

Reduktion av naturligt organiskt material och mikroorganismer i konstgjord grundvattenbildning

Del 2: Försök i kolonn- och pilotskala med natursand och järnoxidtäckt olivinsand

*Dan Berggren Kleja, Per-Olof Johansson,
Julia Skarbinski, Jon Petter Gustafsson*



Svenskt Vatten Utveckling

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

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

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvatten
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

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

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

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

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

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Reduktion av naturligt organiskt material och mikroorganismer i konstgjord grundvattenbildning – Del 2: Försök i kolonn- och pilotskala med natursand och järnoxidtäckt olivinsand
Title of the report:	Reduction of natural organic matter and microorganisms in artificial ground-water recharge – Part 2: Experiments in column and pilot scales with filter sand and iron oxide coated olivine sand
Rapportens beteckning Nr i serien:	2009-06
Författare:	Dan Berggren Kleja, SLU; Per-Olof Johansson, Artesia Grundvattenkonsult AB; Julia Skarbinski, Eskilstuna Energi & Miljö; Jon Petter Gustafsson, KTH
Projekt nr:	24-120 del 2
Projektets namn:	Avskiljning av naturligt organiskt material och patogener i konstgjord grundvattenbildning – försök i kolonn och pilotskala med natursand och järnoxid-täckt olivinsand
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Eskilstuna Energi & Miljö, North Cape Minerals AB, Artesia Grundvattenkonsult AB
Rapportens omfattning Sidantal: Format:	54 A4
Sökord:	Dricksvatten, organiskt material, konstgjord grundvattenbildning, reaktiv filtersand, ozonering, järnoxidbelagd olivinsand
Keywords:	Water treatment, natural organic matter, artificial groundwater recharge, ozonation, iron oxide coated olivine sand
Sammandrag:	Försök i kolonn och pilotskala visade att avskiljningen av naturligt organiskt material avsevärt kunde förbättras genom ett 30 cm skikt av järnoxidbelagd olivinsand. Förozonering ökade avskiljningen ytterligare.
Abstract:	Experiments in column and pilot scales showed that removal of natural organic matter increased significantly by adding a layer of 30 cm iron oxide coated olivine sand. Ozonation further improved the performance.
Målgrupper:	VA-ansvariga, tillsynsmyndigheter, forskare, VA-konsulter
Omslagsbild:	Omslagsbild: lordaningställande av försöksytor med järnoxidbelagd olivinsand i infiltrationsbassäng. Foto: Per-Olof Johansson
Rapporten:	finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2009
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Föreliggande rapport är den andra inom VA-Forsk projektet 24-120 ”Avskiljning av naturligt organiskt material och patogener i konstgjord grundvattenbildning – försök i kolonn och pilotskala med natursand och järnoxidtäckt olivinsand”. Projektet har varit ett samarbete mellan Sveriges Lantbruksuniversitet, KTH, Artesia Grundvattenkonsult AB, Eskilstuna Energi och Miljö, Göteborgsregionens kommunförbund, Göteborgs VA-verk och North Cape Minerals. Den övergripande målsättningen med projektet var att undersöka den mikrobiologiska säkerheten och avskiljningen av naturligt organiskt material i den omättade zonen i konstgjord grundvattenbildning.

Projektet bestod av två delprojekt. Måns Lundh (Göteborgsregionens kommunalförbund) har varit projektledare för delprojekt 1 och Dan Berggren Kleja (SLU) för delprojekt 2. I delprojekt 1 studerades avskiljningen av patogener och naturligt organiskt material (NOM), i ett kolonnförsök utfört på Lackarebäcks vattenverk i Göteborg. I delprojekt 2, vilket redovisas i denna rapport, studerades avskiljningen av NOM i såväl ett kolonnförsök som ett bassänginfiltrationsförsök, båda utförda på Eskilstuna Energi och Miljös anläggning i Hyndevad. Inom delprojekt 2 var vi speciellt intresserade av att undersöka möjligheten att förstärka avskiljningen av NOM genom att tillföra ett skikt av en järnoxidbelagd olivinsand.

Ett stort tack till Eskilstuna Energi & Miljö som bidrog med försöksuppställningarna på Hyndevadsanläggningen, samt en avsevärd mängd vattenanalyser. Ett stort tack också till North Cape Minerals som levererade järnoxidbelagd olivinsand till samtliga försök. Ett speciellt tack till personalen på Hyndevadsanläggningen för all hjälp vid projektets genomförande, samt till Gunilla Hallberg (SLU) för hjälp med TOC-analyser.

Innehåll

Sammanfattning.....	6
Summary.....	8
1 Introduktion	10
1.1 Bakgrund.....	10
1.2 Naturligt organiskt material.....	11
1.3 Järnoxidbelagd olivinsand – ett reaktivt filtermaterial.....	13
1.4 Syfte med studien	13
1.5 Hyndevads vattenverk	14
2 Metodik.....	15
2.1 IOCO – framställning och egenskaper	15
2.2 Beskrivning av delförsöken	15
2.3 Kemiska och biologiska analyser	20
2.4 Laboratoriebestämning av hydraulisk konduktivitet	21
3 Resultat	22
3.1 Råvattenkvalitet	22
3.2 Kolonnförsök i vattenverket	23
3.3 Bassänginfiltrationsförsök.....	32
3.4 Containerförsök	36
4 Diskussion	38
4.1 Avskiljning av organiskt material med filtersand utan förozonering.....	38
4.2 Avskiljning av organiskt material med IOCO utan förozonering	40
4.3 Avskiljning av organiskt material med IOCO och förozonering.....	41
5 IOCO som filtermaterial vid vattenrening	43
5.1 Möjliga tillämpningar	43
5.2 Kostnadsjämförelse mellan olika behandlingsmetoder.....	43
6 Slutsatser och framtida forsknings- och utvecklingsbehov.....	50
7 Referenser.....	52

Sammanfattning

Konstgjord grundvattenbildning står idag för cirka 25 % av dricks-vattenproduktionen i Sverige. En viktig parameter som traditionellt varit av stor vikt i vattenberedningssammanhang är avskiljningen av naturligt organiskt material (NOM). En rad vattenkvalitetssegenskaper är mer eller mindre direkt kopplade till innehållet av NOM; färg, lukt, smak, risk för bildning av biprodukter vid desinfektering, risk för mikrobiell tillväxt och korrosion i distributionssystemet. För att optimera avskiljningen av NOM i den omättade och mättade zonen vid konstgjord grundvattenbildning krävs det insatser för att förstå de bakomliggande mekanismerna. Det är också önskvärt att finna sätt att förstärka avskiljningen av NOM.

I föreliggande rapport redovisas del 2 av VA-Forsk ”Avskiljning av naturligt organiskt material och patogener i konstgjord grundvattenbildning – försök i kolonn och pilotskala med natursand och järnoxidtäckt olivinsand”. Den övergripande målsättningen med projektet var att undersöka den mikrobiologiska säkerheten och avskiljningen av naturligt organiskt material i den omättade zonen i konstgjord grundvattenbildning. I delprojekt 1 studerades främst avskiljningen av patogener medan avskiljningen av NOM studerades i delprojekt 2.

