

Bioreaktorer i dricks- vattenberedningen

**Jan Andersson
Torsten Hedberg
Malte Hermansson**

**VA-FORSK
RAPPORT
2001 • 01**



01•1

Rapportens titel:	Bioreaktorer i dricksvattenberedningen
Title of the report:	Bio-reactors in drinking water treatments
Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien:	2001 • 1
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-52-9
Författare:	Jan Andersson, Ljungsjömåla Text, Bild & Form HB, Torsten Hedberg, CTH, Vatten- & Miljötransport, Malte Hermansson, Göteborgs Universitet, Institutionen för CMB Mikrobiologi
Utgivare:	VAV AB
VA-FORSK projekt nr:	98-120
Projektets namn:	Biologiska system för behandling av yt- och grundvatten för dricksvattenproduktion
Projektets finansiering:	VA-FORSK, MISTRA
Rapporten beställs från:	AB Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 113 87, Stockholm, tfn 08-457 11 00
Rapportens omfattning Sidantal:	32
Format:	A4
Upplaga:	1200
Sökord:	Bioreaktor, biologisk behandling, dricksvatten, mangan, järn, organiskt material, mikroorganismer, manganoxiderare
Keywords:	Bio-reactor, biological treatment, drinking water, manganese, iron, organic material, micro-organisms, manganese oxidisers
Sammandrag:	Rapporten beskriver försök med avskiljning av främst mangan i bioreaktorer med olika bärmaterial och i olika vatten. Studien visar på god manganavskiljning och att effektiviteten av denna kan relateras till manganhalten i inkommande vatten.
Abstract:	The report describes manganese removal for different raw water qualities with biological reactors filled with different bio-film carrier material. The study shows that the manganese removal efficiency is high and can be related to the manganese content in the raw water.
Målgrupper:	Anställda inom VA-sektorn, konsulter, tillsynsmyndigheter
Utgivningsår:	2001
Pris 2001:	200 kr, exkl moms
Layout:	Jan Andersson
Teckningar:	Pär Samuelsson
Foto:	Jan Andersson - där ej annat anges

Sammanfattning

Många vattentäkter innehåller höga halter av järn och mangan ibland också i kombination med höga halter organiskt material. Det organiska materialet gör det svårare att avskilja järn och mangan med konventionell kemisk vattenreningsteknik. Därför är det önskvärt att få fram alternativ eller komplement till kemiska behandlingsprocesser. I denna rapport beskrivs försök där biologiska processer används som förbehandling till kemiska processer för att förbättra systemens förmåga att avskilja främst mangan i olika typer av vatten. Den biologiska processen sker i sk. bioreaktorer fyllda med olika bärmaterial med en stor specifik yta på vilken mikroorganismer bildar biofilmer där den biologiska reningen äger rum.

Sedan mitten av 1990-talet har Karlskrona, Sotenäs, Varberg och Växjö kommun bedrivit försöksverksamhet med bioreaktorer av olika utformning. Resultaten från kommunernas inledande försöksverksamhet visade på mycket god manganavskiljning. Hösten 1998 planerades ett gemensamt forskningsprojekt för nämnda kommuner med syfte att närmare studera dessa biologiska metoder. Syftet med föreliggande projekt var att inhämta kunskap och värdera tillämpningsmöjligheter kring biologisk behandling av råvatten. Avsikten var att med biologisk behandling åtföljt av andra processteg söka optimera processlösningar för att dels nå hög dricksvattenkvalitet med låga resthalter mangan, järn och organiskt material, och dels dimensionera den biologiska processen. De tillämpade studierna utfördes vid de befintliga pilotanläggningarnas bioreaktorer (BR) i respektive kommun. För att kunna göra resultatjämförelse mellan olika typer av vatten kompletterades de befintliga försöksanläggningarna med en identiskt utformad referensreaktor (RR). Försöksperioden omfattade en årscykel, f. o. m. december 1998, t. o. m. november 1999.

Inom detta projekt användes pilotanläggningar av olika storlek. I Karlskrona var den befintliga reaktorn i fullstor skala medan anläggningarna var av betydligt mindre format i de andra kommunerna. I Sotenäs kommun kompletterades bioreaktorstudierna med laboratorieförsök med kemisk fällning på biologiskt respektive obehandlat råvatten. Fällningsförsöken i Sotenäs visade att kemisk fällning av biologiskt behandlat råvatten jämfört med obehandlat vatten gav en effektivare avskiljning av flera vattenkomponenter. Detta gällde framförallt mangan, i viss mån även järn, färg och grumlighet. Beträffande organiskt material, mätt som COD eller UV-absorbans, syntes däremot ingen skillnad.

Samtliga bioreaktorer visade god manganavskiljning även vid tillfälliga toppar med mycket höga manganhalter, medan halterna järn och organiskt material generellt inte påverkades alls. Samtliga reaktorkonstruktioner som studerats med olika bärmaterial och körts med olika uppehållstider har fungerat beträffande manganavskiljning. Genom biologiska och kemiska processer har löst mangan oxiderats till brunsten, vilken sedan kunnat avskiljas genom filtrering i själva reaktorn eller i efterföljande processer. Reaktorerna har störttappats eller backspolats med jämna mellanrum för att avlägsna produktionen av partikulärt material. Manganavskiljningen i bioreaktorerna stod i relation till halterna löst mangan i inkommande vatten på så vis att ju högre manganhalten var i råvattnet, desto högre var avskiljningsgraden. Manganavskiljningen fungerade tillfredställande vid de relativt korta (cirka 40 minuter) uppehållstider som provades.

Biofilmerna i referensreaktorerna var generellt tunnare och innehöll lägre totalantal bakterier per mg torr-vikt än kommunernas befintliga reaktorer. Olika heterna mellan biofilmerna beror på olika biologiska förutsättningar i de olika reaktorerna. Här har råvattnet betydelse, men också de hydrauliska förutsättningarna i reaktorn. I samtliga biofilmer upptäcktes manganoxiderande mikroorganismer, filamentbildande bakterier och andra bakterier. Sammantaget konstaterades att de allmänna biofilmsegenskaperna inte visade någon direkt korrelation till hur effektiv manganavskiljningen var. De biofilmer som utvecklades lyckades, trots sina skillnader, i stort sett mer än halvera råvattnets innehåll av löst mangan. I samtliga fall kunde de krav på manganhalt som normerna anger ($<0,02$ mg Mn/l) uppfyllas på filtrerade prover.

Ett intressant resultat erhöles vid anläggningen i Karlskrona där det var möjligt att i stor skala testa en hel processkedja med biologisk behandling och jämföra den med den ordinarie driften. Man kunde där, konstatera att den biologiska behandlingen väsentligen förbättrade vattnets lukt.

Summary

Many raw water sources contain high concentrations of iron and manganese, sometimes in combination with high concentration of organic substances. The organic material makes it more difficult to remove iron and manganese with conventional chemical precipitation. Therefore it is necessary to use other treatment technologies. In this report biological treatment systems are described and how they can be used as pre-treatment processes to improve the removal of iron and manganese from different raw waters. The biological process is performed in so called bio-reactors with a carrier material with a large specific area on which the micro-organisms are forming a bio-film contributing to the removal of iron and manganese.

Since the middle of 1990 some municipalities in Sweden have been testing biological processes for water treatment. The results concerning removal of manganese were very promising. Therefore, new experiments were planned at four waterworks to study biological processes in detail. The aim of the project was to reach new knowledge and evaluate the possibilities to use biological processes for treatment of raw waters. The applied studies were carried out in already existing pilot plants at the four waterworks. In order to be able to compare the results from different raw waters, four equal biological reference reactors complemented the existing pilot plants. The project was run during one year, 1998-1999.

Within the project pilot plants of different sizes have been used. In Karlskrona the existing reactor was in full scale, while the reactors at the other three waterworks were much smaller. At one waterworks, Sotenäs, the bio-reactor studies were complemented by laboratory jar-test studies with chemical precipitation of untreated and biologically treated raw water. The experiments show that chemical precipitation of biologically treated water gave more efficient removal of manganese compared to untreated water.

The different bio-reactors showed a high removal efficiency of manganese even at occasions of high manganese concentration in the raw water. The biological processes only to a minor degree affected other water components. Dissolved manganese has been oxidised to manganese dioxide, which could be removed by filtration processes in the reactor or by the following processes. The reactors were regularly washed in order to remove the biological production of particulated material. The removal efficiency of manganese increased with increasing manganese concentration in the raw water. Thus, the manganese removal was satisfactory at the detention times at which the reactors were operated in this study.

The bio-film formed in the reference reactors was generally thinner and contained less total bacteria per mg dry solids than in the existing reactors. The differences between the bio-films depend on different biological conditions, like raw water characteristics and hydraulic conditions within the reactor. In all the reactors, manganese oxidising micro-organisms, filament forming bacteria and other bacteria were observed. The general bio-film characteristics could not be correlated to the removal. The bio-films formed succeeded, despite the differences, more than to half the manganese content in the raw water. At all the places the demands on water quality, that means a manganese concentration of less than 0,02 mg Mn/L, could be met on filtrated samples.

An interesting result was achieved at the waterworks in Karlskrona, where it was possible in full scale to test a whole process train with a pre-biological treatment and compare that with the normal process. At the Karlskrona waterworks one could notice that the biological pre-treatment gave a clear improvement of the drinking water odour.

Förord

Utvecklingen inom dricksvattenberedningen söker alternativ eller komplement till kemiska behandlingsprocesser. Som ett led i denna utveckling har flera kommuner provat metoder för avskiljning av bl. a. mangan med hjälp av s. k. bioreaktorer.

Inom detta VA-FORSK-projekt har biologiska metoder studerats närmare för olika bärarmaterial och olika typer av råvatten. Projektet har huvudsakligen finansierats av VA-FORSK och VA-verken i berörda kommuner men med bidrag från Chalmers tekniska högskola, Göteborgs universitet, PURAC AB samt VA-Ingenjörerna AB.

De tillämpade studierna har utförts i särskilda försöksanläggningar vid Karlskrona, Växjö, Sotenäs och Varbergs vattenverk, medan mikrobiologiska studier av vatten- och biofilmsprover har genomförts vid Göteborgs universitet, Inst. för cell och molekylärbiologi (CMB) Mikrobiologi.

Projektorganisationen har utgjorts av en styrgrupp, en forskargrupp samt en referensgrupp. Följande personer har medverkat i projektet:

Styrgrupp:

Anders Jaryd, VA-chef, Karlskrona, projektledare.
Conny Stensson, VA-chef, Sotenäs.
Pehr Andersson, VA-chef, Växjö.
Benny Andersson, VA-chef, Varberg.
Torsten Hedberg, prof, Vatten miljö transport, Chalmers, försöksansvarig och samordnare mellan styrgrupp och forskargrupp.
Malte Hermansson, doc, Inst för CMB Mikrobiologi, Göteborgs universitet, ansvarig för mikrobiologiska studier.
Hallvard Ödegaard, prof, Dept. of Hydraulic and Environmental Engineering, NTNU.
Mats Strand, processansvarig, Karlskrona.
Anders Claesson, processansvarig, Sotenäs.
Jan Everling, processansvarig, Växjö.
Georg Gottfridsson, processansvarig, Varberg.
Jan Andersson, Ljungsjömåla Text, Bild & Form, sekreterare.

Forskargrupp:

Torsten Hedberg, Chalmers.
Gerald Heinicke, Chalmers.
Tobias Salomonsson, Chalmers.
Malte Hermansson, Inst. för CMB Mikrobiologi, GU.
Anna-Kerstin Thell, Inst. för CMB Mikrobiologi, GU.
Suzanne Ekendahl, Inst. för CMB Mikrobiologi, GU.

Referensgrupp:

Olof Bergstedt, Göteborgs VA-verk.
Jan Dahlquist, PURAC AB.
Gullvy Hedenberg, VAV AB.
Jan-Åke Ledel, Mark & Vatteningenjörerna AB.
Torbjörn Lindberg, Livsmedelsverket.
Lennart Martinell, VA-Ingenjörerna AB.

Föreliggande rapport är sammanställd av Jan Andersson efter underlag från Torsten Hedberg och Malte Hermansson, vilka ansvarar för rapportens vetenskapliga innehåll.

Tecknade illustrationer: Pär Samuelsson.

Foto, där ej annat anges: Jan Andersson.

Diagram och tabeller: Torsten Hedberg, Malte Hermansson samt Gerald Heinicke.

Karlskrona 2001-02-26

Jan Andersson Torsten Hedberg

Malte Hermansson Anders Jaryd

Innehåll

Inledning - Naturen visar vägen	1
Mangan - förekomst	2
Biologisk oxidation och reduktion	2
Mangan i ytvatten	2
Mangan i grundvatten	2
Traditionell manganavskiljning	3
Biologisk avskiljning av mangan	4
Vad är en bioreaktor?	4
Nya metoder prövas	4
Karlskrona kommun	4
Sotenäs kommun	6
Varbergs kommun	6
Växjö kommun	6
Gemensamt VA-FORSKprojekt	7
Förberedelser	8
Provtagning- och analysprogram	8
Vad betyder TOC, AOC m m?	10
Vattenkemiska parametrar	10
Mikrobiologiska parametrar	10
Råvatten - karaktär	12
Resultat - kemisk fällning	12
Resultat - Bioreaktorer	14
Referensreaktorer (RR)	14
Befintliga reaktorer (BR)	14
Organiskt material och järn	16
Mikrobiologiska analyser	17
Studier av biofilm	17
Biofilmernas tjocklek	18
Torr- och askvikt	18
Totalantal mikroorganismer	18
Biofilmer i befintliga reaktorer (BR)	19
Biofilmer i referensreaktorer (RR)	19
Manganoxiderande mikroorganismer	20
Återväxt av biofilm (biologisk stabilitet)	20
Resultat - lukt	22
Dimensioneringsaspekter	22
Uppehållstider	24
Resultat - Kort sammanfattning	24
Mer att läsa	25

Inledning - Naturen visar vägen

Många vattentäkter innehåller höga halter av järn och mangan, ibland också i kombination med höga halter organiskt material. Det organiska materialet komplexbinder ofta metallerna till svårbehandlade föreningar. Problemen med järn och mangan kan finnas i både yt- och grundvatten.

Naturen utgör på sitt sätt en lärobok för hur vattenrening kan utformas. Vid grundvattenbildning sker i de översta markskikten en effektiv mikrobiologisk förbehandling. I de djupare marklagren fullbordas sedan vattenreningen genom olika kemiska och fysikaliska processer.

Traditionell dricksvattenberedning bygger däremot oftast på en omvänd ordning och med tonvikt på kemikalieanvändning. I de fall där någon form av biologisk behandling ändå har skett, exempelvis i långsamfilter, har denna ofta placerats i slutet av processen.

Nu provas i flera kommuner biologisk behandling av vatten som innehåller höga halter av såväl löst som komplexbundet mangan. Principen för processutformningen är densamma som gäller för grundvattenbildning. Syftet är att skapa effektiva processlösningar med en bioreaktor som inledande processdel, följt av eventuell kemisk fällning och filtrering i sand- eller kolfilter.

