

Drifterfarenheter vid vattenverk med **kemisk fällning** under hösten/våren 1998-99

Claes Hernebring



VA-Forsk

VA-Forsk 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. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av 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
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

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

Ola Burström, ordförande
Roger Bergström
Bengt Göran Hellström
Staffan Holmberg
Pär Jönsson
Peeter Maripuu
Stefan Marklund
Peter Stahre
Jan Söderström

Skellefteå
Svenskt Vatten AB
Stockholm Vatten AB
Haninge
Östersund
Vaxholm
Luleå
VA-verket Malmö
Sv kommunförbundet

Asle Aasen, adjungerad
Thomas Hellström, sekreterare

NORVAR, Norge
Svenskt Vatten AB

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

VA-Forsk
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
E-post svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Drifterfarenheter vid vattenverk med kemisk fällning under hösten/våren 1998–99
Title of the report:	Operational experiences at water treatment plants applying chemical coagulation during the autumn/spring 1998–99
Rapportens beteckning	
Nr i VA-Forsk-serien:	2003-13
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-77-4
Författare:	Claes Hernebring, DHI – Water & Environment AB
VA-Forsk projekt nr:	99-131
Projektets namn:	Driftproblem vid vattenverk med kemisk fällning höst/vår 1998–99
Projektets finansiering:	VA-Forsk, deltagande kommuner
Rapportens omfattning	
Sidantal:	89
Format:	A4
Sökord:	Vattenverk, kemisk fällning, vattenkvalitet, humusreduktion
Keywords:	Water treatment plants, chemical coagulation, water quality, reduction of humic substances
Sammandrag:	Rapporten redovisar drifterfarenheter från fyra vattenverk med kemisk fällning i sydvästra Sverige före, under och efter perioden hösten 1998–våren 1999, vilken för dessa vattenverk innebar extrema förhållanden i och med att en relativt stabil råvattenkvalitet plötsligt förändrades till det sämre.
Abstract:	This report describes operational experiences in four Swedish water treatment plants applying chemical coagulation of surface water of an extreme climatic situation in the south-west of Sweden beginning in the end of 1998. This period implied a sudden change from a former stable raw water quality.
Målgrupper:	Kommunala VA-förvaltningar, vattenverkspersonal, konsulter
Omslagsbild:	Foto Claes Hernebring
Rapporten beställs från:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2003
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

SAMMANFATTNING

Syftet med projektet var att samla ihop erfarenheter från vattenverk av den extrema hydrologiska situationen i sydvästra Sverige under slutet av 1998 och under 1999. Lysekils vattenverk, Sjöbo vattenverk i Borås, Mariebergs vattenverk i Uddevalla samt Sjöuddens vattenverk i Växjö bidrog med data till projektet.

Från vattenverken fanns tidsserier från 12 upp till 27 år för att dokumentera historiskskrivningen beträffande råvattensammansättning och driftdata. Gemensamt framstår perioden 1998–99 som en extremperiod, med något varierande tidpunkt för uppmätta maximala COD_{Mn}- och färgvärden. Drifterfarenheterna kan kortfattat sammanfattas enligt nedan:

Lysekils vattenverk – En långsiktig ökad trend kan konstateras i tillämpad Al-sulfatdos på grund av ökade färgtal i råvattnet. Trots dessa förhållanden kännetecknas dricksvattnet av stabil hög kvalitet, t o m kan en med åren förbättrad driftstabilitet observeras.

Sjöbo vattenverk i Borås – År 1998 är speciellt framträdande med mycket höga resthalter organiskt material i behandlat dricksvatten. Detta gäller dock inte restaluminiumhalt-erna, som med marginal i regel underskrider anmärkningsvärd nivå.

Mariebergs vattenverk i Uddevalla – Dricksvattenanalyserna tyder på att den kemiska fällningen tidvis inte fungerat tillfredsställande. Speciellt framträdande är året 1998 med mycket höga resthalter organiskt material, grumlighetsvärden samt restaluminium.

Sjöuddens vattenverk i Växjö – Effekter av dramatiska driftproblem kan spåras genom analyserad restaluminiumhalt i dricksvattnet, med mycket höga värden just före årsskiftet 1998/99.

Kompletterande mätningar utfördes under några månader i vattenverken Lysekil, Uddevalla resp. Borås, dels med en kontinuerlig UV-mätare för registrering av inkommande råvatten och utgående dricksvatten eller filtrat. Samtidigt insamlades relevanta data från driftövervaknings-systemen med hög tidsupplösning. Två incidenter med nedsatt barriärverkan hos den kemiska fällningen infångades under mätperioderna – dels ett avbrott i koagulantdoseringen i Borås, och dels en driftstörning som påverkade pH-regleringen i Uddevalla.

I materialet har funnits underlag att göra jämförelse mellan verken med avseende på doseringsregler och följsamheten mot råvattenvariationer. Det uppkommer dock svårigheter, då trovärdighet hos vissa råvattenanalyser är bristfällig. Karakterisering av råvattnets humushalt genom UV-absorbansmätning har visat sig behäftad med minst felkällor, och rekommenderas därför för kontinuerlig uppföljning. Spridningen i doseringar är mycket stor. Vid samma råvattenkvalité kan koagulanttillsatsen skilja sig med en faktor 2–3. Som ett grovt medianvärde har vattenverken tillämpat aluminiumdosen 0,50–0,55 mg Al per mg COD_{Mn}. Vilken typ av aluminium tycks inte spela någon roll (aluminiumsulfat, PAX och Ekoflock finns representerade i materialet). Denna aluminiumdos är högre än en omtolkning av en gammal tumregel (ca 0,35 mg Al per mg COD_{Mn}), men vid ett av verken med en doseringsfaktor runt 0,4 har de största driftbekymren visat sig. Detta behöver inte vara den direkta orsaken eftersom optimala processförhållanden (fällnings-pH, effektiv separation: sedimentering/filtrering) i övrigt också är av stor vikt, vilket inte inkluderas i denna relativt grova analys.

Det har också gjorts försök i rapporten att finna hydrologiska förklaringsgrunder till råvattenkvalitetsvariationerna. Det finns inte något direkt samband med flödesvariationerna i sig. Den hypotes som återstår är att åren 1996, 1997 samt möjligen också inledningen av 1998 innebar en ovanlig period i form av en följd av "torrår", som sedan "sköljs ur" när våtperioden kommer hösten 1998– våren 1999. Av betydelse för upplevda driftproblem vid vattenverken, speciellt dokumenterat vid Sjöuddens vattenverk i Växjö, är också att ökningen i råvattnets humushalt tycks sammanfalla med en period med extremt låg vattentemperatur. Denna kombination av ogynnsamma faktorer tycks vara unik för årsskiftet 1998/99.

SUMMARY

Operational experiences are reported from water treatment plants (WTP:s) applying chemical coagulation of surface water, of an extreme climatic situation in the south-west of Sweden beginning at the end of 1998. The WTP:s in the communities of Lysekil, Borås, Uddevalla and Växjö contributed with data.

Time series of water quality data from 12 up to 27 years were available in order to characterize the raw water quality history and operational conditions. In common, the years 1998–99 appears as unique years in the respect of raw water colour and COD_{Mn}. The timing of the raw water quality peaks varies somewhat. The operational experiences at the WTP:s can be summarized as follows:

Lysekil WTP – A long-term trend of increased applied alum dosage is noticed. The treated water is in spite of that of high stable quality. In fact, an increased operational stability over the years can be observed.

Borås WTP – Very high residual organic content in the treated water come out strongly during 1998. That does not however apply when the residual aluminium concentrations are considered, which by a wide margin conform to acceptable values.

Uddevalla WTP – Analyses of treated water indicate that the coagulation process occasionally is not working properly. The year 1998 is especially distinct with rather high residual values of organic matter, turbidity and aluminium.

Växjö WTP – Effects of serious operational problems can be traced from high residual aluminium content of the treated water, with especially high values just before the turn of the year 1998/99.

Supplementary information was gathered through field measurements in Lysekil, Uddevalla and Borås by installing a continuous meter registering UV-absorbance of raw and treated water. At the same time relevant data from the SCADA system was collected. Two incidents with reduced barrier efficacy of the chemical coagulation step were observed during the measurement periods – on the one hand an interruption of the coagulant dosage at Borås WTP, on the other hand an operational disturbance affecting the regulation of coagulation pH at Uddevalla WTP.

The collected body of information has served as a basis to compare the operational practice considering dosage rules and adjustments to varying raw water quality. Some difficulties however occur because of questionable quality of some raw water analyses. Measuring the humic content of the raw water by UV-absorbance has shown to be the most reliable method when applied, and therefore is recommended for continuous follow-up. The spread of applied dosage is large. At fixed raw water quality the coagulant dosage can vary by a factor 2–3. As a rough median value of the applied aluminium dosage 0.50–0.55 mg Al per mg COD_{Mn} can be mentioned. In which form the aluminium is added seems to be of minor importance (alum and different kinds of poly aluminium chlorides are represented). The applied general dosage levels are higher than an old rule of thumb (ca 0.35 mg Al per mg COD_{Mn}), but the consistently lower level applied at one of the WTP:s – about 0.4 – coincided with high degree of operational problems. The dosage level itself does not however to be the main reason, because optimum process conditions in other respects (coagulation pH, flocculation and separation by sedimentation/filtration) are extremely important, and not included in the figures above.

Attempts were made to relate observed raw water quality variations to hydrological factors. There was no direct co-variation with natural flows in the raw water source or nearby water-courses. The remaining hypothesis is that the succession of the dry years (1996, 1997 and the beginning of 1998) in the region before the critical period may be a factor of explanation of the exceptional situation. Of critical importance for experienced operational problems at the WTP:s, especially documented at Växjö WTP, is that a rapid rise of humic content in the raw water coincides with extremely low water temperature. This combination of adverse conditions seems to be unique for the turn of the year 1998/99.

FÖRORD

Detta projekt initierades under 1999, när det framkom att flera vattenverk i sydvästra Sverige upplevt allvarliga driftproblem med den kemiska fällningen orsakat av plötsligt försämrade råvattenkvalitet. VA-Forsk beviljade bidrag för projektets genomförande och under våren/sommaren år 2000 tillfrågades ett antal vattenverk om deltagande i projektet. Vattenverken i Lysekil, Uddevalla, Borås och Växjö förklarade sig villiga att delta. Vid en rundresa till vattenverken under hösten år 2000 insamlades bakgrundsdata om vattenverken och analysdata så långt tillbaka det var möjligt, för att klarlägga historieskrivningen. Kompletterande fältmätningar utfördes vid vattenverken i Lysekil, Uddevalla och Borås under vintern 2000 fram till sommaren 2001.

Arbetet med rapporteringen påbörjades under 2001 genom att varje verk fick "sin" rapportdel betr. de historiska data och rapporteringen från ev. on-line-mätningar för synpunkter och ett avstämningsmöte hölls med berörd personal i varje kommun under hösten 2001. Under ett slutseminarium i januari 2002 presenterades det samlade innehållet i rapporten för en bredare krets från de berörda kommunerna.

Vid vattenverken har följande varit kontaktpersoner:

Ernst Henriksen, Borås kommun
Håkan Appelryd, Uddevalla kommun,
Sven-Olof Sellberg, Lysekils kommun
Jan Everling, Växjö kommun.

För hjälp med framtagande av bakgrundsdata och övrigt engagemang i projektet framförs härmed ett tack.

Undertecknad har varit projektledare och ansvarig databearbetning och sammanställande av rapporten. Från DHI AB har också Johan Lindeblom och Bengt Zagerholm deltagit i projektet. Mark deBlois har bidragit med värdefulla synpunkter på rapportens innehåll och strukturering.

Ekonomiska medel för genomförandet har tillskjutits från VA-Forsk och deltagande kommuner.

Göteborg, augusti 2002

Claes Hernebring

DHI AB

INNEHÅLL

1	Bakgrund	1
1.1	Om kemisk fällning av ytvatten	1
1.2	Bakgrund till detta projekt	2
1.3	Råvattenkvalitetsvariationer	3
1.4	Rapportens uppläggning	4
	Lysekils vattenverk	5
1.5	Beskrivning av vattenverket	5
1.6	Historik	6
1.6.1	Råvatten	6
1.6.2	Kemikaliedosering	8
1.6.3	Dricksvattenkvalitet	9
1.7	Driftuppföljning med hög tidsupplösning	11
1.7.1	Allmänt	11
1.7.2	Dokumentation av driftförhållanden	11
1.7.3	Exempel från filterdrift	13
1.7.4	UV-absorbans i rå- och renvatten	14
1.8	Sammanfattande diskussion	16
2	Borås – Sjöbo vattenverk	17
2.1	Beskrivning av vattenverket	17
2.2	Historik	18
2.2.1	Råvatten	18
2.2.2	Kemikaliedosering	20
2.2.3	Dricksvattenkvalitet	21
2.3	Online-mätningar	24
2.3.1	Allmänt	24
2.3.2	Dokumentation av driftförhållanden	24
2.3.3	Driftresultat efter filtrering	25
2.3.4	UV-absorbans i rå- och renvatten	27
2.4	Sammanfattande diskussion	29
3	Uddevalla – Mariebergs vattenverk	31
3.1	Beskrivning av vattenverket	31
3.2	Historik	32
3.2.1	Råvatten	32
3.2.2	Kemikaliedosering	34
3.2.3	Dricksvattenkvalitet	37
3.3	Driftuppföljning med hög tidsupplösning	40
3.3.1	Allmänt	40
3.3.2	Dokumentation av driftförhållanden	40
3.3.3	Exempel från filterdrift	42
3.3.4	UV-absorbans i rå- och renvatten	44
3.4	Sammanfattande diskussion	47
4	Växjö – Sjöuddens vattenverk	48
4.1	Beskrivning av vattenverket	48

4.2	Historik.....	49
4.2.1	Råvatten	49
4.2.2	Kemikaliedosering	51
4.2.3	Dricksvattenkvalitet.....	53
4.3	Sammanfattande diskussion	56
5	Jämförelser mellan vattenverken.....	59
5.1	Mätetal för humushalt i råvatten	59
5.2	Kemikaliedoseringar och råvattenkvalitetsvariation	61
5.3	Tumregler för kemikaliedosering	64
6	Hydrologi och råvattenkvalitetsvariationer.....	66
6.1	Växjö.....	66
6.2	Borås	67
7	Kemisk fällning vid vattenverk – Kortfattad handledning	69
7.1	Kemisk fällning med aluminium.....	69
7.2	Kontroll av fällnings-pH	72
7.2.1	Begreppsförklaring	72
7.2.2	Dos av pH-justerande kemikalie.....	72
7.2.3	Kolsyratillsats.....	74
7.2.4	Soda eller krita som pH-justerande kemikalie	74
7.3	Räkneexempel	77
8	Referenser	81

1 Bakgrund

1.1 Om kemisk fällning av ytvatten

För att läsaren skall ha fullt utbyte av innehållet i denna rapport krävs vissa bakgrundskunskaper om rening av ytvatten – mera specifikt: kemisk fällning av humushaltiga ytvatten. En översiktlig beskrivning ges nedan. Senare i rapporten (kapitel 7) ges mera detaljerad information. Läsaren hänvisas också till handböcker i ämnet, t.ex. Thureson (1992) eller VA-teknik CTH (1997).

Vid kemisk fällning tillsätts ett fällningsmedel (en s.k. koagulant) varvid humusämnen och partiklar ansamlas i tillsammans med utfällningsprodukter från den tillsatta kemikalien till flockar, som sedan genom omrörning byggs upp till större aggregat. Separation av flockarna sker sedan vanligen genom sedimentering och ett avslutande filtersteg.

Mätetal för humushalt

Avsikten med den kemiska fällningen är bl.a. att reducera råvattnets färg, som orsakas av humusämnen i vattnet. Traditionellt har humushalten karakteriserats genom jämförelse med färgintensiteten hos standardlösningar innehållande platina (färgvärde). Mätetalet uttrycks därför som "mg Pt/l". Jämförelsen kan också utföras mot färgade glasskivor (komparator).

Ett vattens innehåll av organiskt material kan också mätas genom tillsats av kaliumpermanganat, varvid det organiska materialet delvis oxideras och permanganat förbrukas. Förbrukningen benämns COD_{Mn} och uttrycks i mg O/l.

Att mäta vattnets absorption av ultraviolett ljus, UV-absorbans, har visat sig vara ett alternativ till de äldre metoderna ovan. Metoden är enklare och enligt författarens uppfattning noggrannare. Absorbansvärdet räknas ut från andelen ultraviolett ljus (vid våglängden 254 nm) som passerar vattenprovet. Mätvärdet (absorbansen) är linjärt beroende av kyvettlängden, varför denna bör anges – vanligen cm^{-1} eller omräknat till m^{-1} . I rapporten ges exempel på mätresultat, bl.a. från on-line-mätningar. Mätetalen UV-absorbans, COD_{Mn} resp. färgvärde samvarierar i hög grad för naturliga vatten.

Fällningsmedel

Fällningsmedlet i detta sammanhang består av metallsalter (järn eller aluminium), i Sverige vanligen aluminiumsulfat eller -klorid. Utfällningsprodukterna består av svår-löslig hydroxid. Metalltillsatsen fungerar som en syra (pH-värdet sänks). På senare tid har ett antal fällningsmedel lanserats med lägre surhetsgrad (aciditet) än de rena metallsalterna. Detta har åstadkommit genom att under tillverkningsprocessen delvis neutralisera syrainnehållet. Produktnamnet får då i regel prefixet "poly-". Det påstås att dessa kemikalier är effektivare fällningsmedel på grund av deras innehåll av metallkomplex med hög laddning.

En mängd handelsnamn förekommer. ALG (Kemira) är konventionell granulerad aluminiumsulfat. Andra handelsnamn från Kemira är PAX, benämnd polyaluminiumklorid

hydroxid samt PAS, en polyaluminiumsulfat. Ekoflock (CDM) benämns aluminiumhydroxiklorid i produktbladet.

Optimala förhållanden – pH-justerings

Utfällningen sker optimalt inom ett visst pH-intervall, omkring pH 6,0–6,5 för aluminiumprodukter. Under fällningsprocessen regleras detta genom tillsats av pH-justerande kemikalier. Vid låg buffertkapacitet hos råvattnet (låg alkalinitet) innebär tillsatsen av fällningsmedel i regel att resulterande pH blir för lågt och måste höjas med kalk- eller lutillsats. För råvatten med mycket hög alkalinitet kan en tillsats av pH-justerande syra i stället bli nödvändig.

Resulterande renvattenkvalitet

En väl fungerande fällningsprocess bör kunna uppnå resthalterna: COD_{Mn} – ca 2 mg/l (motsvar ett UV-absorbansvärde av storleksordningen $0,05 \text{ cm}^{-1}$), färgvärdet $<5 \text{ mg Pt/l}$ och restaluminiumhalten $<0,1\text{--}0,15 \text{ mg Al/l}$

Det krävs en viss minsta dos av fällningsmedel för att uppnå en acceptabel behandlad vattenkvalitet (m.a.p. restkoagulant och resthumushalt). Denna benämns i fortsättningen "erforderlig dos" och är kopplad till råvattnets ursprungliga humushalt.

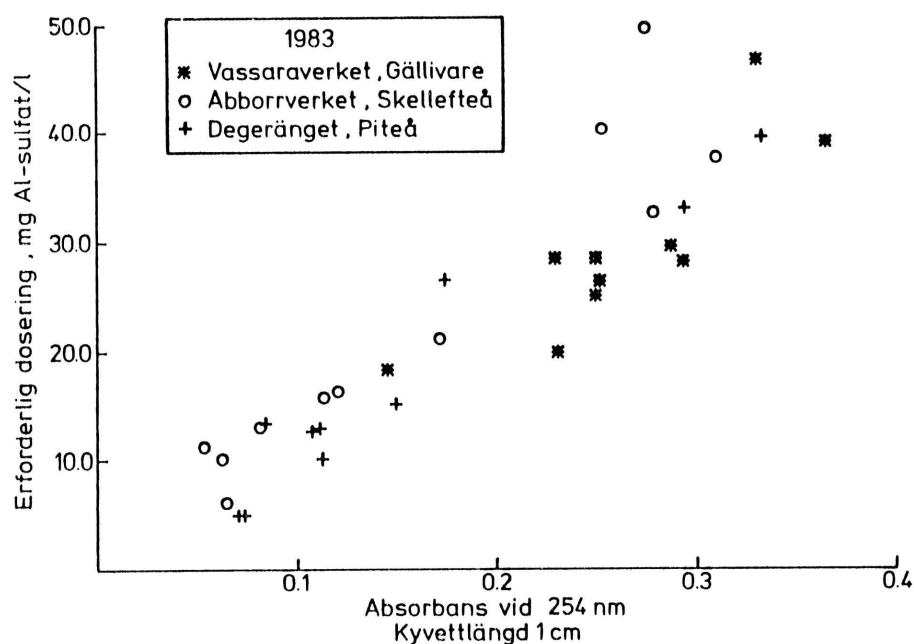
1.2 Bakgrund till detta projekt

Klimatet under hösten 1998 med extrema nederbördsmängder, främst kanske i sydvästra Sverige, gav upphov till en rad VA-tekniska problem. Bl.a. medförde den onormala hydrologiska situationen att man vid vattenverk där tidigare råvattenkvaliteten upplevts som relativt stabil plötsligt tvingades att anpassa den kemiska fällningen till en sämre råvattenkvalitet. Kraftigt förhöjda humushalter medförde att gamla doseringsregler inte fungerade, speciellt verkar det vara fallet vid användning av andra kemikalier än aluminiumsulfat.

Syftet med projektet var att samla ihop erfarenheter av den extrema hydrologiska situationen under slutet av 1998 och början av 1999 från ett antal vattenverk: att beskriva hur förloppet är dokumenterat, vilka åtgärder som vidtogs, vad resultatet blev och vad man kan lära av detta. Vid de av verken, som så önskade, följdes processen upp under lång tid genom online-mätning.

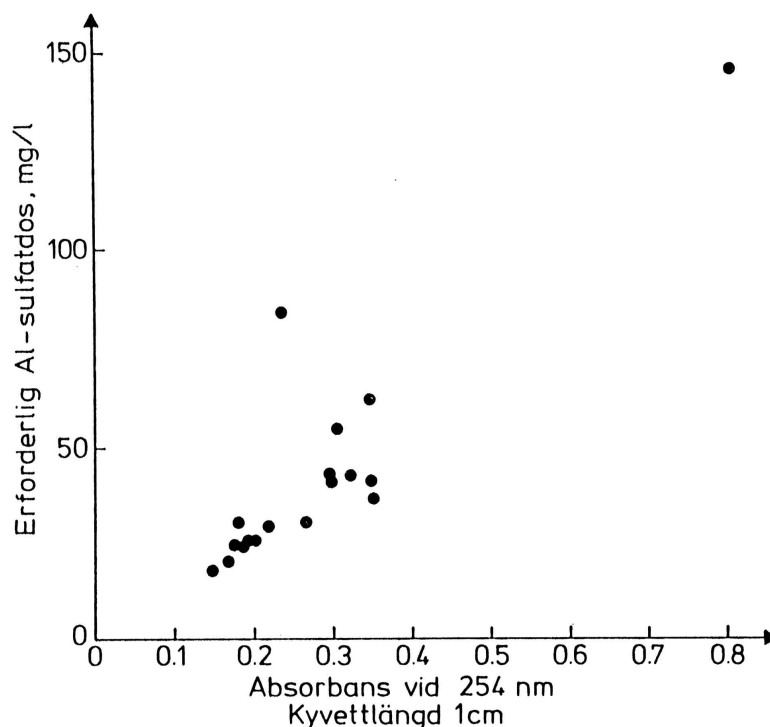
1.3 Råvattenkvalitetsvariationer

En högst varierande råvattenkvalitet (under snösmältningen) kan betecknas som "normalt" för norrländska förhållanden. Diagrammet i Figur 1 illustrerar de variationer i som förekom under våren 1983 vid tre norrländska vattenverk med kemisk fällning av ytvatten. Längs x-axeln är avsatt råvattnets humushalt, här uppmätt som UV-absorbans. "Erforderlig dosering" är den motsvarande aluminiumsulfat-dos som, under standardiserade fällningsförsök, krävdes för att uppnå acceptabla resthalter av aluminium och organiskt material.



Figur 1. Resultat från fällningsförsök med råvatten från tre norrländska vattenverk under våren 1983. Erforderlig kemikaliedos som funktion av råvattnets humushalt mätt som UV-absorbans. Hernebring, 1984.

Även om kemisk fällning med aluminium sedan lång tid kan betecknas som känd teknik kan det finnas behov att tidvis utreda hur denna kunskap tillämpas. Det som tillkommit sedan en större driftundersökning av vattenverk utfördes under början av 80-talet är dels introduktion av nya kemikalier, dels nya möjligheter till övervakning genom övervakningssystem, annan instrumentering och större möjligheter till en effektivare hantering av insamlade data. I Figur 2 sammanfattas resultatet från denna undersökning genom resultat av fällningsförsök från ett 20-tal olika vattenverk.



Figur 2. Resultat från fällningsförsök vid ett 20-tal vattenverk. Hernebring 1980.

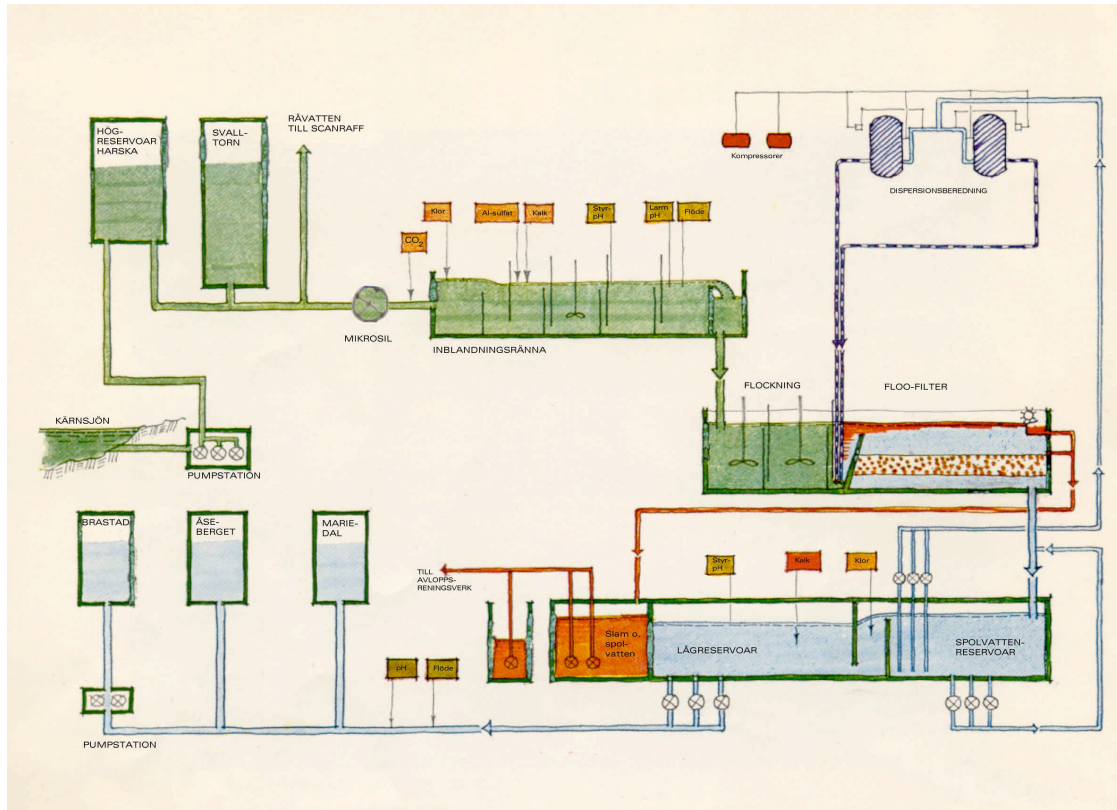
1.4 Rapportens uppläggning

I denna rapport redovisas data från vattenverken i Lysekil, Uddevalla, Borås och Växjö med fokusering på åren 1998–99, vilka för dessa vattenverk innebar onormal råvattenkvalitet. Först visas bakgrundsdata för vattenverken och händelseförloppet som det är dokumenterat i form av historiska analysdata. I respektive verkskapitel redogörs sedan för aktuell fältnämningsperiod (insamling av relevanta data med hög tidsupplösning). Detta moment genomfördes inte vid Sjöuddens vattenverk i Växjö.

I ett följande kapitel görs sedan sammanställningar och jämförelser mellan verken. Ett kapitel har ägnats åt att försöka finna hydrologiska förklaringsgrunder till konstaterade råvattenkvalitetsvariationer. Slutligen ägnas ett avsnitt åt en generell beskrivning av den kemiska fällningen, tumregler och stöddiagram för kontroller av pH-förhållanden i den kemiska fällningen.

Lysekils vattenverk

1.5 Beskrivning av vattenverket



Figur 3. Processchema för Lysekils vattenverk

Lysekils vattenverk är unikt ur processynpunkt bland svenska vattenverk genom att flockavskiljningen sker genom ett flotationsfilter (separation genom flotation ovanför en sandfilterbädd). Råvatten pumpas från Kärnsjön, belägen 35 km nordost om Lysekil.

Verket är dimensionerat för $20\,000\text{ m}^3/22\text{ h}$ eller $910\text{ m}^3/\text{h}$. Aktuellt flöde är dock så lågt som $210\text{--}260\text{ m}^3/\text{h}$.

Flockningsvolymen är 440 m^3 , vilket vid dimensionerande flöde innebär en flockningstid på 30 min (vid $220\text{ m}^3/\text{h}$ – 120 min). Total flotations- resp. filterarea är 126 m^2 med en dimensionerade ytbelastning av $7\text{ m}^3/\text{h}$ (vid $220\text{ m}^3/\text{h}$ – $1,7\text{ m}^3/\text{h}$).

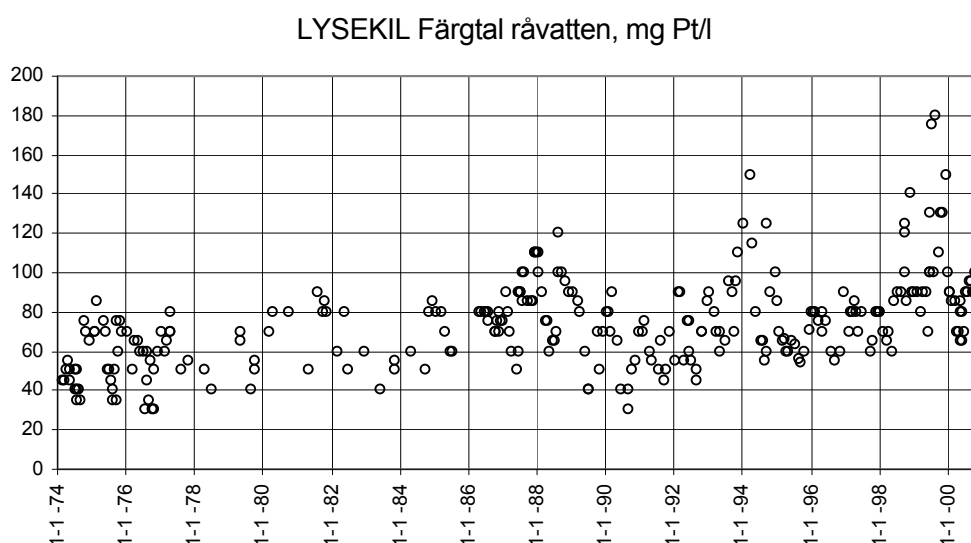
Verket togs i drift 1974 och har sedan dess tillämpat kemisk fällning med Al-sulfat, hårdhetshöjning med kalk/kolsyra och desinfektion med klor. Ingen hjälpkoagulant doseras i den kemiska fällningen.

Anläggningen har med tiden kompletterats med mikrosilar på råvattensidan, nya propelleromrörare i flockningen, förfinad flödesreglering samt modifiering av slamavdraget från flotationsbassängerna.

1.6 Historik

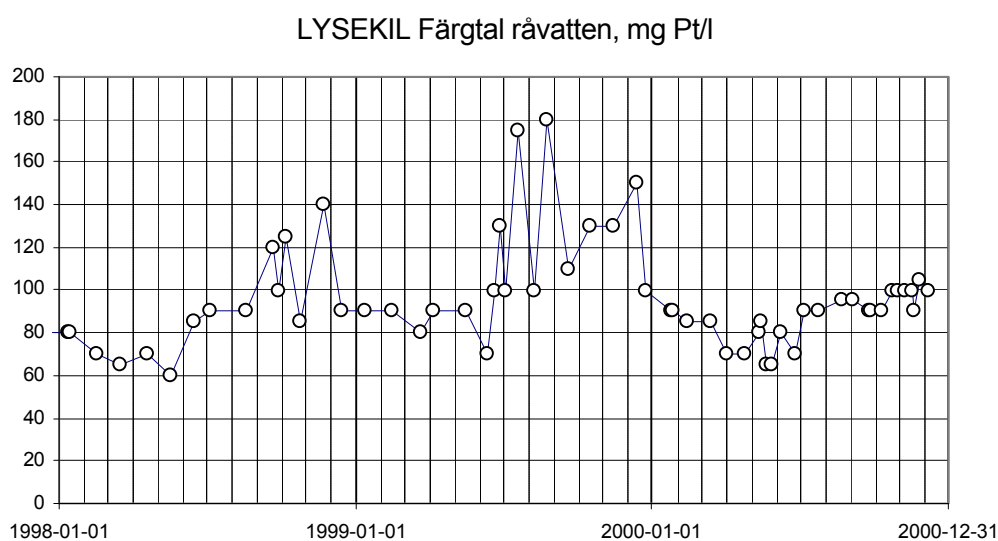
Driftskontrolldata har varit tillgängliga för detta projekt för en period ända sedan vattenverkets uppstart. Från verkets driftkontroll finns alltså tidsserier på mer än 27 år tillgängliga. Här redovisas dessa i olika tidsskala; dels hela perioden för att ev. långsiktstrender skall framkomma, och dels fokuserat på de senaste tre åren.

1.6.1 Råvatten



Figur 4. Färgtal i råvatten till Lysekils vattenverk 1974–2000.

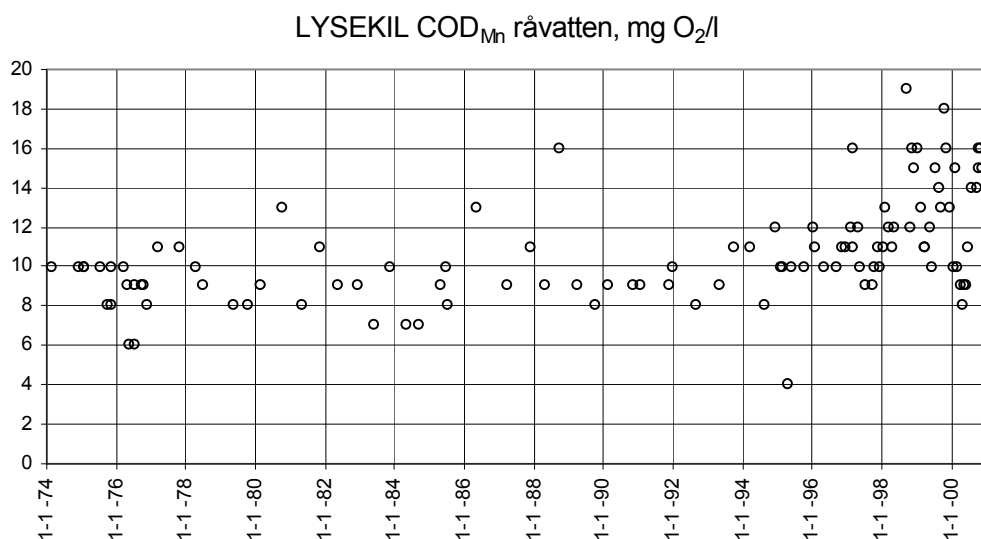
I Figur 4 visas analyserade färgtal för inkommande råvatten. Där framstår perioden 1998–99 som en extrempå period, möjligen med konkurrens av 1994 och 1988.



