|                     | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  |
| pH                  | 7,6        |  | 7,9        |  | 7,5        |  | 7,8        |  | 6,6        |  | 7,4        |  | 7,5        |  |
| BOD <sub>7</sub>    | 260        |  | 250        |  | 130        |  | 160        |  | 540        |  | 120        |  | 243        |  |
| Kväve               | 120        |  | 110        |  | 48         |  | 82         |  | 130        |  | 82         |  | 95         |  |
| Fosfor              | 13         |  | 16         |  | 8          |  | 13         |  | 23         |  | 12         |  | 14,2       |  |
| Koliforma bakt 35   | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  |
| E coli              | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  |
| Intest Enterokocker | -          |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  |
| Salmonella          | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  |
| INKOMMANDE 2007     | 2007-01-10 |  | 2007-02-01 |  | 2007-02-08 |  | 2007-02-20 |  | 2007-03-07 |  | 2007-05-22 |  | 2007-08-22 |  |
|                     | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  | INK        |  |
| pH                  | 7,7        |  | 7,3        |  | 7,2        |  | 7,6        |  | 7,4        |  | 7,6        |  | 7,5        |  |
| BOD <sub>7</sub>    | 190        |  | 190        |  | 170        |  | 170        |  | 25         |  | 150        |  | 150        |  |
| Kväve               | 98         |  | 96         |  | 91         |  | 90         |  | 99         |  | 78         |  | 83         |  |
| Fosfor              | 10         |  | 12         |  | 13         |  | 10         |  | 6,8        |  | 13         |  | 12         |  |
| Koliforma bakt 35   | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  |
| E coli              | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  |
| Intest Enterokocker | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  | >10 000    |  |
| Salmonella          | påvisad    |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  | ej påvisad |  |

# Avloppsanläggning Vika Strand

## Analyssammanställning

Utgående vatten 2005–2007

Utgående vatten 2005–2007

| UTGÅENDE/<br>BEVATTNING 2005      | 2005-01-04<br>UTG | 2005-03-09<br>UTG | 2005-04-27<br>UTG | 2005-05-23<br>BEV | 2005-07-04<br>BEV | 2005-09-04<br>BEV | Medel 2005<br>UTG 4 mån | Medel 2005<br>BEV 4 mån |                         |
|-----------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| pH                                | 7,6               | 7,8               | 7,5               | 8,7               | 9,5               | 8                 | 7,6                     | 8,7                     |                         |
| BOD <sub>7</sub>                  | 190               | 150               | 120               | 18                | 110               | 50                | 153                     | 59                      |                         |
| Kväve                             | 77                | 87                | 68                | 4,2               | 23                | 34                | 77                      | 20                      |                         |
| Fosfor                            | 0,18              | <0,1              | <0,1              | 1,2               | 5,6               | 6,8               | 0,13                    | 4,5                     |                         |
| Koliforma bakt 35                 | 2800              | 590               | 270               | <10               | 9                 | >10 000           | 590                     | <10                     |                         |
| E coli                            | 500               | 340               | 45                | <10               | <10               | 5000              | 340                     | 10                      |                         |
| Intest Enterokocker               | 2500              | 5000              | 100               | <10               | ej påvisad        | 7000              | 2500                    | 3505                    |                         |
| Salmonella                        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad              | ej påvisad              |                         |
| Ammoniumkväve                     | 70                | 67                | 58                | <0                | 0,28              | 13                | 65                      | 4,4                     |                         |
| Andel NH <sub>4</sub> -N av tot-N | 91%               | 77%               | 85%               | 1%                | 1%                | 38%               | 84%                     | 22%                     |                         |
| UTGÅENDE/<br>BEVATTNING 2006      | 2006-01-02<br>UTG | 2006-03-08<br>UTG | 2006-04-26<br>UTG | 2006-05-22<br>BEV | 2006-07-03<br>BEV | 2006-09-11<br>BEV | Medel 2006<br>UTG 4 mån | Medel 2006<br>BEV 4 mån |                         |
| pH                                | 7,8               | 7,5               | 7,3               | 8                 | 7,5               | 9,5               | 7,5                     | 8,3                     |                         |
| BOD <sub>7</sub>                  | 33                | 110               | 50                | 91                | 32                | 52                | 64                      | 58                      |                         |
| Kväve                             | 29                | 64                | 30                | 20                | 21                | 12                | 41                      | 18                      |                         |
| Fosfor                            | 0,23              | 0,89              | <0,1              | 4,8               | 6,3               | 3,3               | 0,41                    | 4,8                     |                         |
| Koliforma bakt 35                 | >10 000           | >10 000           | 82                | <93               | 640               | <10               | 10000                   | 93                      |                         |
| E coli                            | 210               | 6000              | <10               | 36                | 170               | <10               | 210                     | 36                      |                         |
| Intest Enterokocker               | -                 | >10 000           | 18                | 91                | 140               | 18                | 5009                    | 91                      |                         |
| Salmonella                        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad              | ej påvisad              |                         |
| Ammoniumkväve                     | 23                | 60                | 25                | 0%                | 0                 | 0,08              | 36                      | 0,1                     |                         |
| Andel NH <sub>4</sub> -N av tot-N | 79%               | 94%               | 83%               | 0%                | 0%                | 1%                | 88%                     | 0%                      |                         |
| UTGÅENDE/<br>BEVATTNING 2007      | 2007-01-10<br>UTG | 2007-02-01<br>UTG | 2007-02-08<br>UTG | 2007-02-20<br>UTG | 2007-03-07<br>UTG | 2007-05-22<br>BEV | 2007-08-22<br>BEV       | Medel 2007<br>UTG 4 mån | Medel 2007<br>BEV 4 mån |
| pH                                | 7,9               | 7,2               | 7,4               | 7,5               | 7,1               | 8,6               | 8,5                     | 7,4                     | 8,6                     |
| BOD <sub>7</sub>                  | 22                | 48                | 52                | 53                | 8                 | 31                | 59                      | 37                      | 45                      |
| Kväve                             | 39                | 51                | 55                | 60                | 60                | 5,7               | 28                      | 53                      | 17                      |
| Fosfor                            | 0,3               | 0,27              | 0,24              | 0,24              | 0,2               | 2,6               | 8,6                     | 0,25                    | 5,6                     |
| Kalium                            |                   |                   |                   |                   | 23                | 10                | 23                      |                         | 17                      |
| Koliforma bakt 35                 | >10 000           | 8000              | 4000              |                   |                   |                   |                         | 8000                    |                         |
| E coli                            | 470               | 240               | <160              |                   |                   |                   |                         | 240                     |                         |
| Intest Enterokocker               | 2300              | >770              | 2000              |                   |                   |                   |                         | 2000                    |                         |
| Salmonella                        | ej påvisad        | ej påvisad        | ej påvisad        |                   |                   |                   |                         | ej påvisad              |                         |
| Ammoniumkväve                     | 34                | 47                | 51                | 54                | 58                | <0,01             | 11                      | 49                      | 5,5                     |
| Andel NH <sub>4</sub> -N av tot-N | 87%               | 92%               | 93%               | 90%               | 97%               | 0,2%              | 39%                     | 92%                     | 33%                     |





Box 47607, 117 94 Stockholm

Tel 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)