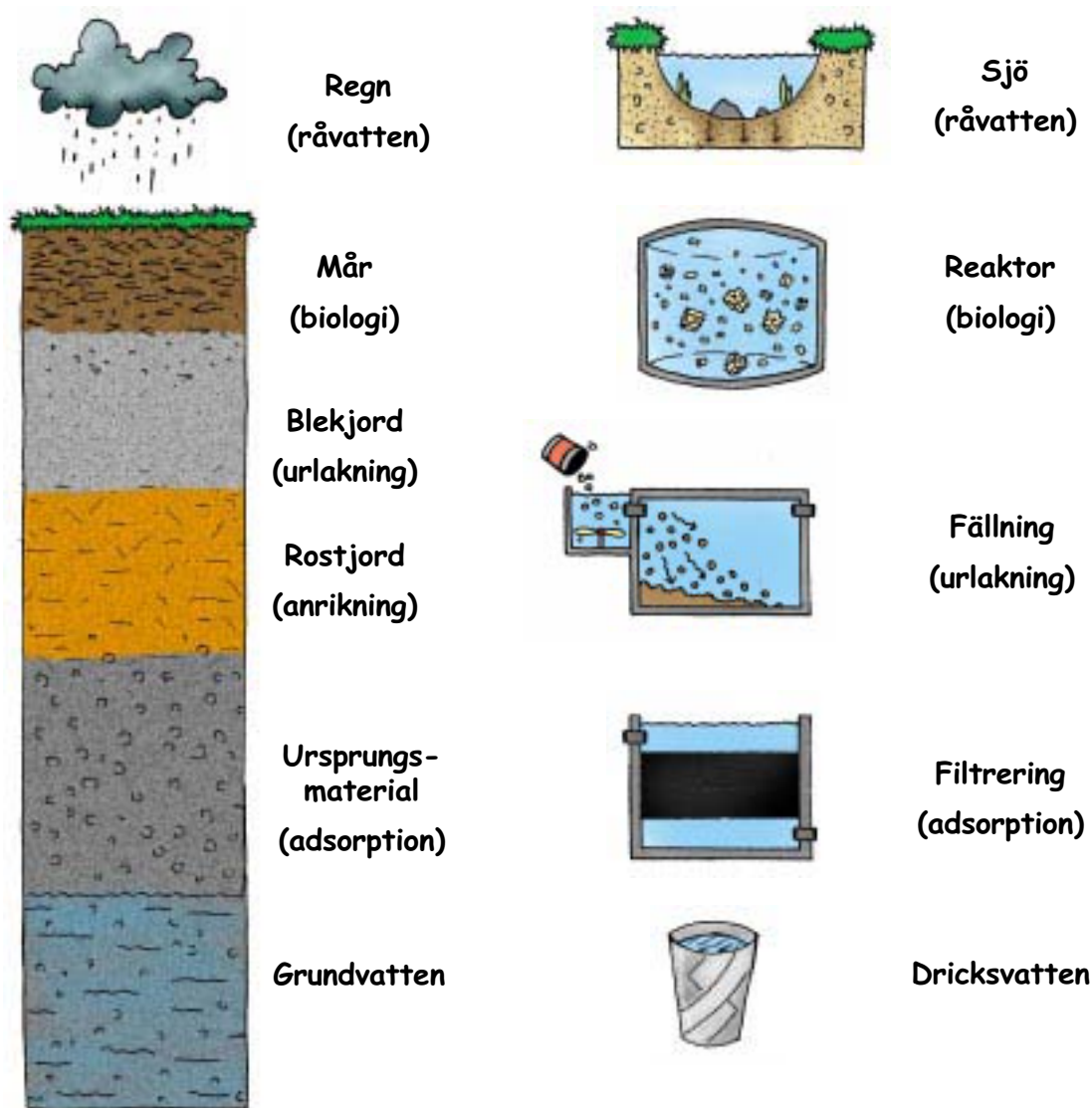


Fig. 1, Naturen är en bra modell för hur en process med biologisk behandling av råvatten kan utformas.

Mangan - förekomst

Mangan är ett grundämne som förekommer ganska rikligt i jordskorpan. Därmed är det rätt naturligt att mangan, om än i varierande grad, också finns i yt- och grundvatten.

Vid normala halter, mindre än 1 mg/l, i dricksvatten ger mangan inte några negativa hälso-mässiga effekter. Vid distribution av manganhaltigt vatten uppstår dock undantagslöst tekniska problem eftersom löst mangan i ledningsnätet oxideras och fälls ut som brunsten. Utfällningen beror dels på biologisk oxidation utförd av mikroorganismer i ledningsnätet, dels på kemisk oxidation, speciellt vid desinfektion av dricksvattnet eftersom klor och klordioxid är kraftiga oxidationsmedel. De svartbruna och ofta mycket finkorniga brunstensutfällningarna gör dricksvattnet grumligt och kan även orsaka missfärgning av tvätt och porslin.

Mangan i jonform kan förekomma med flera olika oxidationstal, från 2^+ till 7^+ . De viktigaste formerna, vilka även är de mest intressanta från vattenreningssynpunkt, är mangan(II), mangan(IV) och mangan(VII). De romerska siffrorna anger oxidationstalen, som ju är ett mått på jonens elektriska laddning.

I naturliga vatten är mangan(II)jonen den helt dominerande formen av löst mangan. Den uppträder som typisk tvåvärd jon och dess egenskaper liknar tvåvärt järn. I sura miljöer, med pH-värden mindre än sju, är mangan(II) ganska stabil och oxideras då endast av kraftiga oxidationsmedel eller via biologisk oxidation till brunsten, MnO_2 . Vid högre pH-värden sker oxidation till brunsten lättare eftersom mangan(II) då i ökande omfattning förekommer som hydroxid, $\text{Mn}(\text{OH})_2$, vilken är betydligt mer lättoxiderad än den fria jonen.

Under vissa förhållanden, till exempel i humusrika vatten, kan mangan(II)jonen komplexbindas till organiska syror. Då blir mangan(II) mycket svåroxiderad även vid måttligt basiska pH-värden.

Svåroxiderad mangan kan också uppträda i vatten med låg humushalt. Mekanismerna bakom detta är okända. Möjligen kan det vara så att även mycket låga humushalter kan skapa skyddande komplex.

Biologisk oxidation och reduktion

I aerob miljö sker biologisk manganoxidation genom aktivitet hos en mängd olika mikroorganismer, både bakterier och svampar.

I anaeroba eller syrefattiga miljöer sker det motsatta, det vill säga att manganoxider reduceras till löst eller bundet mangan, Mn^{2+} . Biologisk manganreduktion kan utföras av bakterier som *Geobacter*, *Shewanella* med flera.

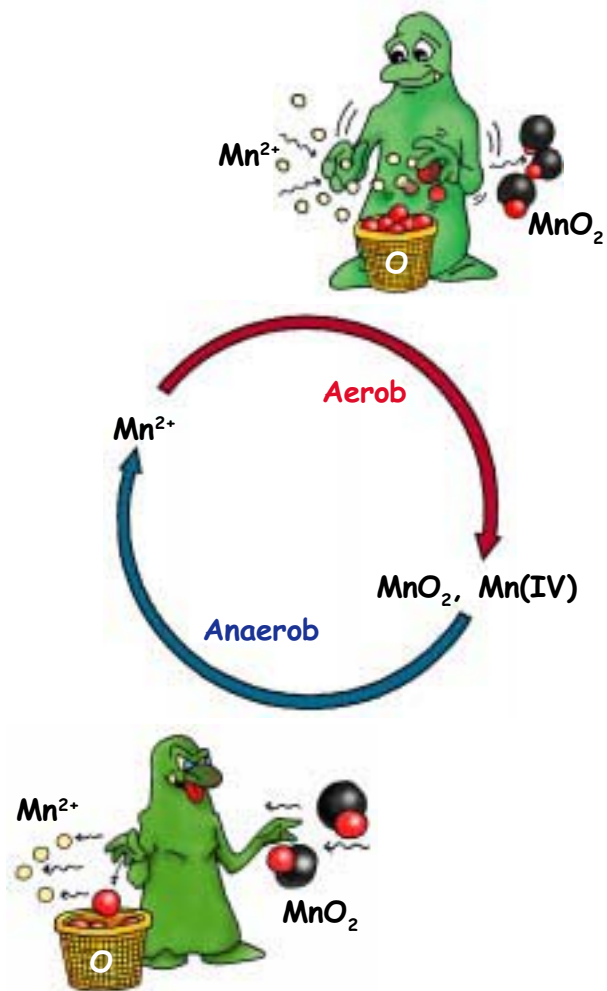


Fig. 2, Manganets "biologiska kretslopp" styrs till stor del av mängden tillgängligt syre.

Traditionell manganavskiljning

Mangan i ytvatten

Det ”biologiska kretsloppet” är en starkt bidragande orsak till att manganhalter i sjöars bottenvatten plötsligt kan stiga dramatiskt. Den yttre orsaken är ofta det språngskikt som sommartid bildas mellan det varma vattnet i sjöns ytliga (från cirka tio meters djup och uppåt) område och det kallare vatten som finns djupare ned.

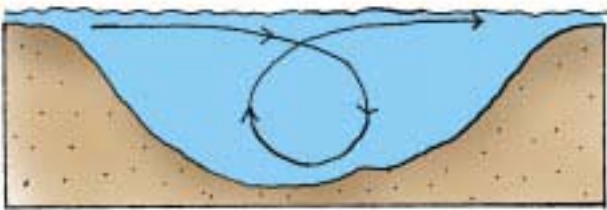


Fig. 3, Vattenomsättning sjö, Vår och höst.

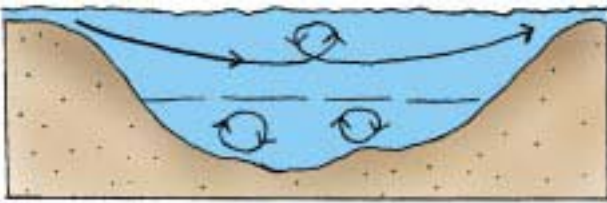


Fig. 4, Vattenomsättning sjö, sommar och vinter.

Ett sådant språngskikt utgör en effektiv spärr mot vattenutbytet mellan de två vattenvolymerna. Därför uppstår lätt, som en följd av bakteriers syrekrävande nedbrytningsarbete i botten sedimentet, syrebrist eller syrefattiga förhållanden i vattenvolymen under språngskiktet. Därmed kan också stora mängder bunden manganoxid, genom mikrobiologiska aktiviteter, frigöras till löst form, Mn^{2+} .

Språngskikt utvecklas även vintertid, till viss del beroende på att isläggningen förhindrar omrörning av vattenmassorna.

Mangan i grundvatten

Mangan i grundvatten uppstår också som en följd av mikrobiologiska processer. När regnvatten passerar genom jordlagren tar det med sig organiskt material, vilket oxideras av mikroorganismer. Därmed förbrukas syret och vattnet får reducerande egenskaper. Om marklagren innehåller mangan kan detta reduceras till tvåvärt mangan (Mn^{2+}).

Eftersom löst mangan inte kan filtreras bort bygger merparten av metoderna för manganavskiljning på principen att via oxidation överföra löst mangan till filtrerbar manganoxid, brunsten. Det finns flera metoder för att åstadkomma detta.

Kemisk fällning leder till avskiljning av mangan(II) som är komplexbundet med humus. Tillsatsen av fällningskemikalie gör att de i vattnet lösta humusämnen bildar större flockar som avskiljs genom sedimentering och/eller filtrering i sandfilter.

Kemisk oxidation är vanligast på sådana grund- och ytvatten som innehåller lättoxiderat mangan(II). Oxidationen kombineras ofta med höjning av pH-värdet.

I gynnsamma fall kan mangan oxideras med endast luftning av vattnet, men oftast krävs också tillsats av något oxidationsmedel som till exempel kaliumpermanganat. Vid reaktionen mellan mangan(II) i vattnet och mangan(VII) i permanganaten bildas då vid svagt basisk surhetsgrad uteslutande mangan(IV), alltså brunsten. Denna kan sedan avskiljas i sandfilter.

Kraftig kemisk oxidation kan bli nödvändig eftersom manganreduktion via kemisk fällning ofta är relativt ineffektiv. Som oxidationsmedel används företrädesvis ozon men klor/klordioxid kan också användas. Vid denna mycket kraftiga oxidation bryts komplexbindningarna upp varefter det frigjorda mangan(II) lätt oxideras till brunsten.

Dessvärre leder en kraftig kemisk oxidation också till bildning av lågmolekylära organiska föreningar. Detta förhållande kan senare skapa problem genom att mikrobiologisk tillväxt i ledningsnätet gynnas av lågmolekylära organiska föreningarna. Efter användning av kraftig oxidation finns därför ofta, förutom sandfilter, en biologisk behandling av något slag (exempelvis långsamfilter) med syftet att avskilja de lågmolekylära föreningarna.

Konstgjord grundvattenbildning genom infiltration av ytvatten leder också till att mangan kan avlägsnas som en följd av naturliga processer. Som framgår av det följande kan åtminstone mikrobiell manganoxidation skapas i särskilt utformade bioreaktorer.

Biologisk avskiljning av mangan

Kännetecknande för mikroorganismer i biologiska system är att de är små, många och oftast ytterst specialiserade. De är vanligtvis även mycket effektiva och söker därför alltid den enklaste vägen till energiutvinning. I praktiken innebär detta att tillgängligt material bryts ned i sträng ordning och att lättnedbrytbara småmolekyler alltid hamnar överst på menyn.

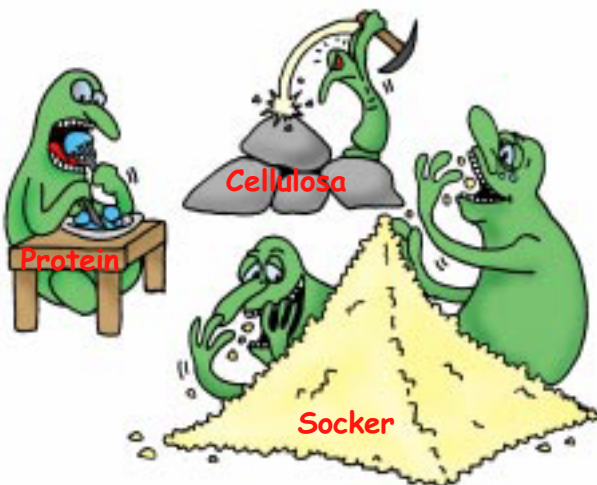
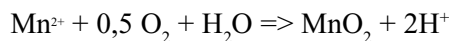


Fig. 5, Mikroberna är effektiva varför lättnedbrytbart material, t ex socker, bryts ned före större föreningar som proteiner respektive cellulosa.

Det finns flera olika typer av mikroorganismer med förmåga att oxidera såväl löst som bundet mangan till manganoxid. En del mikrober kan tillgodogöra sig den energi som då frigörs, andra inte. Sättet att göra det på kan också variera.

Enzymatisk oxidation av löst mangan, Mn^{2+} , sker enligt följande formel:



Enzymatisk oxidation kan också ske av mangan, Mn^{2+} , som är bundet till mangan(IV)oxider i exempelvis järnmanganoxider eller olika leror.