Syftet med delprojekt 2 var att:

1. kvantifiera avskiljningen av NOM i den omättade zonen i såväl kolonnförsök som i en infiltrationsbassäng
2. kvantifiera effekten av förozonerings av råvattnet på avskiljningen av NOM i den omättade zonen i kolonnförsök
3. undersöka vilken potential filtermaterial av järnoxidtäckt olivinsand (IOCO) har när det gäller att förbättra avskiljningen av NOM, med och utan förozonerings

Delprojektet bestod av två huvudförsök, båda utförda vid Eskilstuna Energi & Miljö's anläggning i Hyndevad. I ett kolonnförsök studerades effekten av förozonerings på avskiljningen av NOM, med och utan ett skikt av IOCO. Två kolonner bestod av 50 cm sand från åsen, medan den tredje kolonnen var uppbyggd av 30 cm IOCO överlagrad av 20 cm filtersand. Försöket utgjordes av en referenslinje (utan ozonering), en ozonlinje (sand plus ozonering), samt en IOCO-linje (IOCO-skikt plus ozonering). Det pågick i 2 år och den hydrauliska belastningen var i genomsnitt ca $1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$. I det andra försöket studerades inverkan av 30 cm IOCO på avskiljningen av NOM ute i en av Hyndevadsverkets infiltrationsbassänger. Två försöksytor med IOCO-material om vardera $3 \times 3 \text{ m}$ anlades. Ett skikt på 30 cm IOCO överlagrades med 20 cm filtersand. Infiltrerat vatten provtogs på ca 70 cm djup, under IOCO-skiktet och ute i bassängen, med hjälp av undertryckslysimetrar. Den hydrauliska belastningen över hela bassängen var $4 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, medan den i försöksytorna skattades till 0,6–1,6 $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$. Även detta försök pågick i två år.

Den bästa avskiljningen av organiskt material erhöles i kolonnförsöket med en kombination av förozonering och ett IOCO-skikt. Avskiljningen av NOM, mätt som COD_{Mn} , låg på 42–75 %. Detta trots att ozondosen under större delen av försöket låg på 1–2 mg O_3/l , mot rekommenderade 4 mg O_3/l . Skiktet av IOCO reducerade dessutom effektivt de höga halter av AOC (assimilerbart organiskt kol) som uppkom vid ozoneringen. Halten av AOC i utgående vatten från kolonnen med förozonering och IOCO-skikt låg på mellan 37 och 83 $\mu\text{g}/\text{l}$, d v s ungefär på samma nivå som den i det utgående dricksvattnet.

Avskiljningen av organiskt material i infiltrationsbassängen var låg i den övre delen (0–70 cm); mätt som TOC och COD_{Mn} i genomsnitt 4 % respektive 15 %. Det färdigbehandlade vattnet hade under perioden ca 60 % lägre halt COD_{Mn} än råvattnet, vilket betyder att huvuddelen (75 %) av avskiljningen av organiskt material i Hyndevadsanläggningen sker på större djup i åsens omättade och mättade delar. Bassängförsöket visade att ett skikt med 30 cm IOCO väsentligt förstärker avskiljningen av organiskt material. Avskiljningen av organiskt material, mätt som TOC, ökade från 4 % ute i bassängen till 37 % under IOCO-skiktet. En bestämning av kolhalten i IOCO-materialet efter det att försökets avslutats, visade att huvuddelen av det fastlagda organiska materialet fanns kvar i IOCO-skiktet, vilket tyder på en långsam biologisk omsättning.

Ett skikt av IOCO leder otvetydigt till en förstärkt avskiljning av NOM och AOC i infiltrationsbassängerna vid konstgjord grundvattenbildning. För att med större säkerhet kunna bedöma om IOCO, ensamt eller i kombination med ozonering, utgör ett konkurrensmässigt alternativ till kemisk fällning krävs i nästa steg en pilotanläggning som drivs under längre tid (>2 år). Det är av stor vikt att de hydrauliska förhållandena kan kontrolleras så att kopplingen mellan avskiljningen och den hydrauliska belastningen kan bestämmas med tillfredsställande noggrannhet och att tillförlitliga kolbudgetar kan upprättas. Det är också av stor vikt att studera om den förstärkta avskiljningen i den omättade zonen resulterar i en förstärkt avskiljning av hela behandlingsledet.

Summary

About 25 % of the drinking water supply in Sweden is based on artificial groundwater recharge. The removal of natural organic matter (NOM) is a key parameter in all water treatment. Color, odor, taste, and formation of harmful byproducts upon chlorination and microbial growth in the distribution system are all related to the presence of NOM. To optimize the removal of NOM in the unsaturated and saturated zones of basin infiltration systems, an improved understanding of the mechanisms governing the removal is needed. There is also a need to find ways to enhance the removal of NOM, applicable to systems based on artificial groundwater recharge.

In this report the results are presented from part 2 of the project "Removal of natural organic matter (NOM) and pathogenic micro-organisms in artificial groundwater recharge – column and pilot scale tests with quartz sand and iron-coated olivine sand". The main aim of the project was to investigate the micro-biological barrier efficiency and the removal of NOM in the unsaturated zone in artificial recharge. Part 1 focused on the removal of pathogenic micro-organisms while the removal of NOM was the main focus in part 2.

The specific aims of part 2 were to:

1. quantify NOM removal in the unsaturated zone of sand columns and infiltration basins
2. quantify the effect of ozone treatment of water on the removal of NOM
3. investigate the potential of iron oxide coated olivine (IOCO) sand to improve the removal of NOM, with or without ozonation

The removal of NOM was studied in two experiments, both conducted at the Eskilstuna Energi & Miljö's artificial groundwater recharge plant at Hyndevad. A column experiment was performed to investigate the effect of ozonation on the removal of NOM, with or without a layer of IOCO. Two columns consisted of 50 cm sand from the nearby esker, while the third one was constructed of 20 cm sand on top of 30 cm IOCO. The experiment consisted of the following treatments: reference (no ozonation), ozone (sand plus ozonation), and IOCO (IOCO plus ozonation). The experiment was run during a period of two years with a hydraulic load of c. $1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$. In the other experiment, the effect an IOCO layer on the removal of NOM was investigated in an infiltration basin. Two experimental plots (3 x 3 m) with a 30 cm IOCO layer overlaid by 20 cm sand were constructed. Water samples were taken at 70 cm depth, inside and outside the experimental plots, using tension lysimeters. The average hydraulic load on the whole basin was $4 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, while it was estimated to be $0.6\text{--}1.6 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ in the experimental plots. The experiment was run during a period of two years.

The most efficient removal of NOM was obtained in the column experiment by the combination of ozonation and a layer of 30 cm IOCO. The removal of NOM, measured as COD_{Mn} , ranged between

42 and 75 % during the two-year long experiment, despite a low ozon dose (1–2 mg O₃/l). The IOCO layer also efficiently removed the high concentrations of assimilable organic carbon (AOC) produced upon ozonation. The AOC in effluent of columns with ozonation and IOCO ranged between 37 and 83 µg/l, which is in the same range as in the drinking water distributed from the Hyndevad plant.