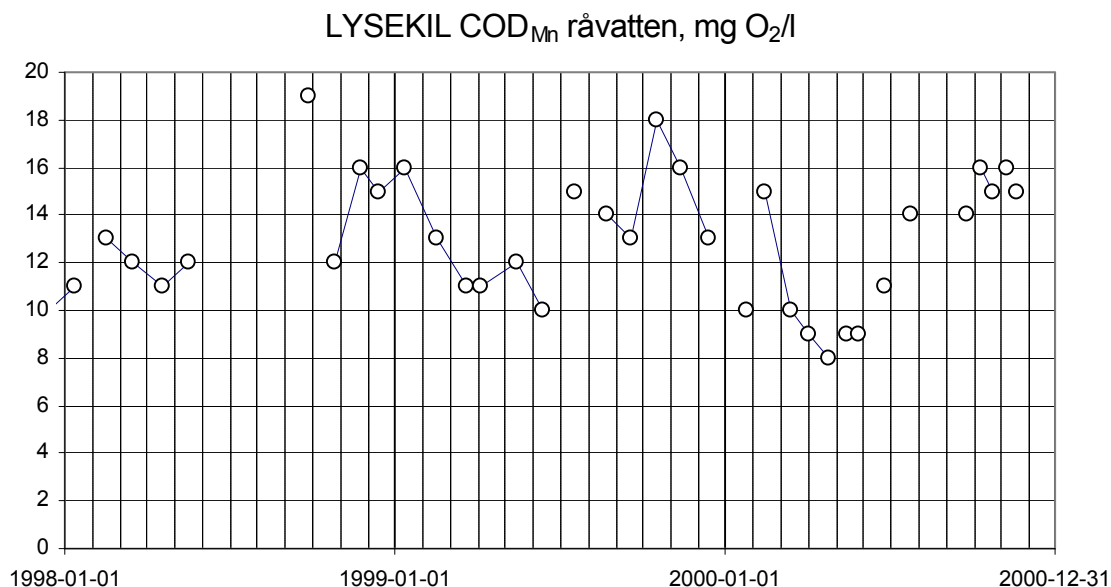
Figur 5. Färgtal i råvatten till Lysekils vattenverk de senaste tre åren, 1998–2000.

I Figur 5 redovisas motsvarande data för de senaste tre åren. Där framstår hösten 1999 som mera extrem än hösten 1998. Under år 2000 verkar råvattenkvaliteten ha stabiliserats sig på en lägre nivå, visserligen fortfarande relativt hög i absoluta tal.

För COD_{Mn} , enligt Figur 6 och Figur 7, är bilden i princip densamma som för färgvärdet enligt ovan. Uppgången 1988 finns med, medan 1994-toppen saknas. Nedgången under år 2000 är också mindre markerad jämfört med färgvärdet. En delförklaring till vissa skillnader kan vara att COD_{Mn} -analysen inte är lika frekvent som färganalyserna.



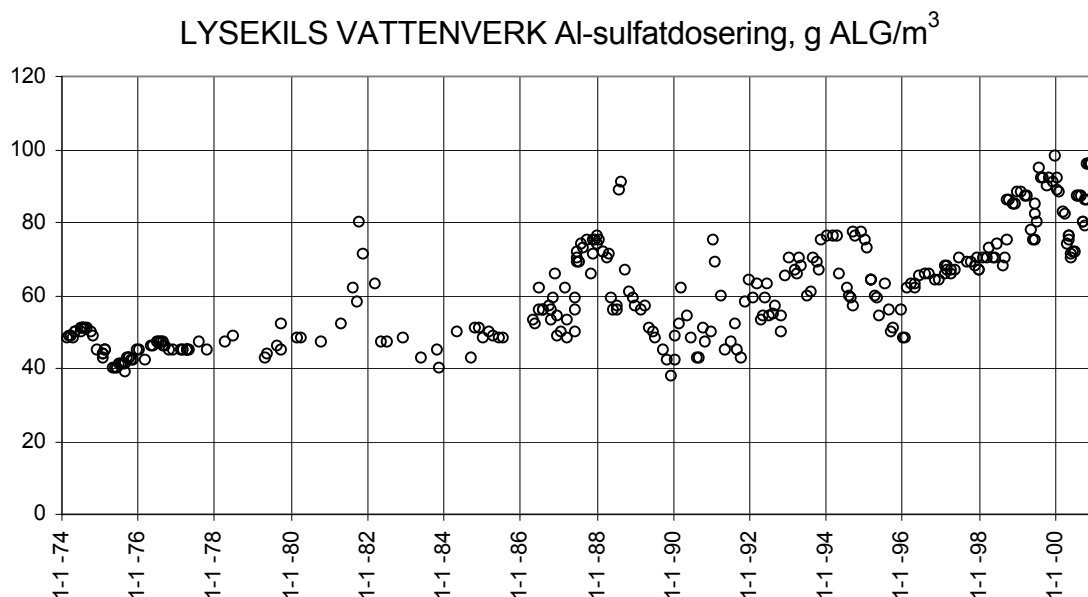
Figur 6. COD_{Mn} i råvatten till Lysekils vattenverk 1974–2000.



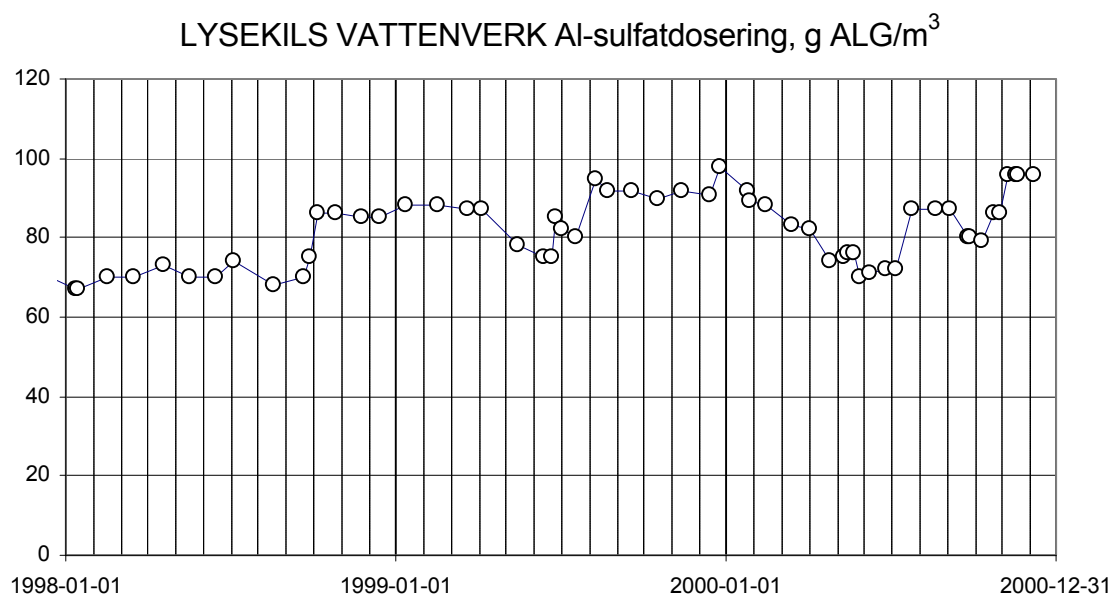
Figur 7. COD_{Mn} i råvatten till Lysekils vattenverk de senaste tre åren, 1998–2000.

1.6.2 Kemikaliedosering

Doseringen av Al-sulfat har, från ursprungsnivån ca 40–50 g Al-sulfat/m³, de senaste åren etablerat sig på en avsevärt högre nivå, ca 70–100 g/m³, Figur 8 och Figur 9.



Figur 8. Aluminiumsulfatdosering vid Lysekils vattenverk 1974–2000.



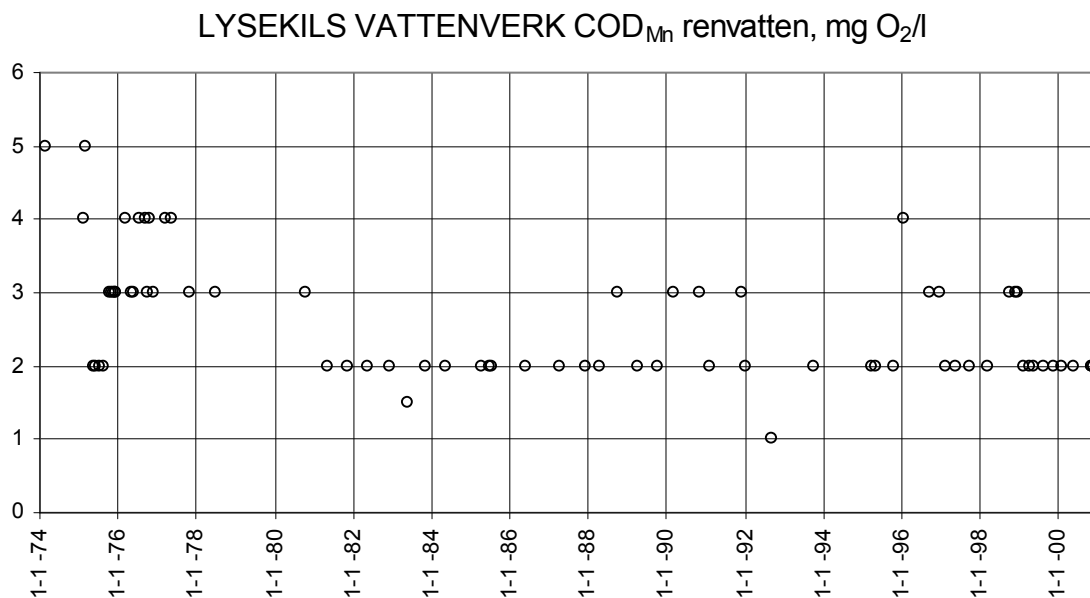
Figur 9. Aluminiumsulfatdosering vid Lysekils vattenverk de senaste tre åren, 1998–2000.

Aluminiumsulfatdoseringen är direkt kopplad till variationerna i färgvärde, eftersom man i regel tillämpar den gamla tumregeln för Al-sulfatdos:

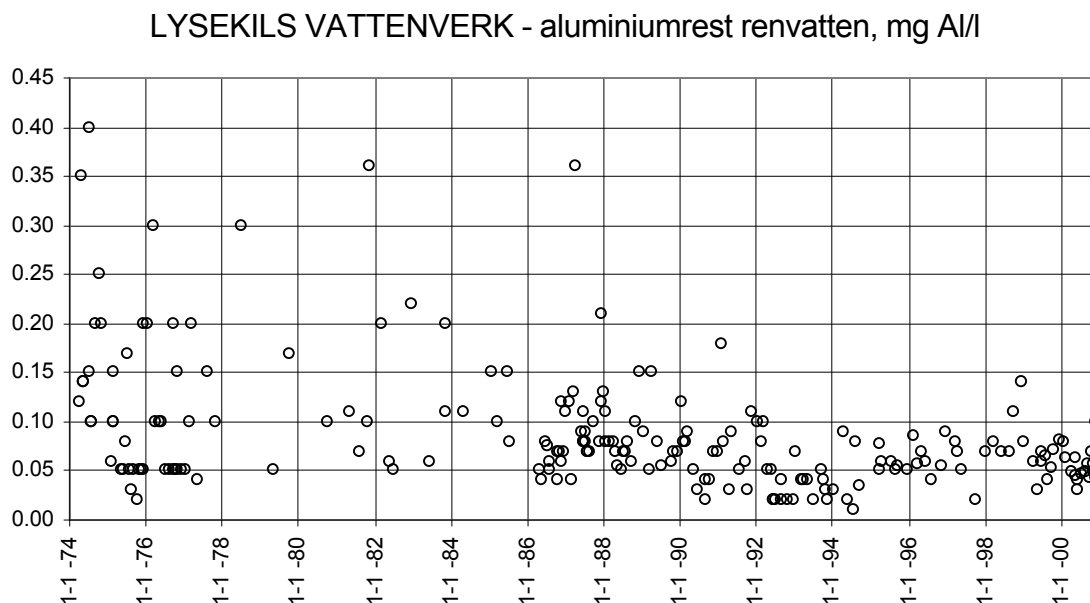
$$\text{g Al-sulfat/m}^3 = 0,7 * \text{Färgvärde} + 15$$

1.6.3 Dricksvattenkvalitet

I Figur 10 till Figur 12 redovisas dricksvattenkvaliteten som COD_{Mn} och restaluminium. Figuren antyder att driftstabiliteten har förbättrats betydligt de senaste åren, trots de upplevda problemen med försämrad råvattenkvalitet. För restaluminiumhalten har nog varit av störst betydelse att "första-filtrat" (den första vattenmängden efter filterspolningar) leds till avlopp sedan 1985.

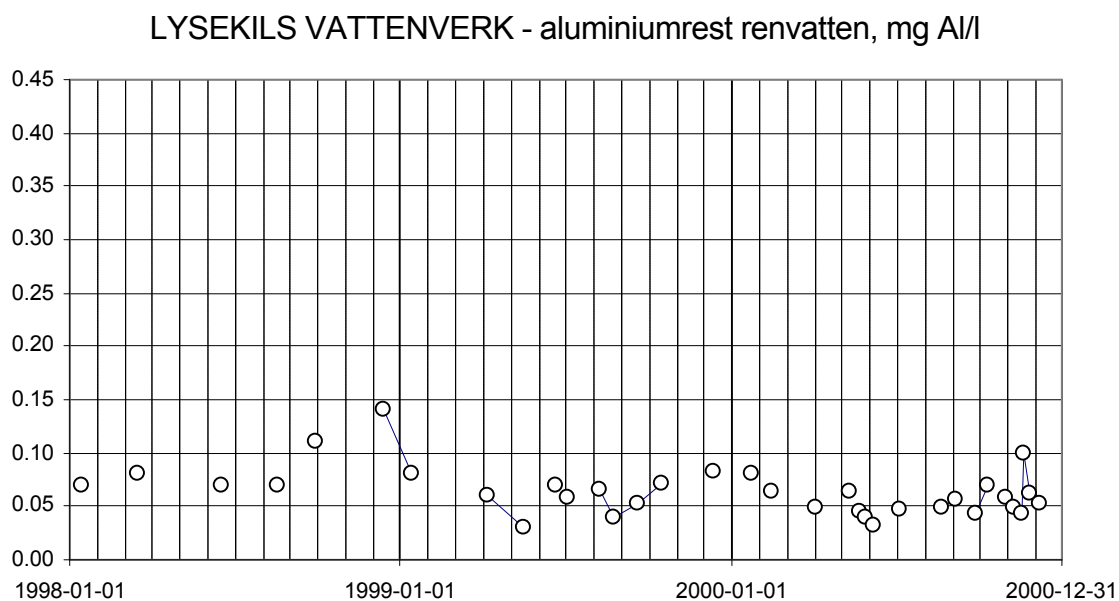


Figur 10. COD_{Mn} i renvatten från Lysekils vattenverk 1974–2000.



Figur 11. Aluminiumrest i renvatten från Lysekils vattenverk 1974–2000.

De senaste tre åren har inte något aluminiumrestvärde varit större än "anmärkningsvärt" (0,15 mg Al/l), Figur 12.



Figur 12. Aluminiumrest i renvatten från Lysekils vattenverk de senaste tre åren, 1998–2000.

1.7 Driftuppföljning med hög tidsupplösning

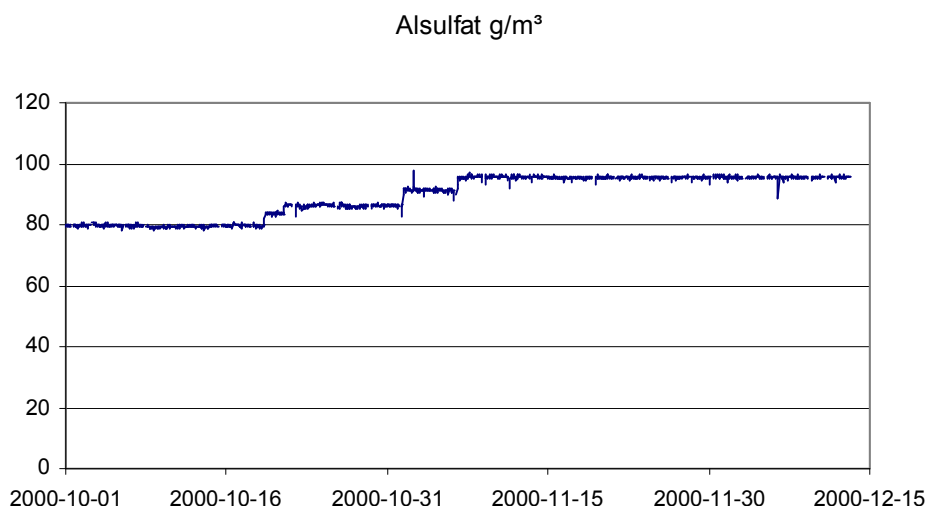
1.7.1 Allmänt

Under perioden 4/10 till den 14/12 2000 var en kontinuerlig UV-mätare placerad vid Lysekils vattenverk för registrering av inkommande råvatten och filtrat från utvalda filter. Under en kortare period registrerades också som jämförelse UV-absorbansen i utgående dricksvatten. Samtidigt insamlades data från driftövervakningssystemet med hög tidsupplösning (timvärden resp. minuttvärden – Det finns två parallella driftövervakningssystem). De väsentliga av dessa redovisas i fortsättningen, tillsammans med uppmätt UV-absorbans.

1.7.2 Dokumentation av driftförhållanden

Al-sulfatdoseringen höjdes under perioden successivt i fyra steg, enligt tabell nedan:

Datum	Al-sulfat dosförändring	
	Från (g/m ³)	Till (g/m ³)
2000-10-19 13:00	80	84
2000-10-21 09:00	84	86
2000-11-01 11:00	86	91
2000-11-06 14:00	91	96

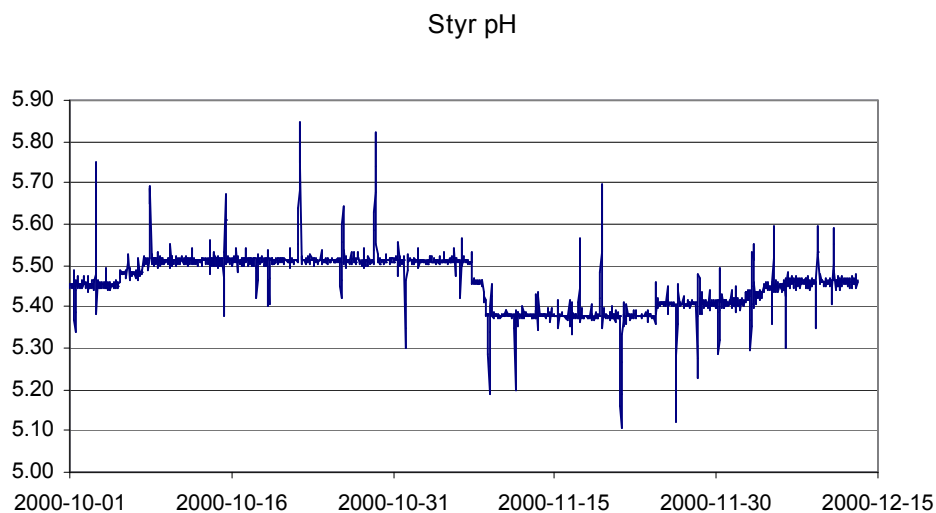


Figur 13. Tillämpad Al-sulfatdosering i Lysekils vattenverk under perioden okt–dec 2000.

CO₂-doseringen var konstant, ca 40 mg/l, likaså vattenproduktionen – ca 220 m³/h med vissa kortare avbrott när lågreservoaren fyllts upp.

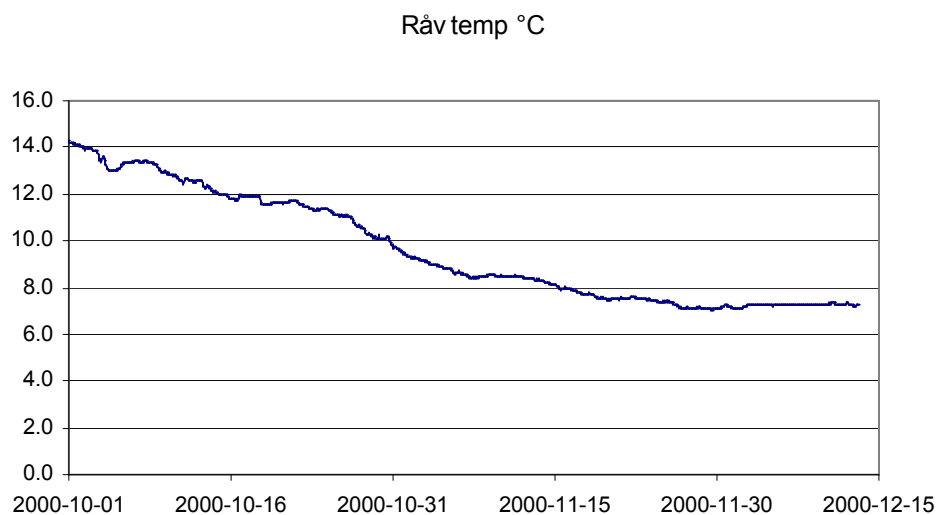
I Figur 14 visas variationer i den pH-signal som används för styrningen av pH-justeringen i den kemiska fällningen. Detta är inte det slutliga fällnings-pH. På grund av mätpunktens placering tidigt efter kemikaliedoseringen har ännu inte kemisk

jämvikt uppnått. En annan pH-mätare, ej inkopplad till övervakningssystemet används för kontroll av detta (ca pH 6,2). En större förändring i "styr-pH-parametern" gjordes efter övergången till den högsta Al-sulfatdoseringen (7–9/11). Kortvariga pH-toppar uppåt beror på stopp i vattenverksdriften. Regelbundna pH-"dippar" har sin orsak i utfört underhåll av pH-elektroden, i regel veckovis.



Figur 14. Styrnings-pH i Lysekils vattenverk under perioden okt–dec 2000.

På grund av den aktuella årstiden var råvattentemperaturen sjunkande under perioden, från ca 12 °C i mitten av oktober ned till ca 7 °C i december, Figur 15.



Figur 15. Råvattentemperatur i Lysekils vattenverk under perioden okt–dec 2000.

1.7.3 Exempel från filterdrift.

Som visats tidigare fungerar den kemiska fällningen och flockavskiljningen genom flotation och filter tillfredsställande under den aktuella perioden. Data från driftövervakningssystemet visar dock att avskiljningsprocessen i filtren påverkas något under perioden. Filtren reagerar dessutom något olika

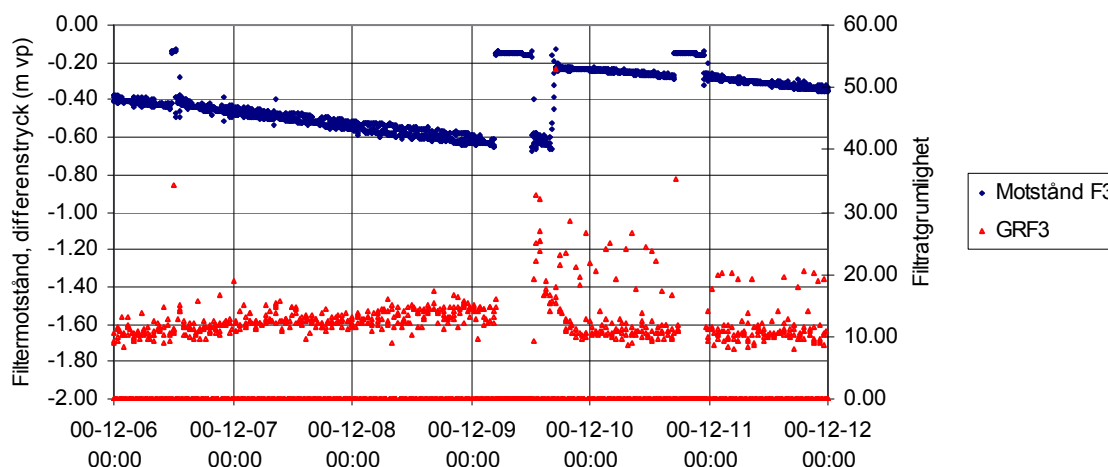
Filtren spolas på tid och/eller tryckförlust (ca 0,7 m) även på grumlighetsvärde. Filtermaterialen i de tre filtren är något olika. Filterbädden i filter 1 består av sand 0,6–0,8 mm, i filter 2: 0,8–1,2 mm samt i filter 3: 0,8–1,0 mm.

Generellt gäller att tryckförlusttillväxten per tidsenhet är mindre i "slutet" (december) än i "början" (oktober), trots en högre Al-sulfatdos (och därmed större slamproduktion), se Tabell 1. Förändringen är speciellt stor för filter 2 (p.g.a. något mera grovkorning material). Den sannolika förklaringen är att temperaturförändringen hos råvattnet slår igenom. En mindre tryckförlusttillväxt innebär att ansamlingen av suspenderat material sker längre ner i filterbädden. Om detta drivs för långt ökar risken för grumlighetsgenombrott.

Tabell 1. Sammanställning av tryckförlusttillväxt i filter i början resp. slutet av mätperioden

	Avser period Från/till	Tryckförlusttillväxt, cm/d	Avser period Från/till	Tryckförlusttillväxt, cm/d
Filter 1	2000-10-18 14:29 2000-10-20 05:22	19,5	2000-12-07 00:59 2000-12-09 04:47	9,2
Filter 2	2000-10-18 13:30 2000-10-20 13:46	12,4	2000-12-07 11:36 2000-12-09 04:47	2,8
Filter 3	2000-10-18 22:45 2000-10-21 00:07	10,3	2000-12-07 09:48 2000-12-09 04:30	6,4

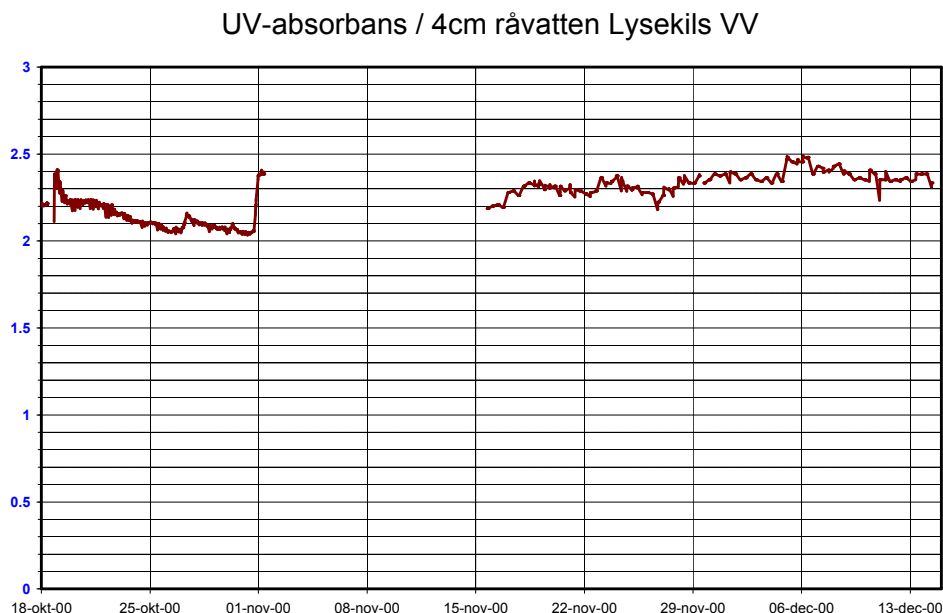
Filtren verkar vidare olika känsliga för plötslig start av flödet genom verket. Filter 1 och 3 är känsligast – speciellt kanske vid låg vattentemperatur. Filter 2 är relativt okänsligt. Filter 2 har en tydlig "ripening time" (inmognadsperiod) samt något ökande grumlighet med filtreringstiden. Exempel på förlopp ges i Figur 16. Grumligheten mäts med Sigrist fotometer (% Std 5). 30–40 min efter spolning leds filtrat till avlopp.



Figur 16. Exempel på förlopp för tryckförlust och filtratgrumlighet (filter 3). Mitt i den avbildade tidsperioden sker en filterspolning. Övriga plötsliga förändringar i differensstryck är resultatet av stopp i vattenproduktionen.

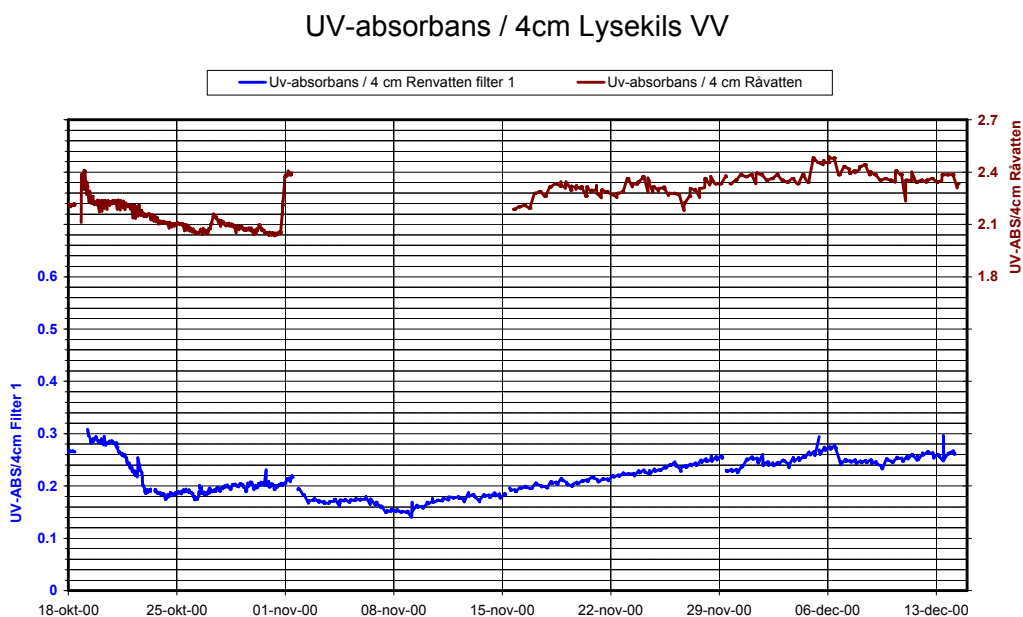
1.7.4 UV-absorbans i rå- och renvatten

Registrerad UV-absorbans i råvattnet stämmer kvalitativt väl med variationerna i uppmätt färgvärde vid verket, grovt sett en viss förhöjning med ca 10 % från början jämfört med slutet av mätperioden. Registreringarna för råvattnet enligt Figur 17, drabbades tyvärr av ett avbrott under en period i mitten.



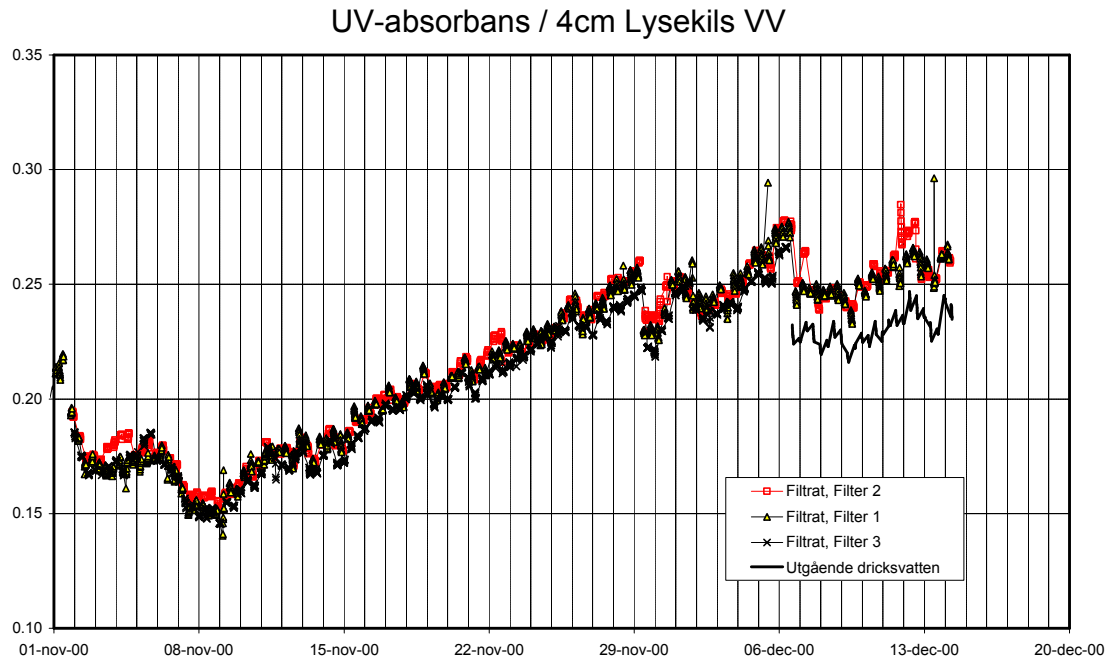
Figur 17. UV-absorbans i råvatten till Lysekils vattenverk under perioden okt–dec 2000.

I Figur 18 visas UV-absorbansen hos filtrat för filter 1 samtidigt som råvattenkurvan. Minimivärdet för UV-absorbansen i filtratet sammanfaller i tiden med förändringen av Al-sulfatdos till det högsta värdet under aktuell period.



Figur 18. UV-absorbans i råvatten och efter filtrering (observera att skalorna är olika) i Lysekils vattenverk under perioden okt–dec 2000.

I Figur 19 visas en jämförelse mellan filtratet från de tre filtren, samt under en period på slutet för utgående dricksvatten. De tre filtraten uppvisar inga större skillnader, möjligen ligger filter 2 systematiskt något över de två andra. Att utgående dricksvatten har en lägre UV-absorbans än filtraten är sannolikt en inverkan av vattnens olika pH-värde.



Figur 19. UV-absorbans i filtrat och utg. dricksvatten i Lysekils vattenverk under perioden nov-dec 2000.

En liten förhöjning av restaluminiumhalten (till 0,1 mg/l) registrerades den 20/11 (se Figur 12). Sannolikt resulterade detta i en justering uppåt av fällnings-pH (se "styr-pH" i Figur 14) vid denna tidpunkt. Detta kan förklara den senare uppgången, inte hela förloppet, i resthumushalt (UV-absorbans) i kurvorna i Figur 19. Optimal fällnings-pH för restaluminium ligger normalt något högre än motsvarande värde för reduktion av organiskt material. Val av fällnings-pH blir alltså en "kompromiss". I detta fall har man flyttat sig till förmån för restaluminiumhalten. Förändringarna ser i denna skala kanske överdrivet dramatiska ut, men man bör komma ihåg att det hela tiden handlar om relativt låga resthumushalter. Översatt som COD_{Mn}-analys skulle analysvärdet vara "2" större delen av perioden, kanske "1" för de allra lägsta värdena.

1.8 Sammanfattande diskussion

Vattenverket fungerar bra och stabilt enligt alla konventionella driftuppföljningsparametrar. Verket drivs efter välkänd etablerad praxis. Man har heller inte gett sig in på några kemikalieäventyr, trots att råvattenkvaliteten tidvis upplevts som besvärande.

Den väl fungerande reningen beror i grunden på, förutom en kompetent drift, att det finns väl tilltagna volymer för processerna inom vattenverket. Flödesmässigt är vattenverket endast belastat med ca 25 % av dimensionerande värden. En annan sak är dock att man vid dimensioneringen förutsatte en avsevärt bättre råvattenkvalitet än vad som är fallet för tillfället.

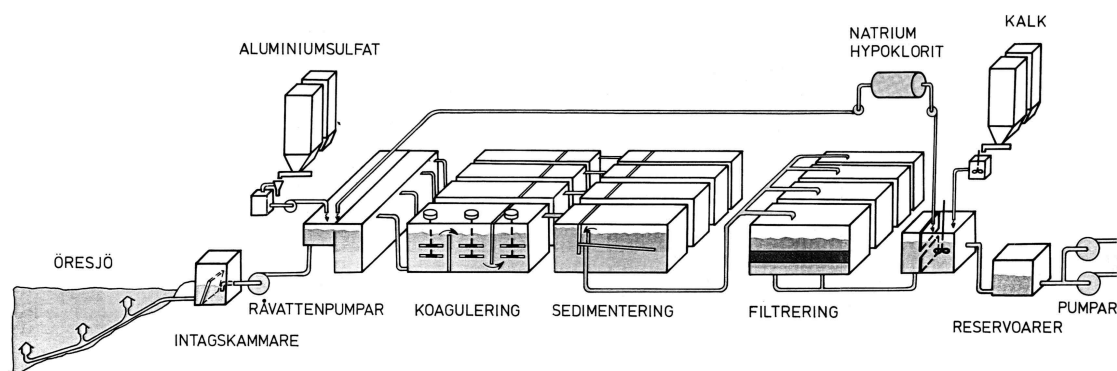
Vid oförändrad flödesbelastning innebär detta att det skulle finnas volymer inom verket som kunde utnyttjas för "processförstärkning", t.ex. del av flockningsvolymen, ett av flotationsfiltren till kompletterande processer – t.ex. tvåstegsfällning. Detta skulle innebära ökad processtabilitet, tveksamt dock om det skulle bli någon besparing t.ex. i kemikalieåtgång. Processtyrningen skulle också bli mer komplicerad.