Oxidation utan enzym är en kemisk reaktion där mikroberna inte är direkt inblandade, men som sker på grund av deras ämnesomsättning av karboxylsyror, vilket bland annat kan ge metaboliterna estrar och aldehyder.

Biologisk manganoxidation kan ske i konstgjorda system, så kallade bioreaktorer.

Vad är en bioreaktor?

En bioreaktor kan byggas upp på många olika sätt och med olika typer av bärmaterial, på vilka mikroorganismerna etablerar sig.

För att en bioreaktor ska ge önskvärd effekt krävs dels gynnsamma förutsättningar för mikroorganismerna att kolonisera bärmaterialet, dels att det genomströmmande vattnet får god kontakt och tillräcklig kontakttid med mikrofloran.

Bärmaterialet kan vara av plast och antingen vara frisvävande eller staplat i reaktorn, alternativt bestå av aktivt kol eller Leca-material i olika kornstorlek och form.



Fig. 6, Bärmaterial, Natrix.

På bärmaterialet utvecklas en biofilm som vid kraftig förstoring framträder med tydliga topografier (se bilder sid. 17). I denna mikromiljö kan förhållandena vara mycket komplexa. Sannolikt finns här både aeroba och anaeroba ekosystem sida vid sida och olika processer påverkar varandra.

Genom att kombinera biologisk behandling i bioreaktor med andra behandlingssteg såsom kemisk fällning och filtrering bör följande kunna uppnås:

- Bättre dricksvattenkvalitet med låga resthalter av järn, mangan och organiskt material.
- Minskad mikrobiologisk efterväxt i ledningsnätet.
- Förbättrad lukt och smak.
- Minskad kemikalieanvändning.

Nya metoder provas

Sedan mitten av 1990-talet har Karlskrona, Sotenäs, Varberg och Växjö kommuner bedrivit försöksverksamhet med bioreaktorer, om än med olika utformning. Som framgår av det följande skiljer sig såväl förutsättningarna som problem-bilden. En gemensam faktor finns dock; problem med mangan.

Karlskrona kommun

Karlskronas dricksvattenförsörjning baseras på ytvatten från Lyckebyån. Detta råvatten tillhör sannolikt ett av Sveriges besvärligaste vatten för dricksvattenproduktion. Vattnet kännetecknas av höga halter av organiskt material, järn och mangan. Andra problem är färg, lukt och smak. Dessutom varierar dessa parametrar, liksom temperaturen, kraftigt under årscykeln.

Försöksverksamheten i Karlskrona startade 1994 och bedrevs från och med oktober 1997 i fullskala vid vattenverket i Lyckeby. Som bioreaktor användes en gammal kalkvattentank, vilken fylldes med Kaldnesmaterial och därmed kunde tjäna som svävande bioreaktor. Efterföljande behandlingssteg var i tur och ordning kemisk fällning, DynaSand- och kolfilter.

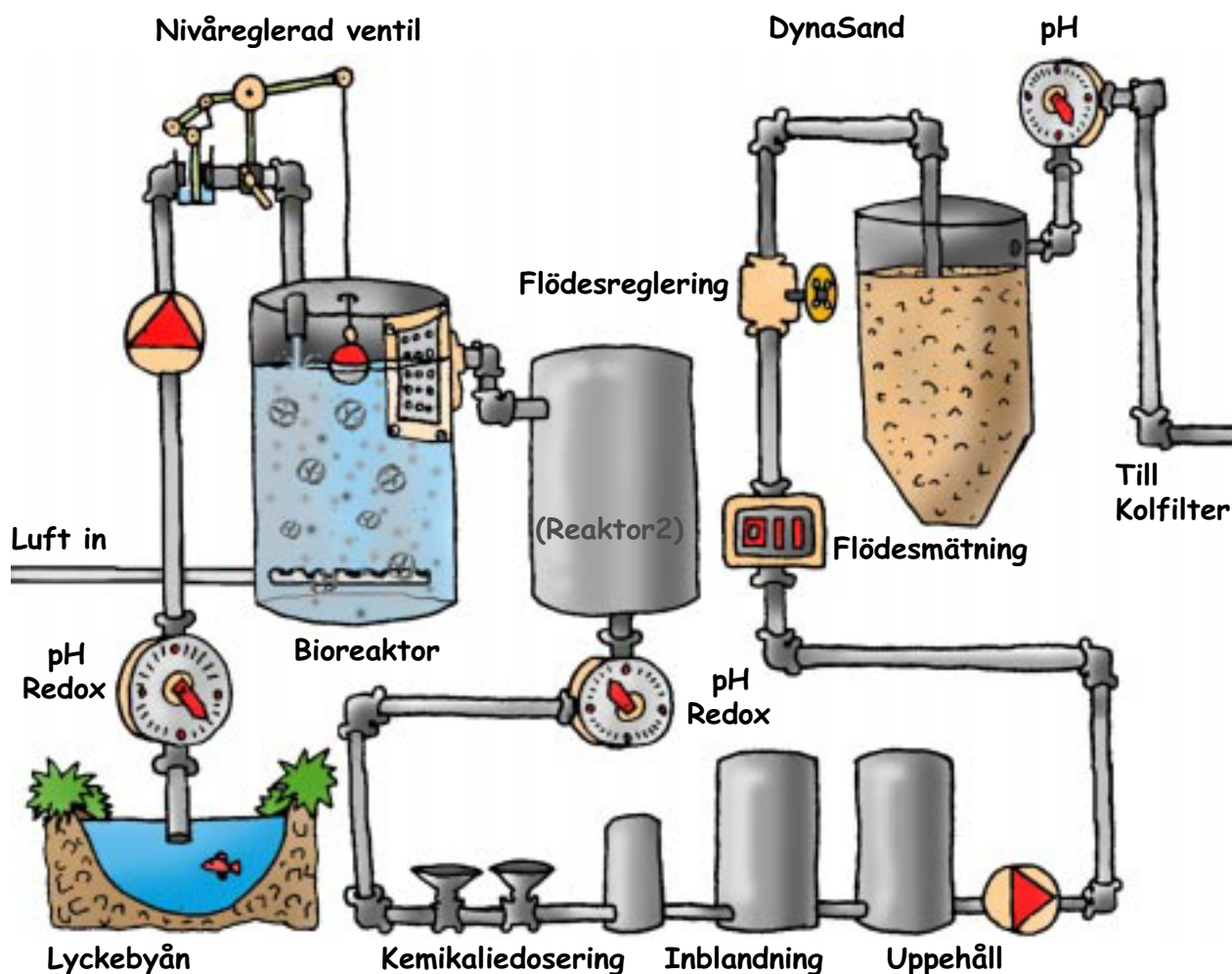


Fig. 7, Principschema pilotanläggning, Karlskrona.

Reaktorvolym: 27 m³. Flöde: 15 m³/h.

Uppehållstid: 108 minuter (Flöde och uppehållstid är normalvärden, avsiktliga variationer har gjorts).

Sotenäs kommun

Råvattnet till dricksvattenproduktionen vid Dale Vattenverk hämtas från sjön Lilla Dalevattnet. Jämfört med de andra försökskommunerna har råvattnet förhållandevis lågt medelvärde beträffande manganhalten, men variationerna är stora och stundtals blir manganhalten så hög att man inom ordinare reningsprocess har svårt att klara tillräcklig avskiljning.

I början av april 1998 påbörjades försök med biologisk behandling i en pilotanläggning. Bioreaktorn byggdes upp av ett tre meter högt PVC-rör, fyllt till 2,75 meter med cirka tre centimeter stora fyllkroppar av Natrix-modell.

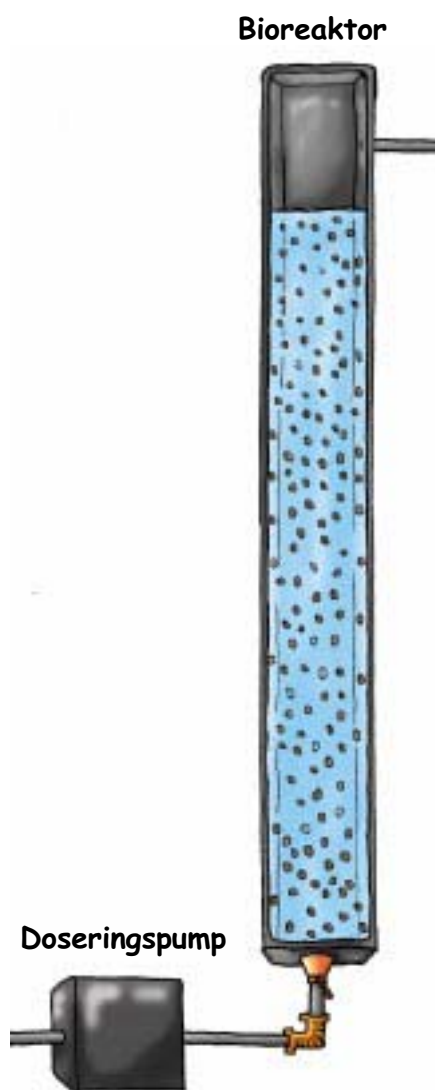


Fig. 8, Principschema pilotanläggning, Sotenäs.
Reaktorvolym: 22 liter. Flöde: 30 l/h.
Uppehållstid: 44 minuter.

Varbergs kommun

Dricksvattenproduktionen vid vattenverket Kvarnagården baseras på ett blandvatten där tre fjärdedelar är ytvatten (från sjön Stora Neden) och en fjärdedel är grundvatten (Ragnhilds källa). Det senare har bra värden beträffande såväl pH som alkalinitet. Halterna av organiskt material är låga, däremot innehåller vattnet alltför höga järn- och manganhalter.

Våren 1998 togs en pilotanläggning i drift för studier av biologisk järn- och manganreduktion. Anläggningen byggdes upp av två parallella bioreaktorer med efterföljande sandfilter. Bioreaktorn bestod av ett markavloppsrör (155 mm innerdiameter) fyllt med plastelement (Natrix).

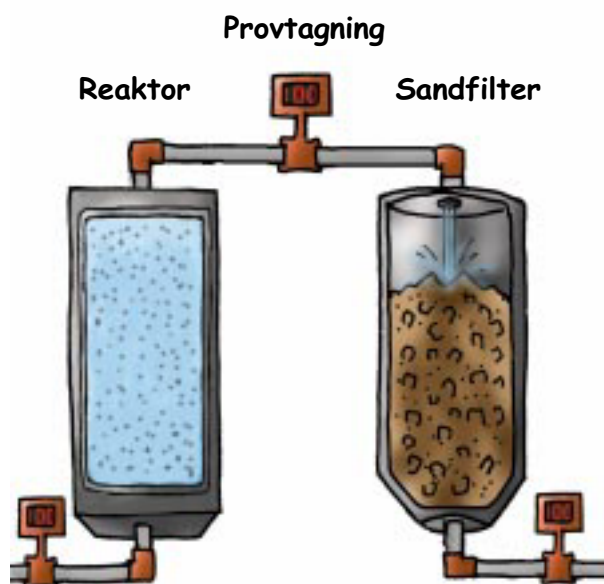


Fig. 9, Principschema pilotanläggning, Varberg.
Reaktorvolym: 50 liter. Flöde: 17 l/h.
Uppehållstid: 176 minuter.

Gemensamt VA-FORSKprojekt

Växjö kommun

Vattenförsörjningen till Växjö tätort m. fl. samhällen baseras på rening av ytvatten från Helgasjöns södra del. Råvattnet karakteriseras av stora variationer beträffande temperatur och manganhalt, låg hårdhet och alkalinitet, varierande måttligt höga färg- och CODvärden samt viss förekomst av alger och mikroorganismer som medför lukt- och smakpåverkan.

Vintern 1998 påbörjades försök med biologisk behandling av råvatten från Helgasjöns nordvästra del. Pilotanläggningen, som placerades i ett tält på en sommarstugetomt vid strandkanten, bestod av bland annat följande komponenter: Bioreaktor med Kaldnesmaterial, mellanpumpningstank, doseringsutrustning, sandfilter och kolfilter. Därutöver fanns inom anläggningen ett långsamfilter beskickat med råvatten.



Fig.10, Kaldnes, bärarmaterial, i nästan naturlig storlek.

Resultaten från kommunernas inledande försök i egna pilotanläggningar visade på god manganavskiljning, i något fall näst intill hundra procentig. Metoderna var dock inte optimerade eller mera noggrant studerade.

Hösten 1998 planerades ett gemensamt forskningsprojekt med syfte att närmare studera dessa biologiska metoder, speciellt då med hänsyn till råvattnets innehåll av organiskt material med mera. För att öka kunskapen om biologiska processer skulle man inom projektet också karakterisera och följa uppbyggnaden av biofilmer på olika bärarmaterial och i vatten från olika vattentäkter.

De tillämpade studierna utfördes vid de befintliga pilotanläggningarnas bioreaktorer (BR) i Karlskrona, Växjö, Sotenäs och Varbergs kommuner. För att bland annat kunna göra direkta resultatjämförelser på olika typer av vatten har de befintliga anläggningarna kompletterats med en för samtliga kommuner identiskt utformad referensreaktor (RR). I Sotenäs byggdes dessutom en bioreaktor med Leca-kross som bärarmaterial.

Försöksperioden omfattade en årscykel fr. o. m. december 1998 t. o. m. november 1999.

Flertalet vattenkemiska analyser genomfördes var fjortonde dag, medan prover för mikrobiologiska analyser samlades in vecka 48, 1998 (enbart BR), samt veckorna 7, 18, 32 och 45, 1999 (BR och RR).

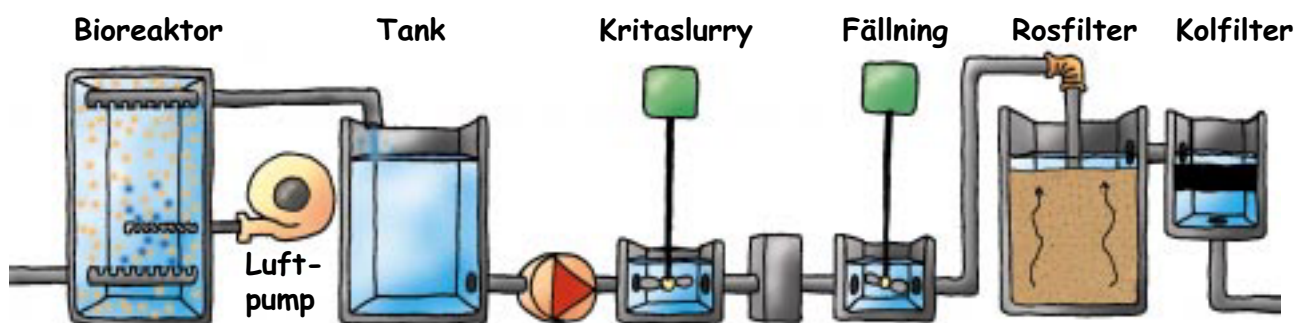


Fig.11, Principschema pilotanläggning, Växjö.
Reaktorvolym: 4 m³. Flöde: 3,2 m³/h.
Uppehållstid: 75 minuter.