The removal of NOM in the infiltrations basin was low in the top 70 cm; on average 4 % and 15 % measured as TOC and COD_{Mn}, respectively. The drinking water produced during the same period had on average 60 % lower COD_{Mn} concentration than the raw water, indicating that the major part (75 %) of the removal occurred in the unsaturated and saturated deeper parts of the esker. The experiment in the infiltration basin showed that a layer of IOCO improved NOM removal significantly. The NOM removal increased from 4 % outside the experimental plots to 37 % below the IOCO layer, measured as TOC. Measurement of carbon content in the IOCO material after the experiment, indicated that most of the NOM retained by the IOCO material remained there, suggesting a low turnover rate of retained NOM.

We conclude that a layer of 30 cm IOCO significantly improve the removal of NOM and AOC in infiltration basins of artificial recharge. However, in order to judge whether IOCO, without or in combination with ozonation, is economically competitive to other techniques (like flocculation), experiments on a pilot scale lasting for longer time periods (>2 years) are needed. Future studies should also try to verify that the improved removal of NOM in the infiltration basin also significantly improve NOM removal in the whole treatment process.

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Avskiljning av naturligt organiskt material (NOM) är en nyckelfunktion vid vattenberedningsanläggningar baserade på ytvatten som råvatten. En rad vattenkvalitetssegenskaper är mer eller mindre direkt kopplade till innehållet av organiskt material; färg, lukt, smak, risk för bildning av cancerogena biprodukter vid desinfektering med klor, risk för mikrobiell tillväxt och korrosion i distributionssystemet.

Under det senaste decenniet har tillförseln av NOM till ytvatten diskuterats i såväl vetenskapliga sammanhang som i media, bland annat på grund av att man börjar få problem med vattenkvaliteten vid många vattenverk. Detta gäller såväl traditionella ytvattenverk som behandlingsanläggningar baserade på konstgjord grundvattenbildning. I en större genomgång av befintliga data konstaterade Löfgren (2002) att det under 1990-talet skett en statistisk säkerställd ökning av halten NOM, mätt som löst organiskt kol (DOC), i typiska skogssjöar i södra Sverige. Motsvarande ökning har man också kunnat konstatera vid Stockholm Vattens båda ytvattenverk i Norsborg och på Lovön (här mätt som totalt organiskt kol och färgtal). De ökade NOM-halterna är sannolikt relaterade till klimatet, främst nederbörds mängden, men orsakssambanden är inte helt klarlagda. Det är därför oklart vilket scenario som vi har att förvänta oss i framtiden.

Konstgjord grundvattenbildning står idag för cirka 25 % av dricksvattenproduktionen i Sverige. Vid konstgjord grundvattenbildning minskas halten NOM genom en kombination av fysikaliska, kemiska och biologiska processer. Vid bassänginfiltration är halten av organiskt material i det uppumpade grundvattnet typiskt ca 30 % av halten i infiltrationsvattnet (Sundlöf & Kronqvist, 1992). Förhållandena vid bassänginfiltrationsanläggningarna är dock mycket skiftande och uppgifter om uppehållstider och inblandning av naturligt bildat grundvatten saknas ofta. Detta gör det svårt att jämföra behandlingseffekter.

Ökande halter av NOM i renat vatten vid anläggningar med bassänginfiltration har uppmärksammats bland annat i Katrineholm, Eskilstuna och Uppsala. I Katrineholm har ökande halter i råvattnet inneburit att man periodvis inte klarat gränsvärdet för tjänligt med anmärkning med avseende på COD_{Mn} (4 mg/l) enligt Statens Livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten. I Eskilstuna överskrider detta gränsvärdet endast vid enstaka tillfällen medan man i Uppsala endast har konstaterat en något ökande halt COD_{Mn} samtidigt som man ligger väl under gränsvärdet. Metoder att förstärka avskiljningen är därför av stort intresse. Vi har i detta projekt undersökt möjligheten att använda ett nytt filtermaterial, järnoxidbelagd olivinsand (IOCO, efter engelskans Iron Oxide Coated Olivine), för att förstärka avskiljningen av NOM vid konstgjord grundvattenbildning (bassänginfiltration).

1.2 Naturligt organiskt material

1.2.1 Vad är NOM?

Naturligt organiskt material i sjöar och vattendrag består i huvudsak av så kallade humusämnen (Servais m fl, 1987; Mattson m fl, 1998; Blomberg /red/, 1999). Humusämnen utgörs av nedbrytningsprodukter av växter, alger och mikroorganismer, d v s de är inte producerade i något direkt syfte utan är ett resultat av en nedbrytningsprocess. Humusämnena består till stor del av brunfärgade, högmolekylära organiska syror. De är uppbyggda av en kärna med aromatiska ringar vilka är ihopänkade med olika typer av alifatiska kolkedjor. På denna struktur, framför allt då på de aromatiska ringarna, sitter bl a hydroxylgrupper (-OH) och karboxylgrupper (-COOH). Hydroxylgrupperna är dock mycket svaga syror vilket betyder att det i regel endast är karboxylgrupperna som avger sina vätejoner (dissocierar) vid normala pH-värden (5-8). Karboxylgrupperna dissocierar enligt:



där R symboliserar själva humusstrukturen. När pH-värdet stiger förskjuts jämvikten åt höger, d v s humusämnenas negativa laddning ökar med stigande pH-värde, något som påverkar deras löslighetsegenskaper.

Humusämnena bryts ner relativt långsamt (Qualls & Haines, 1992), vilket betyder att de måste ha en lång uppehållstid i ett filter eller i en infiltrationsbassäng för att de skall hinna brytas ner av mikroorganismerna. Med andra ord, man behöver en snabb initial fysikalisk-kemisk process som fastlägger föreningarna för att få en effektiv nedbrytning. I ett filter med konventionell filtersand så saknas i princip en effektiv sådan process, vilket sannolikt är den främsta orsaken till att avskiljningen av NOM i den omättade zonen i regel är låg i konventionella långsamfilter och infiltrationsbassänger (Blomberg /red/, 1999). Det är dock väl belagt att humusämnena bryts ner av UV-ljus (Bertilsson & Tranvik, 2000) och ozon (Jonsson, 2003).

1.2.2 Avskiljningsmekanismer för NOM

Nedan diskuteras kort avskiljning av NOM i filter av konventionell filtersand och järnoxidbelagd filtersand. I båda filtertyperna kan man i princip skilja mellan å ena sidan *biologiska processer* och å andra sidan *fysikalisk-kemiska processer*. Slutresultatet av de biologiska processerna är att det organiska materialet oxideras till koldioxid och vatten. När det gäller lättnedbrytbara organiska föreningar, exempelvis lågmolekylära organiska föreningar, aminosyror och enkla sockerföreningar, så kan en biologisk nedbrytning vara den direkta, kanske enda avskiljande mekanismen. Huvuddelen av NOM är dock svårnedbrytbart vilket betyder att fysikalisk-kemiska processer sannolikt är avgörande för avskiljningen av denna fraktion. Några av de viktigare fysikalisk-kemiska processerna är jonbyte, ligandutbyte och utfällning/koagulering.

1. *Jonbyte*. Laddade joner och molekyler kan attraheras elektrostatiskt till en yta som har motsatt laddning. Då humusämnena har en negativ nettoladdning vid naturliga pH-värden krävs en positiv yt-

laddning för att en elektrostatisk inbindning skall vara möjlig. Vid en elektrostatisk adsorption befinner sig jonerna ganska långt från ytan och kan därför lätt bytas ut av konkurrerande joner.