Kapacitetsmässigt skulle verket väl kunna klara sig med 1/3 av behandlingsvolymen, dvs. en av flotationsfilterlinjerna, vilket öppnar för den vilda idén om tre behandlingar i serie med t.ex. respektive järnfällning, al-sulfat-fällning och aktivt kolfiltrering. Flödesfördelningen är dock svår att klara utan mellanpumpning.

Som marginella förändringar kan övervägas: lämpligt filtermaterial i filtren och/eller någon hjälpkoagulant som extra säkerhet mot filtergenombrott, främst vid låga vattentemperaturer.

2 Borås – Sjöbo vattenverk

2.1 Beskrivning av vattenverket



Figur 20. Processchema för Sjöbo vattenverk i Borås

Råvatten till Sjöbo vattenverk i Borås tas från Öresjö, som ingår i Viskans vatten-system. Verket är dimensionerat för 40 000 m³/d. Aktuell vattenproduktion är ca 21 000 m³/d.

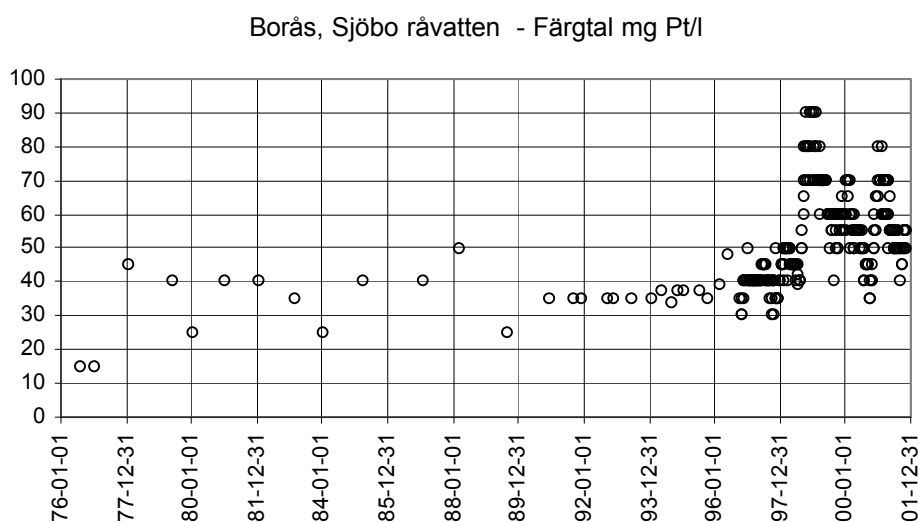
Den kemiska fällningen är uppdelad på fyra parallella system, vardera bestående av flockningstankar med efterföljande sedimentering av s.k. Lovö-typ (2 bottnar, fram- och återgående vattenflöde). Total flockningsvolym är 1100 m³, total sedimenteringsyta 1 530 m². Verkets fyra dubbla snabbfilter har en filterbädd av granulerat aktivt kol. Total filterarea är 240 m².

Fällningskemikalien aluminiumsulfat enl. processchemat i Figur 20 är sedan några år ersatt med en polyaluminiumklorid (PAX), se avsnittet 2.2.2 Kemikaliedosering. Ingen pH-justerande kemikalie doseras i den kemiska fällningen.

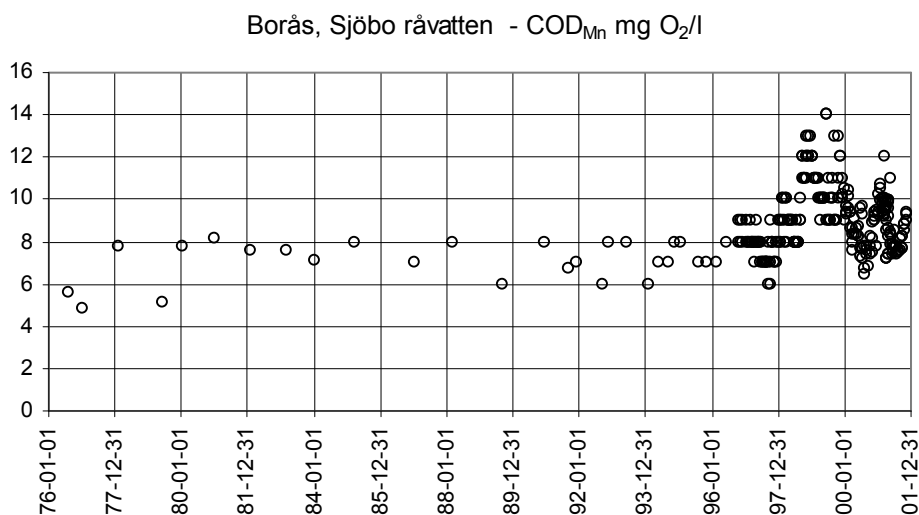
2.2 Historik

2.2.1 Råvatten

Från vattenverkets digitala analysdatabas kunde analysvärden för råvattenkvalitén fr.o.m. 1976 plockas fram (mer än 25 års data), i början av tidsserien visserligen med mycket låg provtagningsfrekvens (en gång per år). I Figur 21 och Figur 22 framgår historieskrivningen för färgtal resp. COD_{Mn}. Det framgår, speciellt av COD_{Mn}-värdena i Figur 22, att trenden med relativt låga stabila värden avbröts under 1998–99.

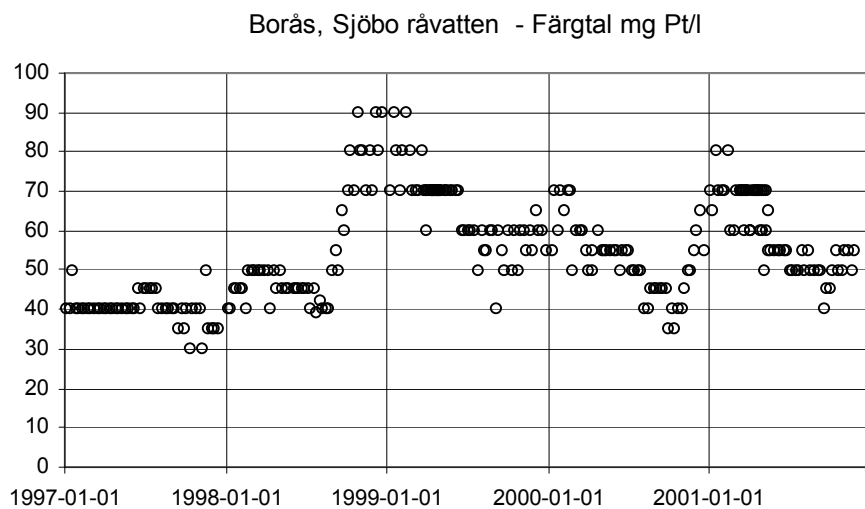


Figur 21. Färgtal i råvatten till Sjöbo vattenverk 1976–2001.

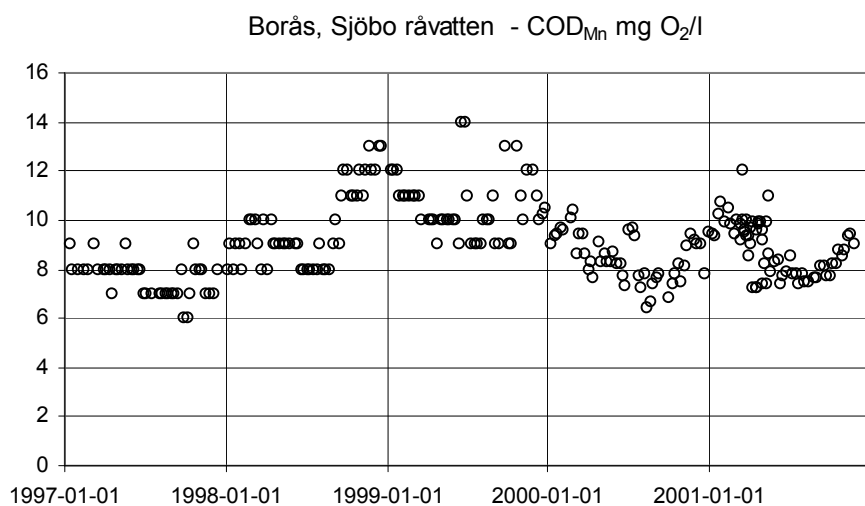


Figur 22. COD_{Mn} i råvatten till Sjöbo vattenverk 1976–2001.

Figur 23 och Figur 24 beskriver förloppet de senaste 4–5 åren. Där framgår att kvalitetsförsämringen börjar under senhösten 1998 och fortsätter under 1999. COD_{Mn}-data (dock inte analyserna av färgtal i lika hög grad) antyder att man under 2001 är tillbaka något över utgångsläget före 1998.

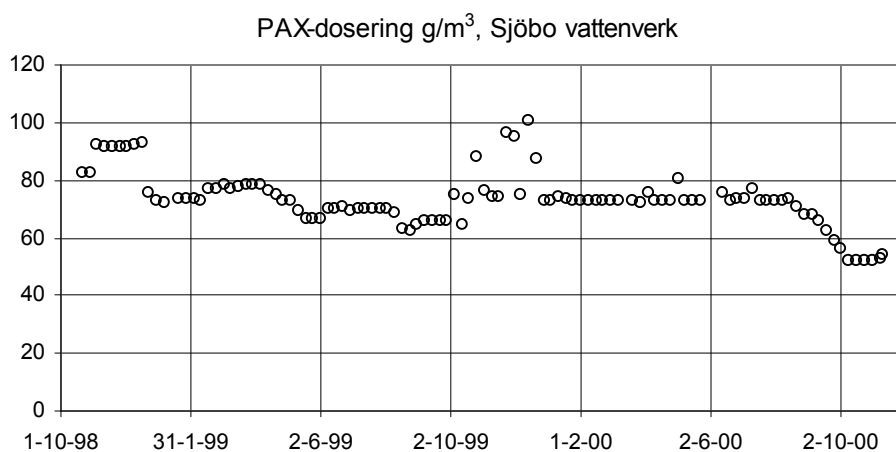


Figur 23. Färgtal i råvatten till Sjöbo vattenverk 1997–2001.

Figur 24. COD_{Mn} i råvatten till Sjöbo vattenverk 1997–2001.

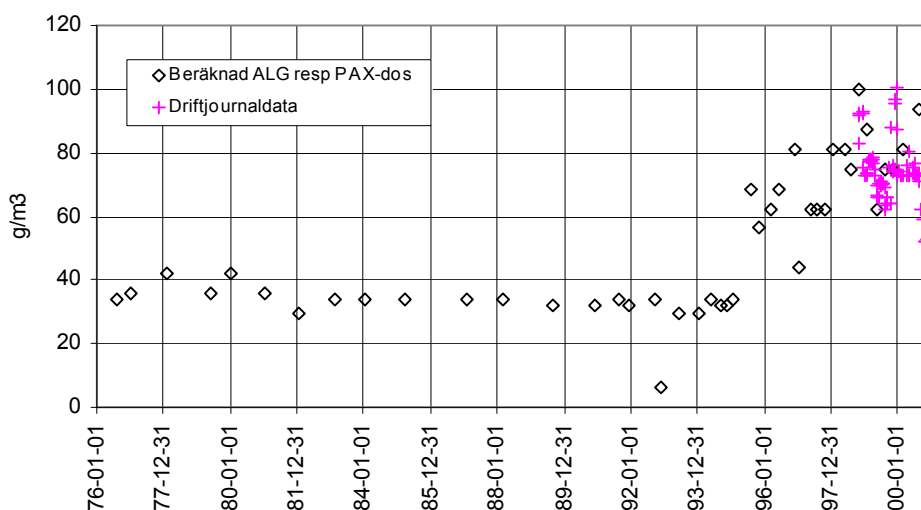
2.2.2 Kemikaliedosering

Under våren 1995 övergick man i Sjöbo vattenverk från att använda granulerad aluminiumsulfat (ALG) till polyaluminiumklorid (PAX). Journaldata (utskrifter av veckorapporter) med information om tillämpad PAX-dosering har funnits tillgängliga från början av oktober 1998, se Figur 25. Innan dess lagrades inte PAX-doseringen i datasystemet.

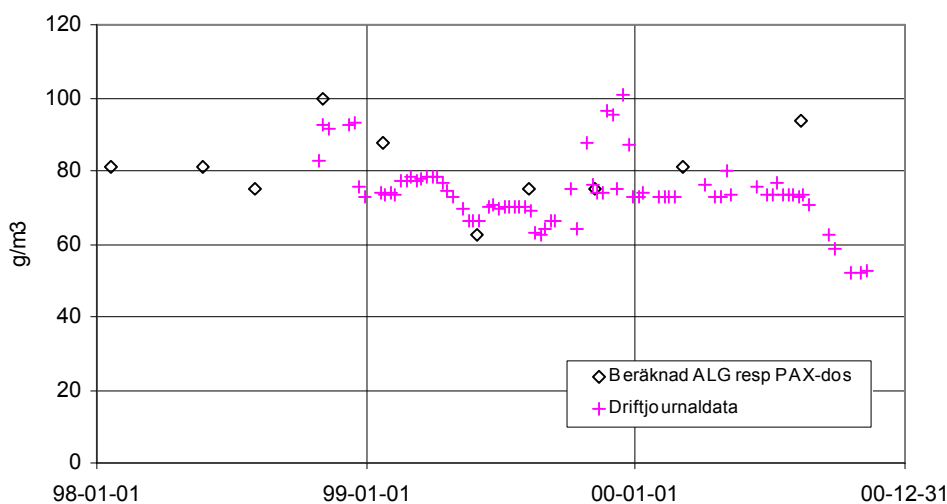


Figur 25. Tillämpad dosering av polyaluminiumklorid (PAX) sedan oktober 1998 enligt veckorapporter.

För att förlänga tidsserien har beräkningar utförts på förändringar i sulfat- resp. kloridhalter mellan rå- och renvatten, detta för att dessa analyser funnits tillgängliga sedan 1976. Beräkningarna har utgått ifrån produkternas sulfat- resp. kloridinnehåll och resultatet för hela perioden med tillgängliga data kan ses i Figur 26, i Figur 27 fr.o.m. 1998. Före våren 1995 avser alltså doseringssiffran aluminiumsulfat, från denna tidpunkt PAX-doseringen.



Figur 26. Beräknad dosering av Al-sulfat resp. polyaluminiumklorid (PAX) från 1976–2000. Data från veckorapporter enl. Figur 25 finns också markerade i figuren.

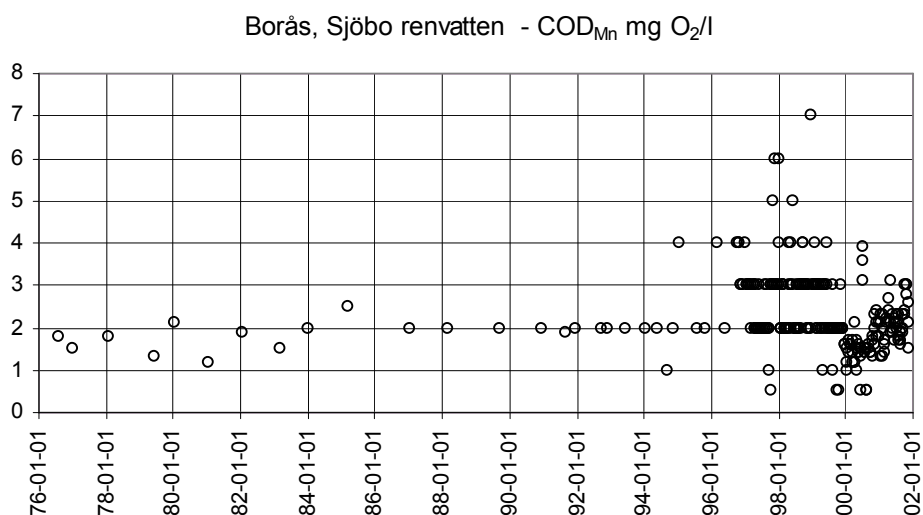


Figur 27. Beräknad dosering av polyaluminiumklorid (PAX) från 1998–2000. Data från veckorapporter enl. Figur 25 finns också markerade i figuren.

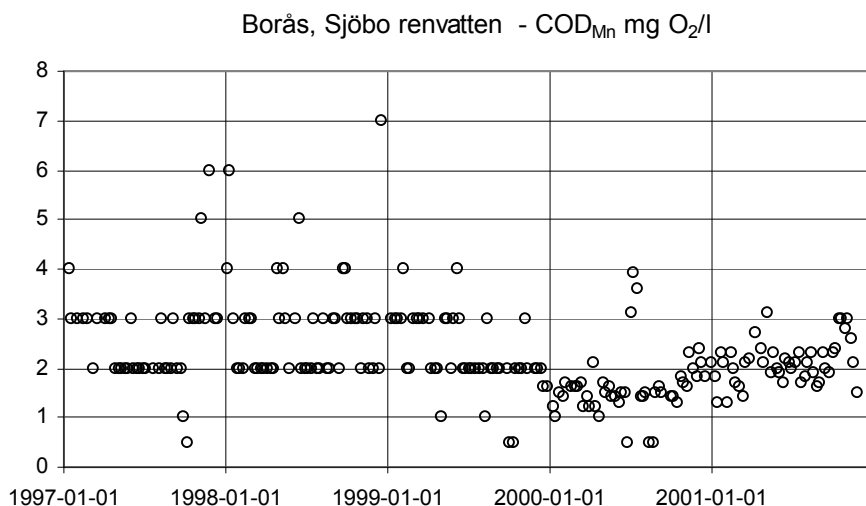
Under en lång period sedan 1998 låg doseringen runt 80 g/m^3 eller mer, för att sedan under år 2000 trappas ner till drygt 50 g/m^3 .

2.2.3 Dricksvattenkvalitet

I Figur 28 till Figur 31 redovisas dricksvattenkvaliteten som COD_{Mn} , och rest-aluminiumhalt. Figur 28 antyder att en period med mindre driftstabilitet (m a p COD_{Mn} efter fällning) inträdde runt 1996. Speciellt framträdande är året 1998 med mycket höga resthalter organiskt material. De sista åren av data enl. Figur 28 finns i Figur 29.

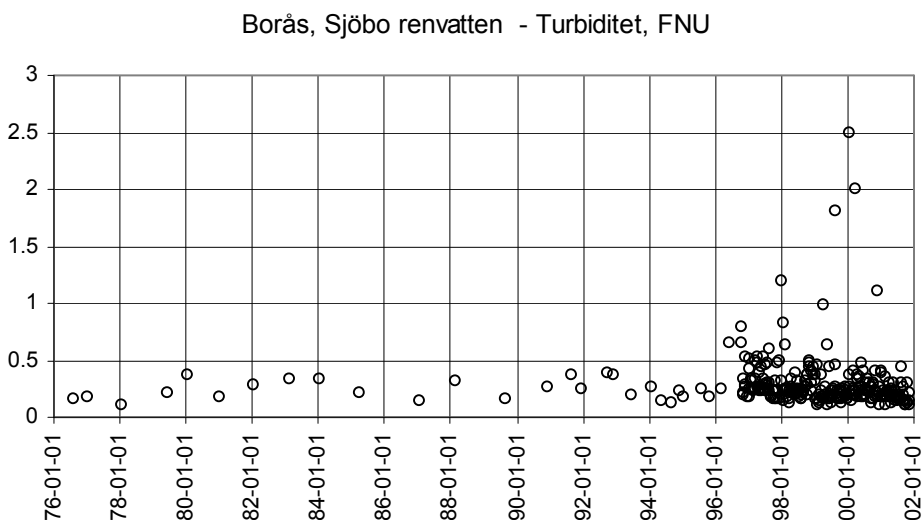


Figur 28. COD_{Mn} i renvatten från Sjöbo vattenverk 1976–2001. Värderna ”<1” har plottats som ”=0,5”.



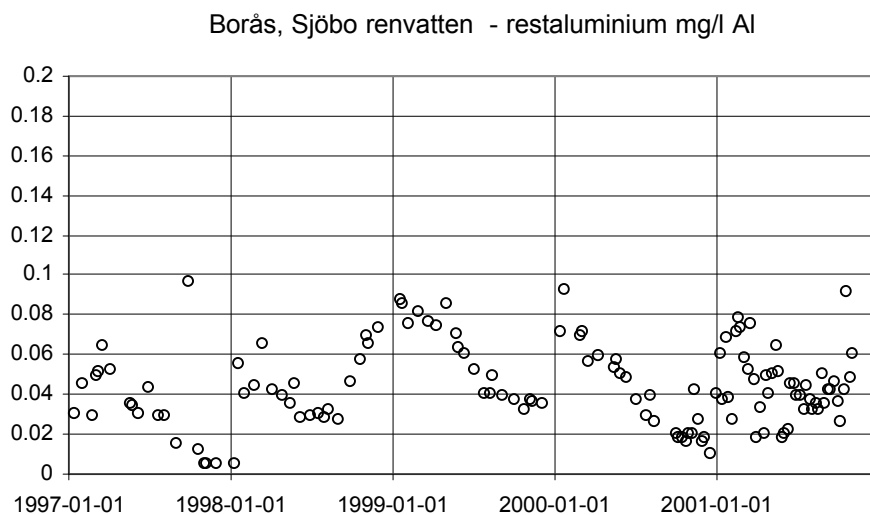
Figur 29. COD_{Mn} i renvatten från Sjöbo vattenverk 1997–2001. Värdet "<1" har plottats som "=0,5".

Grumlighetsvärdena enligt Figur 30 antyder samma mönster som COD_{Mn} i Figur 28, dvs. sämre driftstabilitet efter 1996. Antalet analyser per år är dock betydligt lägre långt tillbaka i tiden, vilket framgår av figuren.



Figur 30. Grumlighet i renvatten från Sjöbo vattenverk 1976–2001.

Tillgängliga restaluminiumvärden i renvatten styrker dock inte slutsatsen om bristande processtabilitet (med avseende på denna analysparameter). Samtliga tillgängliga data ligger väl under resthalten 0,1 mg/l. I Figur 31 visas resultatet de sista åren. Vid Sjöbo vattenverk har – sedan år 1993 – en kontinuerlig mätare för restaluminiumhalt varit installerad.



Figur 31. Restaluminium i renvatten från Sjöbo vattenverk 1997–2001.

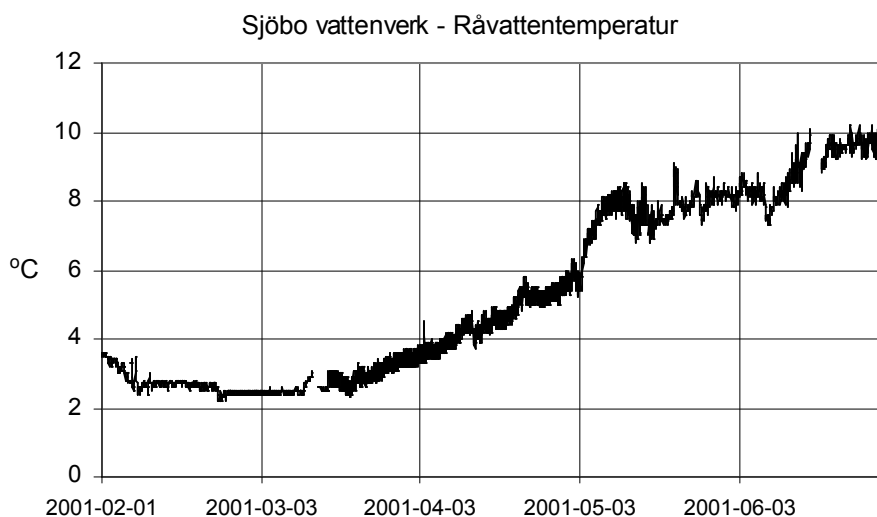
2.3 Online-mätningar

2.3.1 Allmänt

Under perioden 2/2 2001 till den 20/6 2001 var en kontinuerlig UV-mätare placerad vid Sjöbo vattenverk för registrering av inkommande råvatten och utgående dricks-vatten. Samtidigt insamlades data från driftövervakningssystemet med timupplösning. De väsentliga av dessa redovisas i fortsättningen, tillsammans med uppmätt UV-absorbans.

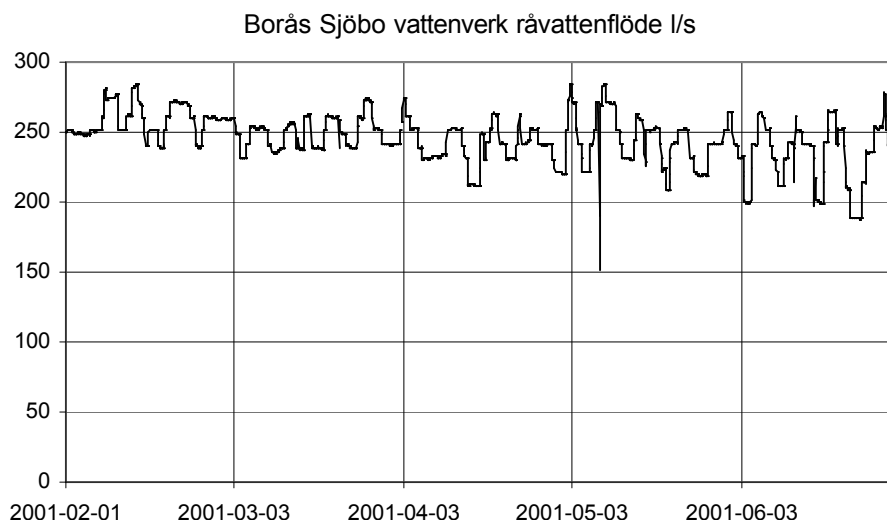
2.3.2 Dokumentation av driftförhållanden

Den aktuella online-perioden var den längsta inom projektet och täckte totalt 5 månader i början av 2001, från vinterförhållanden fram till sommaren, vilket framgår av råvatten-temperaturen under aktuell period enl. Figur 32.



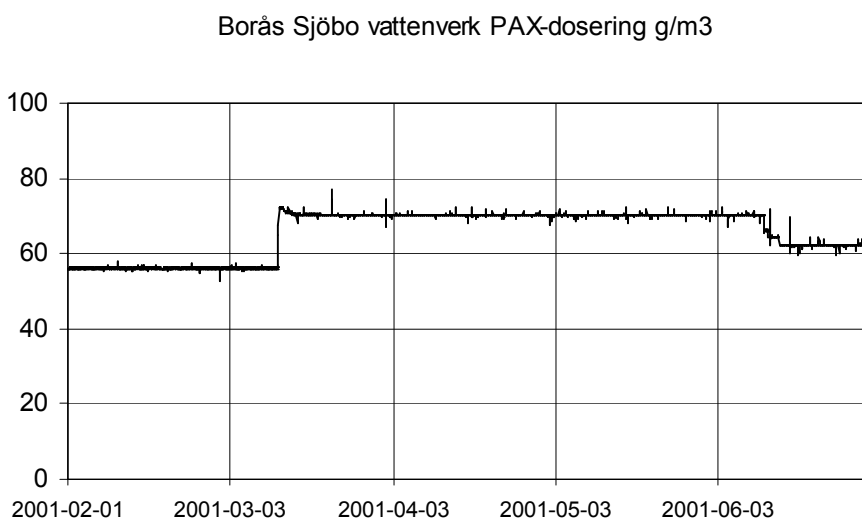
Figur 32. Råvattentemperatur till Sjöbo vattenverk feb–jun 2001.

Vattenproduktionen under perioden, Figur 33, var i medeltal 245 l/s med vissa variationer och en långsam nedtrappning mot sommaren. Det framgår inte riktigt i figurens tidsskala, men vattenproduktionen är i huvudsak konstant veckovis under vardagsdygn med vissa justeringar under helgen.



Figur 33. Råvattenflöde i Sjöbo vattenverk Borås feb–jun 2001.

Doseringen av fällningskemikalie (PAX) var i inledningen av perioden 56 g/m^3 , vilken ökades i mitten av mars till 70 för att sedan i början/mitten av juni minska till 62 g/m^3 , se Figur 34.

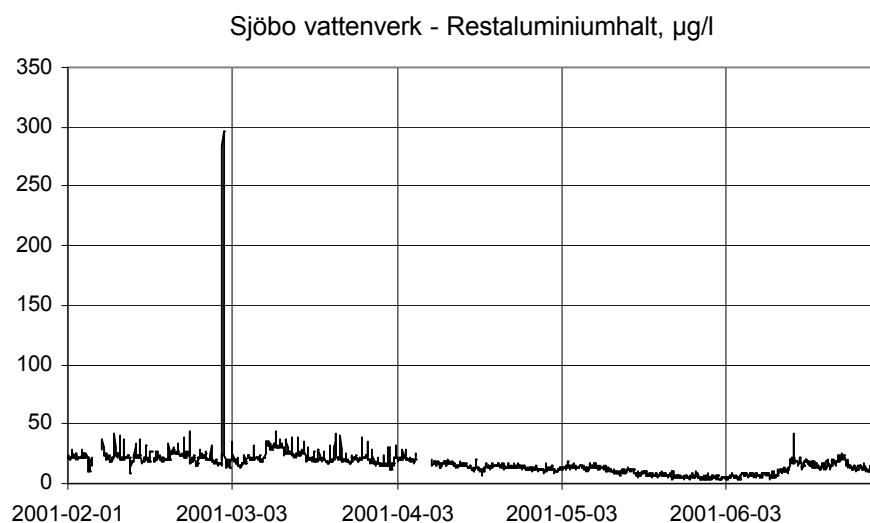


Figur 34. Tillämpad dosering av polyaluminiumklorid (PAX) i Sjöbo vattenverk under perioden feb–jun 2001.

2.3.3 Driftresultat efter filtrering.

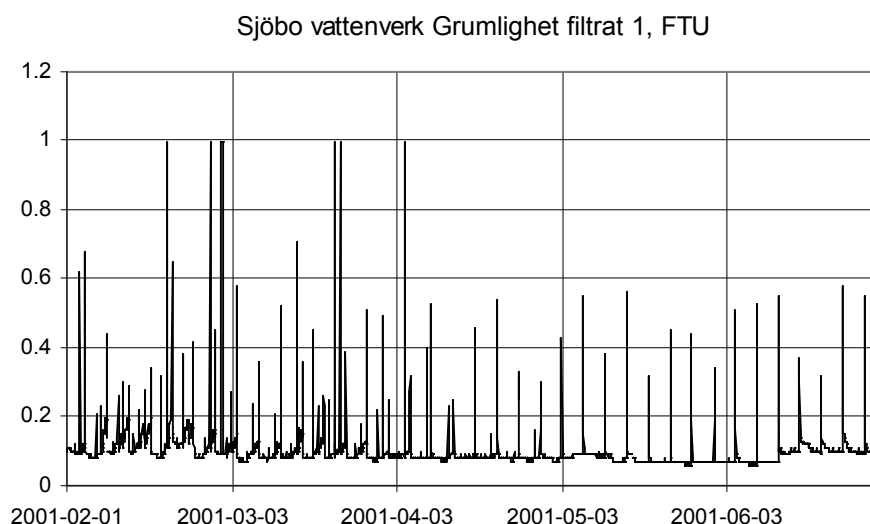
Som ett kontinuerligt mått på vattenkvaliteten efter reningen finns i verkets övervakningssystem grumlighetsmätning efter vardera av de fyra filterenheterna, grumligheten i utg. renvatten samt också en kontinuerlig registrering av restaluminiumhalten i renvattnet.

Registrerade restaluminiumhalter enl. Figur 35 var under den aktuella perioden väl under 0,05 mg/l, utom några timmar den 1/3 2001 (se nedan). Orsaken var ett tillfälligt stopp i doseringen av polyaluminiumklorid (PAX).



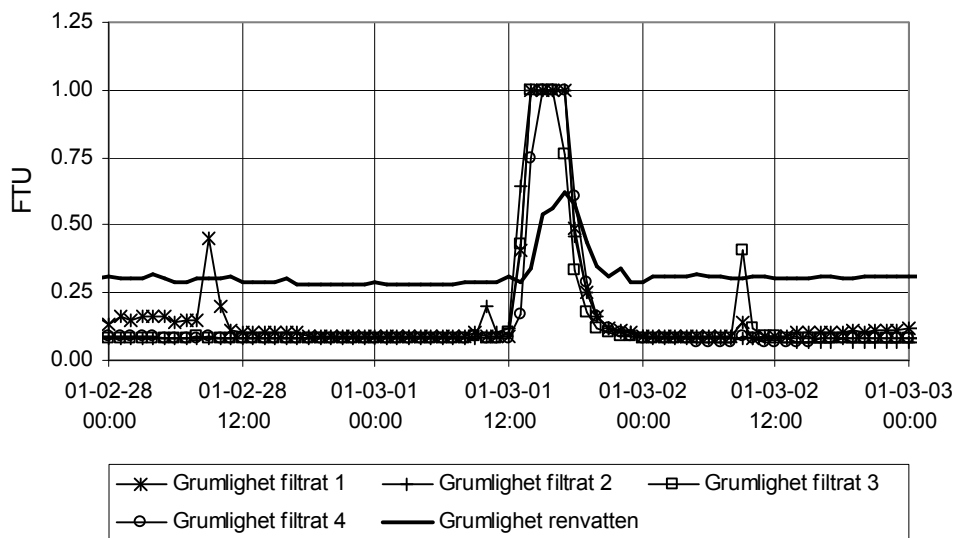
Figur 35. Restaluminiumhalt (timvärden) för utg. renvatten från kontinuerligt registrerande mätare i Sjöbo vattenverk under perioden feb–jun 2001.

Filtrern drivs med fast filtergångtid (96 h) vilket resulterar i maximalt ca 0,4–0,5 m tryckförlust (lägre vid låg vattentemperatur). I registrerad utgående grumlighet från filtren kan tydliga pulser spåras p.g.a. filterspolning (även av andra filter). Filter 1 verkar speciellt känsligt vid låg vattentemperatur, se Figur 36. Efter en filterspolning släpps en fast mängd filtrat till avlopp ("första filtrat") – efter grumlighetsmätningen, varför inte alla registrerade grumlighetstoppar enl. figuren når dricksvattnet.



Figur 36. Registrerad filtratgrumlighet från filterenhet 1 i Sjöbo vattenverk under perioden feb–jun 2001.

I Figur 37 visar resultatet av driftstörningen den 1/3 2001 som den registrerades i grumlighet hos filtrat resp. utgående dricksvatten. Den generellt högre grumlighetsnivån på utg. dricksvatten jämfört med filtraten beror på kalktillsatsen i efteralkaliseringsen.

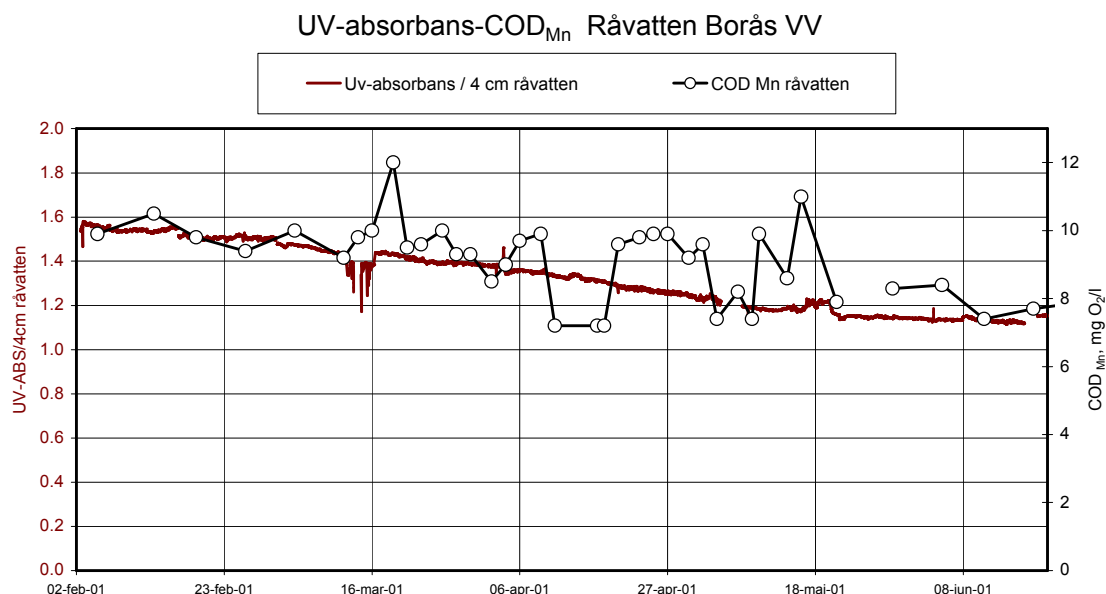


Figur 37. Registrerad filtratgrumlighet (1-h värden) från filterenhet 1–4 samt i renvatten under driftstörning den 1/3 2001.