Förberedelser

Under senhösten 1998 installerades hos de fyra kommunerna en s. k. referensreaktor. Denna utformades enligt samma grundkoncept som pilotanläggningen i Sotenäs, d. v. s. ett stående PVC-rör, två meter högt, med en diameter på 200 mm. Reaktorn fylldes till 1,7 meter med bärmaterial i plast, BioFlow 30. Med hjälp av en doseringspump tillfördes råvatten i botten på reaktorn för att i en uppåtgående ström passera genom bärmaterialet och avledas i toppen av reaktorn.

I Sotenäs byggdes även ytterligare en bioreaktor med Leca-kross (Filtralite MC), kornstorlek 2,5 - 4 millimeter som biofilmsbärare. Reaktorn bestod av två parallella och transparenta rör, två meter höga, med en diameter av 70 mm.



Fig. 12, I Sotenäs gjordes jämförande studier av olika biofilmsbärare, Natrix, BioFlow samt Leca-kross. Foto: Anders Claesson.

Biofilmstudier

Såväl referensreaktorn som de befintliga pilotanläggningarna kompletterades med biofilmkassetter för studier av biofilmsutveckling (potentiell efterväxt) i vatten som passerat bioreaktorn samt, i några fall, vatten som dessutom behandlats med kemisk fällning och/eller filtrering.

Kassetterna är utformade med hållare för en mängd glasskivor. Genom att med visst tidsintervall plocka ur en eller ett par glasskivor kan biofilmsutvecklingen studeras.



Fig.13, Preparering av biofilmkassetter - ett grannlaga arbete med steriliserat material.

Runt årsskiftet var samtliga referensreaktorer i drift, om än efter smärre inkörningsproblem. Bland annat konstaterades problem med vattenflödet genom biofilmkassetterna, vilket berodde på bildning av luftfickor i kassetterna. Problemet löstes dock genom avluftning via en nippel.

Med syfte att undvika upplagring av biologiskt material i reaktorn tömdes dessa varannan vecka. Referensreaktorerna tömdes genom försiktig urtappning medan Leca-reaktorn i Sotenäs rensades genom backspolning. För att så långt som möjligt få likvärdiga förhållanden tappades samtliga referensreaktorer exakt en vecka före den mikrobiologiska provtagningen.

Provtagning- och analysprogram

Råvattenkvaliteten bestämdes genom provtagning och analys av gängse kemiska och biologiska parametrar var 28:e dag, med undantag för några i sammanhanget särskilt viktiga parametrar, bl. a. mangan och järn, vilka analyserades var 14:e dag. Analyserna genomfördes enligt respektive vattenverks normala rutiner vid eget eller externt laboratorium med undantag för parametrarna TOC och DOC, vilka analyserades vid KM-lab i Växjö.

För studier av bland annat biofilmer genomfördes mikrobiologiska specialanalyser på vatten och biologiskt material vid fyra tillfällen. De mikrobiologiska specialanalyserna utfördes vid Göteborgs universitet, med undantag för analyser av AOC som utfördes av Smittskyddsinstitutet, Stockholm.

Provtagningspunkter

- 1 Råvatten
- 2 Vatten efter pilotreaktor
- 3 Vatten efter referensreaktor
- 4 På reaktormaterial
- 5 På glasskivor i biofilmskassetter

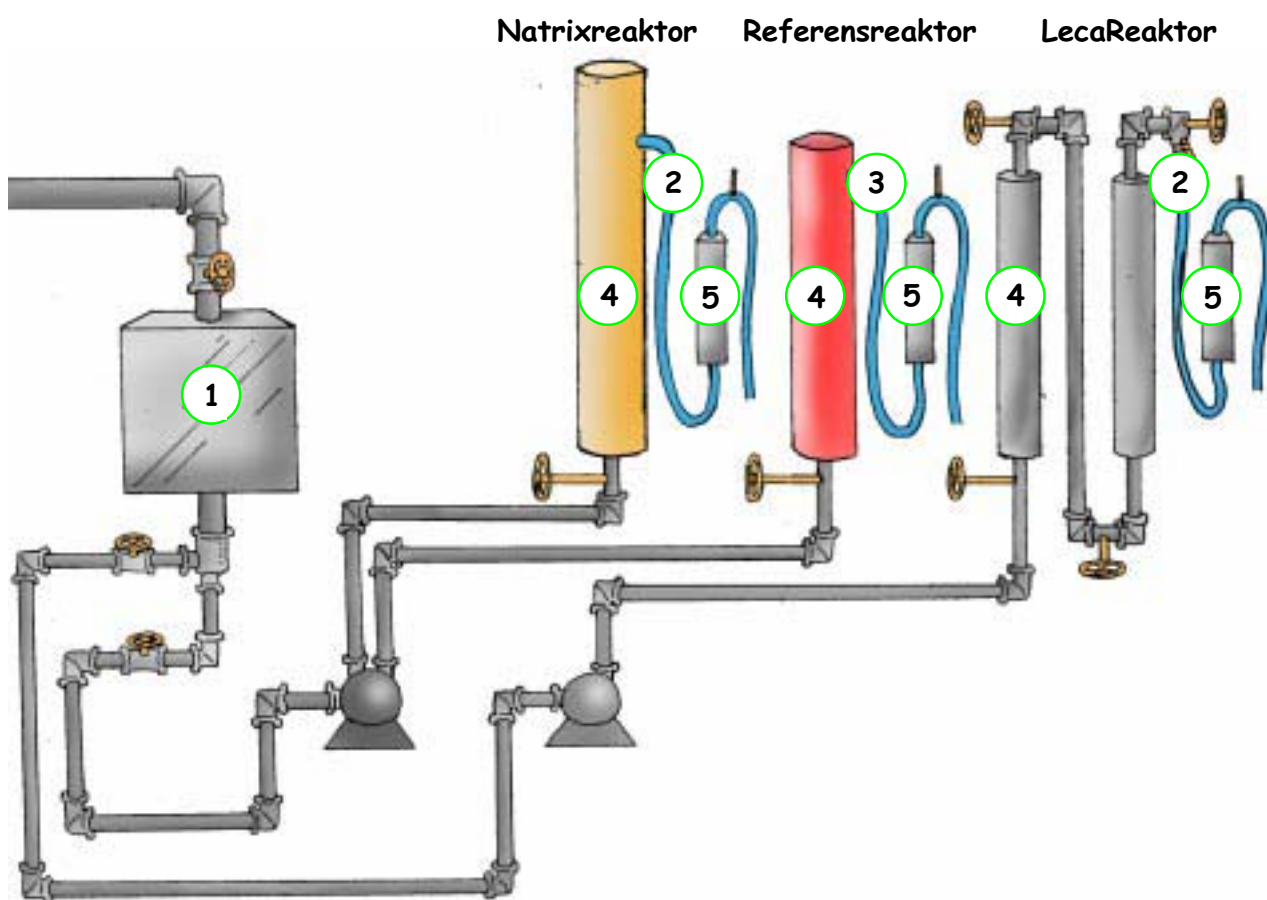


Fig. 14, principschema, försöksanläggning Sotenäs med provtagningspunkter.

Vad betyder TOC, AOC m m?

Analysprogrammets kemiska och mikrobiologiska parametrar betecknas av nödvändighet med mer eller mindre välkända förkortningar. Några av de för detta forskningsprojekt viktigaste analyser presenteras därför nedan.

Vattenkemiska parametrar

pH är ett mått på koncentrationen (mol/l) vätejoner (H^+) i en lösning. pH-värdet anges som ett tal, normalt inom intervallet 0 - 14. Vid rumstemperatur motsvarar pH 7,0 en helt neutral lösning. En lösning med pH mindre än 7 är sur medan en lösning med pH större än 7 betecknas som basisk. pH-värdet, lösningens surhetsgrad, har stor betydelse för kemiska jämvikter och reaktionshastigheter. På samma sätt påverkar pH-värdet många mikroorganismers möjligheter att tillväxa. En neutral miljö gynnar ett stort antal arter medan allt färre arter mikroorganismer kan tillväxa ju surare eller mer basisk miljön blir och blott ett fåtal "specialister" klarar extremt sura eller basiska miljöer.

Mn_{tot} betyder "totalt mangan". Parametern redovisas normalt som mg/l och är ett mått på allt analyserbart mangan oavsett i vilken kemisk form det förekommer, och oavsett om det är löst eller bundet till exempelvis humus.

Mn_{0,45} innebär analys av mangan i ett prov som är filtrerat genom ett mycket finmaskigt (0,45 μm) filter. Manganoxid eller bundet mangan kan inte annat än i undantagsfall (t. ex. i form av små kolloider) passera ett sådant filter, varför parametern Mn_{0,45} vanligtvis betraktas som ett mått på mängden löst mangan (Mn^{2+}) i ett prov.

COD_{Mn} är en förkortning av "Chemical Oxygen Demand" (kemisk syreförbrukning) där kaliumpermanganat ($KMnO_4$) använts som oxidationsmedel vid analysen. COD_{Mn} ger ett mått på mängden syre som går åt för att kemiskt bryta ned organiskt material och därmed också "mängden" oxiderbart organiskt material. COD_{Mn} har alltså, trots sin förkortning, inget att göra med vattnets manganhalt.

TOC står för "Total Organic Carbon" (totalt organiskt kol). TOC anger mängden (mg/l) kol av organisk art som finns i ett prov.

DOC utläses "Dissolved Organic Carbon" (löst organiskt kol). Parametern anger således mängden (mg/l) löst organiskt kol. Vid analysen filtreras provet före analys i ett TOC-instrument.

UV₂₅₄ är också en analys av organiskt material. När ett vattenprov genomlyses med ultraviolett ljus, våglängd 254 nanometer, kommer en del av ljuset att absorberas av vissa organiska föreningar, främst humus. Genom att mäta hur stor del av ljuset som absorberas erhålls också ett mått på mängden organiskt material. Vid jämförelse av olika analysmetoder för att bestämma mängden organiskt material har det visat sig att UV₂₅₄ ger en högre precision än t ex COD_{Mn}.

Mikrobiologiska parametrar

AODC är en förkortning av **Acridine Orange Direct Count**, vilket innebär färgning och räkning av det totala antalet mikroorganismer i ett prov. Färgämnet (acridine orange) tränger in i och färgar mikroorganismernas DNA, vilket gör att dessa framträder som fluorescerande och därmed lättare kan räknas med hjälp av mikroskop. Analysen ger ett mått på totalantalet mikroorganismer, såväl levande som döda.

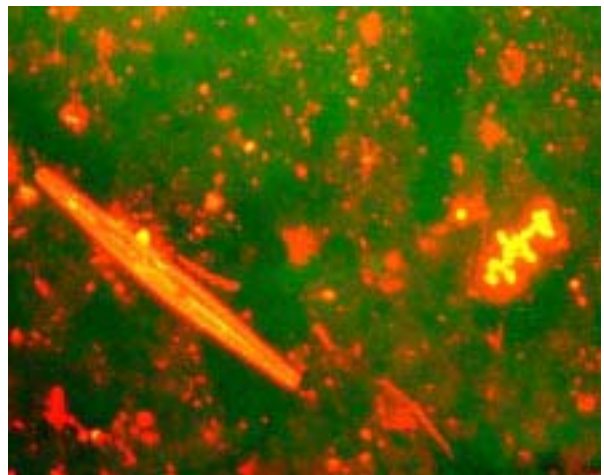


Fig. 15, AODC. Med hjälp av ett färgämne, acridine orange, kan mikroorganismer fås att framträda som självlysande.

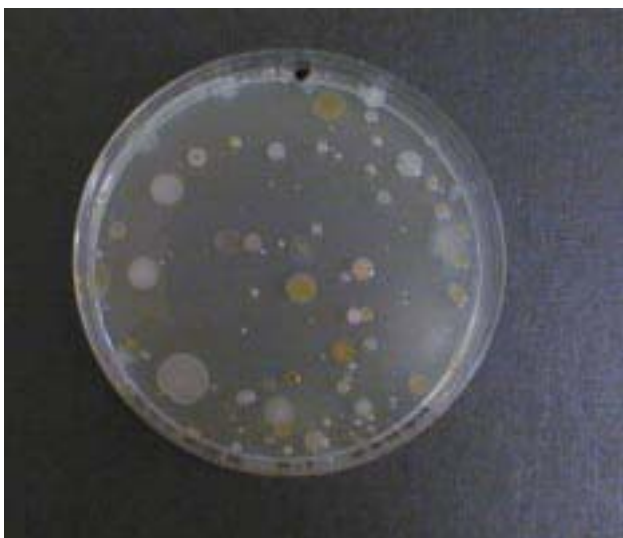
Foto: Anna-Kerstin Thell.

AOC "Assimilated Organic Carbon" (assimilerbart organiskt kol) är den del av DOC som inom en viss tidsrymd kan användas (assimileras) av mikroorganismer för deras tillväxt. Analysen utförs med en eller två "teststammar" av bakterier som tillsätts ett avaktiverat (inga levande bakterier) vattenprov. Därefter kontrolleras bakteriernas tillväxt efter 3, 7 och 14 dygn.

Det högsta tillväxtvärdet jämförs sedan med en konstant, framtagen ur en standardkurva för bakterietillväxt med acetat som kolkälla. Mängden assimilerbart kol som finns i vattnet översätts till mg ekvivalenter acetat/l varför AOC kan bestämmas som mängden kol per liter vatten.

CFU är en förkortning av "Colony Forming Units" (kolonibildande enheter) och är ett uttryck för det antal kolonibildande mikroorganismer som växer på ett bestämt medium i en bestämd miljö. CFU motsvarar oftast bara några få procent av det totala antalet bakterier som finns i ett vattenprov, resten av bakterierna kan helt enkelt inte tillväxa på det medium man valt att odla på.

Mn-ox avser antalet manganoxiderande bakterier, d. v. s. bakterier som kan överföra Mn^{2+} till manganoxid (MnO_2). Antalet bakterier räknas efter minst en månads odlingstid på ett medium som bl a innehåller mangansulfat. Manganoxiderare är en delmängd av CFU.



*Fig 16, Manganoxiderare växer långsammare än många andra mikroorganismer. Analys av förekomst kräver odling under minst en månad.
Foto: Anna-Kerstin Thell.*

Råvatten - karaktär

Har råvattnets karaktär någon betydelse för effektiviteten i en bioreaktor? Det var en av många frågor som denna studie skulle försöka ge svar på.

Under hela försöksperioden togs och analyserades prover på ett stort antal parametrar. De i detta sammanhang mest betydelsefulla parametrar redovisas i tabell 1.

Som framgår av denna tabell uppvisar halterna järn och mangan i inkommande råvatten stora variationer. Inte minst gäller detta Växjö kommun och Helgasjön som efter en period av förhållandevis låga manganhalter råkade ut för rejält höga mangankoncentrationer i samband med isläggning då omröringen av sjöns vatten upphörde med syrebrist i bottenskikten som följde. Med undantag för dessa ”mangantoppar” är halterna av såväl mangan som organiskt material i Växjö relativt normala.