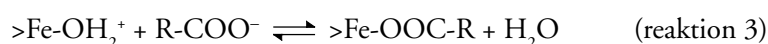
2. *Ligandutbyte.* Många ytor har en viss mängd så kallade enkelkoordinerade hydroxylgrupper, d v s sådana som är koordinerade till en metalljon. Metalljonerna är olika i olika typer av mineral (t ex Si, Fe och Al). Enkelkoordinerade hydroxylgrupper kan under gynnsamma förhållanden bytas ut mot exempelvis en karboxylgrupp i en humusmolekyl. Om så sker bildas en kemisk (kovalent) bindning mellan metalljonen och en av syrena i karboxylgruppen. Bindningen är därför betydligt starkare än den elektrostatiske; man brukar säga att det bildas ett ytkomplex.
3. *Utfällning/koagulering.* Om den negativa laddningen på humusmolekylerna minskar, t ex genom en inbindning av väte- eller metalljoner, kan humusmolekylerna dras till varandra och bilda kluster. Ju större kluster desto lägre blir deras löslighet i vatten och till slut fastnar de mekaniskt i filtret. Stora molekyler binds också starkare till partikelytorna än små, vilket ökar avskiljningen.

Konventionell filtersand domineras av kvarts- och fältspatsmineral med Si-OH som reaktiv ytgrupp. Emellertid "drar" kiseljonen hårt i syrets elektroner på grund av sin höga laddning (+4), vilket betyder att bindningen mellan kisel och syre är stark. Bindningen mellan väte och syre är däremot svag vilket innebär att vätejonen dissocierar lätt, d v s Si-OH är en relativt stark syra. Sandpartiklarnas yta är svagt negativ vid pH-värden högre än 6–7 (p g a dominans av Si-O⁻ grupper) vilket i många fall omöjliggör någon större inbindning av negativt laddade humusämnen genom en enkel jonbytesmekanism. På grund av den starka bindningen mellan syre och kisel låter sig hydroxylgruppen inte gärna bytas ut mot en karboxylgrupp, d v s ligandutbyte förekommer inte heller i någon nämnvärd omfattning. Förmågan att adsorbera NOM är således mycket låg hos konventionell filtersand.

Med järnoxidbelagd filtersand har man lyckats skapa en filtersand med en stor mängd reaktiva Fe-OH-grupper. Järnjonen "drar" inte syrets elektroner lika hårt som kiseljonen, p g a sin lägre laddning (+3) och högre koordinationsstal (Fe koordinerar sex hydroxylgrupper eller syreatomer mot kiseljonens fyra). Det betyder att bindningen mellan järn och syre är relativt svag, medan bindningen mellan syre och väte är stark. Fe-OH är således en betydligt svagare syra än Si-OH. Syret i Fe-OH är så "elektronrikt" att det till och med kan binda in ytterligare en vätejon enligt:



Detta kan förekomma på ytorna där vissa av oxidens OH-grupper bara koordinerar till en järnatom (benämningen för dessa är *enkelkoordinerade* OH-grupper). Genom att föra in ytterligare en positiv laddning till hydroxylgruppen försvagas ytterligare bindningen mellan järn och syre, vilket underlättar ett ligandutbyte med en karboxylgrupp på NOM enligt:



Möjligheten för ett ligandutbyte ökar således generellt när pH-värdet sjunker. För att erhålla en så hög NOM-bindande förmåga som möjligt hos ett järn(hydr)oxid-material skall Fe-OH-grupperna vara så svaga syror, dvs starka baser som möjligt. Då erhålls en positiv yta även vid höga pH-värden (>8). Detta ger möjlighet till en elektrostatisk adsorption av NOM, men också – vilket är ännu viktigare – underlättar en ligandutbytesreaktion enligt reaktion 3.

1.3 Järnoxidbelagd olivinsand – ett reaktivt filtermaterial

En amerikansk forskargrupp under ledning av professor Benjamin lyckades i mitten av 90-talet att framställa ett filtermaterial med en väsentligt bättre förmåga att avskilja NOM än konventionell filtersand (Chang & Benjamin, 1997; McMeen & Benjamin, 1997). Det nya materialet består av olivinsand ($(\text{Mg, Fe})_2\text{SiO}_4$) som är belagd med ett tunt skikt av järnoxid. Olivinsanden ger järnoxidskiktet gynnsamma laddningsegenskaper, vilket gör att NOM adsorberas effektivt även vid höga pH-värden (7–8). I ett tidigare projekt, finansierat av VA-Forsk, har vi genomfört en första studie där detta material tillämpats på svenska vatten. Studien visade att det finns en stor potential att öka avskiljningen av NOM i den omättade zonen med ett tunt skikt (ca 30 cm) av IOCO. Det tycktes också vara möjligt att överlagra detta skikt med vanlig filtersand utan att den förstärkande effekten avtar. Förozonerings av råvattnet ökade dessutom graden av avskiljning med en faktor två. Resultaten finns redovisade i detalj i en licentiatavhandling av Erik Jonsson (Jonsson, 2003) och i en mer lättillgänglig form som en VA-Forsk rapport (Berggren m fl, 2004).

1.4 Syfte med studien

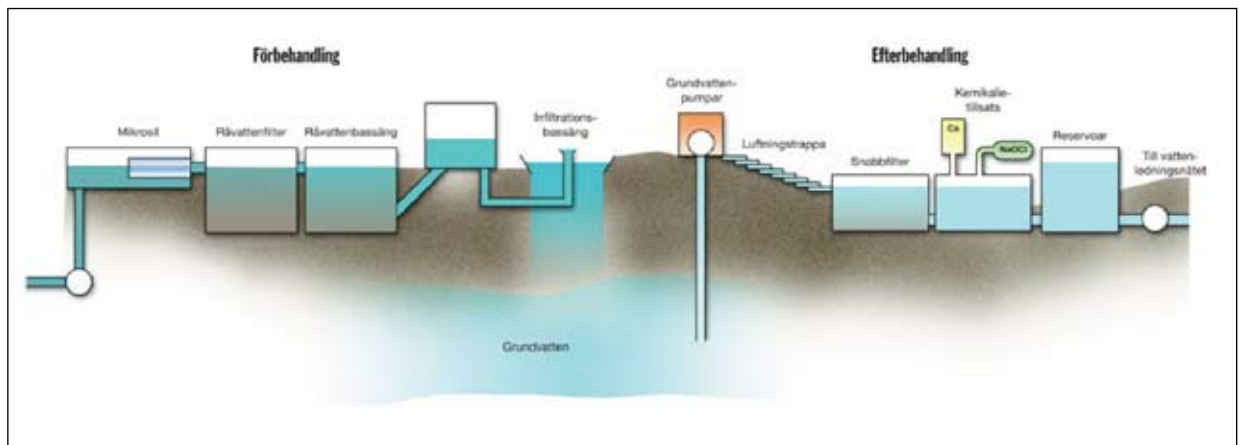
Studien syftade till att undersöka den mikrobiologiska säkerheten och avskiljningen av naturligt organiskt material i den omättade zonen i konstgjord grundvattenbildning. Målsättningen var att:

1. Kvantifiera avskiljningen/avdödningen av patogener i den omättade zonen genom att tillsätta indikatormikroorganismer, konstgjorda partiklar och bakteriofager i ett kolonnförsök.
2. Kvantifiera avskiljningen av naturligt organiskt material i den omättade zonen i såväl kolonnförsök som i en infiltrationsbassäng.
3. Kvantifiera effekten av förozonerings av råvattnet på avskiljningen av naturligt organiskt material i den omättade zonen i kolonnförsök.
4. Undersöka vilken potential filtermaterial av järnoxidtäckt olivinsand har när det gäller att förbättra avskiljningen av såväl naturligt organiskt material som indikatormikroorganismer, konstgjorda partiklar och bakteriofager.