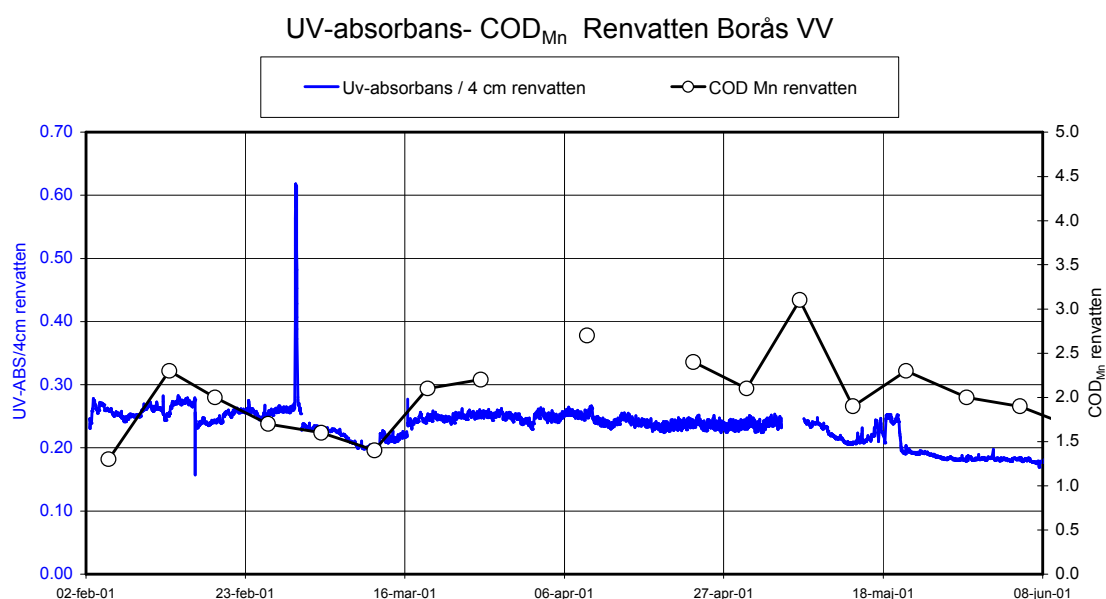
I driftövervakningssystemet finns också t.ex. registrerat pH-värde i fällningen. Av misstag kom denna parameter inte att lagras undan som timvärden, liksom de mätvärden som redovisats ovan, varför denna inte kan redovisas här.

2.3.4 UV-absorbans i rå- och renvatten

Från början av februari till i mitten av juni 2001 registrerades en minskande UV-absorbans i råvattnet enl. Figur 38. Samtidiga analyser av COD_{Mn} har också lagts in i diagrammet, där också i grova drag samma trend kan observeras. Totalt är minskningen av råvattnets humushalt, mätt på detta sätt, runt 30 %. I Figur 39 redovisas på samma sätt mätvärdena för utg. renvatten.



Figur 38. Registrerad UV-absorbans i råvatten under perioden feb–jun 2001 jämfört med analyserade COD_{Mn}-värden i Sjöbo vattenverk .



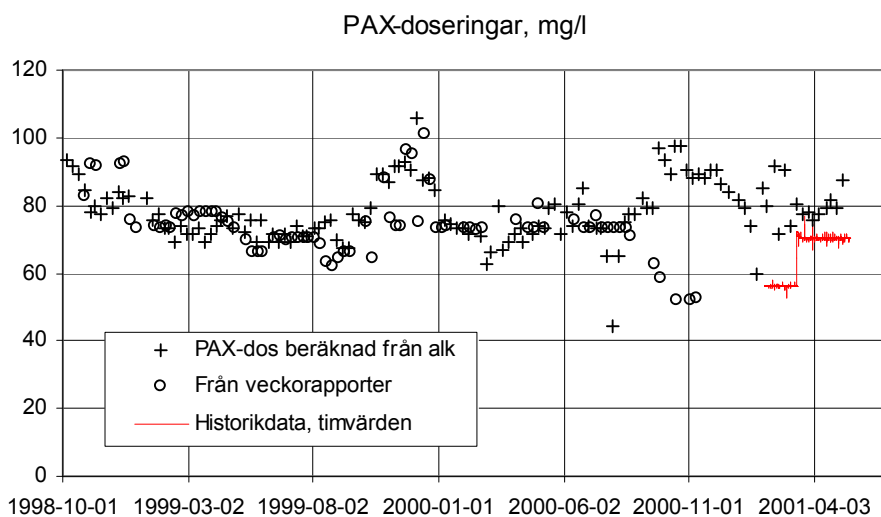
Figur 39. Registrerad UV-absorbans i renvatten under perioden feb–jun 2001 jämfört med analyserade COD_{Mn}-värden i Sjöbo vattenverk . Två analyserade COD_{Mn}-värden "<1" har uteslutits från jämförelsen.

UV-registreringarna i Figur 39 avser samlat utgående renvatten. Av praktiska skäl kunde här tyvärr inte provvatten från enskilda filter registreras. Detta betyder att ev. (små) effekter av varierande klorering på renvattensidan kommer att inkluderas i mätningen. Effekten av driftstörningen den 1/3 2001 framgår tydligt i form av en kortvarig "spik". Däremot ser man ingen markerad effekt av PAX-doshöjningen i mitten av mars. Eftersom förändringen skedde i ett ganska stort steg inom en kort tid skulle en mera momentan respons vara förväntad. Bedömningen av effekten kompliceras dock av att PAX-dosökningen samtidigt innebär en förändring av fällnings-pH (en sänkning). Rest-UV-absorbansen visar över hela perioden en sjunkande trend, vilken redovisade COD_{Mn}-analyser inte tycks vara helt överens med.

2.4 Sammanfattande diskussion

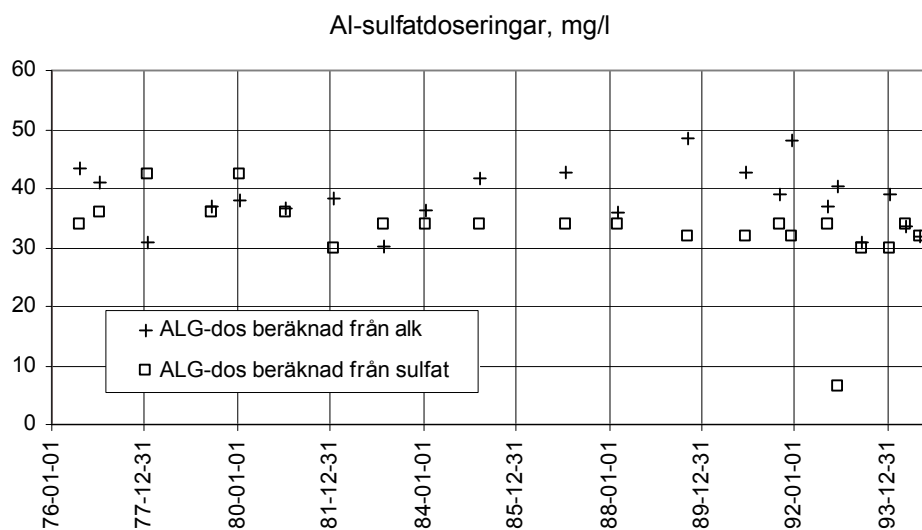
På grund av att ingen pH-justerande kemikalie doseras till den kemiska fällningen i Sjöbo vattenverk styrs variationer i doseringen av fällningsmedel här inte i första hand av råvattnets humushalt. Nedan diskuteras fällningsmedelsdoseringen i relation till syra/basförhållanden, pH-värden i fällningen etc. En grundförutsättning som inte tas upp här, är då naturligtvis att tillförseln av den effektiva koagulanten, i detta fall aluminium-joner, sker i tillräcklig grad i relation till råvattenkvaliteten. Detta diskuteras i ett allmänt kapitel, kapitel 5.2, där erfarenheter från de olika vattenverken redovisas samlat.

Att förhållandena är som beskrivits ovan framgår tydligt av jämförelsen i Figur 40. I figuren redovisas dels verkliga journalförda värden (veckorapporter) samt historikdata från driftövervakningssystemet (timvärden). Detta jämförs med den beräknade PAX-dos som skulle krävas utifrån råvatten-pH och råvattenalkalinitet för att hålla ett konstant fällnings-pH.



Figur 40. Dosering av fällningskemikalie (PAX) 1998–2001 vid Sjöbo vattenverk. Journalförda värden (veckorapporter), historikdata (timvärden) samt beräknad PAX-dos som skulle krävas för ett konstant fällnings-pH.

Den plötsliga avvikelser mellan kurvorna omkring augusti 2000, skulle kunna förklaras av en höjning av fällnings-pH med omkring 0,2–0,3 pH enheter. Likaså att kurvorna "går samman" igen, i mitten av mars 2001, med en förändring i motsatt riktning. På samma sätt kan beräkningar och jämförelser utföras för tiden före 1995, då ALG användes som fällningskemikalie. Skillnaden mellan ALG och PAX ur pH-påverkande synpunkt är att "surhetsgraden", aciditeten, för PAX är omkring hälften av ALG-värdet. Eftersom de journalförda verkliga Al-sulfatdoseringarna inte varit tillgängliga jämförs här med de doseringsvärden som beräknats från förhöjningen av vattnet sulfathalt under behandlingen (tidigare redovisade i Figur 26). Sanningen är den, att fram t.o.m. första halvåret 1995 drevs vattenverket med en konstant dosering av aluminiumsulfat – 36 mg/l.

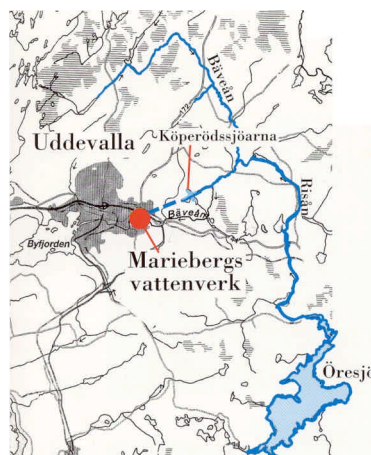


Figur 41. Dosering av fällningskemikalie (Al-sulfat) 1976–1994 vid Sjöbo vattenverk.
ALG-dos uppskattad från sulfatanalyser samt den ALG-dos som skulle krävas för ett konstant fällnings-pH.

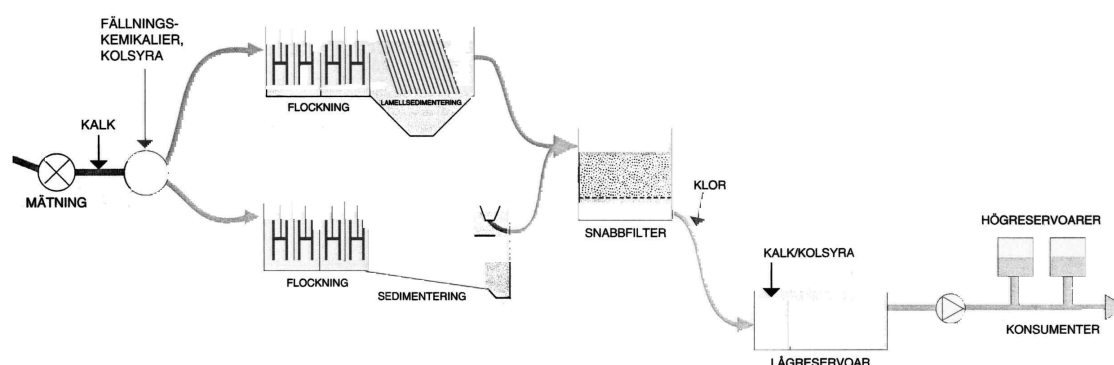
Kurvorna skulle passa bättre ihop efter 1988 om antagandet om tillämpat fälln-pH justerades uppåt någon tiodels pH-enhet.

3 Uddevalla – Mariebergs vattenverk

3.1 Beskrivning av vattenverket



Råvatten till Mariebergs vattenverk i Uddevalla tas från Stora Köperödssjön. Vatten pumpas från Bäveån till Lilla Köperödssjön, varefter det passerar Stora Köperödssjön till vattenintaget. På grund av uppehållstiden i sjöarna, med även genom påverkan inom Köperödssjöarnas egna tillrinningsområde erhålls en tydlig kvalitetsförbättring jämfört med utgångsläget i Bäveån.



Figur 42. Processchema för Uddevalla vattenverk Marieberg

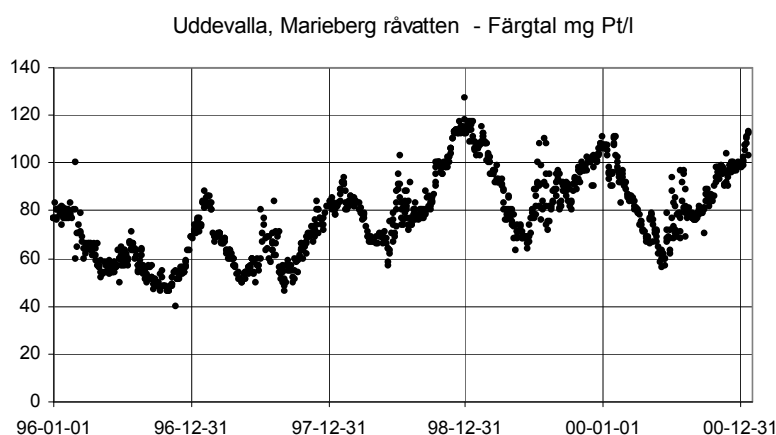
Verket är dimensionerat för 18 000 m³/d. Aktuell vattenproduktion är ca 10 000 m³/d. Den kemiska fällningen är uppdelad på fyra system, en äldre del med två parallella flockningssystem med efterföljande horisontella sedimenteringsbassänger (system 1 och 2), samt en nyare del (system 3A och 3B) med lamellsedimentering. För del 1 och 2 gäller: Flockningsvolymen är 400 m³/system. Sedimentering sker i parallellströmningsbassänger med tre mellanbottnar, total sedimenteringsyta 296 m²/system. Fällningssystem 3A och B har flockningsvolymen 160 m³/system och lamellsedimentering med 165 m² projicerad lamellarea per bassängsystem.

Filterarean är uppdelat på 7 filter med totalarean 147 m² och filterbädden består sedan 1991 av granulerat aktivt kol. Hårdhetshöjning med kalk-kolsyra infördes 1989. Vintertid doseras numera polymer i låg dos (0,02–0,04 g/m³).

3.2 Historik

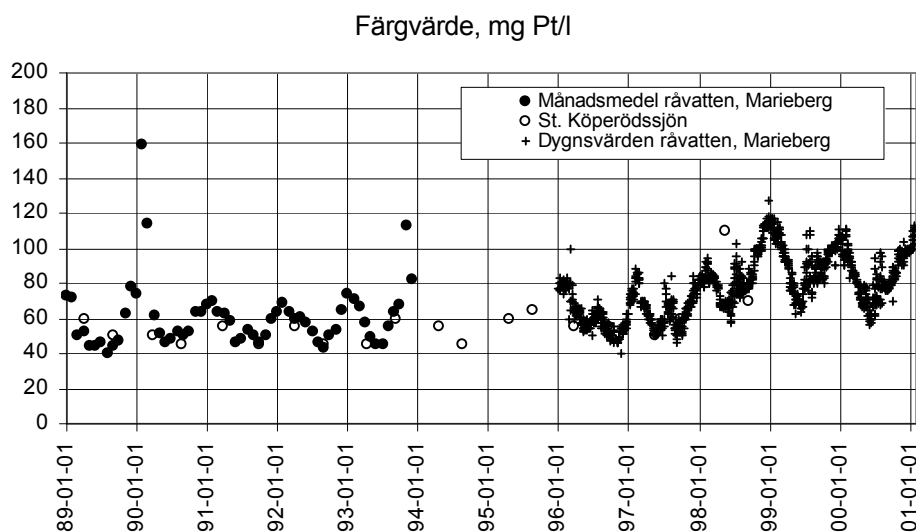
3.2.1 Råvatten

Analysdata från vattenverkets laboratorium har varit tillgängliga för projektet i digital form från 1996 (de senaste fem åren), betr. analyser av färgtal se Figur 43. Regelmässigt uppträder färgtoppar precis efter årsskiftet med extremvärden i slutet av 1998/början av 1999. Årsskiftena 99/00 samt 00/01 uppvisar värden i samma storleksordning.



Figur 43. Färgtal i råvatten till Mariebergs vattenverk 1996–2000.

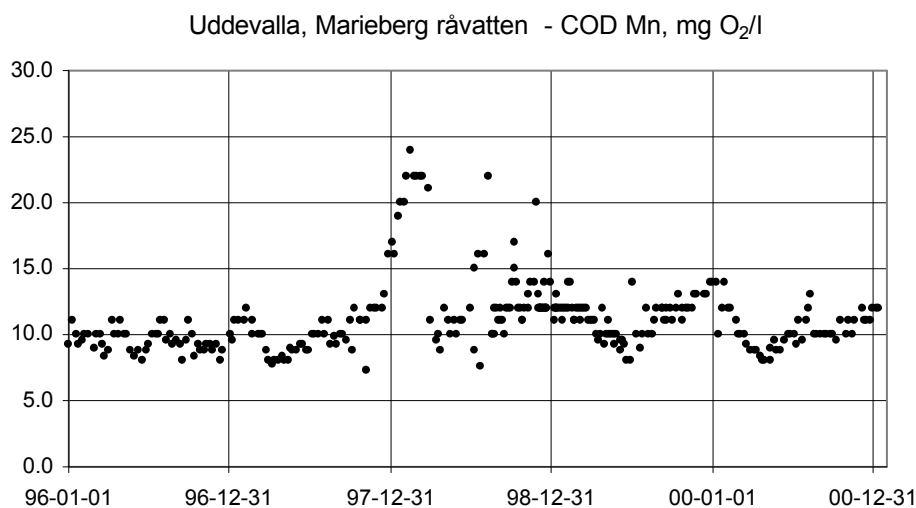
För att förlänga tidshorisonten har uppgifter från recipientprovtagningsrapporter matats in och tillsammans med tidsserien ovan redovisats i Figur 44. Tillsammans med data i ovanstående figur (dygnsupplösning), visas månadsmedelvärden för råvatten 1989–94 samt resultat från recipientkontroll i råvattentakten St. Köperödssjön. Om man får tro dessa resultat är de extrema färgtalen under senare år inte unika. Den generella nivån verkar dock förhöjd.



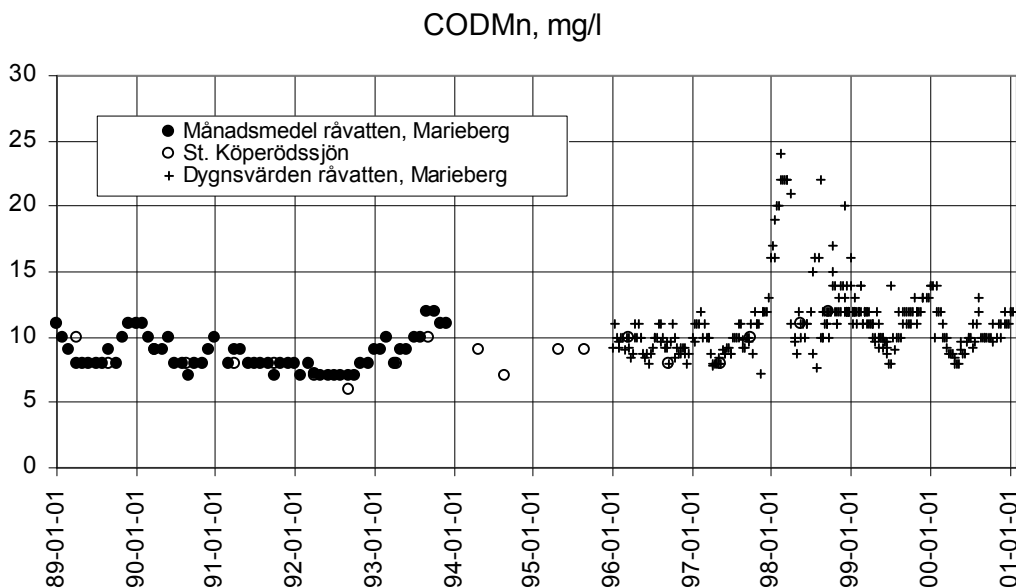
Figur 44. Färgtal i råvatten till Mariebergs vattenverk samt St. Köperödssjön 1989–2000.

Det är intressant att notera, att provtagningsschemat för recipientkontrollen (två ggr per år vår/höst) systematiskt tycks missa de flesta av förekommande koncentrationstoppar.

Motsvarande sammanställningar för COD_{Mn} ger en något annorlunda bild. Här framstår 1998 som ett utpräglat extremår, både de senaste fem (Figur 45) resp. tolv (Figur 46) åren.

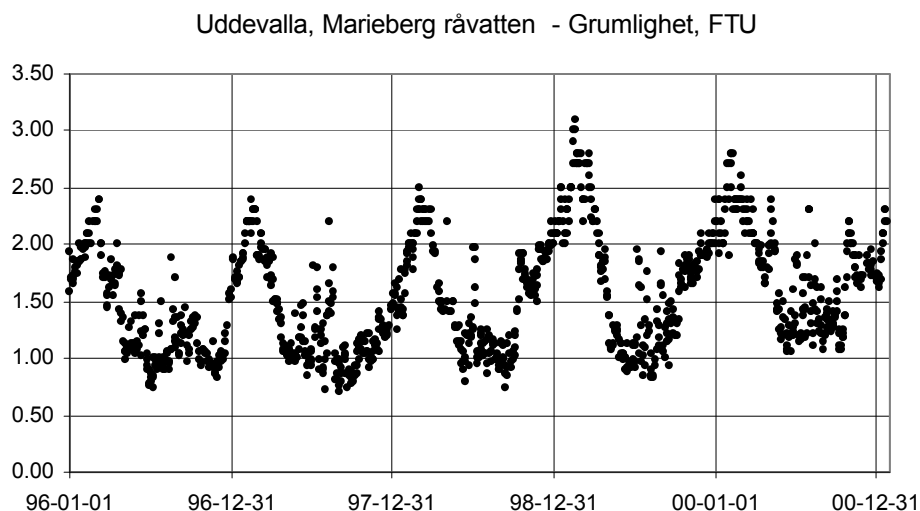


Figur 45. COD_{Mn} i råvatten till Mariebergs vattenverk 1996–2000.



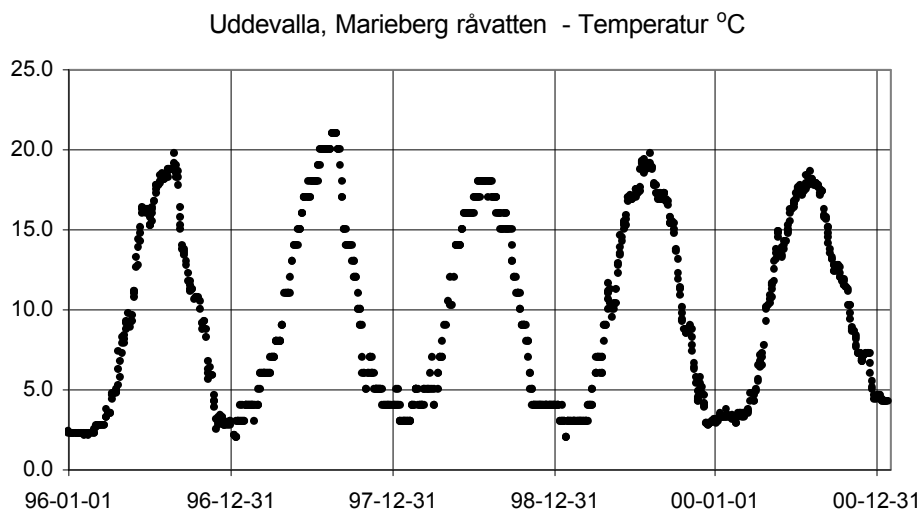
Figur 46. COD_{Mn} i råvatten till Mariebergs vattenverk samt St. Köperödssjön 1989–2000.

Färgtal och COD_{Mn} brukar vara starkt kopplade till varandra. När man ser analyserad grumlighet enl. Figur 47 kan man möjligen misstänka att grumligheten innebär en störning vid tillämpad färganalys.



Figur 47. Grumlighet i råvatten till Mariebergs vattenverk 1996–2000.

Vattentemperaturen uppvisar ett typiskt ytvattenmönster, enl. Figur 48.



Figur 48. Temperatur i råvatten till Mariebergs vattenverk 1996–2000.

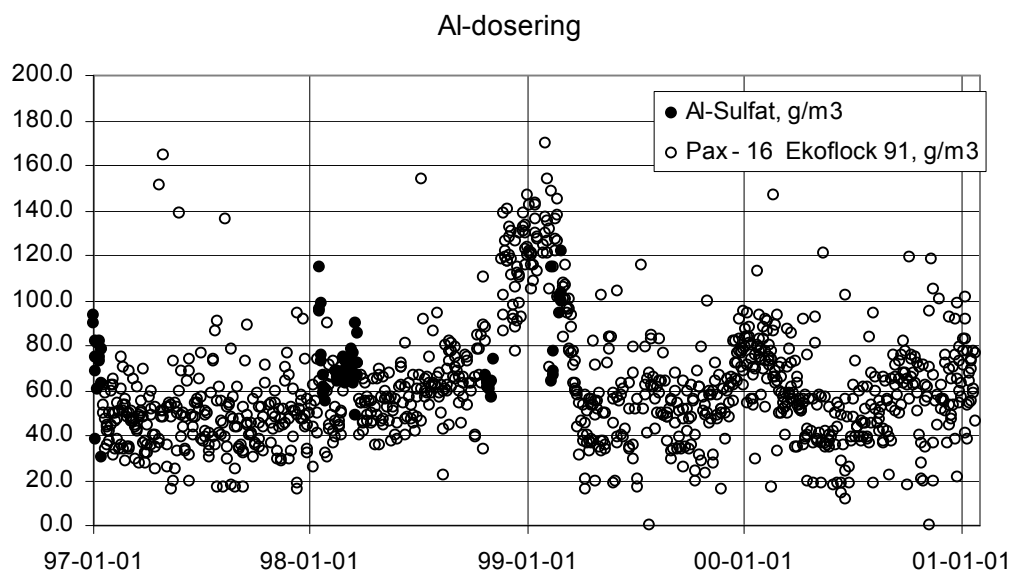
3.2.2 Kemikaliedosering

Sedan 1990 har olika PAC-produkter (polyaluminiumklorid) använts som koagulanter. Innan dess användes granulerad aluminiumsulfat (ALG). PAC-produkterna har växlat mellan olika fabrikat (ex PAX- Kemira och Ekoflock-CDM). Tidvis har också en återgång skett till Al-sulfat. I nedanstående tabell har historien sammanställts, som den framgår efter en genomgång av tillgängliga driftjournaler 1997–2001.

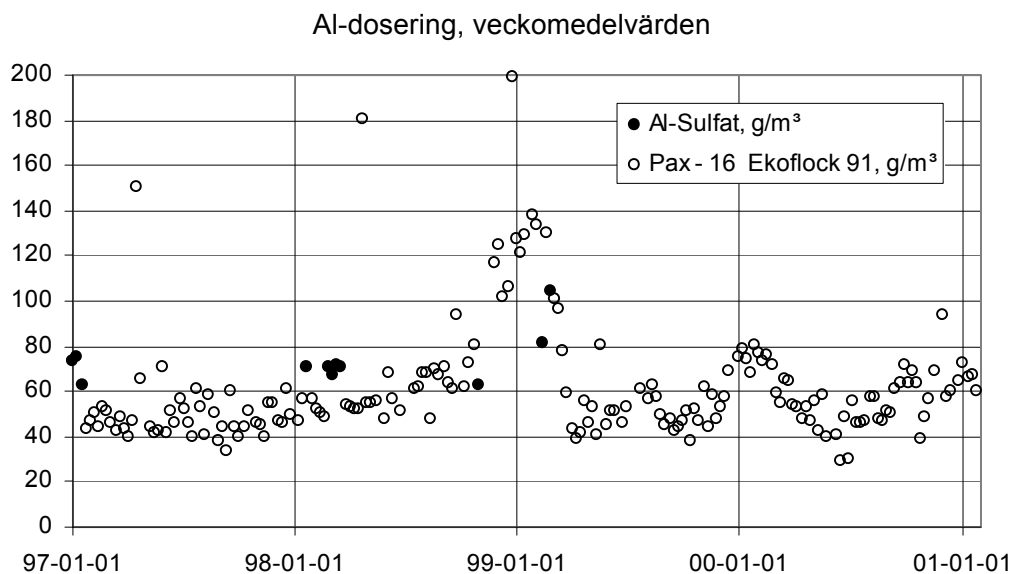
Tabell 2. Användning av aluminiumhaltiga koagulanter vid Uddevalla vattenverk Marieberg 1997–2000 enligt driftjournaler. Före 1/1 1997 har uppgifter ej funnits tillgängliga.

Start	Stopp	Koagulant
	97-01-16	Al-sulfat
97-01-16	98-01-15	PAX-16
98-01-15	98-01-26	Al-sulfat
98-01-26	98-02-17	Ekoflock90
98-02-17	98-02-25	PAX-XL60
98-02-25	98-03-23	Al-sulfat
98-03-23	98-10-23	PAX-XL60
98-10-23	98-10-28	Al-sulfat
98-10-28	98-12-23	PAX-XL60
98-12-23	98-12-23	Al-sulfat (under dagen)
98-12-23	99-02-10	PAX-XL60
99-02-10	99-02-15	Al-sulfat
99-02-15	99-02-23	PAX-XL60
99-02-23	99-03-01	Al-sulfat
99-03-01	99-05-26	Ekoflock90
00-01-18	-	Ekoflock91

Från 98-11-11 till 98-12-03 utfördes frekventa justeringar (höjningar) av dosen, total nästan en dubbling av dosmängden. Orsaken kan man finna i variationen i råvatten-sammansättning (se Figur 43 och Figur 45). I Figur 49 visas den dagliga journalförda koagulantdoseringen för perioden 1997–2000. På grund av "bruset" i de dagliga avläsningarna av momentanvärden har, för att göra det lättare att avgöra dosnivån, veckomedelvärden räknats ut, vilket visas i Figur 50

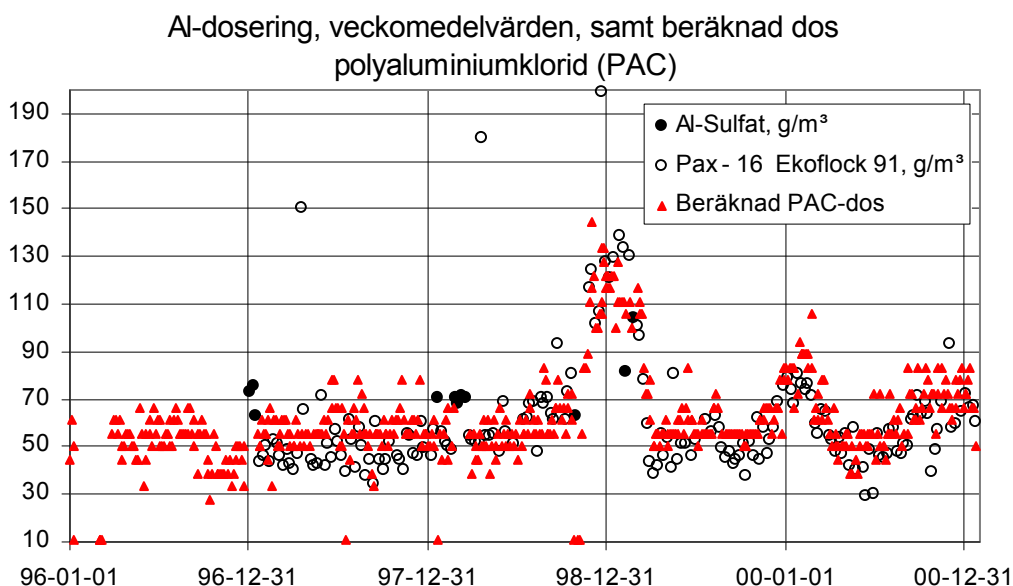


Figur 49. Journalförd daglig kemikaliedosering (Al-sulfat, PAX 16/XL60 resp. Ekoflock) 1997–2000.



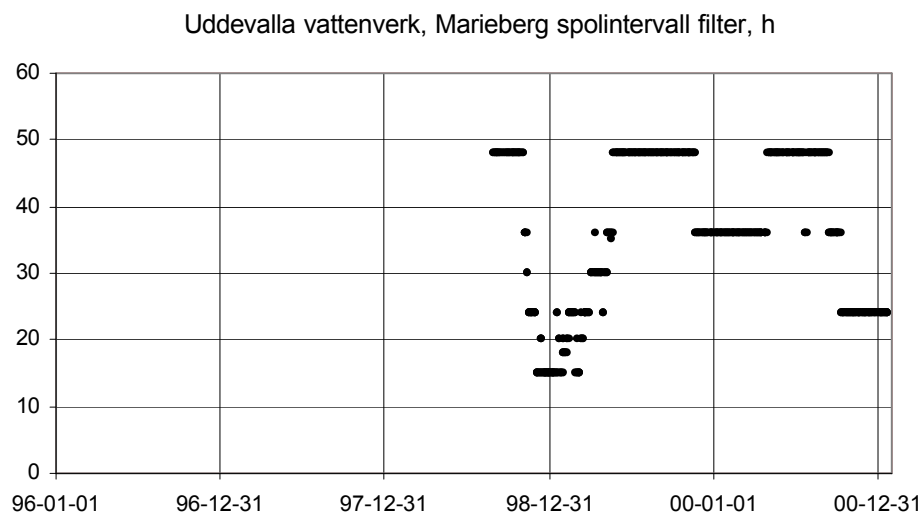
Figur 50. Kemikaliedos (Al-sulfat, Pax 16 resp. Ekoflock 91). Veckomedelvärden för data enl. Figur 50

För att indirekt bestämma doseringen av polyaluminiumklorid kan kloridanalyser för rå- och renvatten utnyttjas, vilka funnits tillgängliga från 1996. Om man antar att förhöjningen av kloridhalt i renvattnet jämfört med råvattnet härrör från produkten kan doseringen räknas ut. I Figur 51 redovisas resultatet av denna typ av beräkningar. Kloridhalten i produkten har härvid antagits till 18 %, vilket är något mer än vad som anges i kemikalieproduktbladen.



Figur 51. Kemikaliedosering (Al-sulfat, Pax 16 resp. Ekoflock 91), veckomedelvärden enl. fig. ovan samt, baserat på kloridhalt i rå- resp. renvatten, beräknad polyaluminiumkloriddos (18 % kloridinnehåll har antagits).

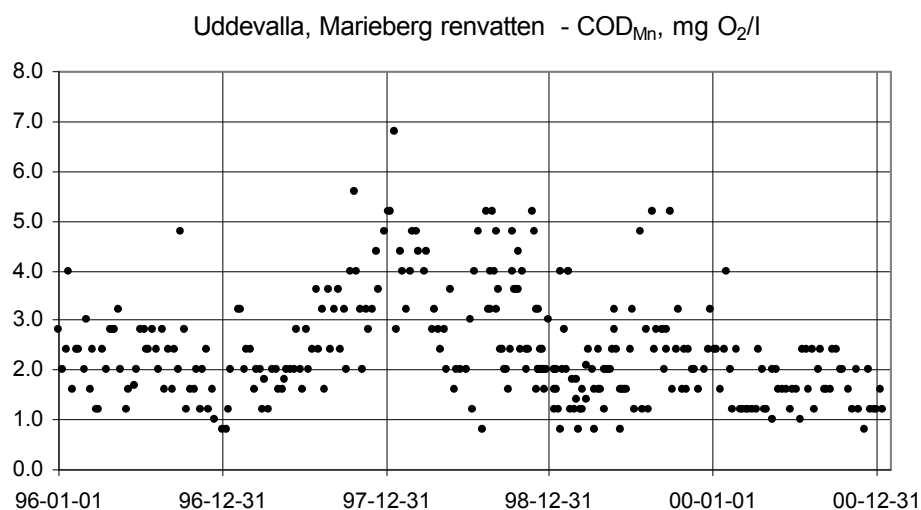
Från driftjournaldata kan också hämtas information enl. nedanstående figur, som beskriver hur intervallet mellan filterspolningar har varierats. Där framstår årsskiftet 1998–99 som extremt, som en effekt av driftproblem och den höga aluminiumdosen som tillämpades då, och bl.a. därmed högre slamproduktion.