Sjön ”Lilla Dalevatten” i Sotenäs kommun är, enligt Naturvårdsverkets definitioner, på gränsen till eutrofiering med värden för totalfosfor (redovisas inte i tabellen) lika med eller överstigande 25 µg/l. Rutinmässiga vattenprover från olika tid-

punkter och djup visar på en typisk språngskikt-bildning under sommaren med såväl syrebrist som vätesulfidproduktion som följde. Effekterna av detta blev dock inte under försökstiden lika dramatiska som i Växjö. Råvattnet i Sotenäs kommun har förhållandevis låga halter mangan och normala halter organiskt material.

Karlskrona kommun tar sitt råvatten från Lyckebyån. Vattnet är starkt färgat av humus och både järn- och manganhalter överstiger ofta Livsmedelsverkets rekommendationer för acceptabla halter i råvatten för dricksvattenberedning. Vattnet har mycket höga halter organiskt material.

Det grundvatten som Varbergs kommun använder som råvatten innehåller mycket järn som dock uteslutande föreligger i partikelform. Manganhalterna varierar något, och stundtals i nivå med de som gäller för Karlskrona, men dock inte i närheten av de nivåer som Växjö kommun redovisar. Vattnet har förhållandevis låga halter organiskt material. Däremot är värdet för AOC anmärkningsvärt högt och svårt att förklara, vilket kommenteras längre fram i texten.

Tabell 1, Råvatten. Värdena anges som lägsta och högsta värde och/eller som medel- eller medianvärde.

	Sotenäs	Karlskrona	Växjö	Varberg
Råvatten	Ytvatten, sjö	Ytvatten, å	Ytvatten, sjö	Grundvatten
pH, medelvärde	7,0	6,9	6,6	7,7
Löst O ₂ , (mg/l)	4,5 - 13,5	7,6 - 16,4	0,8 - 12,0	1,2 - 5,6
Fe _{tot} , (mg/l) Medianvärde	0,02 - 1,3 0,57	1,0 - 2,7 1,5	0,05 - 0,58 0,18	0,03 - 2,4 0,11
Mn _{tot} , (mg/l) Medianvärde	0,02 - 0,15 0,05	0,06 - 0,54 0,12	0,03 - 2,4 0,08	0,02 - 0,52 0,29
Färg, (Pt/l) medelvärde	71	157	59	7
DOC, (mg/l) Medianvärde	7,6 - 12 9	13 - 22 17	7,4 - 15,9 9	1 - 7,8 1,8
AOC, (µg/l) Medelvärde	32 - 68 51	30 - 125 87	4 - 93 52	106 - 532 360
COD _{Mn} , (mg/l) Medelvärde	7 - 14 10	10 - 23 18	3,7 - 13 7	0,4 - 1,5 0,7

Resultat - kemisk fällning

Med syfte att undersöka huruvida behandling i bioreaktor påverkar ett efterföljande fällningssteg genomfördes i Sotenäs laborieförsök med kemisk fällning. Försöken utfördes i två-liters bägare med utrustning för standardiserad inblandning och flockning. Vattnet sedimenterades under 20 minuter och filtrerades därefter genom dubbla filterpapper för att efterlikna den avskiljning som ett snabbfilter ger.

Av denna studie framgår att bl. a. vattentemperaturen har stor betydelse för framförallt effekten av kemisk fällning (se fig.17).

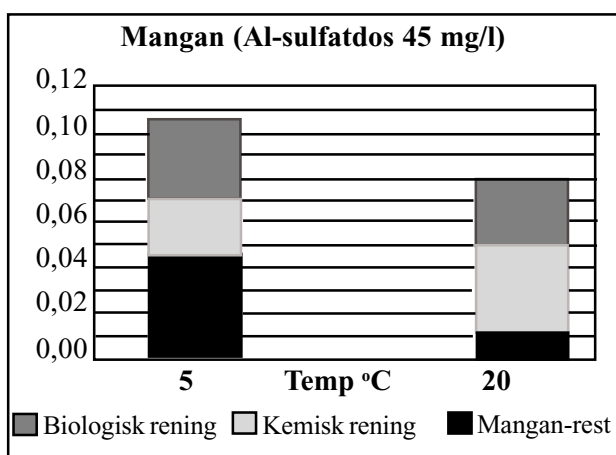


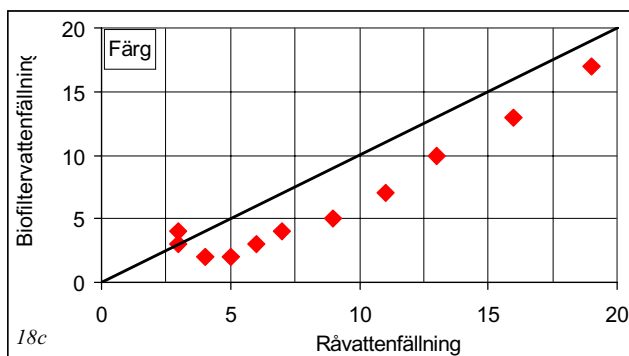
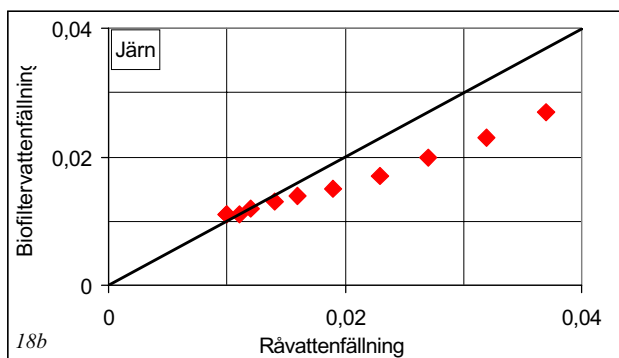
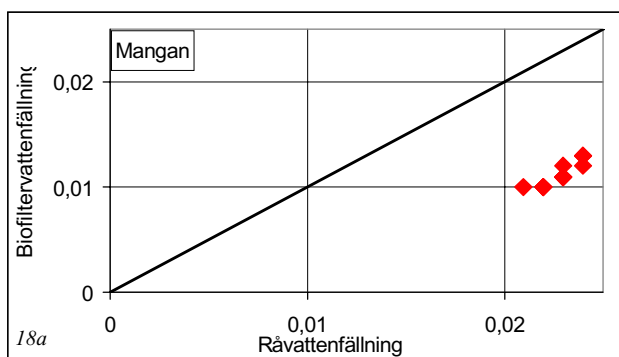
Fig. 17. Fällningsförsök i Sotenäs. Manganavskiljning uppdelat på biologisk respektive kemisk andel vid varmt och kallt vatten i absoluta tal, Mn mg/l.

Fällningsförsöken visar att olika komponenter avskiljs optimalt vid olika pH-värden. Det konstaterades en mycket tydlig skillnad mellan exempelvis mangan, som avskiljs bäst vid högre pH, och organiskt material, som avskiljs bäst vid lägre pH. Beträffande parametrarna färg, grumlighet och aluminium så ligger optimalt pH i varmt vatten kring pH 6, eller strax under. Och i kallt vatten strax över pH 6.

Det gjordes även en jämförande studie av kemisk fällning av obehandlat råvatten respektive biologiskt behandlat vatten. Dessa försök visade att flera vattenkomponenter avskiljs effektivare om råvattnet undergår en biologisk behandling före kemisk fällning. Detta gäller framförallt mangan, i viss mån även järn, färg och grumlighet. Beträffande organiskt material, mätt som COD eller UV-absorbans, syns däremot ingen skillnad.

Resultaten för dessa sex parametrar redovisas i diagramserien (se fig. 18 a - f) nedan. Diagramserien visar en jämförelse mellan olika komponenters avskiljning i obehandlat råvatten respektive biologiskt förbehandlat råvatten (Al-sulfatdos 53 mg/l, pH 5,5 - 6,75).

Diagrammen ska tolkas enligt följande: Om värdena för det biologiskt förbehandlade vattnet sammanfaller med den heldragna linjen, så föreligger ingen skillnad mellan biologiskt och ej biologiskt behandlat vatten. Om värdena ligger under den heldragna linjen är det till fördel för det biologiskt behandlade vattnet.



Resultat - Bioreaktorer

De försök som redovisas i denna rapport visar på god manganavskiljning i bioreaktorerna, även vid tillfälliga toppar med mycket höga manganhalter i råvattnet. Samtliga reaktorkonstruktioner har fungerat beträffande manganavskiljning. Genom biologiska och kemiska processer oxideras löst mangan till brunsten som sedan avskiljs genom filtrering och/eller backspolning av bioreaktorn.

Referensreaktorer (RR)

Alla referensreaktorerna (RR) kom snabbt igång. Redan vid analyserna av de första proven från vatten efter reaktorerna konstaterades en liten minskning av mangan. Sedan ökade effektiviteten under de följande månaderna. Diagramserien (fig. 19 a - d) nedan visar manganhalten i råvattnet samt efter referensreaktorn i respektive kommun.

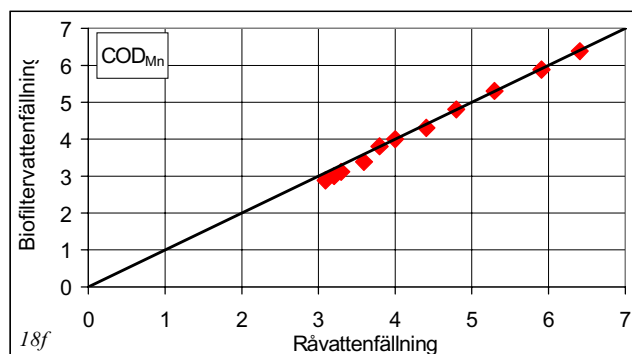
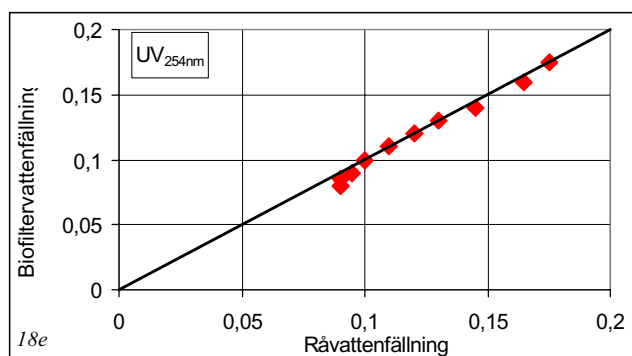
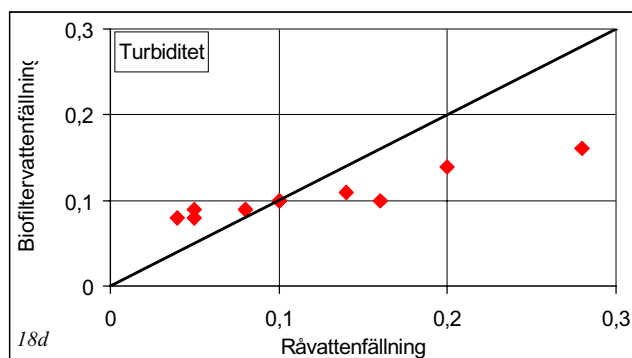
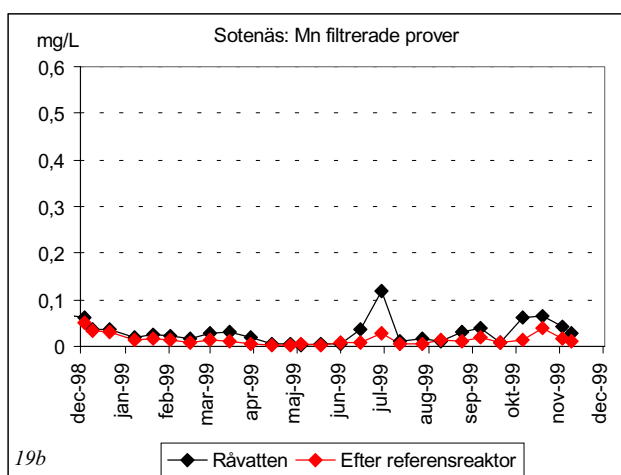
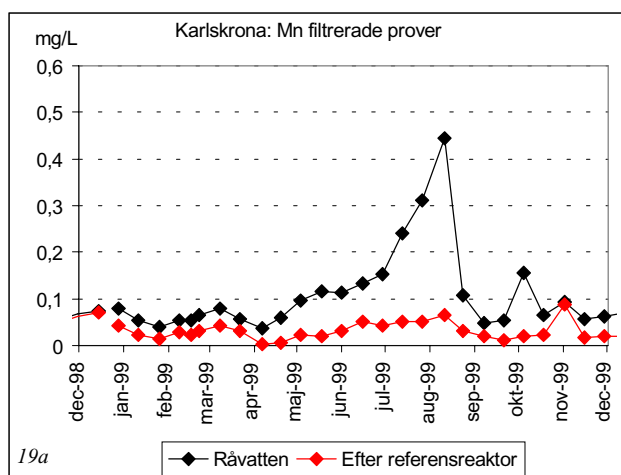


Fig. 18, Diagramserie, fällning. Jämförelse mellan olika komponenters avskiljning i obehandlat råvatten respektive biologiskt förbehandlat råvatten (Al-sulfatdos 53 mg/l, pH 5,5 - 6,75).



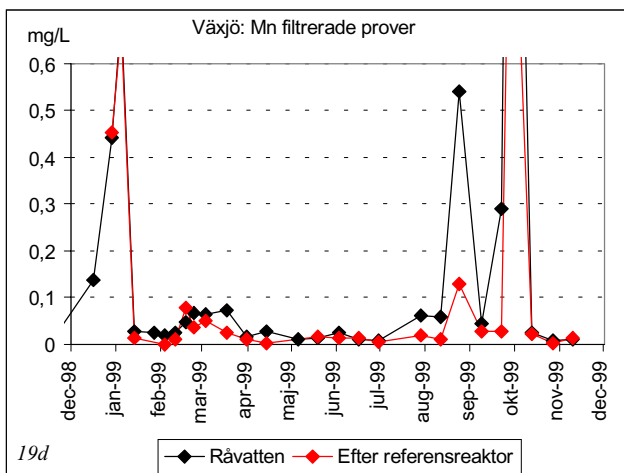
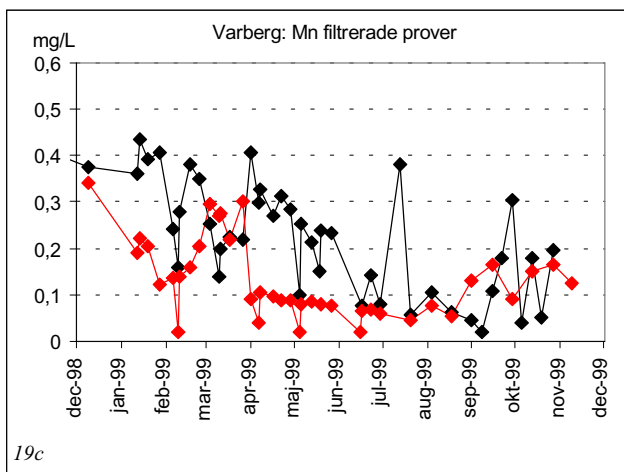


Fig. 19, Manganhalt i råvatten och efter referensreaktorn i respektive kommun.