Försöken har utförts i kolonner uppförda på Lackarebäcks vattenverk i Göteborg och på Eskilstuna Energi och Miljös anläggning i Hyndevad, samt i en av Hyndevadsanläggningens bassänger. Denna rapport behandlar försöken på anläggningen i Hyndevad och berör främst punkt 2, 3 och 4. Resultaten från försöken på Lackarebäcks vattenverk är redovisade i Lundh m fl (2006).

1.5 Hyndevads vattenverk

Hyndevads vattenverk har i likhet med anläggningar som producerar ca 25 % av landets dricksvatten en beredning som bygger på konstgjord infiltration (Figur 1). Råvattnet kommer från Hyndevadsån som rinner från Hjälmarens till Mälaren. Vid intaget finns ett maskinrensat galler för att undvika att få in grenar mm. Råvattnet pumpas därefter upp till en förbehandling bestående av mikrosil och snabbfilter. Där avskiljer man bl a lerpartiklar och alger. Det snabbfiltrerade vattnet rinner till en råvattenbassäng varifrån det pumpas upp i infiltrationsbassängerna på Husby-Tumboåsen. Uppehållstiden i åsen är ca 10 dagar. Från grundvattenmagasinet pumpas det konstgjorda grundvattnet till en luftningstrappa där järn och mangan fälls ut via oxidation (naturlig luftning), för att avskiljas i efterföljande snabbfiltersteg. Till det filtrerade vattnet tillsätts kalk för att höja pH och natriumhypoklorit för desinfektion. Slutligen pumpas vattnet till lågreservoarerna för distribution till Eskilstunas tätort och ca 83 000 kunder. Hyndevads vattenverk producerar ca 25 000 m³ vatten per dag.



Figur 1 Hyndevads dricksvattenberedning. Källa: www.eem.se

2 Metodik

2.1 IOCO – framställning och egenskaper

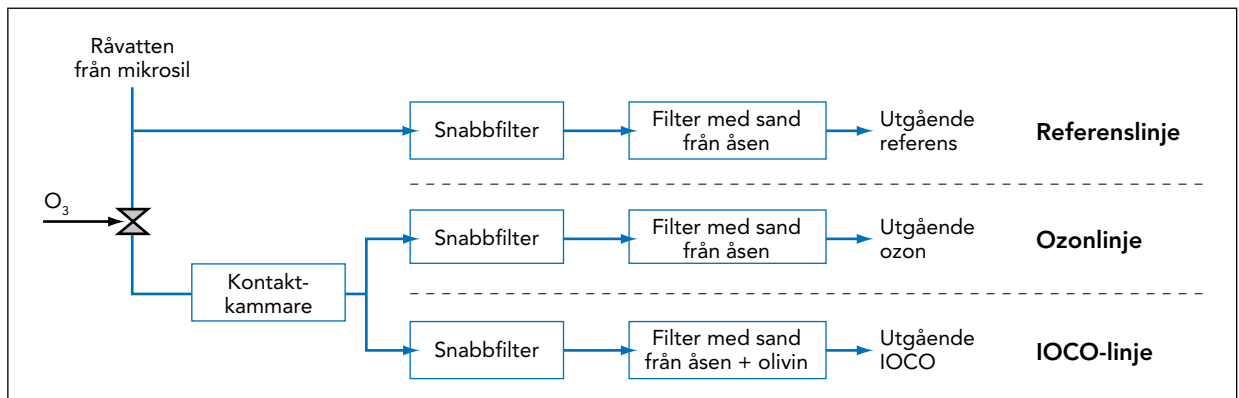
Olivin är en relativt lättvittrad järn- och magnesiuminnehållande ösilikat ($(\text{Mg, Fe})_2\text{SiO}_4$). Den järnoxidbelagda olivinsanden som användes i försöken levererades av North Cape Minerals A/S i Norge. Totalt har företaget levererat drygt 10 ton material. Olivinet som användes i denna studie dominerades av Mg (46 %), Si (39 %) och Fe (13 %). Partikelstorleken var enligt tillverkaren 0,2–0,6 mm med d_{10} på 0,25 och d_{60} på 0,37 mm (Lundh m fl, 2006). North Cape Minerals A/S har arbetat intensivt med att få fram ett material med gynnsamma kemiska egenskaper, samtidigt som det är mekaniskt stabilt. Tillverkningsproceduren har i stort sett följt den som finns beskriven av Li (1993). I princip tillverkas en pasta av järnhydroxid som sedan blandas med olivinsanden. Pastan fäster då vid olivinsanden. Efter en tvättprocedur för att få bort överskottsjärn torkas IOCO-materialet, som sedan är klart att användas.

2.2 Beskrivning av delförsöken

2.2.1 Kolonnförsök i vattenverket

Kolonnförsöket bestod av tre parallella linjer, referenslinjen, ozonlinjen och IOCO-linjen (Figur 2). Referenslinjen var en kopia av en del av Hyndevads vattenverks process i kolonnskala och bestod av ett snabbfilter och en ”kolonnås”. Ingående vatten till kolonnerna pumpades från mikrosilarna och delades upp i de olika linjerna. Sandfiltren kunde backspolas manuellt, hade samma sorts sand och dimensionerad belastning som verkets filter. ”Kolonnåsen” var en rund behållare med 1,22 m diameter ($=1,17 \text{ m}^2$) fylld med 0,5 m sand från åsen (Figur 3). För att det snabbare skulle växa till en biohud i ”kolonnåsen” tillsattes biohudsmaterial som hämtades från en av infiltrationsbassängerna på åsen. Ovanför kolonnerna installerades lampor med artificiellt solljus.

Ozonlinjen skilde sig från referenslinjen genom att det ingående vattnet ozonerades i en injektor och passerade en kontaktkammare där vattnet reagerade med ozonet innan det leddes till snabbfilter och ”kolonnås”. Ozongasen är mycket instabil och måste genereras på plats med hjälp av en ozongenerator. Syrgasen som användes för tillverkning av ozongas producerades till att börja med också på plats i en syrgaskoncentrator. Den klarade dock inte av den fuktiga miljön i lokalen och man tvingades därför att övergå till syrgas på tub. Teoretiska beräkningar baserade på koncentrationen COD_{Mn} visade att doseringen av ozon borde ligga på ca $4 \text{ mg O}_3/\text{l}$. På grund av diverse problem med kalibreringen av utrustningen blev den verkliga doseringen dock endast $1\text{--}2 \text{ mg O}_3/\text{l}$ under försökets första två år (2004–våren 2006). Det förekom också vissa driftstörningar, vilka redovisas nedan i kapitel 3.2.2. Under tre veckor i februari och mars 2007 körs försöket dock med en mer anpassad dosering ($4\text{--}5 \text{ mg O}_3/\text{l}$).