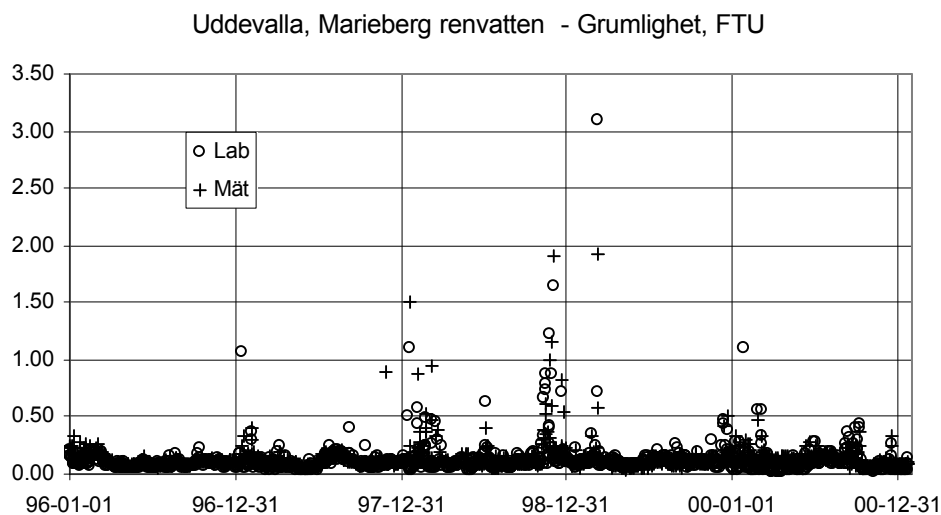
Figur 52. Tillämpade spolintervall för snabbfilter.

3.2.3 Dricksvattenkvalitet

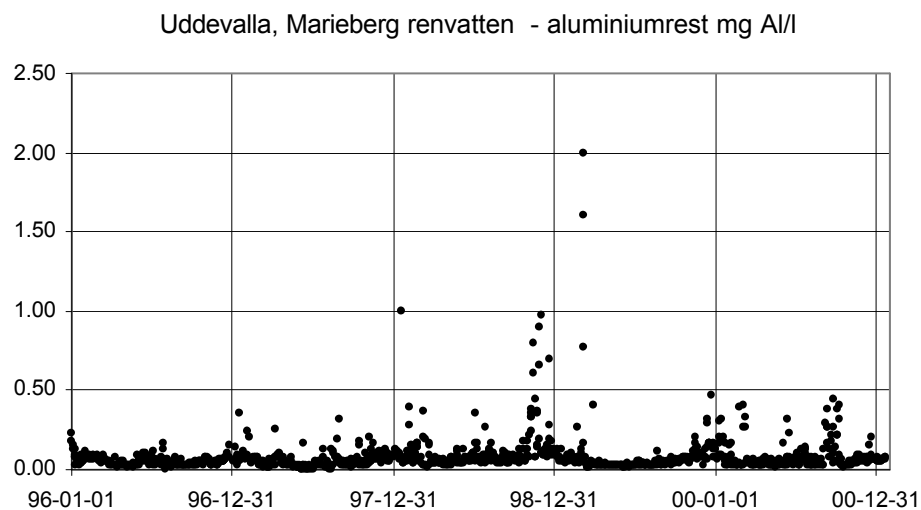
I Figur 53 till Figur 56 redovisas dricksvattenkvaliteten som COD_{Mn} , grumlighet och restaluminium. Figurerna antyder att den kemiska fällningen tidvis inte fungerat tillfredsställande. Speciellt framträdande är året 1998 med mycket höga resthalter organiskt material (registrerat som COD_{Mn}), grumlighetsvärden samt restaluminium. (Kommentar från Driftjournal, analysdel 1998-08-04: "Aluminium ren ej mätbart uppåt")



Figur 53. COD_{Mn} i renvatten från Uddevalla vattenverk Marieberg 1996–2000.

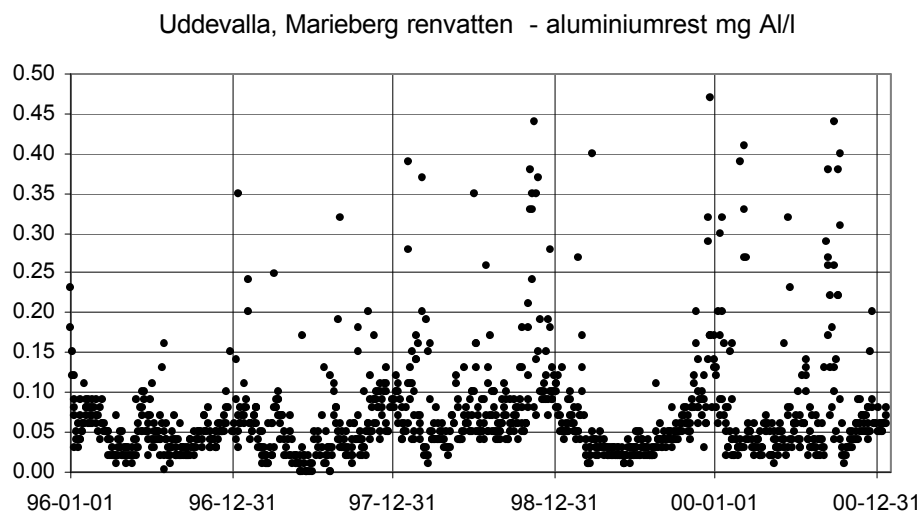


Figur 54. Grumlighet i renvatten från Uddevalla vattenverk Marieberg 1996–2000.



Figur 55. Aluminiumrest i renvatten från Uddevalla vattenverk Marieberg 1996–2000.

De mycket höga restaluminiumnivåerna uppges orsakade av slamflykt från sedimenteringen i kombination med problem med polymerdoseringen. Filtren erhöll ett segt lager på filterytan, vilket medförde problem att spola filtren.



Figur 56. Aluminiumrest i renvatten från Uddevalla vattenverk Marieberg 1996–2000. Samma data som i figuren ovan, men med annan skala i y-led dvs. de största extremvärdena bortskurna.

Frekvensen av extremt höga restaluminiumhalter har minskat sedan 1998, med fortfarande är antalet värden över "anmärkningsvärd" nivå (0,15 mg/l) mycket hög. Detta skulle inte behöva vara fallet för en väl fungerande kemisk fällningsprocess.

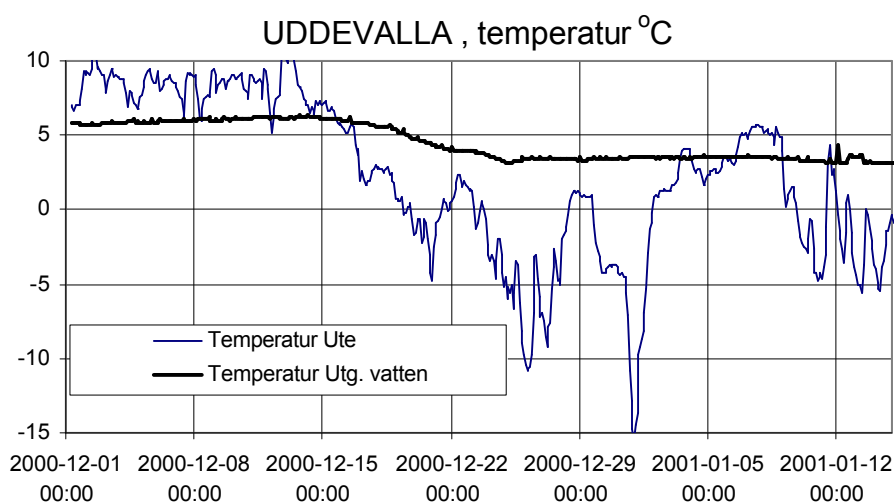
3.3 Driftuppföljning med hög tidsupplösning

3.3.1 Allmänt

Under perioden 14/12 2000 till den 26/1 2001 var en kontinuerlig UV-mätare placerad vid Uddevalla vattenverk för registrering av inkommande råvatten och filtrat från utvalda filter samt utgående dricksvatten. Samtidigt insamlades data från driftövervakningssystemet med hög tidsupplösning (minutvärden). De väsentliga av dessa redovisas i fortsättningen, tillsammans med uppmätt UV-absorbans.

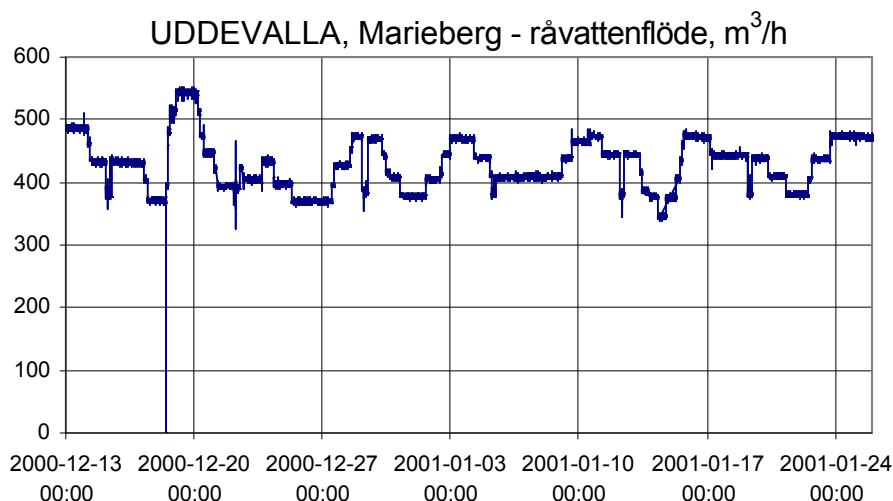
3.3.2 Dokumentation av driftförhållanden

Under den aktuella perioden inträffade ett väderomslag från höst- till vinterförhållanden, vilket resulterade i en sänkning av vattentemperaturen från ca 6 °C till omkring 3 °C, Figur 57.



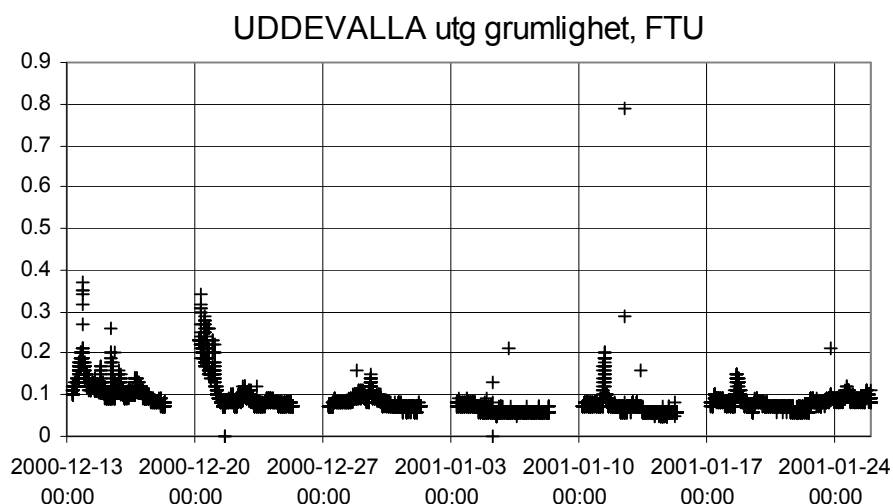
Figur 57. Temperatur i renvatten från Uddevalla vattenverk Marieberg samt utetemperatur, dec 2000–jan 2001.

Vattenproduktionen under perioden, Figur 58, var i medeltal 430 m³/h, med vissa variationer. Under den 19/12 inträffade en produktionstopp på ca 550 m³/h, vilken trappades ner under den 20–21/12 till omkring 400 m³/h. Detta noteras, därför att vissa följdverkningar av detta kan konstateras i den fortsatta redogörelsen. Doseringen av Ekoflock ökas den 22/12 2000 från ca 68 till 78 g/m³. Samtidigt startas polymerdosering med 0,02 mg/l.



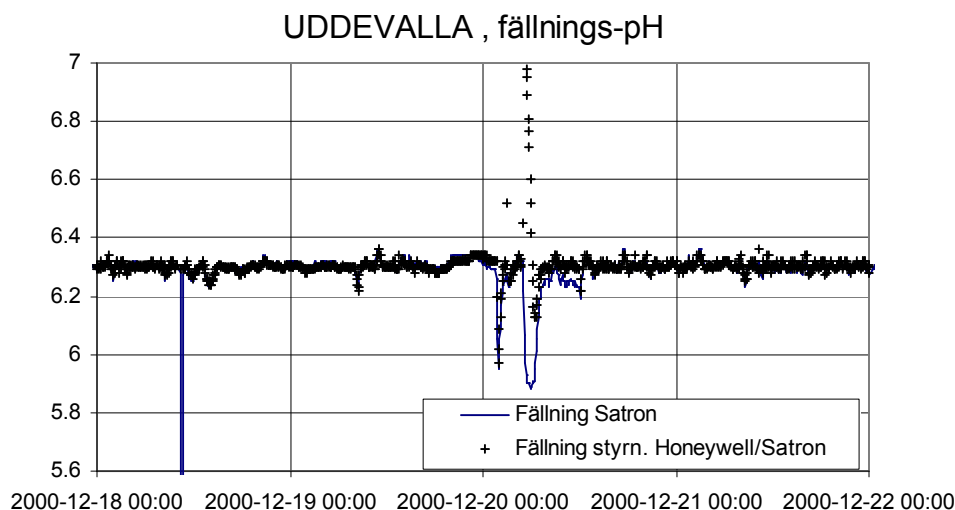
Figur 58. Råvattenflöde i Uddevalla vattenverk Marieberg dec 2000–jan 2001.

Som ett kontinuerligt mått på vattenkvaliteten efter reningen fanns under den aktuella perioden i verkets övervakningssystem endast en grumlighetmätare i drift, som registrerade grumligheten hos utgående vatten. Data från denna visas i Figur 59. Saknade data i tidsserien beror inte på att värden inte registreras, utan på felaktigheter i rutinen som sparade undan data. Några markerade grumlighetstoppar förekommer tidvis. Det gemensamma för dessa tycks vara att de förekommer vid plötsliga flödesförändringar (nedåt?). Detta betyder att fällningsprocessen, specifikt avskiljningen av partiklar, då inte har fungerat tillfredsställande.



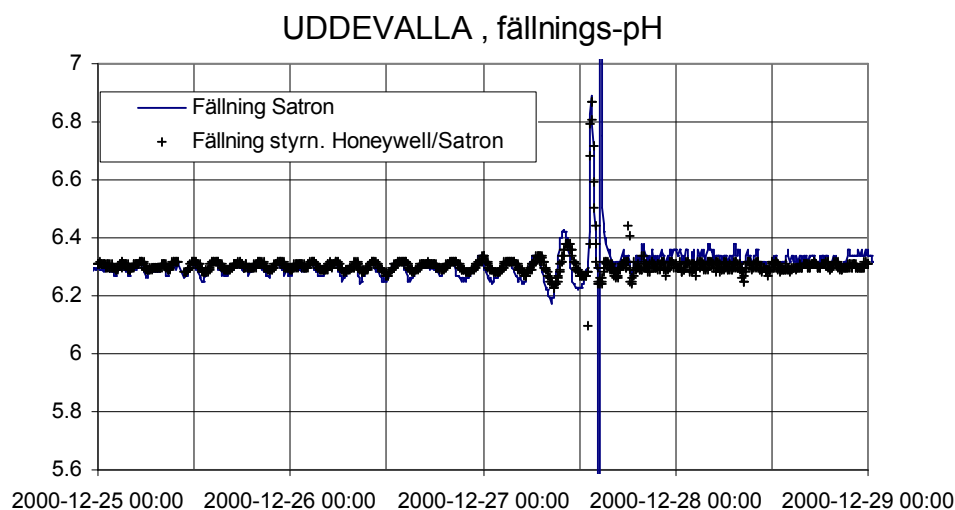
Figur 59. Grumlighet hos utgående dricksvatten från Uddevalla vattenverk Marieberg dec 2000–jan 2001.

Den mest uttalade grumlighetstoppen finns den 20/12. Förhöjda restaluminiumhalter har också registrerats den 19 och 20/12 (0,15 resp. 0,20 mg Al/l). Om man betraktar den samtidiga registreringen av fällnings-pH, se Figur 60, kan man misstänka att orsaken kan vara pH-svängningar i fällningen. Vid vattenverket finns två oberoende pH-mätare, varav den ena används för styrning av fällnings-pH. Konkret beror svängningarna den 20/12 enl. driftjournalen på stopp i slangpump till pH-mätaren.



Figur 60. Dynamik i registrerat fällnings-pH hos två pH-mätare i Uddevalla vattenverk Marieberg 18/12–21/12 -00.

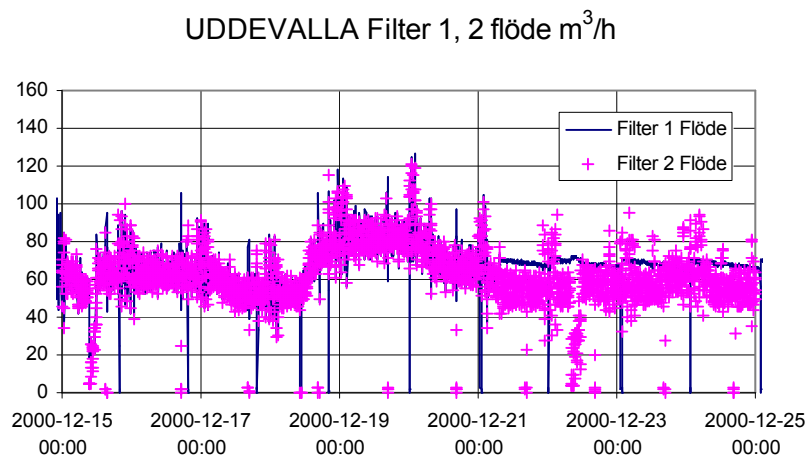
Det går att hitta andra perioder i data, där regleringsdynamiken för fällnings-pH inte tycks fungera tillfredsställande, se Figur 61. Med detta avses svängningsförloppet från inledningen av den 27/12, inte den momentana häftiga spiken upp och ner, vilket sannolikt inte återspeglar något verkligt förlopp utan snarare en kalibrering av pH-elektroden.



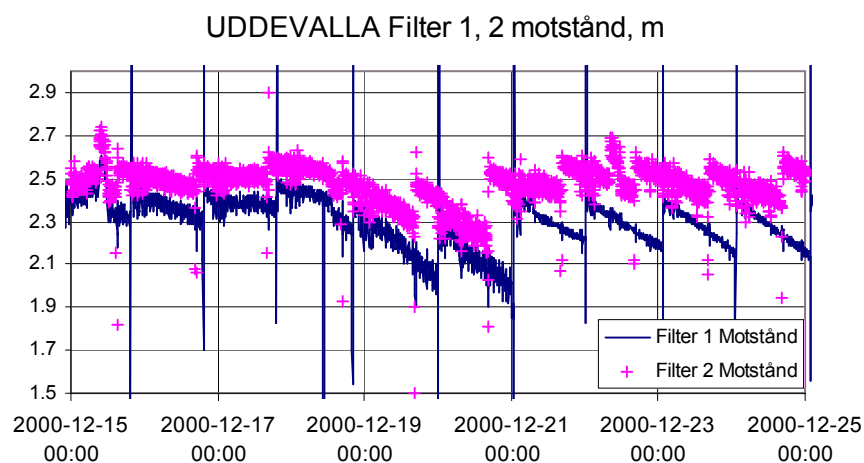
Figur 61. Dynamik i registrerat fällnings-pH hos två pH-mätare i Uddevalla vattenverk Marieberg 25/12–28/12 -00.

3.3.3 Exempel från filterdrift.

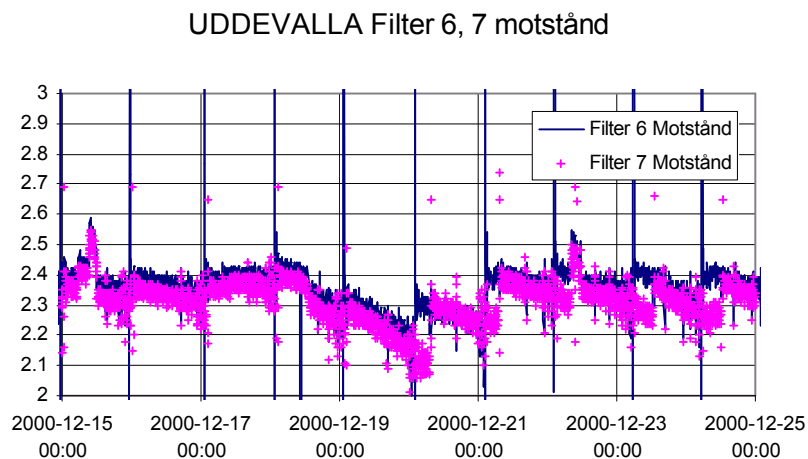
I Figur 62 till Figur 64 visas data från några av vattenverkets totalt 7 filterenheter. Figur 62 redovisar flödet genom filter 1 och 2, Figur 63 filtermotståndet (egentligen registrerat vattentryck under filterbädden) för filter 1 och 2. Figur 64 visar motståndsförloppet för två andra filter (6 och 7).



Figur 62. Flöde genom filter 1 och 2 i Uddevalla vattenverk Marieberg 15/12–24/12 -00.



Figur 63. Registrerat vattentryck under filterbädden för filter 1 och 2 i Uddevalla vattenverk Marieberg 15/12–24/12 -00.

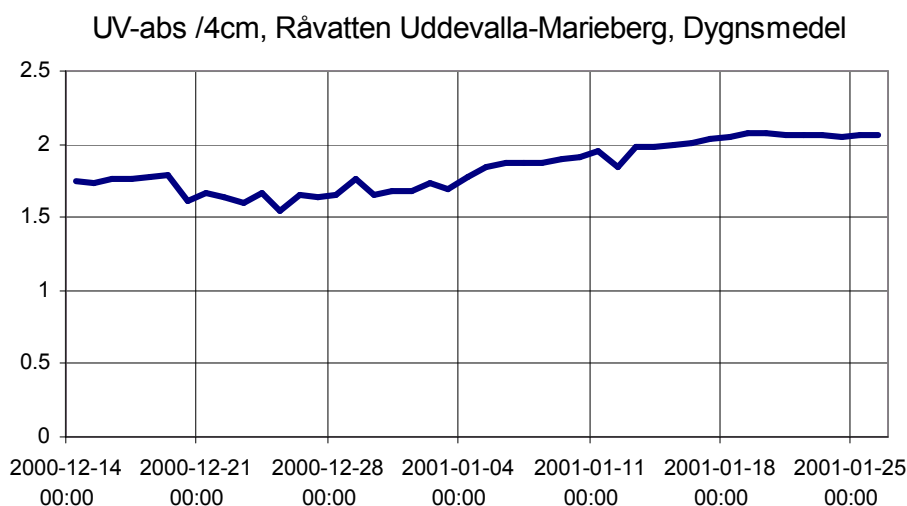


Figur 64. Filtermotstånd för filter 6 och 7 i Uddevalla vattenverk Marieberg 15/12–24/12 -00.

Maximal tryckförlust under perioden uppträder naturligtvis vid tidpunkten för det högsta flödet, under den 19/12. Det innebär också den största påkänningen hos avsatta flockar i filterbädden. Tryckförlusten genom filtren på uppskattningsvis max 0,5 m (svårt att avgöra var 0:an ligger) skall dock i sig inte behöva innebära risk för filtergenombrott om hållfastheten hos flockavsättningarna är goda. En faktor som också verkar försvårande är den samtidigt låga vattentemperaturen.

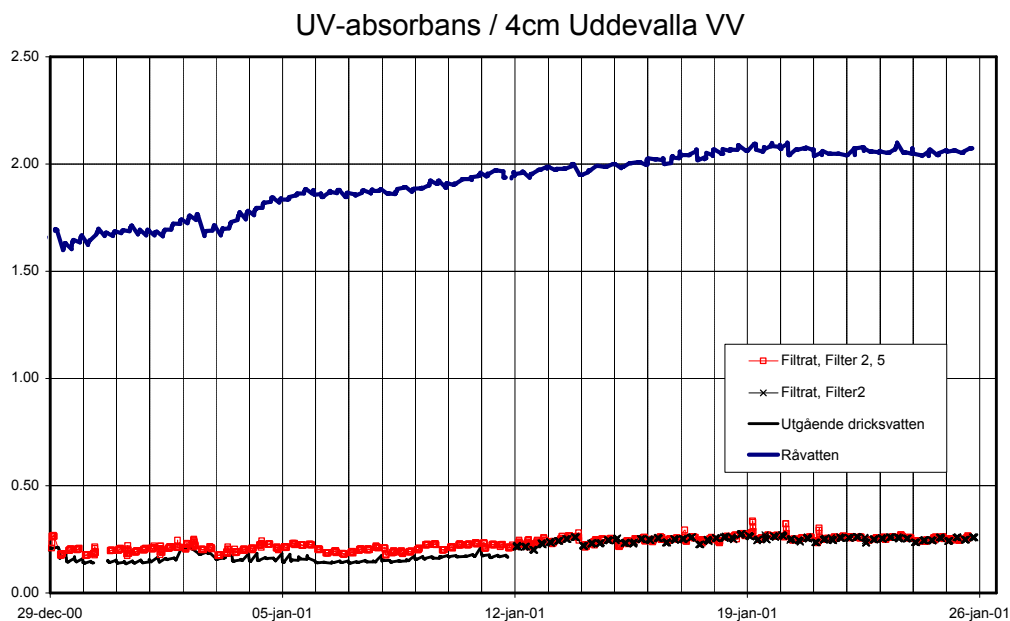
3.3.4 UV-absorbans i rå- och renvatten

Registrerad UV-absorbans för råvattnet visade en tydlig förhöjning, med ca 30 %, från början jämfört med slutet av mätperioden. Registreringarna för råvattnet enligt Figur 65 är dygnsmedelvärden.



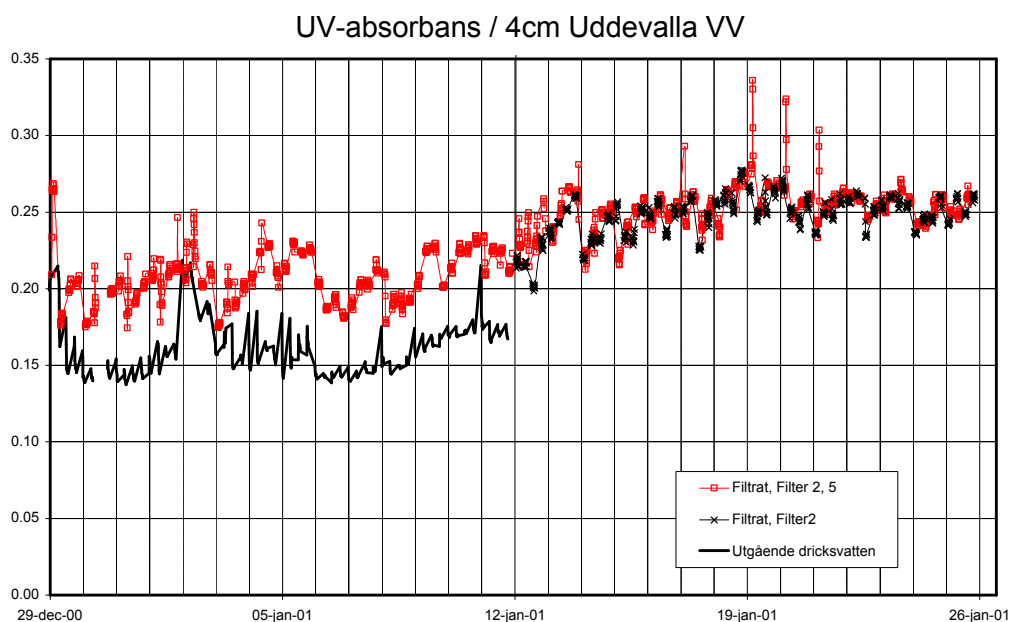
Figur 65. UV-absorbans i råvatten till Mariebergs vattenverk, Uddevalla under perioden dec 2000–jan 2001. Dygnsmedelvärden.

I Figur 66 visas råvattenvärdet samtidigt med filtrat från filter 2 (hela perioden), filtrat filter 5 (efter den 12/1) samt utgående renvatten (före den 12/1). I Figur 67 finns bara filtrat och utgående renvatten, så att relativa skillnader hos dessa ska framgå tydligare.



Figur 66. UV-absorbans i råvatten, filtrat och utg. dricksvatten i Mariebergs vattenverk, Uddevalla, under perioden 29 dec 2000–26 jan 2001.

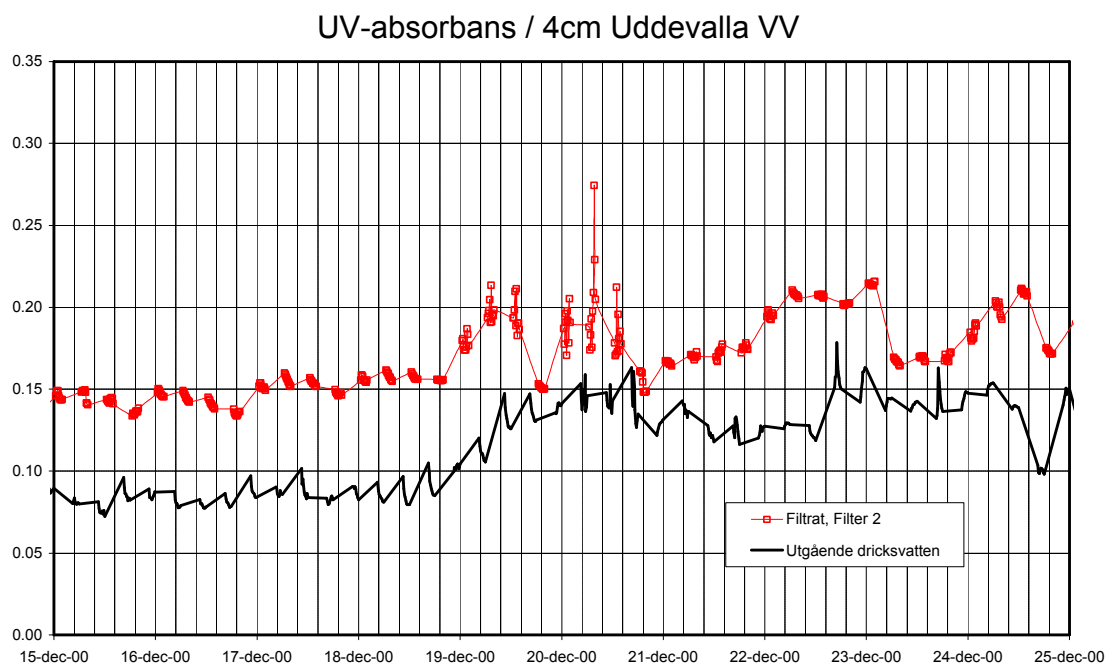
Att utgående dricksvatten ligger lägre än filtraten är förmodligen en effekt av vattnens olika pH-värde. I en jämförelse mellan filtraten från filter 2 och filter 5 efter den 12/1 återfinns inga större skillnader.



Figur 67. UV-absorbans i filtrat och utg. dricksvatten i Mariebergs vattenverk, Uddevalla, under perioden 29 dec 2000–26 jan 2001. Markeringen "Filtrat Filter 2, 5" avser filter 5 efter den 12 jan.

Den allmänna långsamma förhöjningen i råvatten-UV slår också igenom efter den kemiska fällningen och filtrering – en förhöjning med ca 20 %, men resthumus-nivåerna ligger fortfarande på en låg nivå.

Nedan följer en detaljbild från förloppet den 15–20 december 2000 och effekten av processtörningen den 19–20/12. Figuren visar en viss påverkan, dock inte lika uttalad som för registrerad grumlighet och aluminiumrest. Detta tyder på att huvudproblemet handlar om avskiljning av partiklar. Resthumusvärdena i början ligger på en mycket låg nivå. Avståndet mellan filtrat och dricksvatten beror i princip på kloreringen (bortsett från att endast ett av totalt 7 filter registreras).



Figur 68. UV-absorbans i filtrat filter 2 och utg. dricksvatten i Mariebergs vattenverk, Uddevalla, under perioden 15–25 dec 2000.

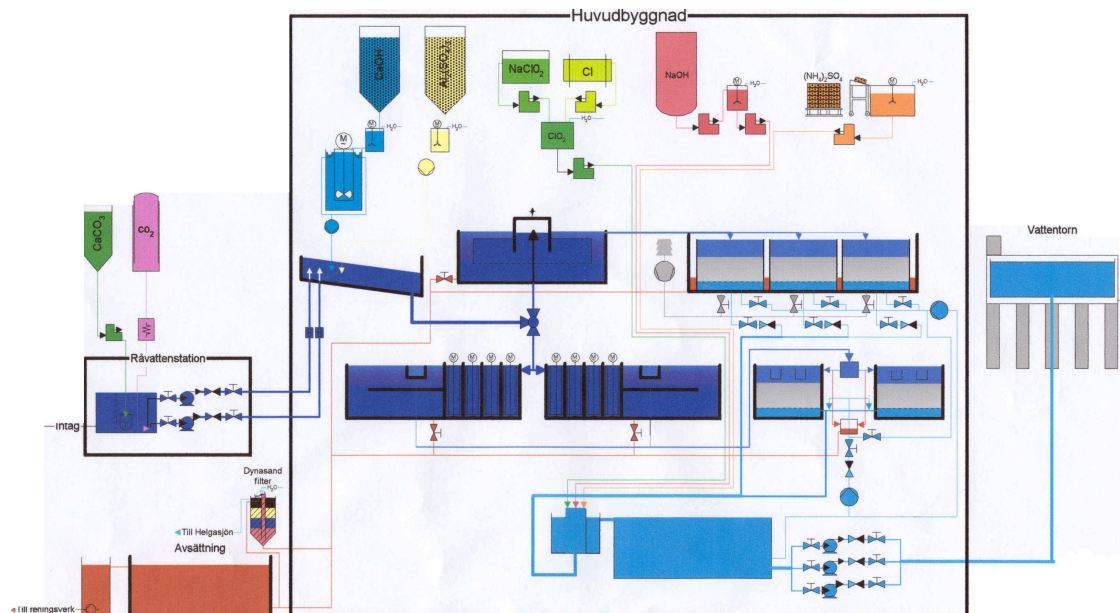
3.4 Sammanfattande diskussion

Det enda externa instrument som installerades var alltså en mätare för UV-absorbans kopplad till en provväxlare. Det visade sig med facit i hand inte vara tillräckligt för en mera fullständig bild av situationen. Vid installationstillfället var förhoppningen att bilden skulle kunna kompletteras genom insamling av datasignaler från verkets eget övervakningssystem. Detta gjordes också med de data som fanns tillgängliga, men väsentlig information visade sig saknas. Det handlar om t.ex. kontinuerlig grumlighetsmätning från individuella filter och kontinuerlig uppföljning av fällningen separerat på respektive fällningslinje genom t.ex. kontinuerlig pH-mätning. Till den inkopplade provväxlaren borde, förutom UV-mätning, registrering ha gjorts av kompletterande enkla parametrar som t.ex. pH och grumlighet.

I facit ingår också att sannolikt en stor del i förekommande driftproblem handlar om fördelning av flöden och kemikalier till respektive fällningslinje. Mätdata indikerar att regleringen av fällningspH inte fungerar tillfredsställande. Alltför stora svängningar i uppmätt fällnings-pH kunde konstateras i insamlade kontinuerliga data. Detta inträffar i samband med häftiga flödesförändringar, vilka inte är ofta förekommande, men att de inträffar ger anledning att överväga förändringar i verkets flödesstyrning.

4 Växjö – Sjöuddens vattenverk

4.1 Beskrivning av vattenverket



Figur 69. Processchema för Sjöuddens vattenverk i Växjö

Sjöuddens vattenverk i Växjö är ett ytvattenverk för kemisk fällning och snabbfiltrering. Vattentäkt är Helgasjön.

I råvattenpumpstationen tillsätts koldioxid och kritaslurry för alkalinitets-hårdhetsjustering. Som fällningskemikalie utnyttjas polyaluminiumklorid (Ekoflock). Tidigare har aluminiumsulfat använts. Fällningsmedlet doseras i en blandningsränna.