Befintliga reaktorer (BR)

Diagramserien (fig. 20a - d) nedan visar manganhalten i befintliga reaktorer samt i förekommande fall efter kemisk fällning/filtrering eller efter enbart filtrering.

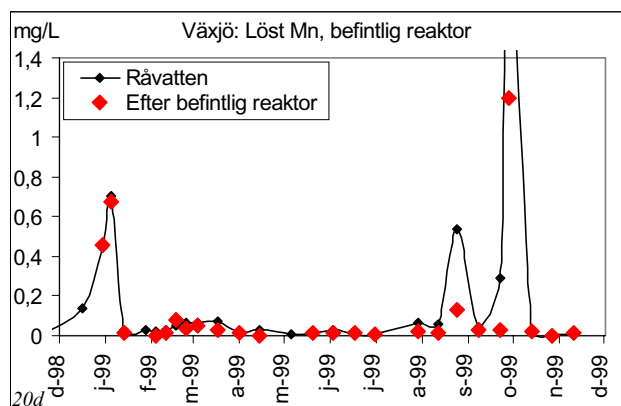
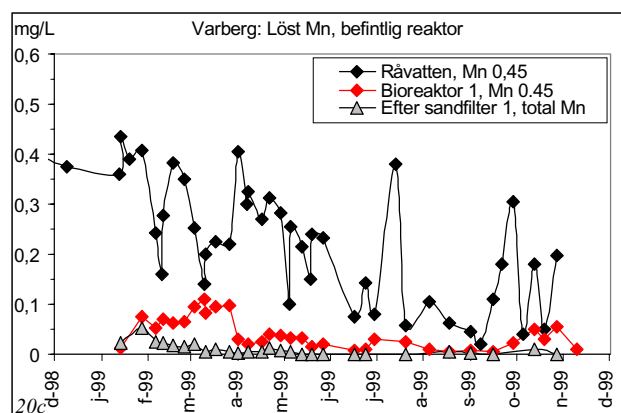
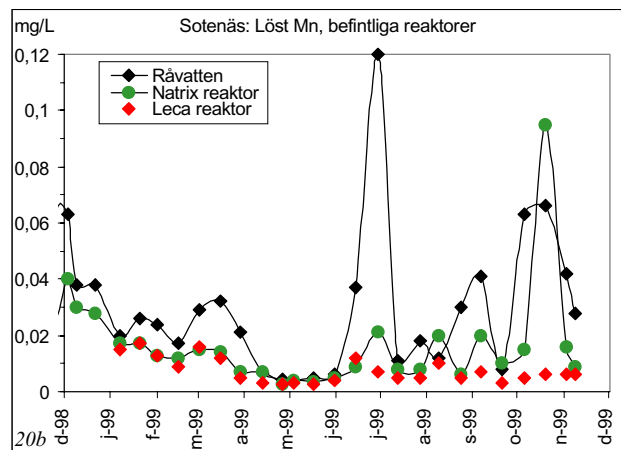
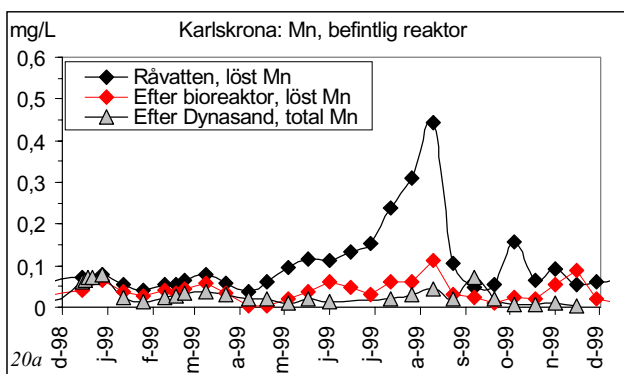


Fig. 20, Manganhalt i befintlig reaktor i respektive kommun samt efter fällning/filtrering i Karlskrona och efter filtrering i Varberg.

Manganavskiljningen i reaktorerna står i relation till halterna löst mangan i inkommande vatten vid samtliga försöksanläggningar. Ju högre manganhalt, desto bättre "verkningsgrad".

De olika reaktortyperna gav dock olika resultat. I de flesta fall, utom i Varberg, ser referensreaktorn ut att vara något mer effektiv än kommunernas

egna reaktorer. Vid en mera generell jämförelse mellan olika reaktortyper i Sotenäs framkom att Leca-reaktorn visade sig ge bästa avskiljning av löst mangan (se fig. 21). Skillnaderna i effektivitet mellan olika reaktortyper beror sannolikt på bärrarmaterialets specifika area (se tabell 2) och porstorlek. Alla bärrarmaterial av plast har relativt öppna porstrukturer medan Leca-materialet har mindre porstorlek.

Tabell 2, Olika bärrarmaterial, specifik area och densitet.

Bärrarmaterial	Specifik area	Densitet
BioFlow 30	320 m ² /m ³	1,05 g/cm ³
Natrix C	280 m ² /m ³	1,25 g/cm ³
Leca filtralite HC	1240 m ² /m ³	1,26 g/cm ³
Kaldnes	500 m ² /m ³	0,96 g/cm ³

Organiskt material och järn

Frånsett mangan sker ingen nämnvärd avskiljning av andra ämnen med undantag för Varberg som redovisar en betydande minskning av AOC. En tänkbar förklaring till det senare är att det organiska material som finns i Varbergs grundvatten, jämförelsevis, har en helt annan sammansättning med hög andel lågmolekylära och lätt nedbrytbara organiska föreningar.

I bioreaktorerna upptäcktes ingen järnavskiljning. Redoxdata och pH indikerar att järnet var i trevärd form. Eftersom det inte finns något järn att oxidera och att reaktorerna har låg filtreringseffekt på kolloidalt material sker ingen järnavskiljning i bioreaktorerna.

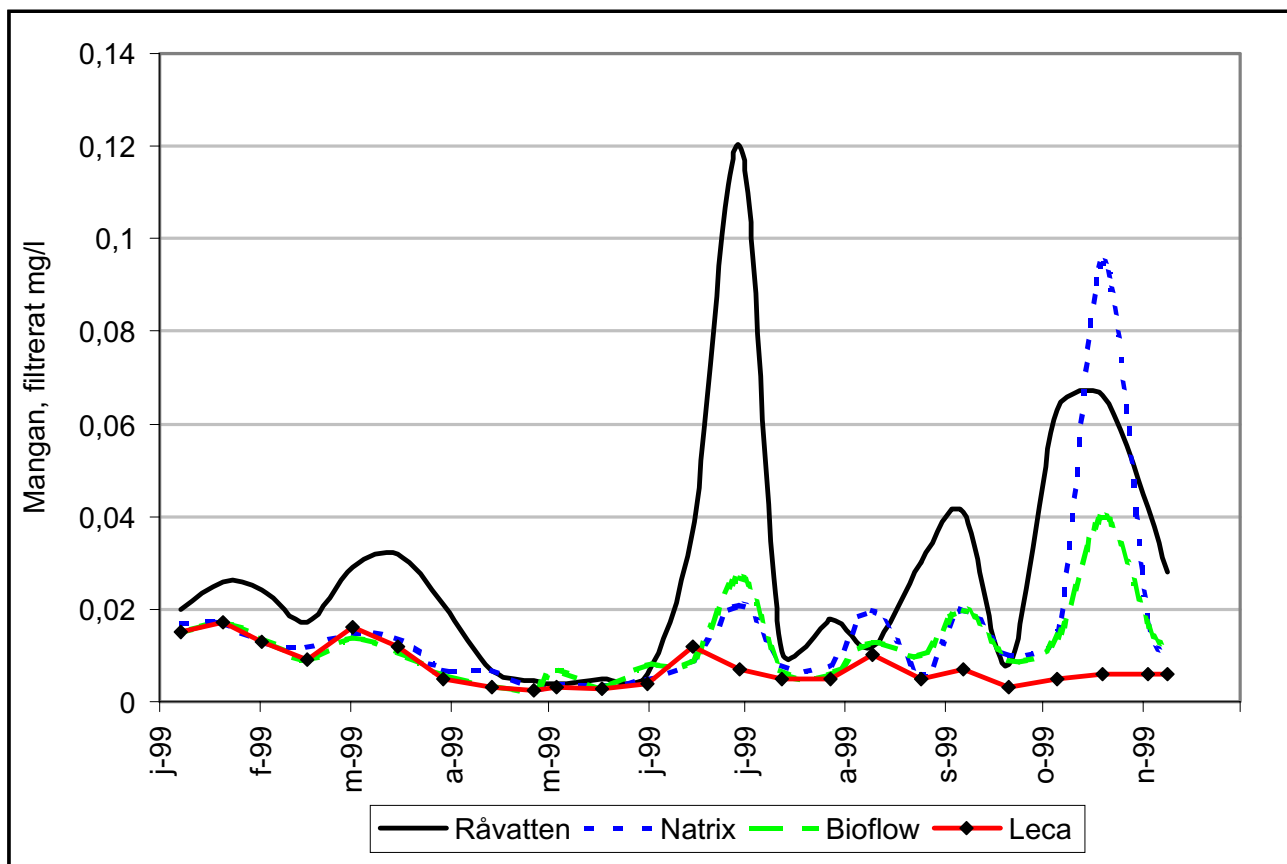


Fig.21, Manganhalt (filtrerade prover) före och efter respektive reaktor i Sotenäs.

Mikrobiologiska analyser

Studier av biofilm

Biofilmsprover samlades in från dels reaktorens bärarmaterial, dels från glasskivor i biofilmskassetterna. Proverna transporterades sedan i en skyddande vätska till laboratoriet, där biofilmen avlägsnades från bärare och glasskivor med hjälp av ultraljudsbehandling.

Vid vart och ett av de fyra provtagningstillfällena togs även vattenprov för analys av AOC, AODC m. fl. mikrobiologiska parametrar.

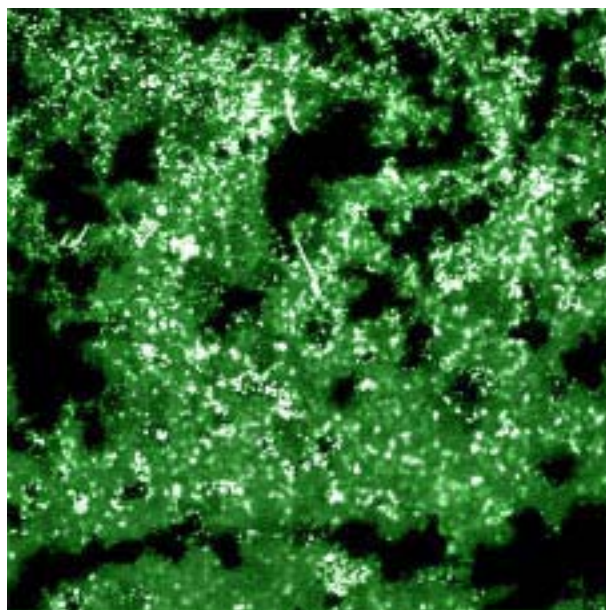
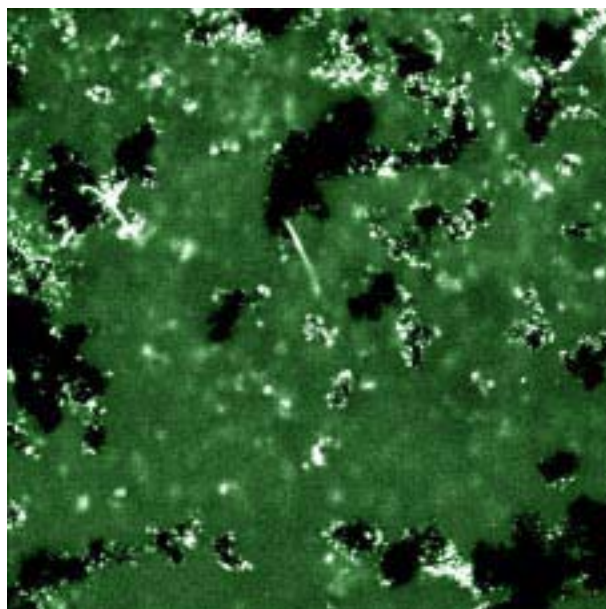
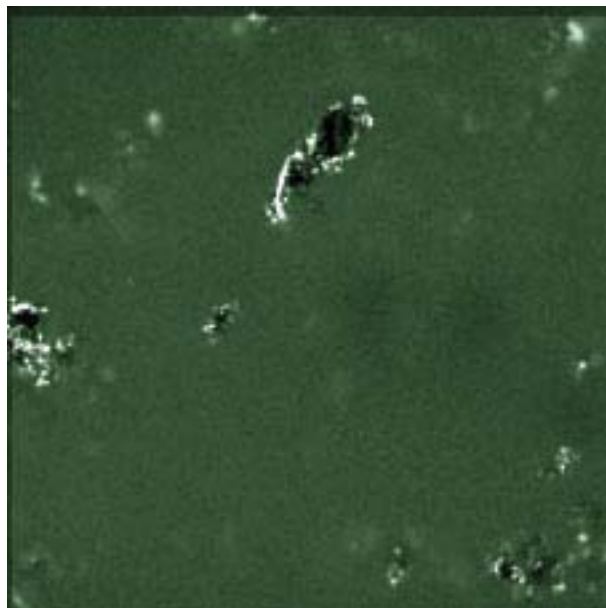
Mikroskopstudier av biofilm gjordes på små utskurna plastbitar från bärarmaterialet. Dessa plastbitar med biofilm stabiliserades och färgades för att slutligen fixeras i en formaldehydlösning. De behandlade plastbitarna lagrades vid 4 °C i avvaktan på undersökningar i konfokalmikroskop.

Konfokalmikroskopi är en teknik för undersökning av biofilm, t. ex. dess tjocklek och struktur. Konfokalmikroskopet arbetar med laserstrålning inom ett mycket snävt, men valfritt, skärpeområde inom vilken som helst del av en biofilm. Vill man studera ett visst skikt (djup) i en biofilm är detta möjligt utan att bilden störs av vare sig över- eller underliggande lager. Genom att "scanna" ett prov på olika nivåer kan man efter datorbearbetning erhålla en bild av biofilmens topografi.



Fig.22, Konfokalmikroskopet är ett avancerat instrument för studier och karaktärisering av biofilmer. I högerspalten ges exempel på bilder från en biofilm uppifrån och ned på "djupen" 3, 9 respektive 12 μ m.

Mikroskopbilder: Anna-Kerstin Thell.



Biofilmerna från försöksperioden visar tydliga skillnader mellan kommunerna både beträffande kommunernas egna "befintliga reaktorer" (BR) och de referensreaktorer (RR) som byggdes upp inför denna studie. Skillnaderna mellan biofilmerna från de befintliga reaktorerna är dock större, vilket beror på "längre livslängd", d. v. s. att de under längre tid formats av respektive vatten.