Figur 2 Schema över kolonnförsökets tre linjer

Den tredje ”kolonnåsen” fylldes med ett skikt på 30 cm IOCO, vilket täcktes med 20 cm vanlig filtersand från åsen (Figur 3). IOCO-linjen belastades liksom ozonlinjen med ozonerat vatten.

Flödet genom kolonnerna mättes i utloppen genom direkt volym/tid-bestämning. Mätningar utfördes 2003-12-02, 2005-04-14 och genom dagliga mätningar under perioderna 2006-08-16 – 2006-08-18 och 2007-02-19 – 2007-03-17. För beräkning av den hydrauliska konduktiviteten (K-värdet) bestämdes också gradienterna i de olika kolonnerna vid flödesmätningen 2005-04-14 (skillnad mellan vattennivå i kolonn och utloppsnivå).



Figur 3 Bilden till vänster visar referenskolonnen med biohud. Notera lampan med det artificiella solljuset. Bilden till höger är från sandprovtagningen i IOCO-kolonnen som gjordes efter det att försöket avslutats. Gränsen mellan den ovanlagrade filtersanden och IOCO-skiktet är mycket skarp.

2.2.2 Bassänginfiltrationsförsök

I en av Hyndevadsverkets infiltrationsbassänger för konstgjord grundvattenbildning (ca 1600 m²) anlades 2004-11-17 två försöksytor med IOCO-material om vardera 3 x 3 m. Försöksytorna grävdes ur till 0,5 m djup under bassängbotten och avskildes från den omgivande bassängen med en vertikal plastduk som nedfördes till ca 0,7 m djup. Ett 0,3 m tjockt lager med IOCO-materialet överlagrat av 0,2 m av den borttagna filtersanden påfördes sedan på försöksytorna. Därefter installerades totalt åtta stycken Prenartspetsar (Prenart Super Quartz,

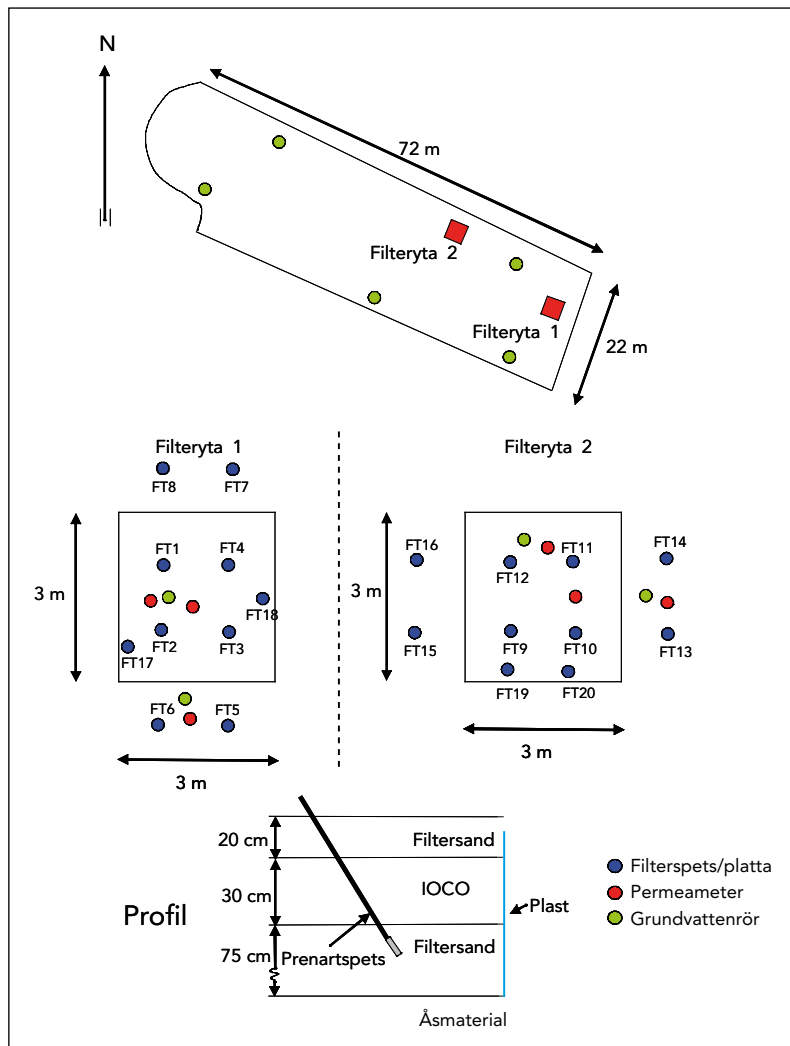
www.prenart.dk) för vattenprovtagning i och omedelbart utanför vardera IOCO-yta. I Figur 4 visas fotografier på bassängen, arbetet med anläggandet av försöksytorna, vattenprovtagning under vinterförhållanden, samt på en Prenartspets. Prenartspetsarna är uppbyggda av en blandning av teflon och kvartsmjöl, vilket gör den kemiskt inert och mycket lämplig för provtagning av vatten för t ex DOC-analys (porstorleken ca 4 µm). De kunde användas i såväl den omättade som den mättade zonen i bassängen. Vid provtagningen så anslöts Prenartspetsarna till ett provtagningskärl, i vårt fall glasflaskor, med en plastslang (Figur 4, bild nedan till vänster). Provtagningskärl har också en anslutning för trycksättning. Vid provtagning appliceras ett undertryck på flaskan (ca 0,7 Bar).



Figur 4 Infiltrationsbassängen vid Hyndevads vattenverk där försöksytorna med IOCO-materialet anläggs, anläggandet av försöksytorna, och vattenprovtagning i december 2004 när bassängen var istäckt. Bilden längst ner till höger visar en Prenartspets.

Resultaten från de inledande vattenprovtagningarna gjorde att frågan kom upp om det skulle kunna vara så att filtersanden var vattenmättad, d.v.s. att ett sekundärt grundvattenmagasin bildats högt över grundvattenytan i huvudmagasinet som ligger ca 20 m under bassängen. I ett sekundärt grundvattenmagasin skulle ett lateralt flöde kunna medföra att det vatten som provtogs i filterspetsarna direkt under ytorna inte representerade ett vatten som infiltrerat igenom IOCO-materialet. För att undersöka detta installerades ett antal ytliga grundvattenrör med intagssilarna ca 0,7 m under filterytan. Det konstaterades en fri grundvattenyta i samtliga installerade rör.

I Figur 5 redovisas en skiss över infiltrationsbassängen, försöksytorna med profil och installationerna av Prenartspetsar, permeameterar för in situ-mätning av hydraulisk konduktivitet och grundvattenrör



Figur 5 Skiss över infiltrationsbassängen, försöksytorna med en profil och den installerade provtagnings- och mätutrustningen.