Från blandningsrännan leds vattnet dels till en äldre del av anläggningen med konventionell flockning, sedimentering och snabbfiltrering, dels till den nyare pulsatoranläggningen. Båda anläggningsdelarna avslutas med filtrering i snabbfilter med bädd av granulerat aktivt kol. Före distribution sker pH-justering med lut och efterklorering med klor/klordioxid och kloraminförfarande. Vattenverket har kapaciteten 24 000 m³/d.

Beskrivningen enl. processchemat i Figur 69, som avser perioden 1989–2000, har förändrats något på senare tid. Desinfektion sker med UV-bestrålning sedan februari 2001. Klordioxid används ej längre. Historiskt doserades en koncentrerad kritaslurry. Numera sker spädning av slurryn före dosering. Aktuell fällningskemikalie är en polyaluminiumklorid (Ekoflock).

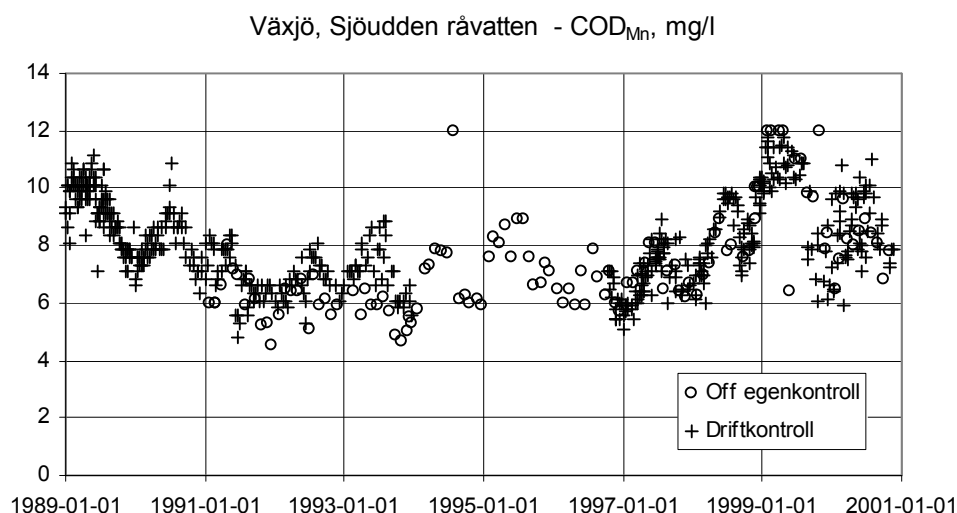
4.2 Historik

Analys- och driftdata från Sjöuddens vattenverk i Växjö har välvilligt ställts till projektets förfogande. Till skillnad från övriga verk som deltagit i projektet har inte data med hög tidsupplösning insamlats eller kompletterande on-line-mätningar utförts vid vattenverket.

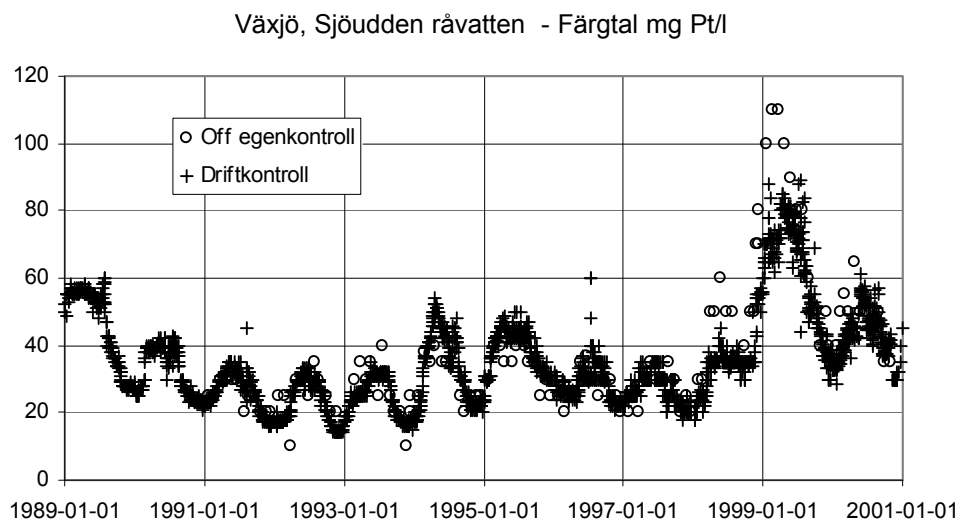
I figurerna som följer redovisas analysdata dels från den dagliga driftkontrollen och dels analysresultat från externa laboratorier i den "offentliga egenkontrollen". Analyser från driftkontrollen har varit tillgängliga för projektet (dvs. i form av digitala kalkylark) från 1989 – analysidsserier från externa laboratorier från 1991.

4.2.1 Råvatten

Historieskrivningen för COD_{Mn} i råvattnet till Sjöuddens vattenverk under de 12 åren 1989–2000 framgår av Figur 70. I början av år 1999 inträffar en period med höga värden, dock inte extremt jämfört med t.ex. början av 1989.

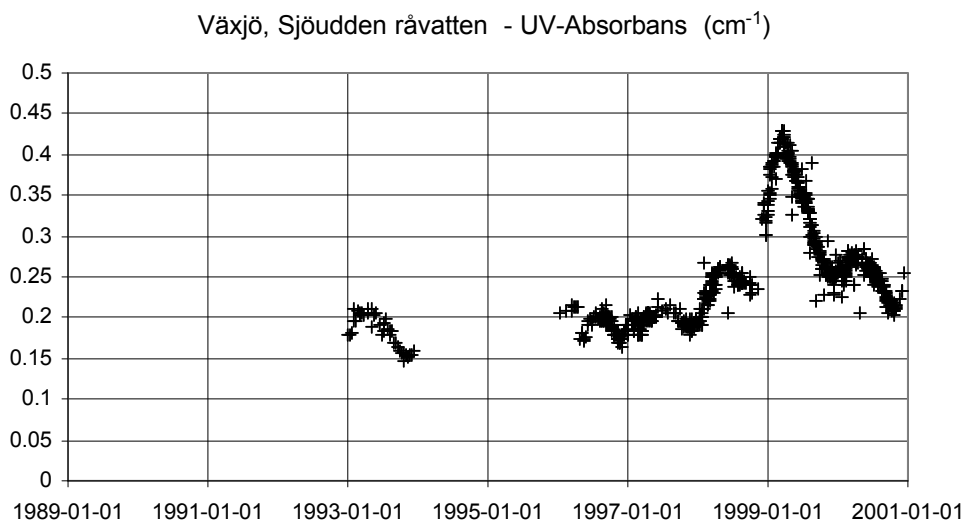


Figur 70. COD_{Mn} i råvatten till Sjöuddens vattenverk i Växjö 1989–2000. Analysdata fram t. o. m. 1993 avser permanganattal (mg KMnO_4/l). Dessa värden har räknats om till COD_{Mn} .

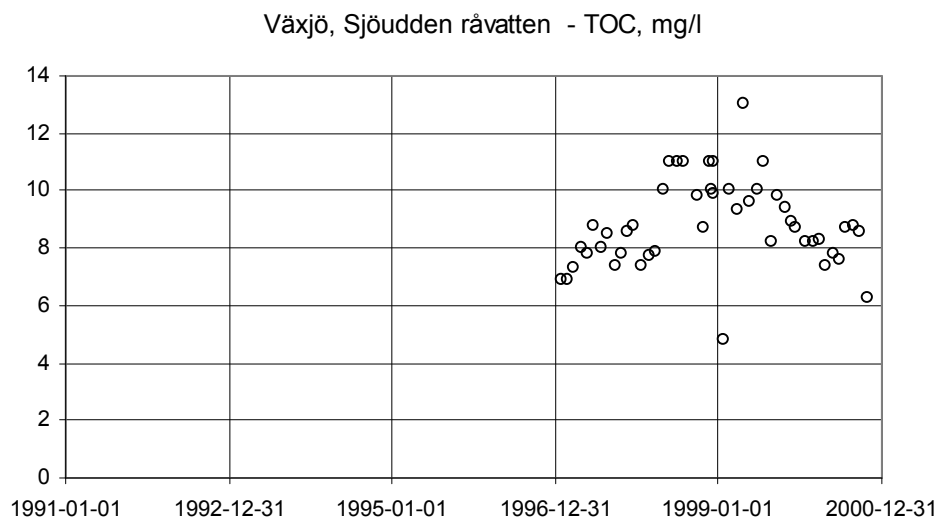


Figur 71. Färgtal i råvatten till Sjöuddens vattenverk i Växjö 1989–2000.

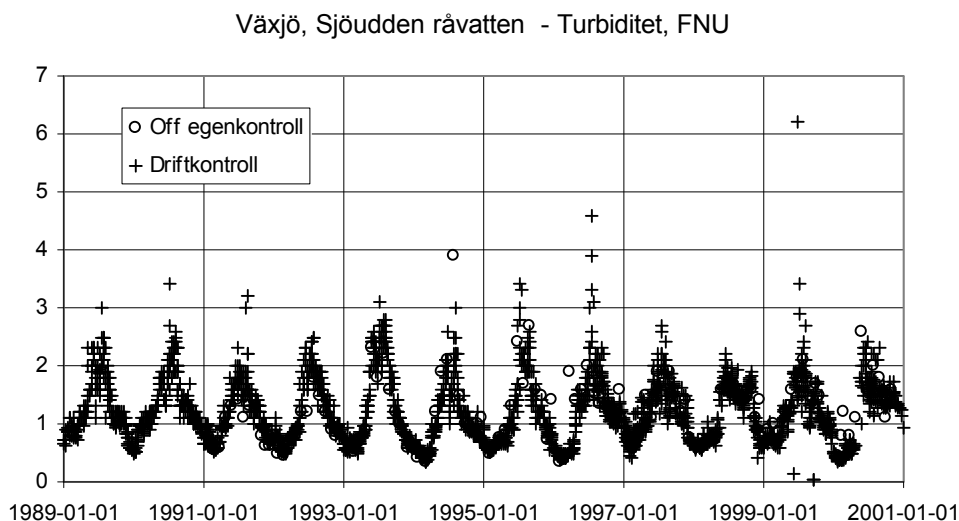
Förloppet framgår mer dramatiskt, och perioden höst 1998–vår 1999 framstår som uttalat extrem, om analyserade färgvärden (Figur 71) och tillgängliga värden för råvattnets UV-absorbans (Figur 72) betraktas.



Figur 72. UV-absorbans (1 cm) i råvatten till Sjöuddens vattenverk i Växjö 1993–2000.



Figur 73. TOC, mg C/l, i råvatten till Sjöuddens vattenverk i Växjö 1997–2000.



Figur 74. Grumlighet i råvatten till Sjöuddens vattenverk i Växjö 1989–2000.

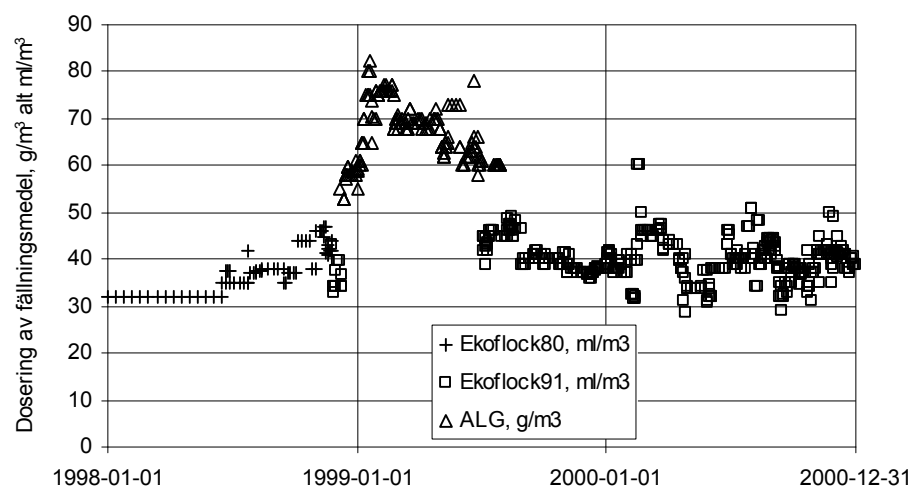
Råvattnets halt av totalt organiskt kol (Figur 73) visar ett liknande förlopp som för COD_{Mn} . Grumlighetens tydliga årsvariation enl. Figur 74 återspeglar mer säsongsvariationer i råvattnets planktonhalt med högre värden sommartid.

4.2.2 Kemikaliedosering

Information betr dosering av fällningskemikalie har inte funnits tillgänglig för hela den tidsperiod som täcks av analysdata för råvatten (föregående kapitel 4.2.1) och dricksvatten (följande kapitel 4.2.3), dvs 1989–2000. Driftjournaler från vattenverket med specifika doseringar har i digital form funnits tillgängliga fr.o.m. 1998.

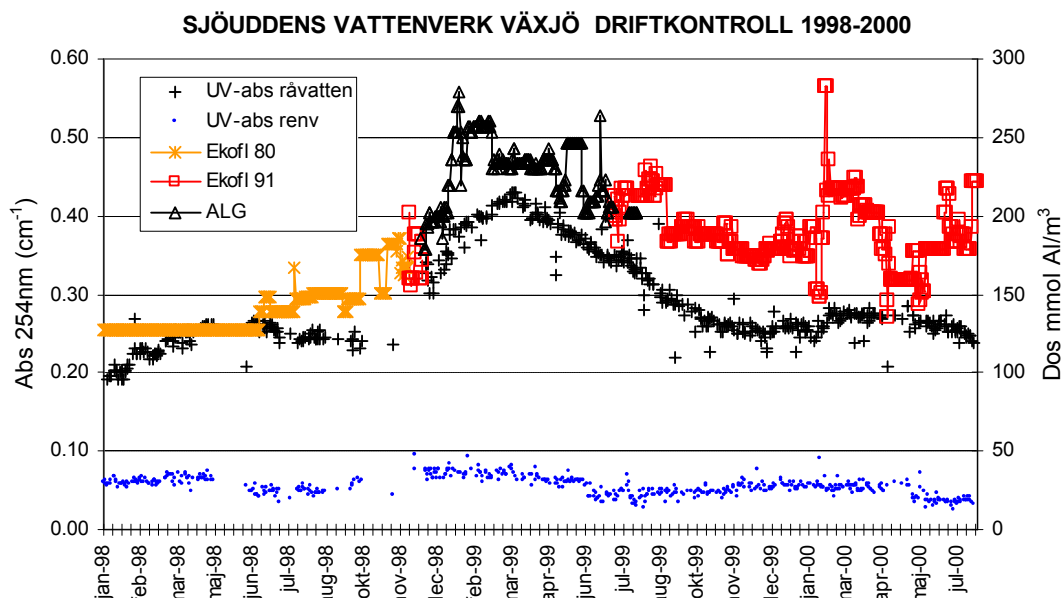
Ursprungligen användes granulerad aluminiumsulfat (ALG) som fällningskemikalie. Under jan–feb 1997 pågick försöksdrift med olika polyaluminiumklorid-baserade

fällningskemikalier, varefter man övergick till en polyaluminiumklorid (Ekoflock). I Figur 75 visas tillämpade doseringar uttryckt som produktmängd per m^3 behandlat vatten. Det framgår att relativt stabila doseringsförhållanden från inledningen av 1998 avbröts mot slutet av året. Över perioden med maximala humushalter i råvattnet (se Figur 72) skedde en återgång till dosering av Al-sulfat.



Figur 75. Dosering av fällningskemikalie 1998–2000 i Sjöuddens vattenverk i Växjö. Produktmängd (g alt. ml) per m^3 behandlat vatten.

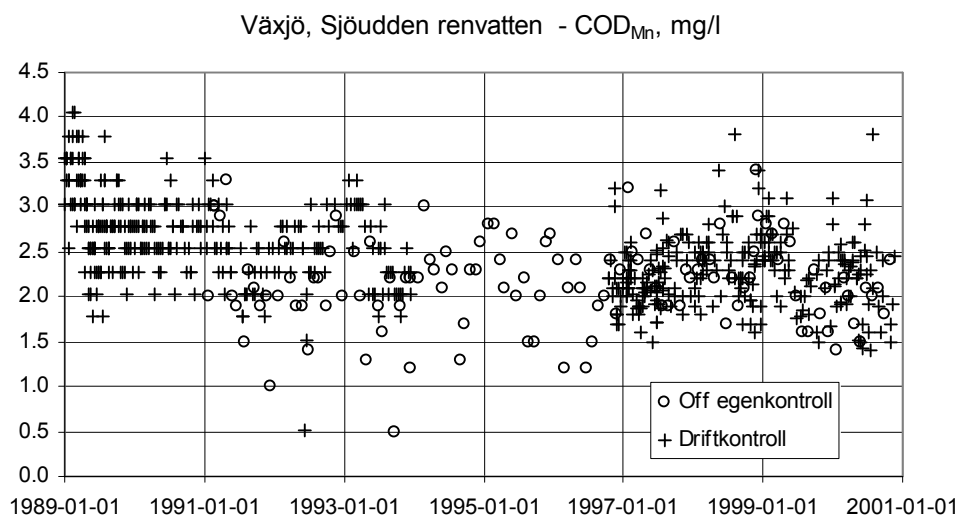
I Figur 76 redovisas förloppet med kemikaliedoseringen uttryckt som tillsats av aluminium (mmol Al/l) samt UV-absorbansen för råvattnet i samma diagram. UV-absorbansen för det behandlade dricksvattnet finns också i samma diagram.



Figur 76. Dosering av fällningskemikalie 1998–2000 i Sjöuddens vattenverk i Växjö, uttryckt som tillsatt mängd aluminium, mmol/m^3 , i relation till råvattnets humushalt mätt som UV-absorbans. I figuren finns också UV-absorbans i dricksvatten. Figuren bygger på ett original från Växjö kommun.

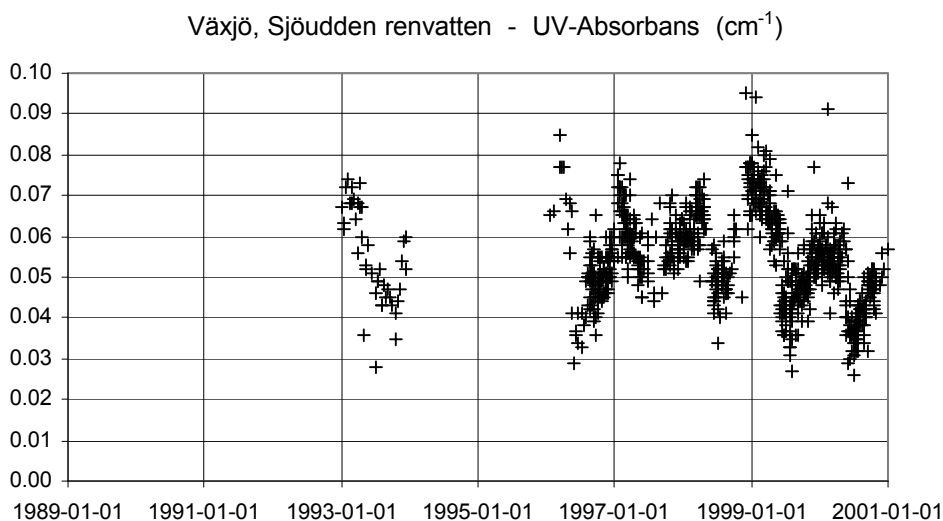
4.2.3 Dricksvattenkvalitet

COD_{Mn} i dricksvattnet från Sjöuddens vattenverk under de 12 åren 1989–2000 framgår av Figur 77. Inledningen av år 1999 framstår där inte som någon uttalat extrem period, jämfört med t.ex. början av 1989.



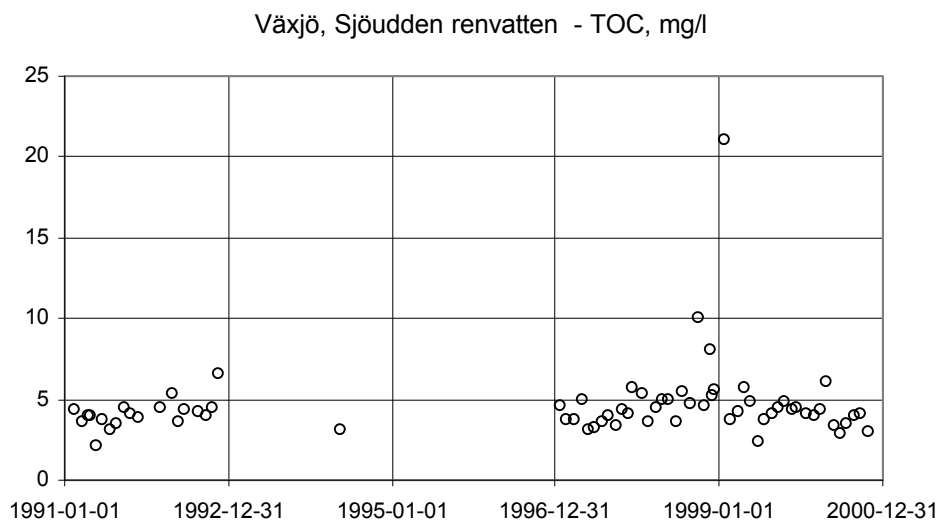
Figur 77. COD_{Mn} i renvatten från Sjöuddens vattenverk i Växjö 1989–2000. Värden "<1" har ersatts med "=0,5". Analysdata fram t. o m. 1993 avser permanganattal (mg KMnO₄/l). Dessa värden har räknats om till COD_{Mn}.

Tillgängliga analyser av UV-absorbans för dricksvattnet har sammanställts i Figur 78. Denna indikerar en viss förhöjning av reshumushalten runt årsskiftet 1998/99.



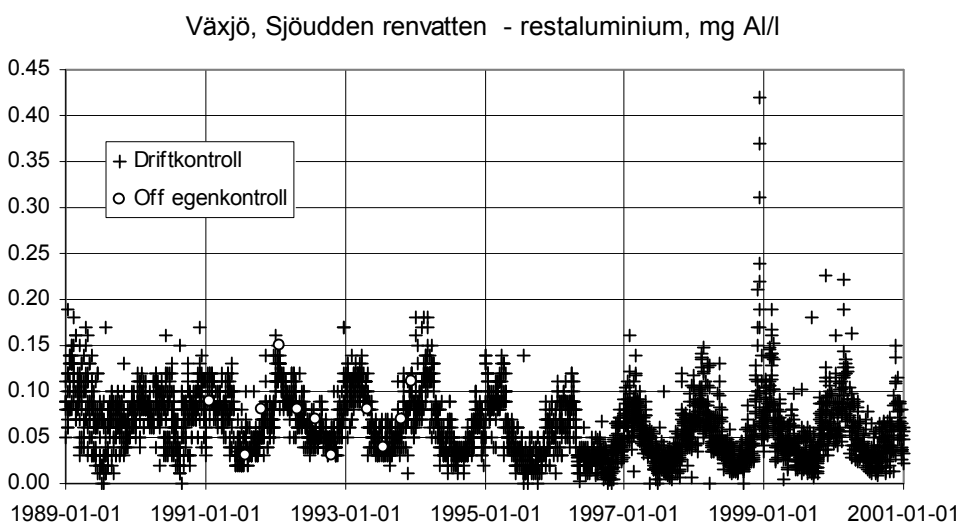
Figur 78. UV-absorbans (1 cm) i renvatten från Sjöuddens vattenverk i Växjö 1993–2000.

Analyserat som TOC, se Figur 79, särskiljer sig dock den aktuella perioden (med 3 värden) tydligt från resten av tillgängliga TOC-analyser för dricksvatten. Med hänsyn till tidigare redovisade TOC-analyser för råvattnet, se Figur 73, samt COD_{Mn} och UV-absorbans i renvatten i föregående figurer, kan dock inte dessa analysvärden anses rimliga.



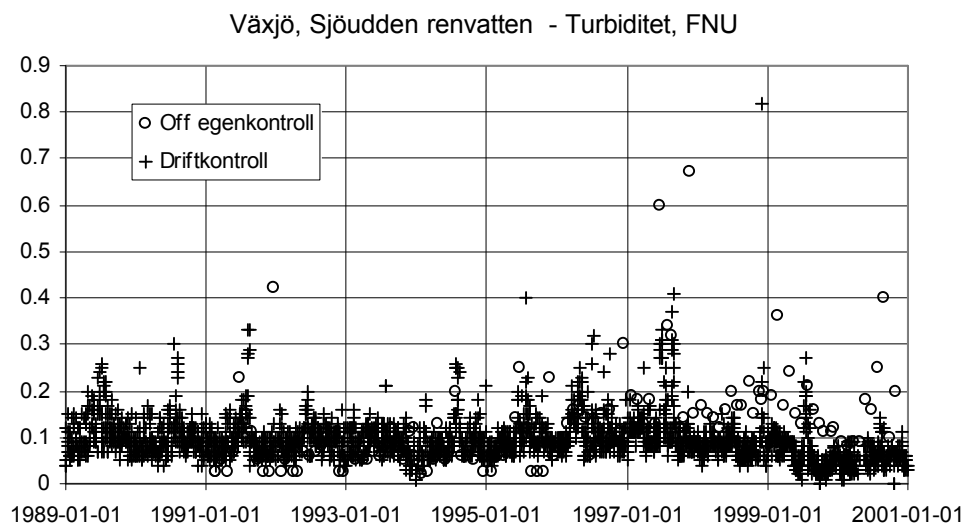
Figur 79. TOC, mg C/l, i renvatten från Sjöuddens vattenverk i Växjö 1991–2000.

Mer dramatiskt framstår förloppet om analyserad restaluminiumhalt betraktas, Figur 80, med mycket höga värden just före årsskiftet 1998/99. För övrigt kan regelmässiga toppar urskiljas i samband med årsskiften.



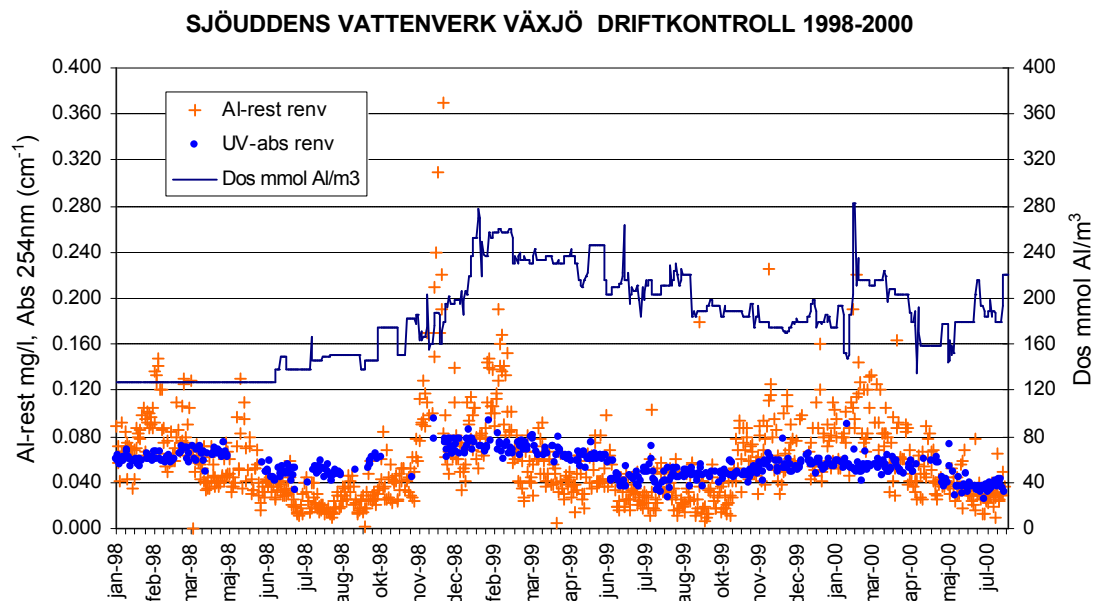
Figur 80. Restaluminiumhalt i renvatten från Sjöuddens vattenverk i Växjö 1989–2000.

Det årstidsmönster man ser i Figur 80 (möjligen också i Figur 78 – resthumus uppmätt som UV-absorbans) framträder inte alls för analyserad grumlighet enl. i Figur 81. De toppvärden för grumlighet som finns i punktskaran verkar inte ha något systematiskt samband med aluminiumtopparna enligt figuren ovan (med undantag av ett fåtal värden i anslutning till årsskiftet 1998/99). Detta är i viss mån ett mysterium, men slutsatsen måste bli att de tidvis höga restaluminiumhalterna inte beror på bristande funktion hos separationen (sedimentering/flotation samt filtrering) av utfälld kemisk flock utan har andra orsaker.



Figur 81. Grumlighet i renvatten från Sjöuddens vattenverk i Växjö 1989–2000. Värderna "<0,05" har ersatts med "=0,025".

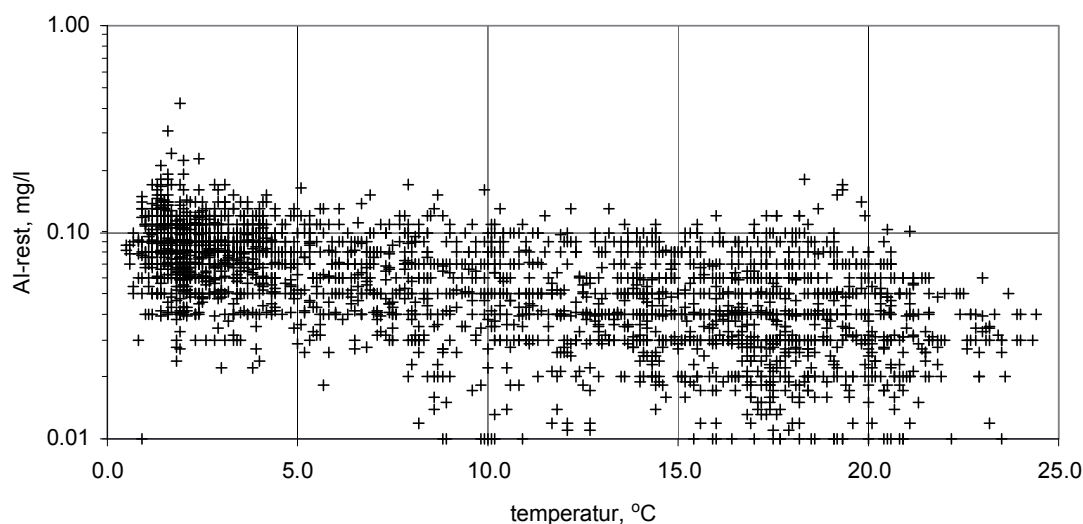
I Figur 82 visas förloppet från 1998 till början av år 2000 med data som visats separat i tidigare figurer, restaluminium och resthumus (UV-absorbans) tillsammans med koagulantdosen.



Figur 82. Restaluminium samt UV-absorbans i renvatten från Sjöuddens vattenverk i Växjö 1998–2000 i relation till aktuell dosering av fällningskemikalie uttryckt som mmol Al/m³. Figuren bygger på ett original från Växjö kommun.

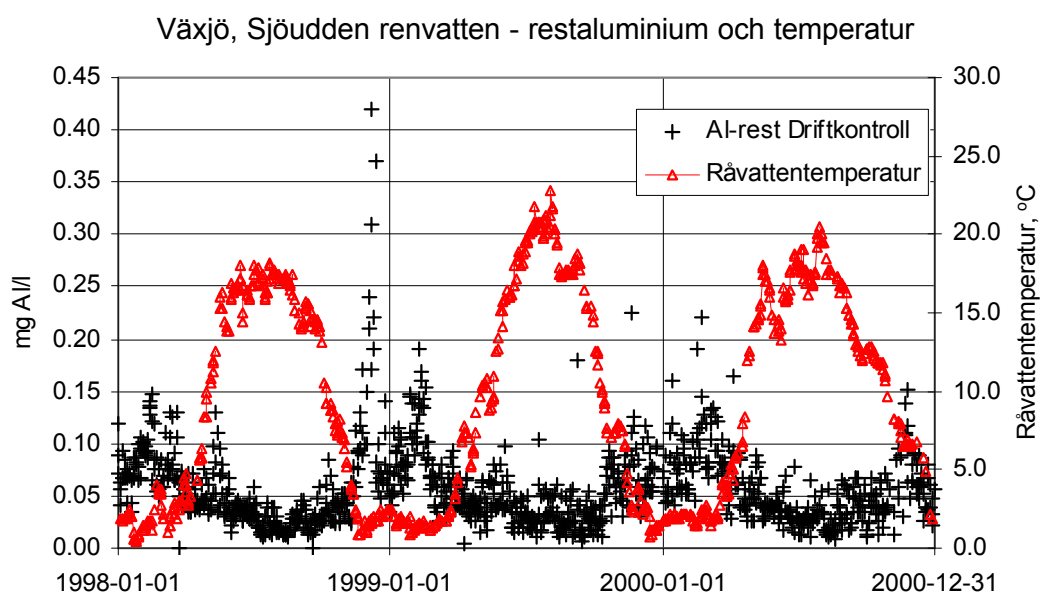
4.3 Sammanfattande diskussion

Restaluminiumhalten i dricksvattnet från Sjöuddens vattenverk samvarierar i hög grad (negativt) med råvattentemperaturen. Det framgår tydligt av Figur 83 att frekvensen av höga restaluminiumvärden har en tendens att stiga med minskande temperatur.



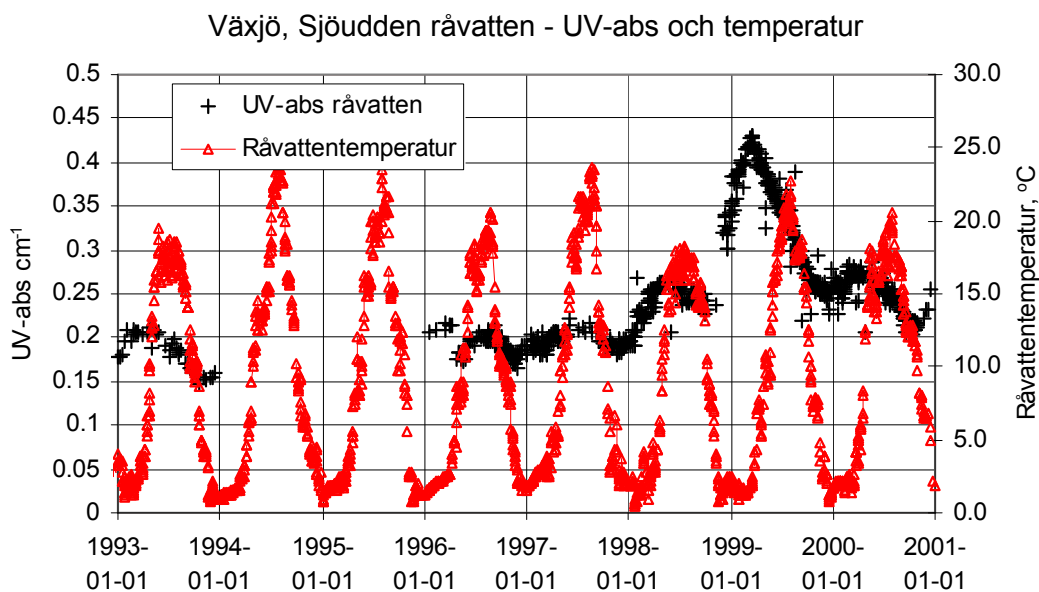
Figur 83. Restaluminium i renvatten från Sjöuddens vattenverk i Växjö 1989–2000 plottad mot aktuell råvattentemperatur.

I Figur 84 har data enl. ovan från åren 1998–2000 plottats som tidsserier. Det tycks inte vara helt fel att dra slutsatsen att en orsak till driftproblem, och därmed i detta fall höga restaluminiumhalter, är den låga vattentemperaturen.



Figur 84. Restaluminium i renvatten och råvattentemperatur vid Sjöuddens vattenverk i Växjö 1998–2000.