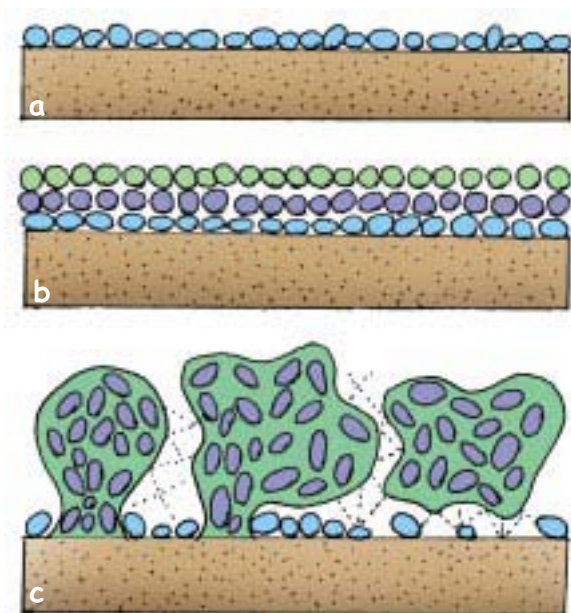


Fig.23, Biofilmsutveckling, princip. Från enskilda celler till utvecklad topografi.

Biofilmernas tjocklek

Utvecklade biofilmer kan ha en mycket ojämn topografi. Biofilmens tjocklek (μm) mäts därför alltid från biofilmens högsta punkt och ned till underlaget.

Tabell 3, Biofilmer, tjocklek och torrsvikt.

	Biofilm Tjocklek (μm)		Biofilm Torrsvikt mg/cm ²	
	RR	BR	RR	BR
Sotenäs	75	121	0,12	0,16
Karlskrona	89	202	0,10	0,18
Växjö	121	179	0,09	0,10
Varberg	150	141	0,27	0,43

Torr- och askvikt

För att kunna bestämma biofilmernas karaktär avseende t. ex. biomassa krävdes analys av torr- och askvikt.

Insamlat biofilmsmaterial filtrerades på förvägda glasfiberfilter som sedan torkades i en mikrovågsugn. När filtret kallnat vägdes det. För fastställande av askvikt förbrändes torkat biofilmsmaterial på filter, en timme vid 550 °C. Skillnaden mellan torr- och askvikt utgörs av biomassa och organiskt material.

Tabell 4, Biofilm, askvikt och biomassa/organiskt material i procent av torrsvikt.

	Biofilm Askvikt % av torrsvikt		Biofilm Biomassa och organiskt material % av torrsvikt	
	RR	BR	RR	BR
Sotenäs	36	48	64	52
Karlskrona	37	37	63	63
Växjö	31	42	69	58
Varberg	52	62	48	38

Totalantal mikroorganismer

Biofilm som avlägsnats från bärmaterialet filtrerades på ett Nucleporefilter. Cellerna på filtret färgades med Acridine Orange. I de fall provet innehöll utfällningar tillfördes 0,2-procentig oxalsyra före filtrering. Mikroorganismerna räknades sedan i ett epifluorescens mikroskop vid hundra gångers förstoring.

Tabell 5, Totalantal bakterier respektive kolonibildande enheter (CFU).

	Biofilm AODC 10 ⁷ /mg torrsvikt		Biofilm CFU 10 ⁴ /mg torrsvikt	
	RR	BR	RR	BR
Sotenäs	6	4	144	13
Karlskrona	10	200	13	138
Växjö	5	69	51	151
Varberg	3	3	32	6

Tabell 6, CFU och AODC i vatten. Kvoter ”Efter reaktorer/råvatten” som medelvärden av alla provtagningarna. En kvot under 1 visar således att parametern minskar efter reaktorn.

	Sotenäs		Karlskrona		Växjö		Varberg	
	RR	BR	RR	BR	RR	BR	RR	BR
CFU	11,8	4,5	7,5	2,0	8,7	1,1	0,5	0,7
AODC	1,0	0,9	0,8	0,8	1,0	0,8	0,8	1,2

Användningen av bioreaktorer innebär att antalet mikroorganismer totalt sett ökar i vattenverkens reningssystem. Det är därför viktigt att mäta om antalet mikroorganismer ökar också i det behandlade vattnet. Det är intressant att passagen genom reaktorn i de flesta fall (utom i Varberg) leder till ett ökat antal CFU i vattnet, medan totalantalet bakterier (AODC) inte ökar utan snarare ser ut att minska något (se tabell 6).

”Odlingsbarheten” av mikroorganismer är högre i prover från reaktorerna jämfört med råvattnet. På alla platser utom Varberg ökade också den odlingsbara fraktionen (CFU/AODC) markant i vattnet efter reaktorerna jämfört med råvattnet. Denna förändring indikerar att antingen medför passagen genom reaktorn att de mikrober som finns i råvattnet blir lättare att odla, eller så har resultatet påverkats av att ”lättodlade” mikroorganismer lossnat från biofilmen.

Till skillnad från de andra kommunerna är odlingsbarheten av CFU i Varberg högre i prov från råvattnet än i prov från reaktorn och i vattnet efter reaktorn. En möjlig förklaring till detta faktum är att den låga tillväxthastigheten hos de många manganoxiderare som finns i bio-filmerna (men inte i råvattnet) ger ett lågt CFU.

Biofilmer i befintliga reaktorer (BR)

Beträffande biofilmerna i kommunernas egna reaktorer (BR) kan sammanfattningsvis konstateras att:

Bioreaktorn i Sotenäs har förhållandevis tunn biofilm, med lågt totalantal bakterier, men med hög andel manganoxiderare.

Biofilmerna från Karlskrona är tjocka, med högt totalantal bakterier men med jämförelsevis låg andel manganoxiderare, liksom låg askvikt.

Växjös biofilmer är tunnare och har lägre torrsvikt och färre totalantal bakterier än Karlskrona. Värdena för askvikt och andel manganoxiderare är relativt låga.

Biofilmer från BR Varberg har i särklass högst torr- och askvikt, men lägst totalantal mikroorganismer per mg torrsvikt. Detta beror på att biofilmerna i Varberg innehöll mera oorganiskt material jämfört med övriga.

Biofilmer i referensreaktorer (RR)

Biofilmerna i referensreaktorerna är generellt tunnare än de i befintliga reaktorer med undantag för Varberg. Skillnaderna bestod under hela försöksperioden. Mellan den första och andra provtagningen ökade biofilmernas tjocklek i samtliga referensreaktorer, därefter noterades ingen generell trend utan tjockleken varierar.

Generellt har biofilmerna i referensreaktorerna lägre totalantal bakterier per mg. torrsvikt. Olikheterna i totalantal mellan vattenverken beror på olika biologiska förutsättningar i de olika reaktorerna. Här spelar råvattnet in, men också de hydrauliska förutsättningarna i reaktorn. Det är inte möjligt att här mer precist skilja på olika faktorer inverkan på en så allmän parameter som totalantal bakterier. De allmänna biofilms-egenskaperna visar heller ingen direkt korrelation till manganreningen, det vill säga hur effektiv manganavskiljningen är. De biofilmer som har utvecklats i bioreaktorerna har trots sina skillnader ändå lyckats att i stort sett halvera råvattnets innehåll av löst mangan.

Manganoxiderande mikroorganismer

Förmågan att oxidera Mn^{2+} finns hos många olika mikroorganismer, såväl svampar som bakterier. Manganoxiderande mikroorganismer upptäcktes i alla prover. Mekanismerna för manganoxidation är emellertid ännu oklara. Mn^{2+} kan avskiljas i reaktorn genom både adsorption och biologiska processer och det är möjligt att det är en samverkan mellan dessa båda processer som ger effekt. Kanske kan biologisk oxidation initialt ge upphov till utfällningar av MnO_2 som i sin tur kan adsorbiera Mn^{2+} . Eftersom det finns mikroorganismer som kan oxidera adsorberat Mn^{2+} finns det möjligheter för mikroorganismerna att komma in även i detta steg.

Analys av manganoxiderare och andra kolonibildande mikroorganismer (CFU) sker genom odling på ett valt medium i en bestämd miljö. Beträffande analysen av Mn-oxiderare i detta projekt så applicerades biofilm- och vattenprov på agarplattor med bestämd näringslösning. Agarplattorna placerades i mörker vid 20 °C och efter en respektive tre månaders odlingstid räknades Mn-oxiderare som bruna kolonier. De manganoxiderare som uppträder efter en månads odlingstid benämns ”snabbväxande”.

Tabell 7, Biofilm, antal manganoxiderande mikroorganismer.

	Biofilm Manganoxiderande mikroorganismer 10 ⁴ /mg torrsvikt	
	RR	BR
Sotenäs	1,9	2,6
Karlskrona	0,4	1,3
Växjö	0,3	3,4
Varberg	1,7	0,3

Antalet manganoxiderande kolonier i ett prov är oftast litet, varför det är svårt att dra bestämda slutsatser om kvantitativa skillnader mellan de olika reaktorerna. Det resonemang som förs nedan är därför av mer kvalitativ art samt utifrån manganoxiderarnas andel av totalantalet CFU.

Andelen ”snabbväxande” manganoxiderare av antalet CFU i prover från referensreaktorerna (RR) var högst i Karlskrona och minskar sedan successivt i ordningen Karlskrona, Sotenäs, Växjö och Varberg. Detta speglar dock inte råvattnets ”medelinnehåll” av mangan som har motsvarande inbördes förhållande Varberg, Karlskrona, Växjö och Sotenäs. Merparten av de manganoxiderare som framträdde efter en månads odlingstid utgjordes av filamentbildande mikroorganismer (t.ex. mögel eller aktinomyceter). Efter tre månaders odlingstid ökade dock andelen andra bakterieliknande manganoxiderare. Vilken av dessa typer manganoxiderare som är effektivast framgår inte av denna studie. För att klargöra den frågan behövs detaljstudier av organismerna och deras enzymer med mera.

Skillnaden mellan andelen manganoxiderare av CFU efter en, respektive tre månaders odlingstid var påfallande stor i Varberg. En spekulation kan vara att denna skillnad mellan olika typer manganoxiderare beror på det faktum att Varbergs råvatten har relativt lågt innehåll av organiskt material, men höga halter mangan, och att de långsamväxande manganoxiderare som förekommer här är beroende av manganoxidation som energigivare till metabolism och tillväxt. Hos de andra kommunernas råvatten är halterna organiskt material högre och de manganoxiderare som upptäcktes där kan vara sådana som istället för mangan använder organiskt material som energikälla, men som samtidigt kan oxidera mangan ändå, vilket möjliggör ”avgiftning” av miljöer med höga Mn^{2+} -halter.

Det var genomsnittligt ungefär lika stor andel manganoxiderande filamentbildare jämfört med andra bakterier i samtliga reaktorer, d. v. s. i såväl BR som RR, alltså tycks det inte ske en utveckling mot endera eller andra typen av manganoxiderare med tiden.

Återväxt av biofilm (biologisk stabilitet)

Återväxt av biofilm studerades genom undersökning av biofilmstillväxt på glasskivor, placerade i biofilmskassetter. Glasskivorna exponerades för behandlat vatten i tvåmånadersintervall varefter de togs bort för analys och ersattes av nya glas som analyserades vid efterföljande provtagnings- och analysstillfälle. Några glas exponerades under hela

försökstiden. Dessa mätningar visar att denna biofilm initialt bestod av organiskt material utom i Varberg där oorganiskt material ackumulerats redan vid provtagningen i början av försöket. I Sotenäs och Karlskrona var återväxtpotentialen relativt jämn under året. I Växjö ökade speciellt det oorganiska materialet i dessa biofilmer efter augustiprovtagningen. Detta kan bero på höga mangankoncentrationer i Växjö råvatten under september och oktober. Även om manganreduktionen i Växjö var effektiv under denna period var totalkoncentrationen av Mn_{tot} hög i vattnet efter reaktorerna i oktober (BR 0,15 - 1,7 mg/l; RR 0,065 - 1,3 mg/l).



Fig. 24, provtagning biofilm från kassett.

Antalet bakterier i "återväxt-biofilmen" ökade också under denna period men detta verkar inte bero på mer organiskt material i vattnet.

Per tidsenhet blir cellackumuleringen oftast snabbare på nyinsatta glas ju längre tid testkassetterna har varit inkopplade. Detta kan bero på att slangar och andra angränsande ytor "uppsröms" har blivit mer koloniserade av "återväxtbiofilmer" ju längre tiden gått. Från

dessa ytor kan bakterier spridas till nya ytor som sätts in i systemet. Samma tendens till en snabbare ackumulering med tiden syns emellertid inte i mätningar av torrsvikt i dessa biofilmer. Vad denna skillnad beror på är oklart.

Ytor som exponerats under hela provtagningsperioden visar att efterväxtpotentialen var något högre i Växjö än de övriga kommunerna. Bioreaktorerna ser inte ut att påverka efterväxten varför det är viktigt att andra vattenreningssteg minskar det organiska materialet så att efterväxten i distributionsnätet inte ökar.

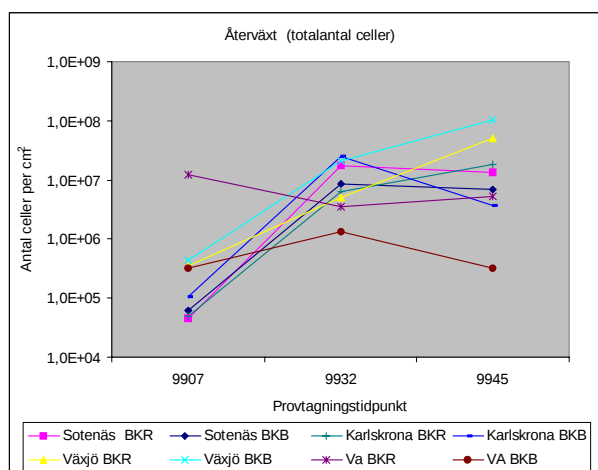


Fig. 25, Återväxt totalantal celler. "BKR" = Biokassett efter RR, "BKB" = Biokassett efter BR. Med undantag för Varberg RR följde återväxten i alla försöksanläggningar i stort sett samma mönster fram till provtagningen vecka 32 - 1999, därefter varierade utvecklingen.

De vattenreningssteg (fällning och filtrering) som görs efter bioreaktor reducerar efterväxtpotentialen vid de anläggningar (Sotenäs och Karlskrona) där detta har studerats.

Vid provtagningen i slutet av försöksperioden undersöktes stabiliteten av "återväxtbiofilmen" på kassettglaset. Resultaten visar att en tjock biofilm lättare lossnar från ytan. Detta är ett förväntat resultat, som tydligt visar att tjocka biofilmer löper större risk att lossna och komma ut i det distribuerade vattnet där det kan ge upphov till olika problem.

Resultat - lukt

I Karlskrona kommun genomfördes lukttest av helt färdigbehandlat vatten från försöksanläggningen och från ordinarie produktion. Försöket utfördes som blindtest med fem till sex försökspersoner, utbildade för detta ändamål.

Lukten karaktäriserades av de flesta deltagarna som jord-liknande. Som framgår av nedanstående diagram så upplevdes det biologiskt behandlade vattnet som betydligt bättre, d. v. s. mindre lukt, än vattnet från ordinarie produktion. Detta förhållande gäller för såväl kalla som varma vattenprover.