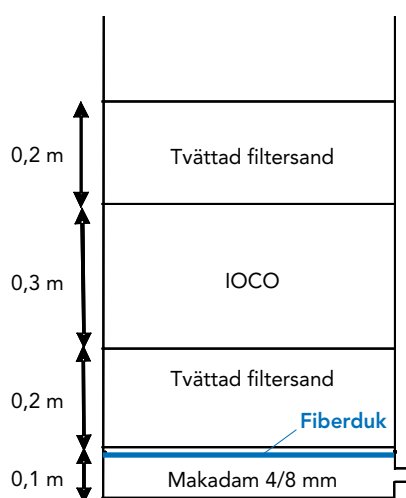
För att förhindra ett eventuellt lateralt flöde direkt under försöksytorna gjordes därför en ominstallation av den vertikala plastduken som avskilde försöksytorna från den omgivande bassängen (2005-04-14). Platen nedfördes till det naturliga åsmaterialet som underlade filtersanden på ett djup av ca 1,25 m under infiltrationsbassängens yta. För att ytterligare kontrollera om det vatten som provtogs i Prenartspetsarna direkt under IOCO-ytorna representerade ett vatten som passerat igenom IOCO-materialet installerades två stycken Prenartplattor i vardera försöksyta, ca 0,05 m ovanför IOCO-materialets underkant (2005-08-18). Prenartplattorna har samma kemiska sammansättning (tefflon och kvarts) och hydrauliska egenskaper som Prenartspetsarna, men den porösa provtagningsytan är inte rund, som i spetsarna, utan platt och endast på övre sidan av provtagningscellen, vilket medför att en riktad provtagning är möjlig.

Vattenprovtagning utfördes i spetsarna under perioden 2004-12-08 – 2006-11-08. Antalet provtagningar i spetsarna varierar mellan 7 och 13 st. För provtagningsplattorna, som installerades 2005-05-18, var antalet provtagningsomgångar 8 st fram till avslutningen 2006-11-08. Vintertid omöjliggjordes provtagning under vissa perioder på grund av isbildning i slangarna från spetsarna/plattorna till de evakuerade provtagningsflaskorna.

In-situ-mätningarna av den hydrauliska konduktiviteten genomfördes genom att plaströr ($\varnothing=0,15$ m) nedfördes till ca 0,65 m djup under bassängytan i och utanför IOCO-ytorna. Dessa rör installerades permanent. Strax ovanför bassängbotten var rören försedda med muffar så att förlängningsrör kunde appliceras när mätningar genomfördes, se Figur 6. Försöken genomfördes som så kallade "falling head"-försök, d v s rören fylldes med vatten och sjunkhastigheten mättes. Mätningar utfördes vid tre tillfällen, 2005-08-18, 2005-11-02 och 2006-06-29. Vid dessa tillfällen mättes också grundvattennivån i det ytliga, sekundära grundvattenmagasinet.



Figur 6 In situ-permeametrarna med muffarna som sticker upp ovanför bassängbotten. Bilden visar Försöksyta 2. Den borte permeameteren sitter i försöksytan och den närmaste strax utanför.



Figur 7 Skiss över filteruppbyggnaden i container-försöket.

2.2.3 Containerförsök

De hydrauliska förhållandena i infiltrationsbassängen, och de därav följande osäkerheterna gällande flödet genom försöksytorna och det provtagna vattnets representativitet för ett vatten som passerat genom försöksytorna, medförde att ytterligare ett försök initierades. I en container byggdes ett filter upp i enlighet med skissen i Figur 7. Filterytan i containern var $4,5 \text{ m}^2$. Figur 8 visar fotografier av försöksuppställningen. Det vatten som påfördes containern pumpades från den intilliggande infiltrationsbassängen och utgående vatten provtogs i utloppsröret i botten av containern (se Figurerna 7 och 8).



Figur 8 Containerförsöket. Bilden till vänster visar hur filteret vattenmättades underifrån för att undvika luftinstängning.

2.3 Kemiska och biologiska analyser

Vattenprover från de olika försöken analyserades med avseende på temperatur, färgtal, UV (254 nm), pH, turbiditet och COD_{Mn} på vattenlaboratoriet vid Eskilstuna Energi och Miljö. Löst organiskt kol (DOC) bestämdes på filtrerade prov ($0,45 \mu\text{m}$) med totalkolanalysator (Shimadzu TOC-5000 A) på Institutionen för mark och miljö, SLU. Vid några enstaka provtagningstillfällen bestämdes även AOC (assimilerbart organiskt kol). Dessa analyser utfördes på Smittskyddsinstitutet enligt standardmetodik. För generell bestämning av lättmetaboliserbara organiska ämnen används *Pseudomonas fluorescens*, stam P17; för bedömning av ozonering som desinfektions- eller oxidationsmedel används *Spirillum NOX* (www.smittskyddsinstitutet.se).

Strax efter att försöken avslutats provtogs sandmaterial och IOCO-material i kolonner, bassäng samt i container. Dessa prover analyserades med avseende på totalt organiskt kol och pyrofosfatextraherbart organiskt kol. En extraktion med natriumpyrofosfat ger ett mått på mängden "löst bundet" organiskt material. Analysproceduren följer i stort den som finns angiven i McKeague (1967) och består av följande steg:

1. 50 ml 0,1 M natriumpyrofosfat tillsätts till 2 g torrsustans av materialet.
2. Suspensionen skakas i roterande skakmaskin i ca 16 timmar.
3. Suspensionen centrifugeras under 15 minuter (11 000 r.p.m.).
4. Supernatanten filtreras genom ett $0,2 \mu\text{m}$ membranfilter.
5. TOC analyseras på lösningen. Innan analysen späds extraktet 10 ggr med 0,001 M HCl (pH sänks och halten oorganiskt kol minskar).

2.4 Laboratoriebestämning av hydraulisk konduktivitet

Laboratoriebestämningar av filtersandens och IOCO-materialets hydrauliska konduktivitet gjordes vid Institutionen för Mark- och vattentechnik, KTH, genom så kallade "falling head" tester. Försöken gjordes på material som togs ut 2005-04-14 från filtersanden och IOCO-materialet i den infiltrationsbassäng som användes under försöken

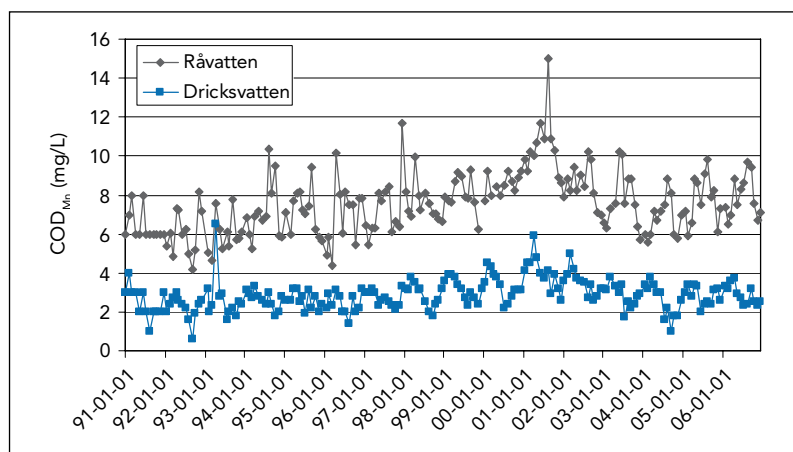
3 Resultat

3.1 Råvattenkvalitet

Hyndevadsån hade ett pH-värde som under 2005 och 2006 varierade mellan 7,0 och 9,0, med ett medelvärde på 7,8 (Tabell 1). Halten COD_{Mn} var måttlig och jämförbar med den i råvatten från Lovöns vattenverk (Berggren m fl, 2004). Vi har i en tidigare studie karakteriserat det lösta organiska materialet i Hyndevadsån (Berggren m fl, 2004). Huvuddelen, ca 80 %, bestod av högmolekylära organiska syror, vilket stämmer väl överens med andra studier som gjorts på såväl svenska som utländska vatten (Mattsson m fl, 1998; Berggren m fl, 2004). Dessa syror kan hänföras till gruppen humusämnen, d v s de utgörs av nedbrytningsprodukter av alger, plankton, terrestra växter etc. De kan ha producerats i sjön/ån (autoktont) eller ha ett terrestert ursprung (alloktont).