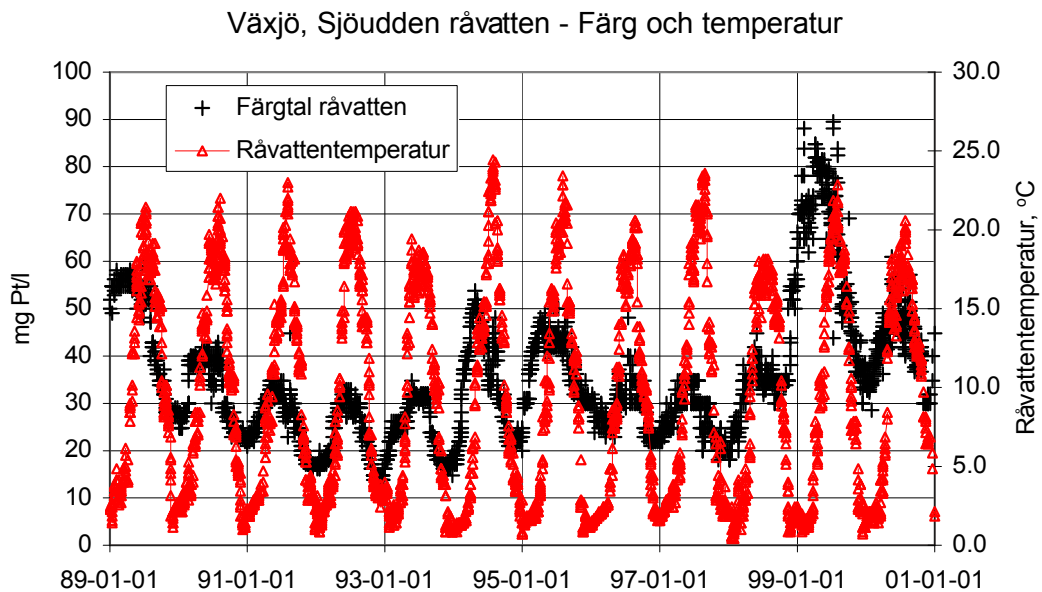
Av tidigare dataredovisning har framgått, att det i anslutning till årsskiftet 1998/99 förekommer en kraftig ökning av råvattnets humushalt. Detta förlopp har samplottats med råvattentemperaturen i Figur 85. Den uppmärksamme läsaren har sett att de extremt höga restaluminiumvärdena (t.ex. enl. Figur 84) förekommer före årsskiftet, medan maximala humushalter i råvattnet inträffar något senare (närmare bestämt i början av mars). Driftförhållandena under den aktuella perioden försvåras av att behovet av en relativt snabb anpassning till en försämrad råvattenkvalité sammanfaller med extremt låg vattentemperatur.



Figur 85. UV-absorbans (1 cm) i råvatten och råvattentemperatur vid Sjöuddens vattenverk i Växjö 1998–2000.

Förloppet vid årsskiftet 1998/99 tycks vara "unikt" i detta avseende. Det framgår delvis av Figur 85, men är tydligare i Figur 86. Årstidsvariationerna i temperatur och färgtal tycks normalt ske i stort sett i fas med varandra, vilket definitivt inte är fallet för årsskiftet 1998/99. Om det går att finna någon hydrologisk förklaring till detta utvecklas närmare i kapitel 6.

Erforderlig variation i tillförseln av koagulant, i detta fall aluminiumjoner, i relation till råvattenkvaliteten diskuteras i ett allmänt kapitel, kapitel 5.2, där erfarenheter från de olika vattenverken redovisas samlat.



Figur 86. Färgtal för råvatten och råvattentemperatur vid Sjöuddens vattenverk i Växjö 1989–2000.

Sedan den period som beskrivits ovan har ett nytt driftövervakningssystem installerats. Detta har inneburit att olika processteg kan följas upp på ett bättre sätt, t.ex. individuella värden för respektive filter.

I samband med modernisering av utrustningen har man upptäckt att flödesmätare visat fel, omkring 10 % för låga värden. Detta betyder att de doseringar etc som redovisats i denna rapport, baserade på journalvärden, har blivit i motsvarande grad för höga.

5 Jämförelser mellan vattenverken

5.1 Mätetal för humushalt i råvatten

De konventionella mätetalen för humushalt i rå- och renvatten är färgtalet (mg Pt/l) och COD_{Mn}. Mera sällan mäter man UV-absorbans. Det är naturligt att följa upp råvarans kvalitet (råvattnet) för att se till att driftbetingelserna i den kemiska fällningen blir optimala. Det är då beklagligt att konstatera att de konventionella analyserna inte är helt tillförlitliga att döma av tillgängliga analysresultat i detta projekt, men problemet torde vara väl känt sedan tidigare. Uppföljning med UV-absorbansmätning tycks vara den "säkraste" metoden, dvs. behäftad med minst antal felkällor fram till ett analysresultat. Sedan borde COD_{Mn} följa i "trovärdighetsordning" med hänsyn bl.a. till att metoden är standardiserad. Färg kan antingen analyseras i en komparator, i jämförelse med färgade glasskivor, eller med spektrofotometer (absorbans av synligt ljus). Färganalysen har det problemet (om den utförs med komparator) att den i viss mån är subjektiv, kopplad till den som analyserar. För att illustrera problemet med trovärdigheten hos råvattenanalyser har de analysresultat som varit tillgängliga i detta projekt sammanställts i tabell enl. nedan. Växjö är det enda vattenverk, där analyser av UV-absorbans finns i någon större omfattning, varför denna parameter lämnats utanför denna sammanställning.

Tabell 3. Sammanställning av råvattenanalyser från vattenverken

Vattenverk	VÄXJÖ	LYSEKIL	BORÅS	UDDEVALLA
Avser period, från:	1998-01-01	1974-03-05	1998-10-18	1997-01-01
Till:	2000-12-31	2000-12-08	2000-11-14	2001-01-25
COD_{Mn}, mg O/l				
Antal värden	166	109	94	253
Medel	8,9	10,7	9,9	11,5
median	8,8	10,0	9,9	11,0
max	11,8	19,0	14,0	24,0
min	5,9	4,0	6,4	7,2
75 %-percentil	9,9	12,0	11,0	12,0
25 %-percentil	7,8	9,0	8,6	10,0
Färgvärde, mg Pt/l				
Antal värden	644	289	109	944
Medel	47	74	61	83
median	42	70	60	82
max	89	180	90	127
min	18	30	35	46
75 %-percentil	55	90	70	95
25 %-percentil	35	60	50	70
FÄRG/COD_{Mn}-kvot				
"75 %-värden"	5,55	7,50	6,36	7,92
Median	4,78	7,00	6,09	7,41
"25 %-värden"	4,49	6,67	5,81	7,00

Med 75 %- och 25 %-percentil menas det värde som underskrids av 75 % resp. 25 % av antalet tillgängliga analyser. Dessa värden har beräknats för att inte extremvärdena (max, min) ska tillmätas allt för stor vikt i jämförelserna. Det är t.ex. sannolikt att de allra högsta COD_{Mn}-värdena för råvattnet till Uddevalla vattenverk inte är korrekta.

Tabellen ger underlag att jämföra absolutnivåer, variationsintervall, samt att jämföra de två analyserna. Det framgår att färgvärdena i regel är avsevärt fler än antalet COD_{Mn}-analyser, vilket kan ha betydelse för slutsatserna. Av de aktuella fyra vattenverken tycks i samtliga avseenden Uddevalla vattenverk Marieberg ha sämst förutsättningar i råvattnet, följt av Lysekil, Borås och sist Växjö.

Sammanställningen över kvoten mellan färgtal och COD_{Mn}-värde visar dels att den skiljer markant sig mellan respektive verk, och dels att kvoten genomgående ökar med ökad humushalt. Det senare tyder på att färgvärdet procentuellt sett har en tendens att öka mer än COD_{Mn}-värdet. Att relationen mellan COD_{Mn} och färgtal skiljer sig mellan de olika råvattnen kan visserligen tyda på att vattnen är av olika karaktär, men sannolikt är också att dessa skillnader beroende av analysmetodiken. Den gamla tumregeln för ytvatten att färgtalet brukar vara av samma storleksordning som permanganattalet (ca 4*COD_{Mn}-värdet) kan man ungefärligt hitta i Växjö-data, medan detta "riktvärde" överskrids med mer än 30–50 % för övriga verk.

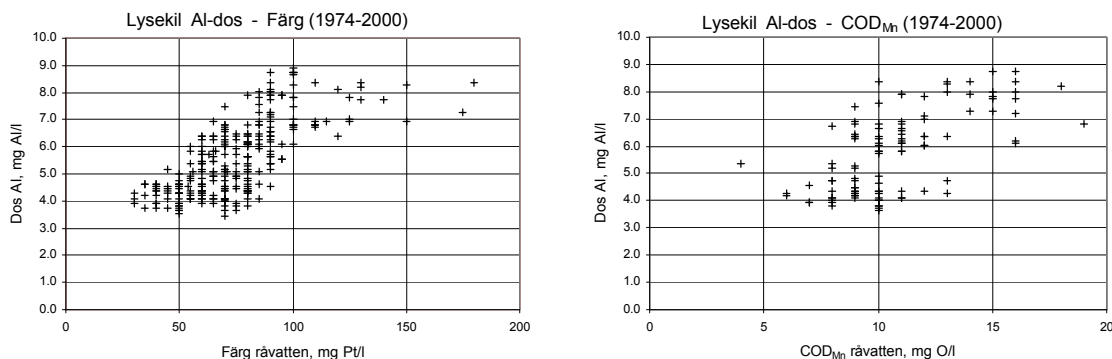
5.2 Kemikaliedoseringar och råvattenkvalitetsvariation

För att kunna sammanställa en jämförelse av doseringar av fällningskemikalie mellan vattenverken, har doseringen av aktuell produkt räknats om till aluminiumtillsats som mg Al/l. Det framgår i beskrivningen av respektive vattenverk vilken produkt det handlar om i varje enskilt fall. I Tabell 4 redovisas statistik för tillgängliga doseringsdata. Lysekils vattenverk ligger högst i fråga om medel/median resp. 75 %-percentil. Att Borås-Sjöbo vattenverk ligger högst med avseende på den dos som underskrids av 25 % av antalet värden (25 %-percentilen) är ett uttryck för att doseringen där varierats i mindre omfattning än vid övriga verk. Den jämförelsevis lägsta doseringen har generellt tillämpats vid Uddevalla. Störst relativt variationsintervall återfinns, med ungefärligt samma omfattning, i Lysekil resp. Uddevalla.

Tabell 4. Sammanställning av koagulantdos, mg Al/l, från vattenverken.

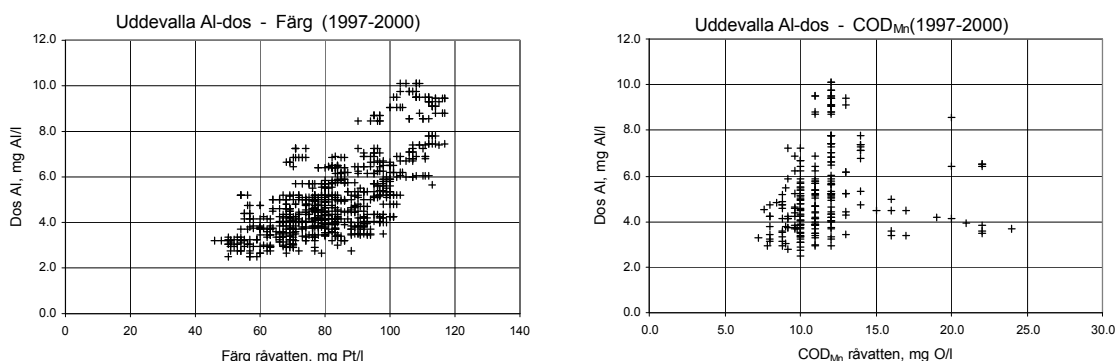
Vattenverk	VÄXJÖ	LYSEKIL	BORÅS	UDDEVALLA
Avser period, från:	1998-01-01	1974-03-05	1998-10-18	1997-01-01
Till:	2000-12-31	2000-12-08	2000-11-14	2001-01-25
Al-dos, mg Al/l				
Antal värden	1096	290	105	842
Medel	4,90	5,56	5,35	4,99
median	4,91	5,37	5,34	4,60
max	7,62	8,92	7,36	10,10
min	3,42	3,46	3,80	2,48
75 %-percentil	5,59	6,46	5,54	5,75
25 % percentil	4,06	4,37	5,11	3,79

Nästa fråga är vilken grund som funnits för tillämpade dosvariationer. En delförklaring utvecklas närmare i nedanstående figurer, där tillämpad Al-dos avsatts som funktion av aktuella råvattenanalyser. För Lysekil framgår enl. Figur 87 att analyserat färgtal, i högre grad än COD_{Mn}-värdet, tycks ha varit styrande – även om variationsintervallet kan vara stort för samma analyserade färgtal.



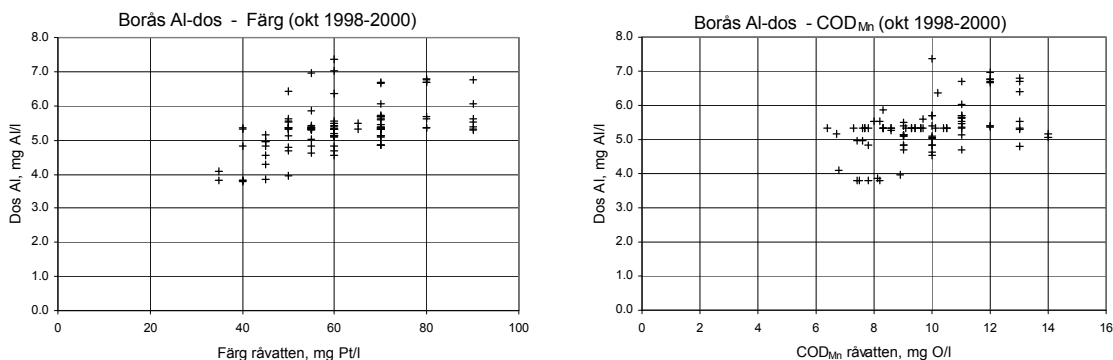
Figur 87. Koagulantdos (uttryckt som mg Al/l) vid Lysekils vattenverk som funktion av färgtal resp. COD_{Mn} i råvattnet 1974–2000.

Mönstret är detsamma för Uddevalla vattenverk, Figur 88, m a p analyserat färgtal, medan bilden för COD_{Mn}-variationen inte är lika tydlig – förmodligen beroende på ett antal extremt höga, inte helt trovärdiga analysresultat.



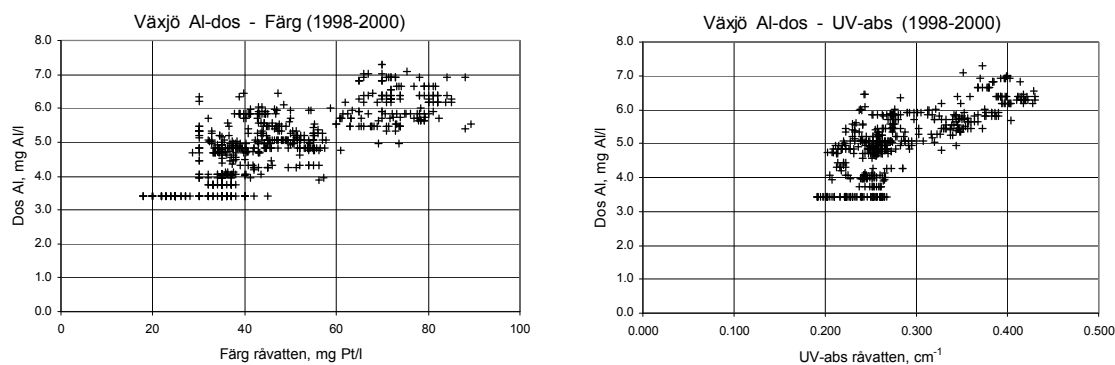
Figur 88. Koagulantdos (uttryckt som mg Al/l) vid Uddevalla vattenverk som funktion av färgtal resp. COD_{Mn} i råvattnet 1974–2000.

Motsvarande värden för Borås-Sjöbo, Figur 89, visar det som konstaterats tidigare: Al-doseringen har varierats i relativt liten omfattning.



Figur 89. Koagulantdos (uttryckt som mg Al/l) vid Borås vattenverk som funktion av färgtal resp. COD_{Mn} i råvattnet 1998–2000.

I motsvarande diagram från Växjö vattenverk (Figur 90) har COD_{Mn} som råvattenanalys ersatts av UV-absorbans, eftersom dessa analyser funnits tillgängliga.



Figur 90. Koagulantdos (uttryckt som mg Al/l) vid Växjö vattenverk som funktion av färgtal resp. UV-absorbans i råvattnet 1998–2000.

I Tabell 5 har förekommande koagulantdoseringar och variationer ställts i relation till variationerna i råvattensammansättningen. Detta har gjorts genom att redovisade värden för råvatten-färg resp. COD_{Mn} i Tabell 3 dividerats med motsvarande värden i Tabell 4 för aluminiumdosen. Enheterna för respektive kvoter blir då "mg Al/l per mg Pt/l " respektive "mg Al/l per mg COD_{Mn} ".

Tabell 5. Sammanställning av koagulantdos enl. Tabell 4 i relation till råvattenanalyser enl. Tabell 3, mg Al per färgenhet resp. mg Al per COD_{Mn}-enhet

Vattenverk	VÄXJÖ	LYSEKIL	BORÅS	UDDEVALLA
Avser period, från:	1998-01-01	1974-03-05	1998-10-18	1997-01-01
Till:	2000-12-31	2000-12-08	2000-11-14	2001-01-25
Al-dos/FÄRG				
Median	0,117	0,077	0,089	0,056
"75 %-värdet"	0,101	0,072	0,079	0,061
"25 %-värdet"	0,116	0,073	0,102	0,054
Al-dos/COD_{Mn}				
Median	0,561	0,537	0,542	0,418
"75 %-värdet"	0,563	0,538	0,504	0,479
"25 %-värdet"	0,520	0,485	0,594	0,379

Det framgår av tabellen att kvoterna för respektive verk är relativt konstanta (undantaget dock: Borås) inom aktuella dos-/råvattenanalysintervall, vilket tyder på en viss följsamhet i doseringen. Det som dock är påfallande är att kvoterna systematiskt uppvisar stora skillnader mellan verken m.a.p. färg-analyserna, inte alls i samma omfattning för COD_{Mn}-värdena. Detta har säkert att göra med de problem med färg-analysen, som berörts tidigare i avsnitt 5.1. Bortsett från detta, så skiljer Uddevalla ut sig genom en systematiskt lägre relativ Al-dosering än övriga verk, även m a p COD_{Mn}. Doseringen i Borås varierar mindre än vid övriga verk, men medianvärdet för "doseringskvoterna" hamnar väl inom variationsintervallet för de övriga verken.

5.3 Tumregler för kemikaliedosering

För dosering av aluminiumsulfat finns sedan lång tid ett antal erfarenhetsmässiga tumregler för hur mycket aluminiumsulfat som motsvarar "erforderlig dos". En regel säger att aluminiumsulfatdosen skall motsvara 0,8–1,0 ggr den äldre enheten permanganattal ($=\text{COD}_{\text{Mn}} \cdot 3,95$), en annan att aluminiumsulfatdosen skall vara $0,7 \cdot \text{färgtal} + 15$. Om dessa omformuleras i enheten COD_{Mn} respektive till aluminiumtillsats som mg Al/l (Al-sulfat innehåller ca 9 % Al), blir uttrycken:

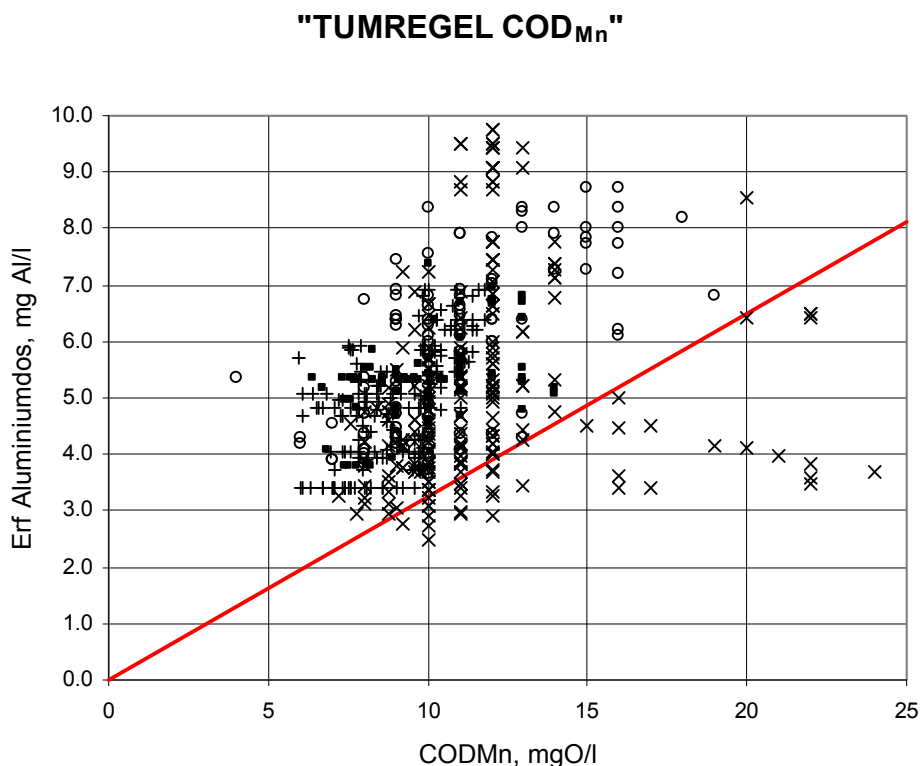
TUMREGEL COD_{Mn} :

$$\text{Al-dos (mg Al/l)} = 0,32 \cdot \text{COD}_{\text{Mn}}$$

TUMREGEL Färgvärde:

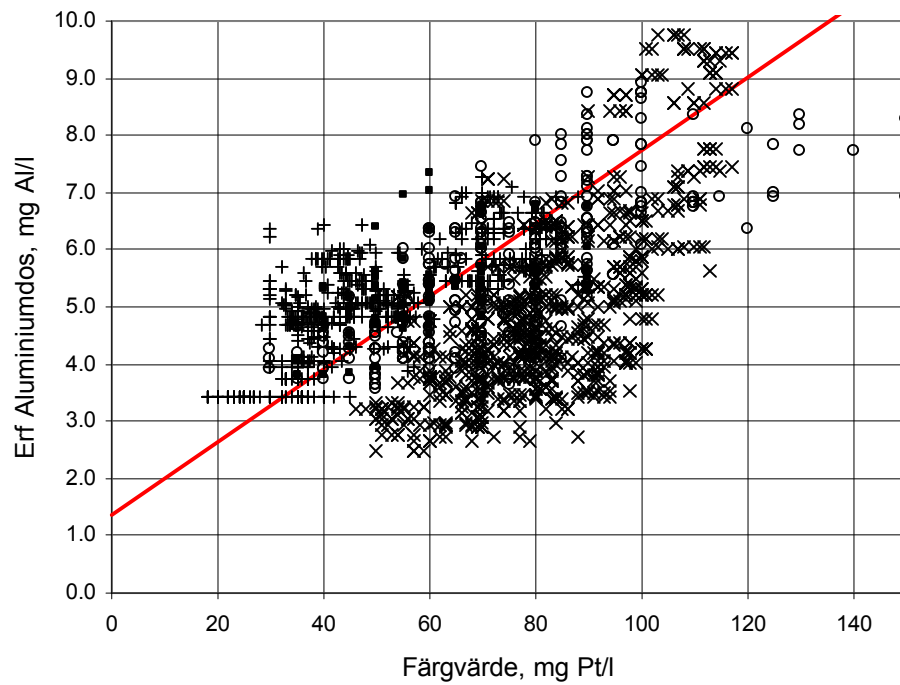
$$\text{Al-dos (mg Al/l)} = 1,37 + 0,064 \cdot \text{färgtal}$$

I Figur 91 och Figur 92 har de data som varit tillgängliga i detta projekt jämförts med de båda tumreglerna (heldragna linjer i figurerna). Punkter som hamnar ovanför linjen innebär en överdosering av koagulant jämfört med riktvärdet, och naturligtvis motsatsen: punkter som hamnar under linjen innebär en underdosering relativt tumregeln.



Figur 91. Samtliga tillgängliga koagulantdoseringar från de fyra vattenverken relaterade till analyserad COD_{Mn} jämfört med en doseringsregel (heldragen linje).

"TUMREGEL Färgvärde"



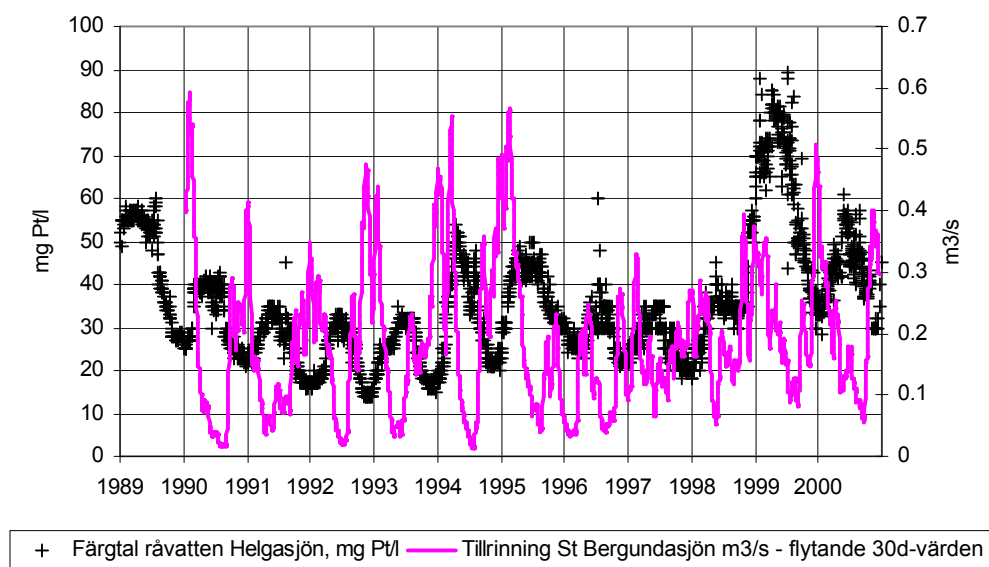
Figur 92. Samtliga tillgängliga koagulantdoseringar från de fyra vattenverken relaterade till analyserat färgtal jämfört med en doseringsregel (heldragen linje).

6 Hydrologi och råvattenkvalitetsvariationer.

Det har framgått av den övriga redovisningen att de vattenverk, som bidragit med data till detta projekt, alla har upplevt en markant förhöjning av färg- och COD_{Mn}-värden under senhösten 1998 – början av 1999. Förloppen ser något olika ut i detaljer, men det gemensamma är den ungefärliga tidpunkten, och att värdena därefter långsamt går ner. Grunden till detta borde ligga i att den hydrologiska situationen varit extrem och varit gemensam i varje fall för ett geografiskt område i sydvästra Sverige. En eventuell förståelse av dessa naturliga förlopp skulle kunna vara värdefull att förebygga "överskningar" i framtiden. För att i någon mån belysa eventuella samband har försök gjorts att samla in information om hydrologin i form av långa tidsserier med flödesdata från naturliga vattendrag (helst råvattentäkten) i närheten av vattenverket. Nedan redovisas denna typ av data för Växjö och Borås, tillsammans med uppmätta råvattenkvalitetsvariationer. En lång tidsserie (från 1973) med flöden i råvattentäkten till Lysekils vattenverk har också kunnat plockas fram. Flödesdata finns i lättillgänglig form tyvärr bara fram t.o.m. 1997, före den "kritiska" perioden 1998–99. Dessa data redovisas därför inte här.

6.1 Växjö

För Växjös del har det inte funnits tillgång till mätningar av flöden i vattentäkten (Helgasjön) utan data har hämtats från en hydrologisk modelltillämpning där flödesförloppen för andra sjöar inom Växjö kommun beskrivs. Det hydrologiska grundmönstret styrs av de lokala klimatvariationerna och torde vara detsamma. Det är inte absolutflödet som är intressant, utan det relativa flödesmönstret. Det flöde som jämförs med i Figur 93 är beräknad tillrinning till St. Bergundasjön. Beräkningsmodellen är kalibrerad mot långa tidsserier med uppmätta flöden. För att grundmönstret ska framgå har flödesserien bearbetats till flytande 30dysns-värden.

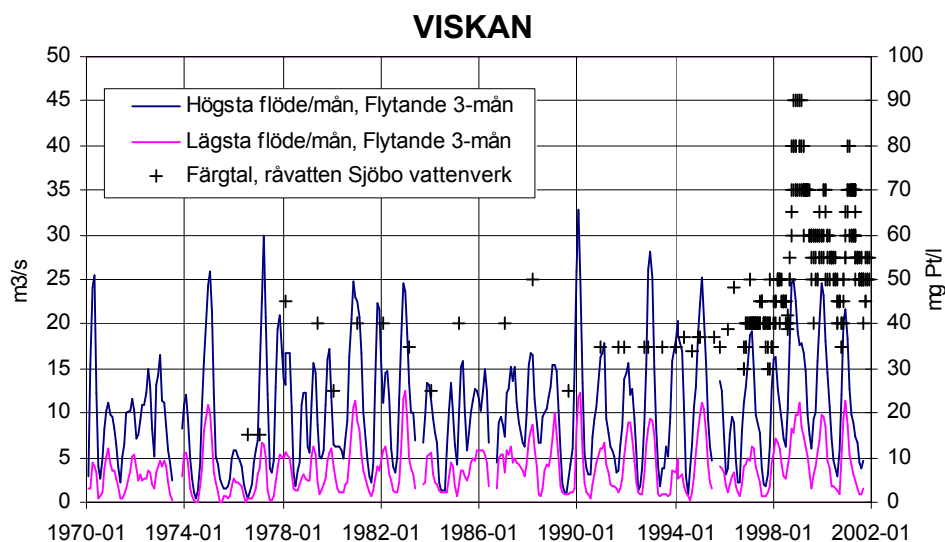


Figur 93. Färgtal i råvatten (Helgasjön) till Växjö vattenverk jämfört med beräknad hydrologisk tillrinning till St. Bergundasjön i Växjö kommun 1989–2000.

Det framgår av figuren, att det inte kan vara flödet i sig som kan förklara färgvariationen. Den aktuella perioden kännetecknas inte av extremt höga flöden. Det finns andra perioder som är värre i detta avseende. Vissa av dessa (1994, 1995) följs också av markanta färgtoppar, men inte av den aktuella storleksordningen 1998/99. Långt tillbaka i tiden, under 1989, finns en relativt hög färgtopp. Tyvärr saknas flödesdata för denna period.

6.2 Borås

Från Borås har det varit möjligt att insamla flödesdata direkt från vattentäkten Öresjö (Viskan) för en lång tidsperiod (1970–2001, 32 år). Den typ av långtidsdata som varit möjliga att gräva fram har varit högsta resp. minsta flöde per månad. Flödesvärden med dygnsupplösning har funnits tillgängliga från åren 1998–99.

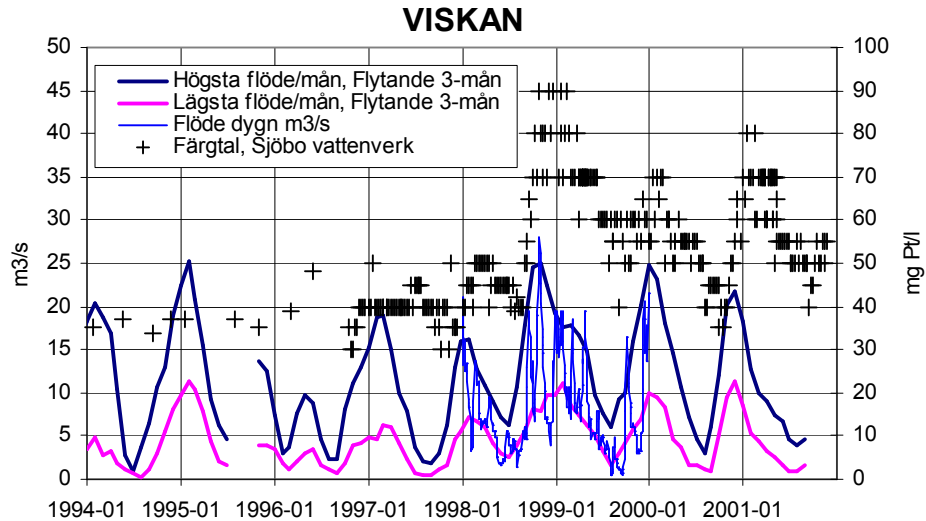


Figur 94. Färgtal i råvatten (Öresjö) till Borås, Sjöbo vattenverk jämfört med statistik (max, min per månad – flytande 3-månsvärden) för uppmätt flöde vid Öresjö till Viskan. 1970–2001.

I Figur 94 flödesvärdena högsta resp. lägsta flöde per månad (som flytande 3-månadersvärden) plottats tillsammans med tillgängliga analyser av färgtal (från 1976) för råvattnet till Sjöbo vattenverk. Av betydelse för ev slutsatser kan vara att analysfrekvensen är betydligt tätare de senare åren. Det framgår dock att variationen i färgtal, som konstaterats tidigare, är verkligt extrema de sista fyra åren. Det är dock svårt att i diagrammet se vad som ur hydrologisk synpunkt skulle vara extremt i samma grad för motsvarande period.

Det man möjligen kan spekulera i är tidsperioden före 1998–99. De hydrologiska åren 1996, 1997 samt möjligen också inledningen av 1998 innebar en ovanlig period i form av en följd av "torrår", som hypotetiskt sedan "sköljs ur" när våtperioden kommer hösten 1998. Om man tror på jämförbarheten i analyserna över hela perioden kan man urskilja en motsvarande förhöjning (fast på en mycket lägre nivå) efter torråret 1976 under början av 1978.

Figur 95 visar tydligare variationsmönstret de senaste åtta åren. Åren 1999, 2000 och 2001 visar ett liknande årstidsmönster för färgvariationerna på en helt annan nivå än tidigare år. Är slutsatsen att man får söka förklaringen i andra faktorer än klimatologiska/hydrologiska?



Figur 95. Färgtal i råvatten (Öresjö) till Borås, Sjöbo vattenverk jämfört med statistik (max, min per månad – flytande 3-månsvärden) för uppmätt flöde vid Öresjö till Viskan. 1994–200. I figuren finns också uppmätt flöde, dygnsvärden för 1998–99.

7 Kemisk fällning vid vattenverk – Kortfattad handledning

7.1 Kemisk fällning med aluminium

Det görs här ingen åtskillnad om aluminiumtillsatsen sker i form av tre-värda aluminiumjoner (t.ex. lösning av aluminiumsulfat) eller i annan form, som kan uppnås genom s.k. polymerisering eller "delvis neutralisering" genom någon s.k. polyaluminiumprodukt (för det mesta polyaluminiumklorid). För att vara på den "säkra sidan", antas här att effekten per tillsatt mängd aluminium är densamma. Det finns rapporter om att polymeriserade produkter skulle vara "effektivare". Det finns å andra sidan försöksresultat där man inte kunnat se någon skillnad. Resultaten som redovisats på annan plats i denna rapport från verk med olika typer av kemikalier stöder inte påståendet att polymeriserade produkter skulle vara "effektivare" per tillsatt mängd aluminium.

Som stöd för den fortsatta beskrivningen används en "modell" för den kemiska fällningen baserad på en rad fällningsförsök med aluminiumsulfat som fällningsmedel utförda vid ett 20 vattenverk i Sverige (Hernebring, 1980). Detaljer i modellantaganden etc. beskrivs i Hernebring (1984). En liknande ansats har redovisats av Edwards (1997).

Beroende på humushalten (UV-absorbans) i råvattnet kan effekten av varierande koagulantdos och fällnings-pH beskrivas. Nedan visualiseras detta med tredimensionella figurer för två olika råvattenkvaliteter. De aktuella värdena har tagits från Växjödata på annan plats i rapporten, dels toppvärdet (UV-abs=0,4 cm⁻¹) och dels värdet under perioden före uppgången (UV-abs=0,25 cm⁻¹).