Lukt antas i väsentlig grad påverkas av små organiska molekyler. En tänkbar förklaring till det förbättrade resultatet för biologiskt behandlat vatten är därför att dessa små organiska molekyler antingen absorberas i biofilmen, eller används (bryts ned) av biofilmens mikroorganismer. Bioreaktorens möjliga påverkan på dessa molekyler ger emellertid inget utslag i så grova parametrar som DOC, TOC, COD_{Mn}.

Dimensioneringsaspekter

Syftet med föreliggande projekt var att inhämta kunskap och värdera tillämpningsmöjligheter kring biologisk behandling av råvatten. Avsikten var att med biologisk behandling åtföljt av andra processteg söka optimera processlösningar för att dels nå hög dricksvattenkvalitet med låga resthalter mangan, järn och organiskt material, dels dimensionera den biologiska processen.

I en biologisk reaktor omvandlas/oxideras oorganiska ämnen samtidigt som lättillgängligt organiskt material byggs in i den biologiska tillväxten. Den samlade mängden av denna produktion kan i form av suspenderat material mer eller mindre avskiljas i reaktorn eller i efterföljande separationssteg. Dessa processteg kan utgöras av kemisk fällning inklusive sedimentering/flotation och filtrering eller av endast filtrering i sand- eller kolfilter, alternativt membranfilter av olika slag.

De befintliga försöksreaktorerna (BR) vid respektive vattenverk var olika utformade och använde

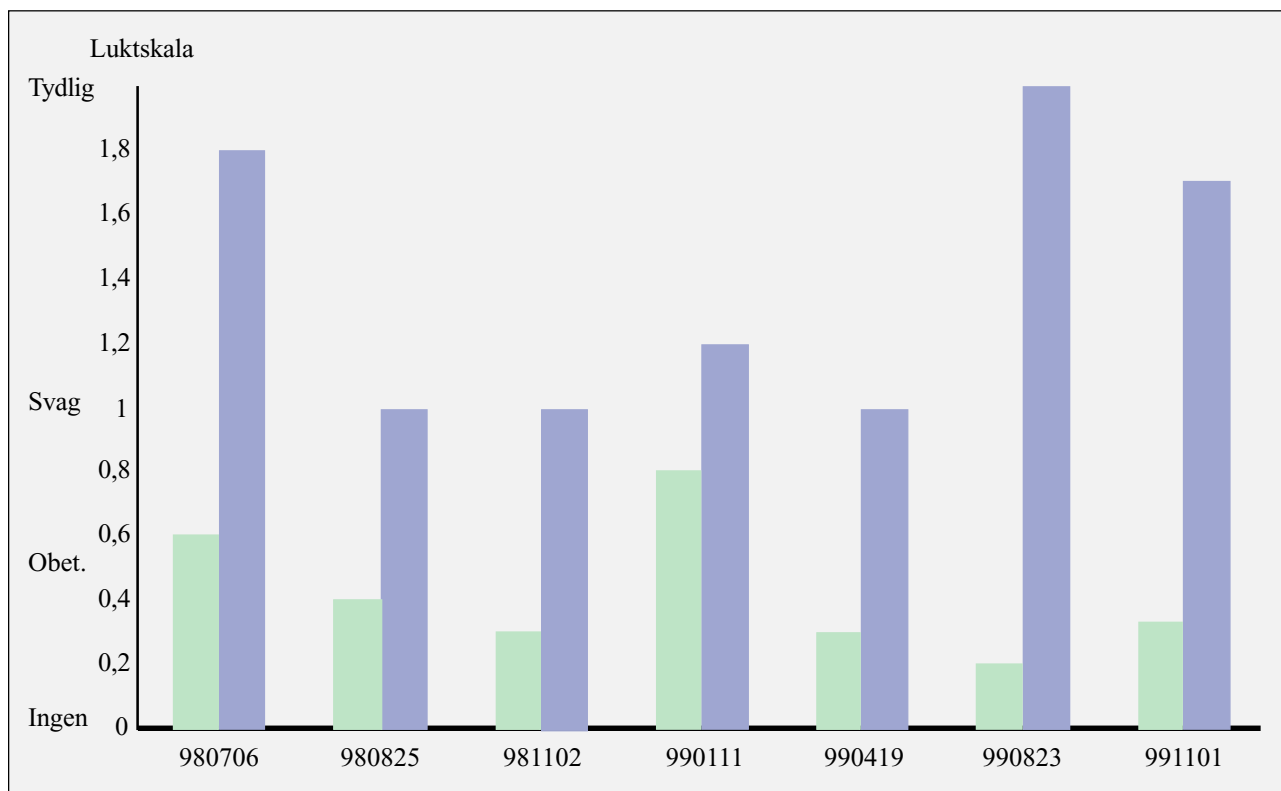


Fig.26, Lukttest. Genomsnittsresultat av testpanelens bedömningar.



Lukt på varmt kemiskt fällt vatten vid biologisk behandling före fällning.



Lukt på varmt kemiskt fällt vatten i ordinarie produktion.

olika bärrmaterial, vilket försvårade en direkt jämförelse. Ett generellt resultat är dock att en totalomblandad reaktor med Kaldnes-material lämnar ifrån sig mera suspenderat material än en pluggflödesreaktor med Bioflow-material. Det suspenderade materialet överförs till efterföljande kemisk process och avskiljs där.

I en pluggflödesreaktor avskiljs materialet inne i reaktorn, vilken således måste störttappas alternativt backspolas beroende på valet av bärrmaterial. De relativt stora och öppna typerna av bärrmaterial, Natrux och Bioflow, kan störttappas medan mindre Leca-material måste backspolas.

Skillnaden i avskiljningseffekt mellan en totalomblandad reaktor med Kaldnes-material och en

pluggflödesreaktor med Bioflow-material visas i fig. 27. De båda diagrammen visar tydligt hur effektiva olika reaktorer är i avskiljningsförmåga. I pluggflödesreaktorn, där bärrmaterialet ligger stilla, sker avskiljningen av bildat partikulärt material huvudsakligen i reaktorn. I diagrammen framgår detta genom att kvoten mellan utgående och ingående halter partikulärt material är lägre än 1. För den totalomblandade reaktorn syns en tydlig produktion som alltså måste avlägsnas i efterföljande processer. Motsatt är situationen för en pluggflödesreaktor, vilken dock med jämna tidsintervall måste rengöras genom spolning. För båda reaktortyperna ser man att löst mangan oxideras eftersom kvoten C/C_0 är mindre än 1.

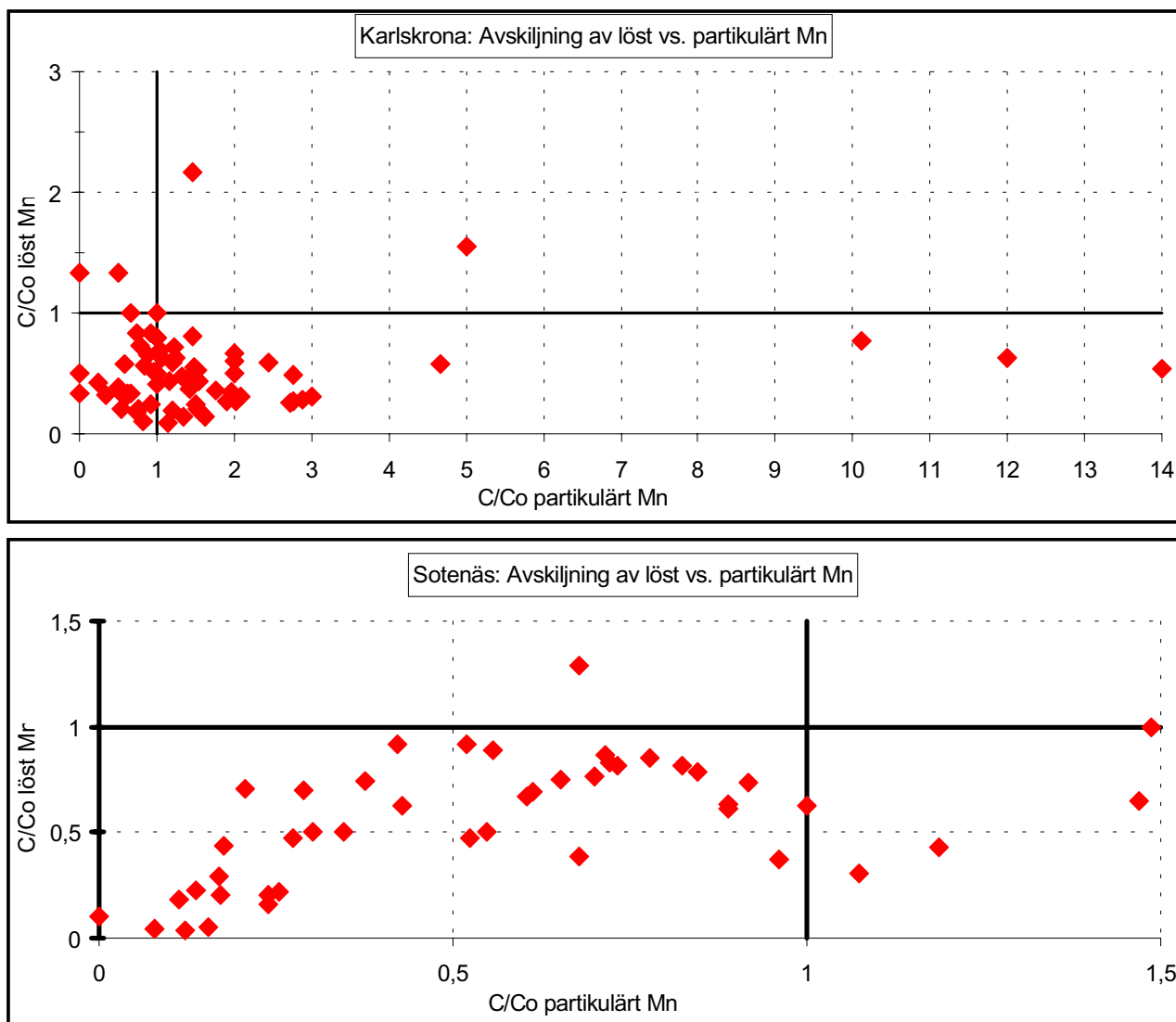


Fig.27, Jämförelse mellan Sotenäs pluggflödesreaktor och Karlskrona totalomblandad reaktor.

Resultat - Kort sammanfattning

Uppehållstider

Olika reaktorer har studerats vid olika kontakt- eller uppehållstider och därmed också för olika filtreringshastigheter. Bioflow-reaktorn som också varit referensreaktor har hela försöksperioden haft kontakttiden 60 minuter.

I Sotenäs har en Natrix-reaktor drivits med uppehållstiden 40 minuter och visat något sämre resultat än den nära nog lika referensreaktorn. Dock är Natrix-reaktorn något smalare, vilket kan inverka negativt beroende på ”väggeffekter”.

I Sotenäs studerades även Leca-reaktorn vid uppehållstider från 30 minuter ned till 15 minuter utan ökad manganhalt i utgående vatten.

I Varberg studerades Natrix-reaktorer vid långa uppehållstider, 1,5 och 3 timmar och med efterföljande sandfilter. Det visade sig vara stor skillnad i avskiljningsgrad mellan befintlig pilotanläggning (med filter) och enbart referensreaktor.

De totalomblandade reaktorerna i Karlskrona och Växjö har drivits med relativt långa kontakttider, 1 till 2 timmar. Även om reduktionen av totalt mangan är förhållandevis låg, så är det mangan som lämnar reaktorn filtrerbart.

Studien av olika reaktors dimensionering med hänsyn till optimal eller minsta möjliga uppehållstid eller högsta filtreringshastighet är dock ofullständig i detta projekt. Trots det kan ändå konstateras att det verkar som om pluggflödesprincipen kan utformas med kortare uppehållstider än totalomblandade reaktorer.

I pluggflödesreaktorer med relativt stora öppna plastbärarmaterial bör uppehållstider på mellan 30 och 60 minuter vara tillräckligt för att uppnå manganoxidation och överföring av löst mangan till utfällt partikulärt mangan. För pluggflödesreaktorer med annat och mindre bärarmaterial kan samma effekt uppnås med kortare uppehållstider.

För att utröna optimala uppehållstider krävs dock ytterligare studier vid aktuell anläggning och med det råvatten som används där.

Relaterat till projektets syften så har flertalet frågeställningar besvarats. Dessa kan i punktform sammanfattas enligt följande:

- Biologisk behandling av råvatten i bioreaktorer leder till att mangan oxideras och överförs till avskiljbar form även med relativt korta uppehållstider. Avskiljning kan ske på flera olika sätt med konventionell teknik.
- Trots skilda vattenkvaliteter klarade bioreaktorerna i samtliga fyra kommuner att avskilja löst mangan.
- Effektiviteten i manganavskiljningen ökade med stigande manganhalt i råvattnet.
- Ingen vattenkemisk parameter visade sig ha något avgörande inflytande på manganreduktionen i bioreaktorerna.
- Valet av bärarmaterial har betydelse för effektiviteten i manganavskiljningen, vilket i sin tur är kopplat till bärarmaterialets specifika area och porstorlek.
- Behandling i bioreaktor förbättrar vattnets lukt.
- Projektet har gett en viktig första, relativt översiktlig bild av mikrobiologin i utvecklade biofilmer. Men för att bättre förstå den biologi som nyttjas vid vattenrening krävs mera detaljerade undersökningar. Speciellt intressant är sambanden mellan kemisk och biologisk manganoxidation, mikroorganismernas påverkan på lukt- och smakämnen samt naturligtvis allmänt bättre kunskap om biofilmernas roll beträffande efterväxt.



Fig. 28, Råvatten som behandlas i bioreaktor ger ett dricksvatten som luktar godare - en av flera betydelsefulla slutsatser från detta projekt.

Mer att läsa

Mer att läsa:

Litteraturen inom detta område är omfattande. Nedan lämnas några exempel på litteratur. Var och en av rapporterna ger ytterligare hänvisningar för den intresserade läsaren.

Sammanställningsrapporter:

Frycklund, C. (1992). *Artificial Groundwater Recharge-State of the Art*. VA-FORSK, Rapport nr 1992-04.

Horkeby, G. (1993). *Järn-och manganavskiljningsmetoder för dricksvatten- En litteraturstudie*. Publikation 3:93 Institutionen för vattenförsörjnings-och avloppsteknik, Chalmers tekniska högskola.

Artiklar:

Hedberg, T., Wahlberg, T. (1998). *Upgrading of Waterworks with a New Biooxidation Process for Removal of Manganese and Iron*. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 37, Nr. 9, sida 121-126.

Heinicke, G., F. Persson, T. Hedberg and M. Hermansson (2000) *Biological pre-treatment for improved removal of manganese in chemical drinking water treatment*. Proceedings of the 9th Gothenburg on chemical water and wastewater treatment, October 2 - 4, Istanbul, p.201-210.

Heinicke, G., F. Persson, T. Hedberg, S. Eken-dahl, A-K, Thell and M. Hermansson (2000) *Experiments with biological removal of Iron and Manganese at four Swedish waterworks*, *Conf. Proc. IV international conference Water supply and water quality*, Krakow, Polen 11-13/9 - 2000, p 737-748