Väsentliga huvuddrag sammanfattas i några enkla punkter:

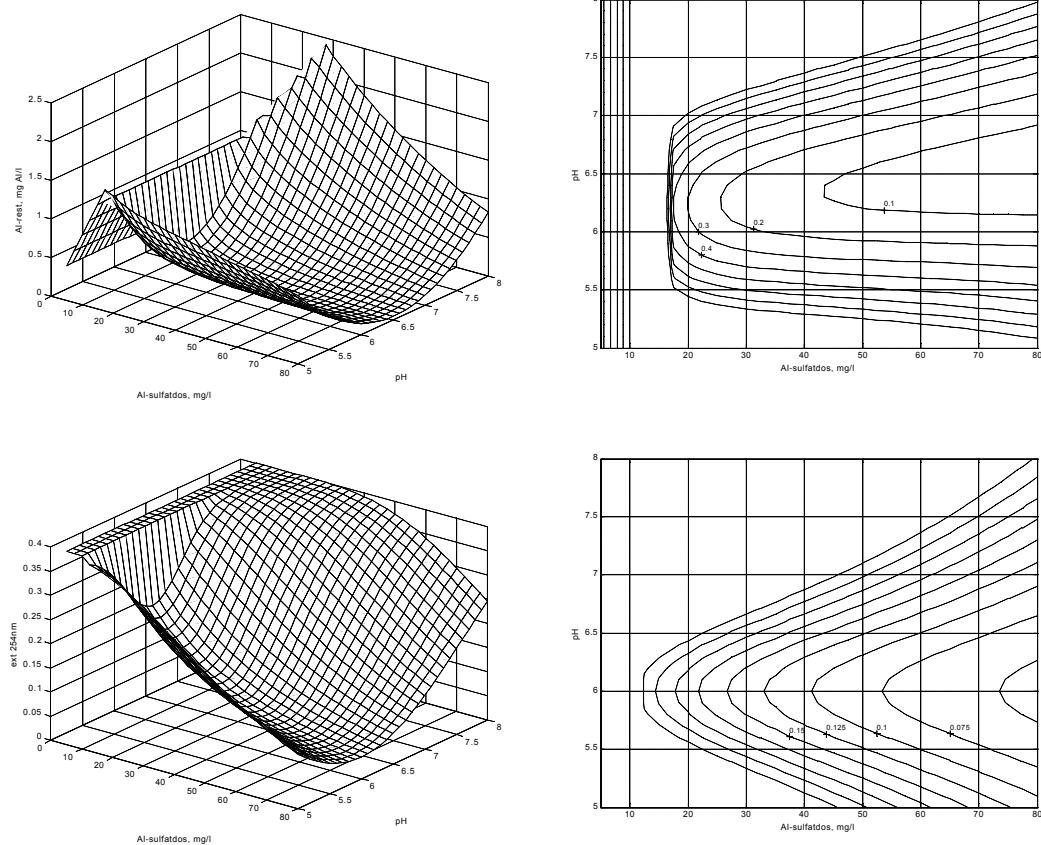
Det krävs en viss minsta dosering (allt mer ju högre humushalt i råvattnet) för att något ska hända, sedan går det ganska fort.

pH-intervallet för en viss humusreduktion/restaluminiumhalt ökar med ökad dosering.

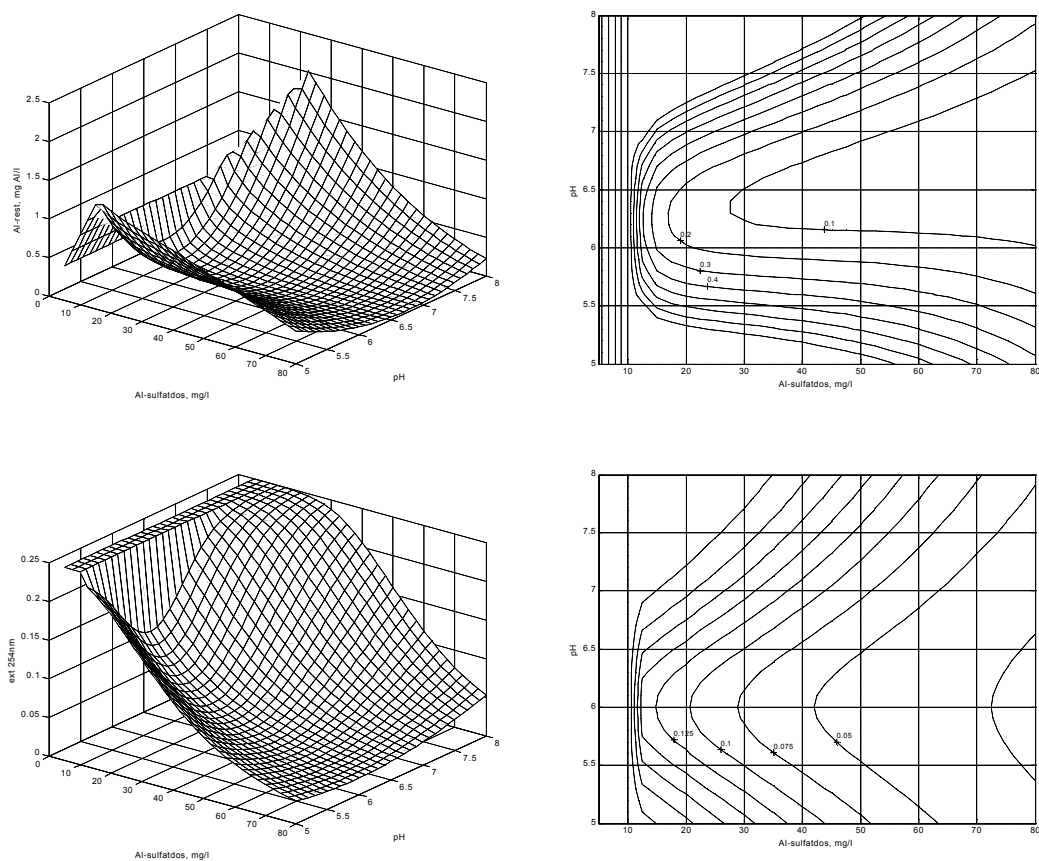
Maximal reduktion av humus sker runt pH 6.

Minimal aluminiumrest uppnås för något högre pH-värden, en viss ökning av optimalt pH ur Al-restsynpunkt sker med ökad dos.

En ökad aluminiumdosering innebär alltid (vid konstant pH inom rimliga gränser, även om det inte är "optimalt") en ökad humusreduktion samt en minskad restaluminiumhalt. En "överdosering" (dvs. att resultatet skulle bli sämre vid en allt för hög dos) är inte möjlig. Sådana ev. observerade effekter måste bero på att fällnings-pH inte hålls konstant, utan samtidigt förändras i ogynnsam riktning.



Figur 96. Modell för kemisk fällning med Al-sulfat. Restaluminium som funktion av Al-sulfatdos och fällnings-pH (överst). Resthumus (UV-absorbans) som funktion av Al-sulfatdos och fällnings-pH (nederst). UV-absorbans råvatten: $0,4 \text{ cm}^{-1}$.



Figur 97. Modell för kemisk fällning med Al-sulfat. Restaluminium som funktion av Al-sulfatdos och fällnings-pH (överst). Resthumus (UV-absorbans) som funktion av Al-sulfatdos och fällnings-pH (nederst). UV-absorbans råvatten: $0,25 \text{ cm}^{-1}$.

7.2 Kontroll av fällnings-pH

7.2.1 Begreppsförklaring

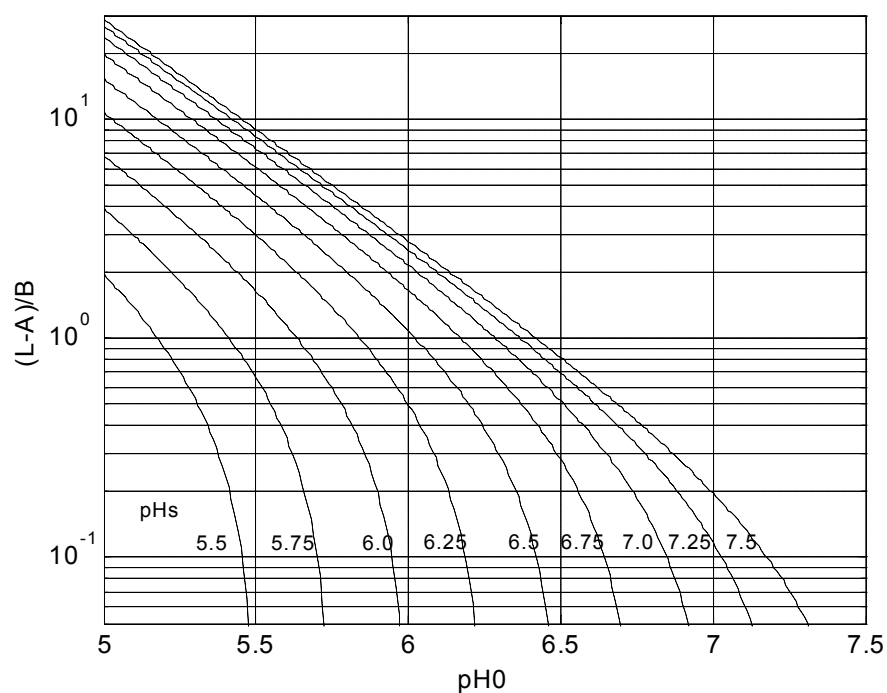
Det har framgått ovan att korrekt fällnings-pH är ytterst väsentligt för att den kemiska fällningen skall fungera tillfredsställande. Det är inte alltid helt enkelt att erhålla ett korrekt värde den naturliga vägen: genom en pH-mätning. I fortsättning följer ett antal diagram avsedda att användas för kontrolluppskattningar av erforderlig dos pH-justerande kemikalier. Dessa kan också användas för att bedöma effekter av fel-doseringar, eventuella förluster eller översiktlig inverkan av planerade förändringar hos doseringarna. Det ges inga kemiska formler i detta sammanhang, utan hänvisning görs till handböcker inom området.

Viktiga ingående storheter i samtliga diagram i fortsättningen är: råvatten-pH (pH₀), råvattenalkalinitet (B), mmol HCO₃⁻/l - vätekarbonathalt i mg/l dividerad med 61 samt antalet syraekvivalenter som tillsätts via koagulantdosen, här betecknad A.

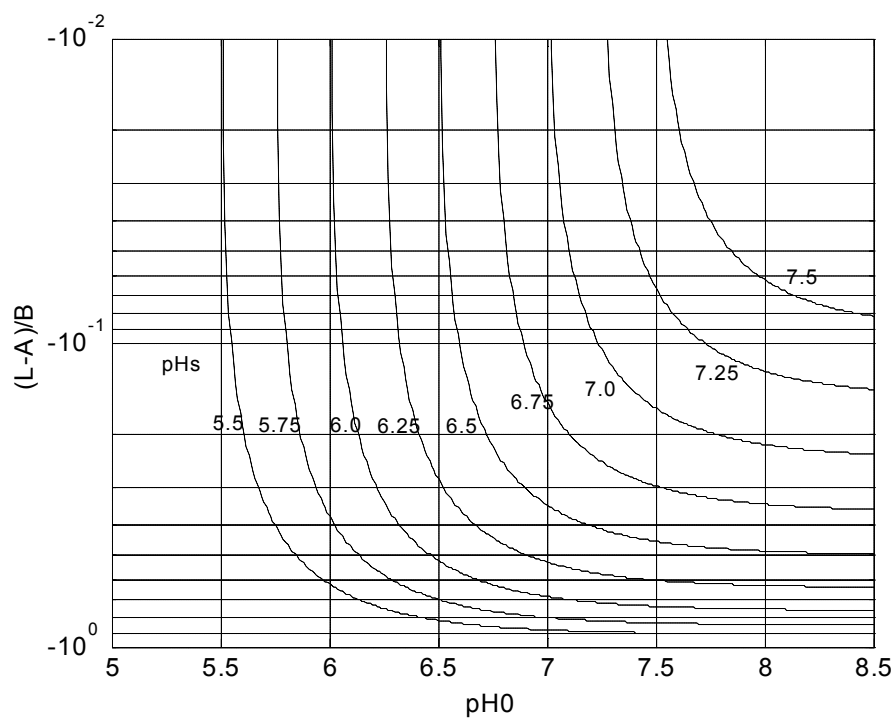
A, aciditeten (mekv H⁺/l), kan teoretiskt beräknas från tillsatt mängd aluminium som $3 \cdot \text{mg Al}^{3+}/\text{l}$ dividerat med 27. För aluminiumsulfat, med 9,1 % aluminium, blir aciditeten teoretiskt beräknad från dosen aluminiumsulfat $A = \text{mg Al-sulfat/l} \cdot 3 \cdot 0,091 / 27 = 0,01 \cdot \text{Al-sulfatdos (mg/l)}$. I praktiken är den dock något lägre. Man kan ansätta $A = 0,85 \cdot \text{Al-sulfatdos (mg/l)}$ dividerat med 100. Den specifika aciditeten (antalet syraekvivalenter per mängd aluminium) är betydligt lägre för polyaluminiumklorid-produkter än för aluminiumsulfat. I hur hög grad, framgår ofta inte av produkt-informationen. Det aktuella värdet kan avgöras med en enkel syra-bastitrering, om man har laboratriekompetens till hands. Om inte annat är känt, kan en god gissning vara hälften av den teoretiska aciditeten beräknad från aluminiuminnehållet.

7.2.2 Dos av pH-justerande kemikalie

I Figur 98 och Figur 99 kan kvoten (L-A)/B avläsas beroende på råvatten-pH (pH₀) och önskat fällnings-pH (pH_s). Hittar man inte skärningen mellan den vertikala linjen från aktuellt råvatten-pH och kurvan för önskat fällnings-pH i den ena figuren, får man leta i den andra. A är enl. ovan syratillsatsen via koagulanten och B råvattenalkaliniteten. L är dosen pH-justerande kemikalie, t.ex. luttillsats i mmol NaOH/l (lutmängd i mg/l dividerad med 40) eller kalktillsats i mmol Ca(OH)₂ / 2 (kalkmängd i mg släckt kalk/l dividerad med 74/2=37). Om L blir negativ innebär detta att en tillsats av syra krävs.



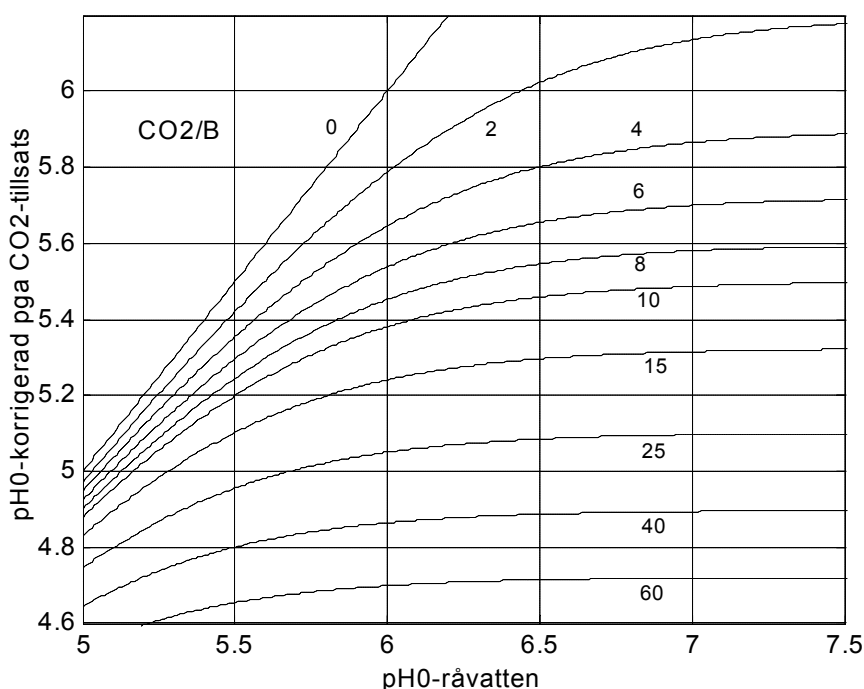
Figur 98. Kurvor för approximativ bestämning av erforderlig tillsats av pH-justerande kemikalier. Observera att y-axeln är logaritmisk ($10^0 = 1$) och börjar på värdet $y=0,05$. Figur 99 kompletterar sambanden på den negativa sidan av y-axeln.



Figur 99. Kurvor för approximativ bestämning av erforderlig tillsats av pH-justerande kemikalier. Kompletterar Figur 98. Observera att y-axeln är logaritmisk och att y-värdena är negativa ($-10^{-1} = -0,1$).

7.2.3 Kolsyratillsats

En kolsyratillsats får som effekt av det ökade kolsyrainnehållet att pH-värdet sänks. Alkaliniteten påverkas inte av tillförseln av kolsyra. För att ändå kunna använda de här redovisade diagrammen med råvatten-pH (före kolsyradoseringen) som ingångsvärde har i Figur 100 den teoretiska effekten av kolsyradoseringen beskrivits. Beroende på pH0 och kolsyradosering (i figuren uttryckt som CO₂/B, dvs. kvoten mellan kolsyratillsats och alkalinitet – båda i mmol/l) kan nytt pH-värde avläsas. Kolsyratillsats i mmol/l är CO₂-mängd i mg /l dividerad med 44. Diagrammet skulle också kunna utnyttjas i kontroll av tillförd mängd kolsyra genom pH-sänkningen, men praktiskt kan mätningen av det senare pH-värdet vara en svårighet.

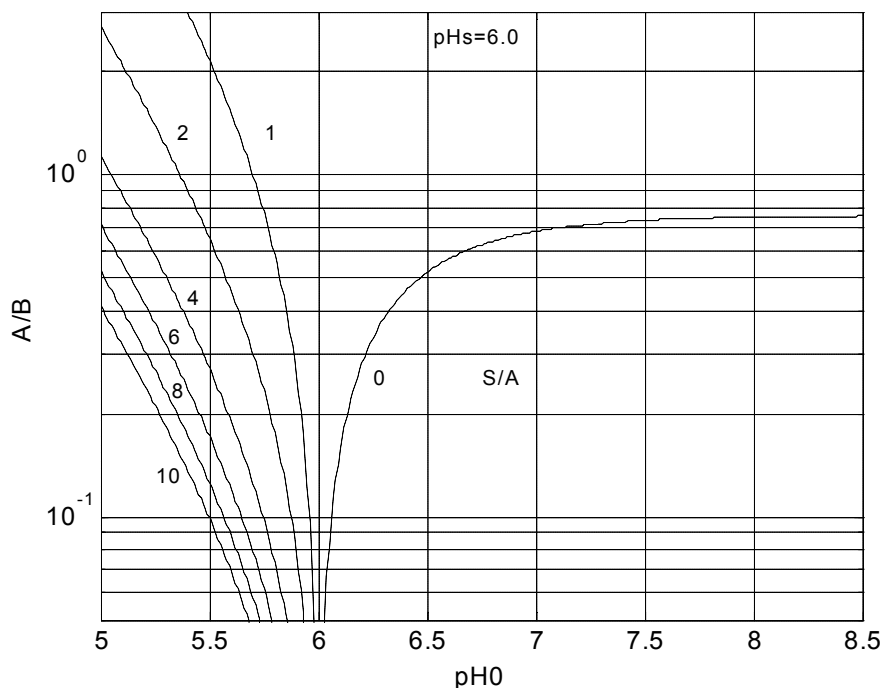


Figur 100. Kurvor för korrektion av utgångs-pH (pH0) om kolsyra doseras före den kemiska fällningen. Det korrigerade värdet kan sedan användas för uppskattning av påföljande kemikaliedoser enligt Figur 98 och Figur 99 (alternativt Figur 101 – Figur 103).

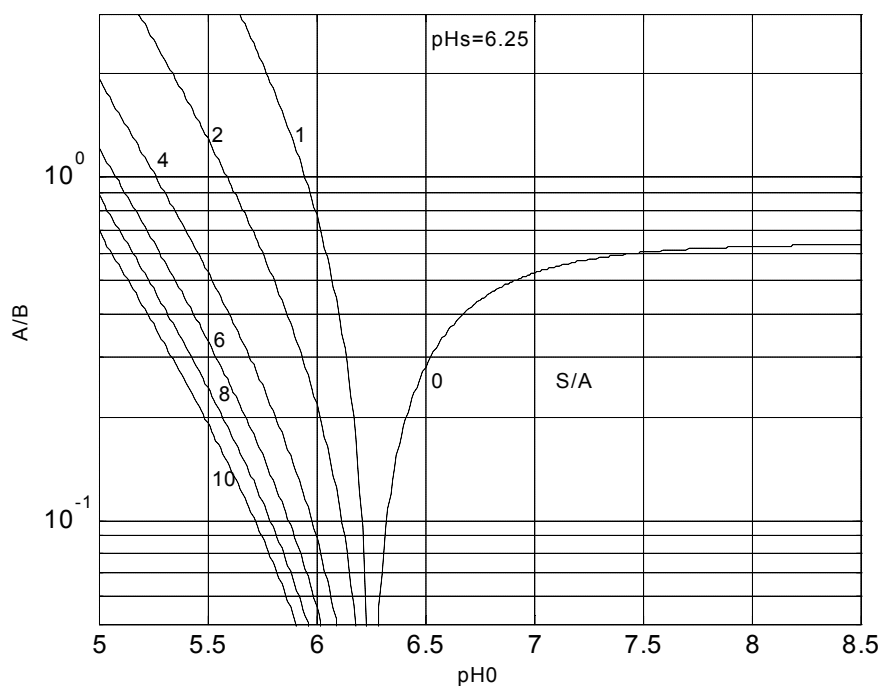
7.2.4 Soda eller krita som pH-justerande kemikalie

Vid användning av soda (Na₂CO₃) eller krita (CaCO₃) som pH-justerande medel kan inte de tidigare presenterade diagrammen i Figur 98 och Figur 99 användas eftersom dessa är framtagna under förutsättningen att inget karbonat tillförs. Förhållandena är då inte lika enkla att sammanfatta i ett diagram (Figur 98 och Figur 99 representerar olika delar av ett och samma diagram). Om önskat fällnings-pH (pHs) fixeras är emellertid detta möjligt. Därför följer i nedanstående figurer kurvskaror för tre olika fällnings-pH: 6,0, 6,25 resp. 6,5. Ingångsvärdena är som tidigare råvatten-pH (pH0), eventuellt korrigerat för kolsyratillsats enligt Figur 100.

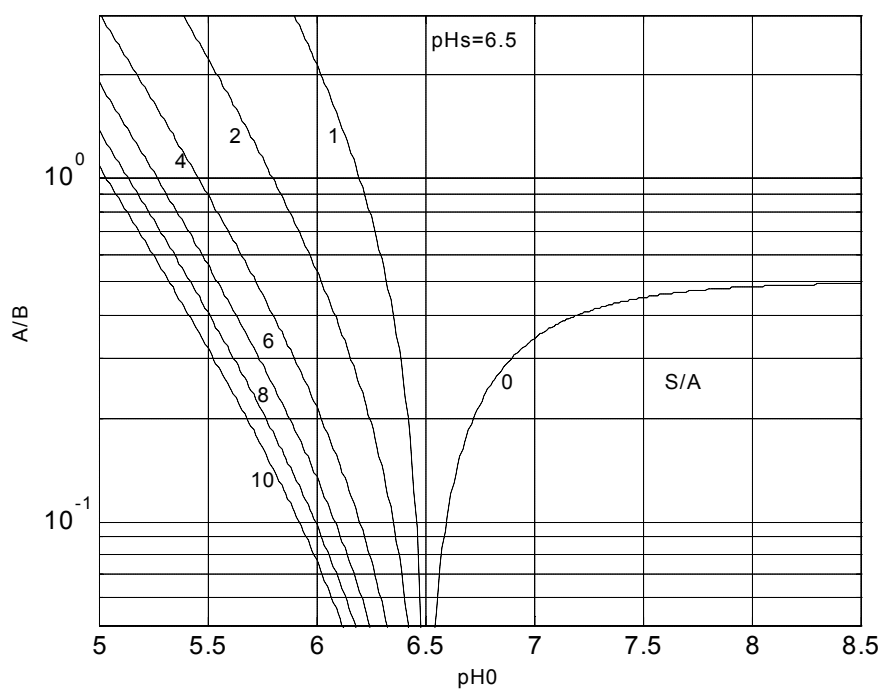
Som tidigare är A antalet syraekvivalenter via koagulantdosen (mekv/l) och B råvattnets alkalinitet. S är sodatillsats i mmol $\text{Na}_2\text{CO}_3/\text{l}$ (sodamängd i mg/l dividerad med 106) eller krittillsats i mmol CaCO_3/l (kritamängd i mg/l dividerad med 100).



Figur 101. Kurvor för approximativ bestämning av erforderlig tillsats av pH-justerande kemikalier som innebär karbonattillsats (soda, krita). Observera att y-axeln är logaritmisk ($10^{-1} = 0,1$). Slut-pH (pHs) =6,0.



Figur 102. Kurvor för approximativ bestämning av erforderlig tillsats av pH-justerande kemikalier som innebär karbonattillsats (soda, krita). Slut-pH (pHs) =6,25.



Figur 103. Kurvor för approximativ bestämning av erforderlig tillsats av pH-justerande kemikalier som innebär karbonattillsats (soda, krita). Slut-pH (pH_s) = 6,5.

7.3 Räkneexempel

För att illustrera användningen av de diagram som presenterats i föregående avsnitt har i Tabell 6 sammanställts typiska analyser för råvattens sammansättning. Som framgått tidigare kan dessa variera. Värdena i tabellen representerar ungefär medelvärden (undantag: UV-analyserna för Borås, Uddevalla och Lysekil, vilka enbart representerar den kortare tidsperiod då fältmätningar utfördes).

Tabell 6. Sammanställning av några typiska råvattenanalyser för de fyra vattenverken. UV-värdena är enbart representativa för en kortare period utom för Växjö, Sjöudden.

Råvatten "Typiska analysvärden"	Alkalinitet mg/l HCO_3^-	mmol/l	råvattenpH pH0	CODMn	UV cm^{-1}
Borås, Sjöbo	35,9	0,588	7,2	8,84	0,324
Uddevalla, Marieberg	15,3	0,250	6,8	11,2	0,459
Lysekil	8	0,131	6,5	13,0	0,405
Växjö, Sjöudden	11,9	0,195	6,9	8,1	0,251

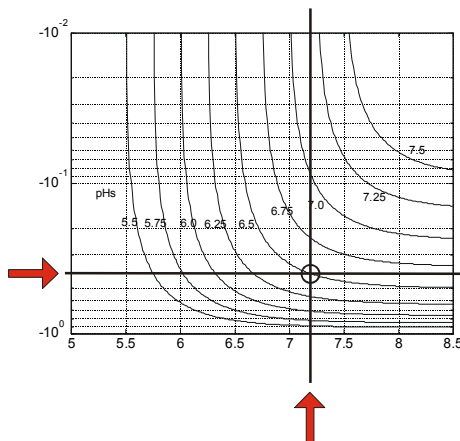
I Tabell 7 visas tillämpade kemikaliedoseringar, medelvärden. I tabellerna finns storheterna B – råvattenalkalinitet i mmol/l, A – antalet syraekvivalenter som tillsätts via koagulantdosen uträknade. Där är också CO_2 -tillsatsen och ev. kritatillsats uträknad som mmol/l.

Tabell 7. Sammanställning av typiska kemikaliedoseringar vid de fyra vattenverken.

"Typisk dos"	Koagulant g/m ³		A, mekv/l			CO ₂ -tillsats		Krita		
			Al %	mg Al/l	Aciditet	g/m ³	mmol/l	ml/m ³	mg CaCO ₃ /l	mmol/l
Borås	70	PAX	7,3	5,11	0,240					
Uddevalla	52	Ekoflock	9	4,68	0,221	37,4	0,849			
Lysekil	82	ALG	9,1	7,5	0,704	47,0	1,068			
Växjö	55	Ekoflock	9	5,0	0,234	26,0	0,590	26,6	37,9	0,379

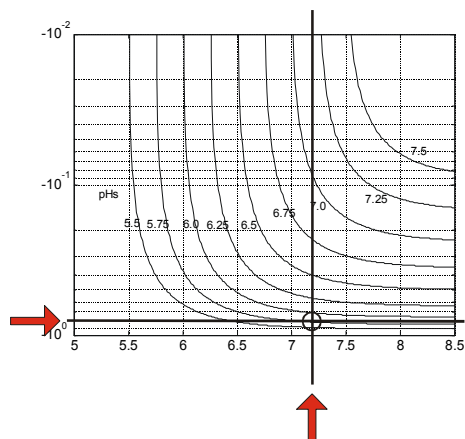
Exempel 1

Bedöm fällningspH i Borås, Sjöbo vattenverk med ledning av uppgifterna i Tabell 6 och Tabell 7.



$(L-A)/B = -0,40$ ($L=0$) Figur 99 och figur ovan ger Svar: ca pH 6,5

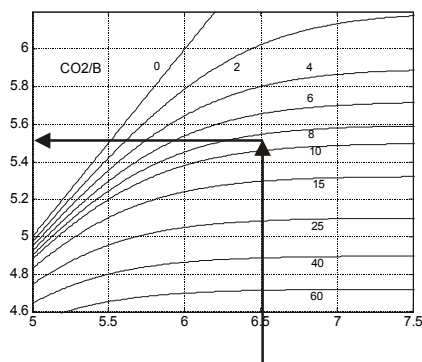
Antag nu i stället att Al-sulfat (med samma aluminiumtillsats) doserats. Vi antar att $(L-A)/B$ blir det dubbla värdet, dvs. $-0,8$. Svar: ca pH 5,8, se figur nedan.



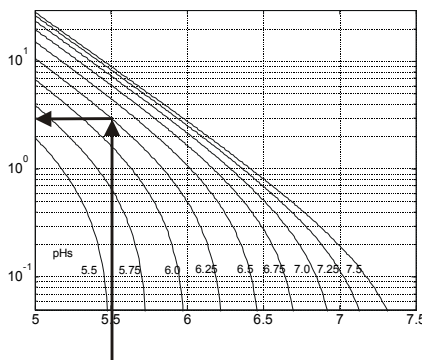
Exempel 2

Bedöm lämplig kalkdosering (i fällningen) i Lysekil för att uppnå fällningspH 6,25.

Använd Figur 100 för "korrigerings" av utgångspH på grund av CO₂-dosen. pH₀ = 6,5 och CO₂/B=8,1 ger pH_{0,corr} = 5,5 enl. nedanstående figur.



Figur 98 ger sedan att $(L-A)/B$ skall vara 3 för att komma till fällnings-pH 6,25.

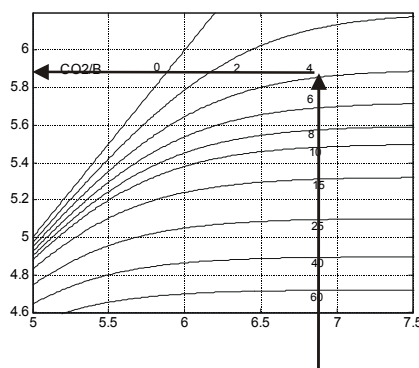


Eftersom $A=0,704$ och $B=0,131$, kan då L räknas ut till $3 \cdot 0,131 + 0,704 = 1,1$ mekv kalk/l, dvs. $1,1 \cdot 37 = 40,7$ mg släckt kalk/l.

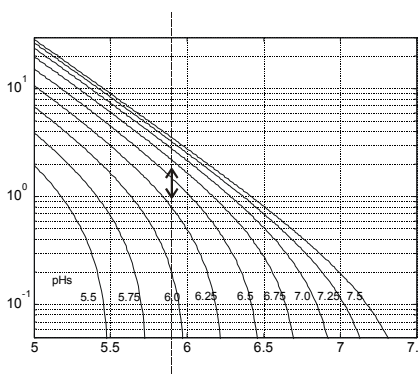
Exempel 3

Med de data som redovisats för Uddevalla vattenverk, vad blir pH-intervallet runt börvärdet pH 6,5 om osäkerheten i kalkdosering är $\pm 20\%$ (bara som ett exempel)?

$\text{CO}_2/\text{B}=3,4$, $\text{pH}_0=6,8 \rightarrow \text{pH}_{\text{kor}}=5,9$

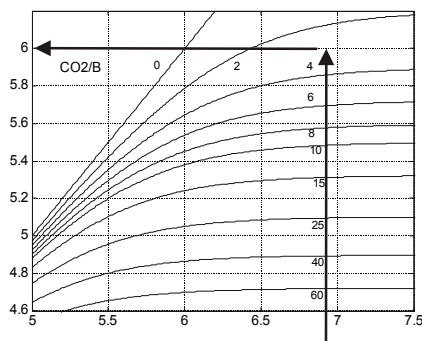


$(\text{L}-\text{A})/\text{B}$ borde då enl. Figur 98 vara 1,4, vilket ger $\text{L-börvärde}=1,4 \cdot 0,25 + 0,221 = 0,57$. $\pm 20\%$ ger intervallet $\text{L}=0,46-0,69$. Motsvarande intervall för $(\text{L}-\text{A})/\text{B}$ kan räknas ut till $0,94-1,86$, vilket ger pH-intervall enl. figur nedan: ca pH 6,3–6,7.

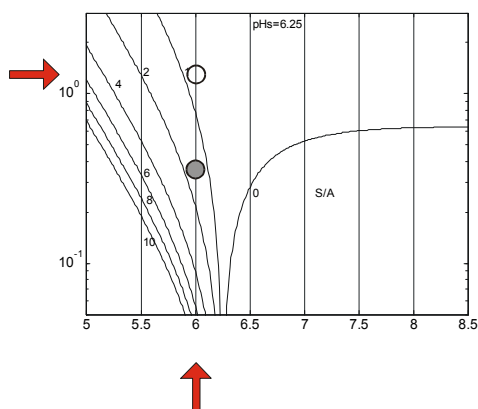
*Exempel 4*

Kontrollera rimligheten hos de uppgifter som angetts för kemikaliedoseringarna vid Sjöuddens vattenverk i Växjö. Antag att fällnings-pH är 6,25. Vi får här anledning att demonstrera användning av diagrammen i Figur 101 – Figur 103. Figur 102 avser fällnings-pH 6,25.

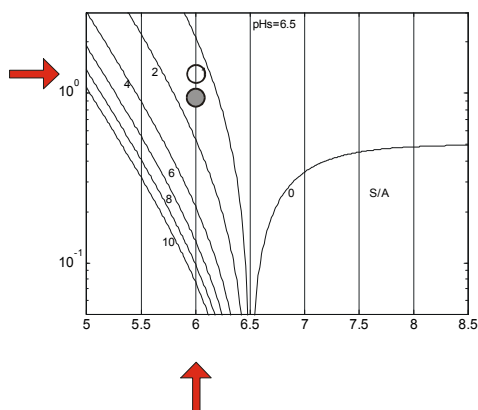
Först korregerar vi utgångs-pH för CO₂-tillsatsen. CO₂/B=3,0, pH₀=6,9 → pH₀_{korrt} = 6,0.



För Figur 102 behövs storheterna $S/A = 0,379/0,234 = 1,6$ och $A/B = 0,234/0,195 = 1,2$. Det blir vissa problem att få ihop dessa uppgifter om Figur 102 (för fälln-pH 6,25) utnyttjas. I figuren nedan representerar ofylld cirkel skärningen om ingångsvärden enl. axlarna används (pH₀, A/B). Fylld cirkel visar skärningen mellan den vertikala linjen pH₀=6,0 och aktuellt värde för kurvscharan $S/A = 1,6$.



Det går bättre om Figur 103 utnyttjas (fällnings-pH 6,5 är förutsatt). Punkterna kommer närmare varandra enl. figuren nedan. Observera dock att redovisade samband förutsätter att alla kemikalier som tillsatts är fullständigt lösta. De två punkterna i diagrammet skulle kunna fås att sammanfalla (fylld cirkel flyttad till ett läge motsvarande $S/A = 1,35$) om man antog att doserat kalciumkarbonat endast kommer vattnet till del till ca 84 %. Läsaren kan fundera på vilka övriga felkällor det kan finnas. Författaren nämner bara det som antytts betr. historiska kemikaliedoseringsdata vid Sjöuddens vattenverk i avsnitt 4.3 sidan 58.



8 Referenser

- Edwards M. 1997. Predicting DOC removal during enhanced coagulation. JAWWA 89:78-89.
- Hernebring C. 1980. Driftstudier av vattenverk med kemisk fällning. CTH, Inst. för VA-teknik, Publ. B 80:2.
- Hernebring C. 1984. Kemisk fällning vid vattenverk med stora råvattenkvalitetsvariationer. VA-teknik, LuTH, Rapport nr 17.
- Hernebring C. 1987. Snabba metoder för bestämning av erforderlig aluminiumsulfatdos vid ytvattenverk. Vatten 43:3:209-219
- Hernebring C. 1988. Svenska erfarenheter av humusreduktion i dricksvatten. VAR-dagarna i Trondheim, i "Metoder for fjerning av humus i drikkevann". Tapir forlag.
- Hernebring C., Zagerholm B. 1999. Processmodell för vattenverk – Tillämpning av Weasel på sju svenska vattenverk. VAV. VA-Forsk. Rapport 1999:3.
- Thureson L. 1992. Dricksvattenteknik – Ytvattenrening. VAV. P72
- VA-teknik. CTH 1997. Kompendium i vattenbehandling.



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08-506 002 00

Fax 08-506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se