Tabell 1 Sammanställning vattenkvalitet på inkommande råvatten år 2005 och 2006

	2005					2006				
	Temp °C	Färg Pt	COD_{Mn} mg/l	pH	Turbiditet FNU-enh	Temp °C	Färg Pt	COD_{Mn} mg/l	pH	Turbiditet FNU-enh
max	24,2	55	9,4	8,3	19	23,5	80	9,6	9,0	22
min	0,1	20	5,9	7,1	3,4	0,1	20	6,2	7,0	1,3
medel	9,4	35	7,4	7,8	8,5	9,4	43	7,6	7,9	9,2

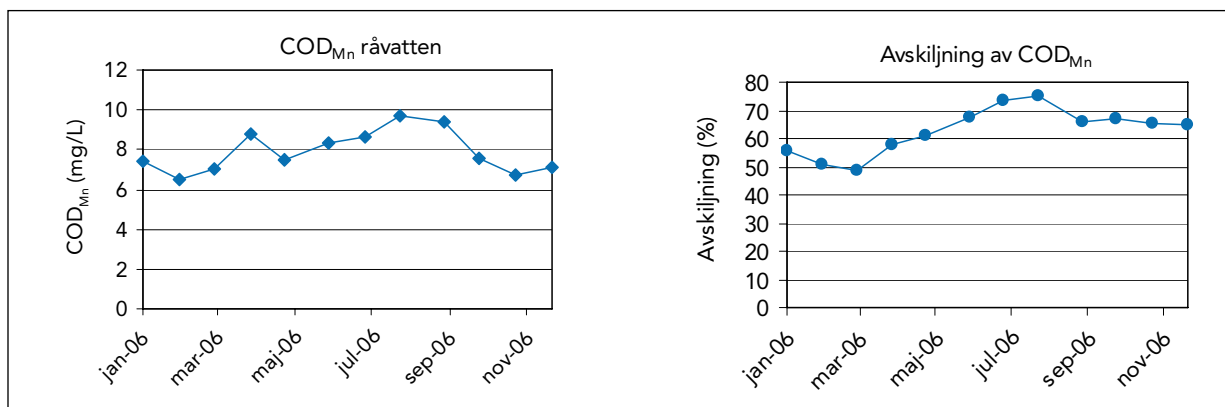


Figur 9 Tidsutveckling av COD_{Mn} i råvatten och i dricksvatten.

Sett under en längre tidsperiod (1991–2007) har variationen i COD_{Mn} mellan åren varit stor (Figur 9). Medelhalten COD_{Mn} har stigit under hela 90-talet med en topp under det mycket nederbördssrika millennieskiftet. Efter toppen har medelhalten sjunkit något. En analys av orsaker till variationen i halten organiskt material i råvattnet vid Lovöns vattenverk, visade att förändringar i vattenföringen i Mälaren kunde förklara trenden i färgtal; nederbördssrika höstar gav i regel en kraftig ökning av färg efterföljande år (Johansson, 2003). Svensk och

internationell forskning har visat på ett samband mellan ökningen av löst organiskt material i ytvatten under 1990-talet med nedgången i det atmosfäriska nedfallet av svavelsyra (Monteith m fl, 2007), men nedgången i COD_{Mn} under 2000-talet tyder på att denna faktor är av mindre betydelse i Hyndevadsån.

Halten COD_{Mn} i Hyndevadsån är årstidsberoende, med högre halter sommartid och lägre vintertid (Figur 10). Även avskiljningen av COD_{Mn} på Hyndevadsverket är årstidsberoende med högst avskiljning sommartid (60–80 %) och lägst vintertid (40–60 %); i Figur 10 exemplifierat med förhållandena under 2006. Detta har medfört att trots höga halter i råvattnet sommartid finns marginaler till livsmedelsverkets gränsvärde för tjänligt med anmärkning medan man vintertid med medelhöga halter och låg avskiljningsgrad ofta tangerar gränsvärdet. Februari, mars och april är de mest kritiska månaderna. Under 2000–2002 överskreds gränsvärdet i dricksvattnet på 4 mg/l under någon av dessa månader.



Figur 10 Årstidsvariationen av COD_{Mn} i Hyndevadsån samt avskiljningen av COD_{Mn} i vattenverket under 2006.

3.2 Kolonnförsök i vattenverket

3.2.1 Hydraulisk belastning och hydraulisk konduktivitet

Den hydrauliska belastningen på kolonnerna har varierat över tiden. I Tabell 2 redovisas tillgängliga mätningar. För de kolbudgetar som beräknas i projektet har den hydrauliska belastningen under perioden mellan två mätningar representerats av medelvärdet för dessa två mätningar (se avsnitt 3.2.4). Vid mätningarna 2005-04-14 bestämdes också den hydrauliska konduktiviteten i de olika kolonnerna, se Tabell 3.

K-värdet för ozon-IOCO kolonnen är ett harmoniskt medelvärde¹ för 0,2 m filtersand + 0,3 m IOCO. K-värdena från mätningarna i kolonnerna kan jämföras med de värden som erhöles vid laboratoriebestämningarna som var $3,2 \cdot 10^{-4}$ m/s (27 m/d) för filtersanden och $6,7 \cdot 10^{-5}$ m/s för IOCO (5,8 m/d). Resultaten i Tabell 2 indikerar en igensättning av filtersanden med tiden, troligen främst genom bildandet av en så kallad filterhud i ytan.

¹ Harmoniskt medelvärde (m_H) används för att ange den effektiva hydrauliska konduktiviteten vid flöde vinkelrätt mot lagerföljden, $1/m_H = 1/n \sum_{i=1}^n 1/K_i$

Tabell 2 Mätningar av den hydrauliska belastningen på kolonnerna i vattenverket.

Datum	Referens Flöde (m/d)	Ozon+filtersand Flöde (m/d)	Ozon+IOCO Flöde (m/d)
2003-12-02	1,48	2,32	
2005-04-14	1,71	1,78	1,88
2006-08-17a	0,92	0,33	0,60
2007-03-01b	0,45		0,46

a Medelvärde av dagliga mätningar 2006-08-16–2006-08-18

b Medelvärde av dagliga mätningar 2007-02-19–2007-03-17

Tabell 3 Bestämning av den hydrauliska konduktiviteten (K) i kolonnerna i vattenverket 2005-04-14.

Referens		Ozon+filtersand		Ozon+IOCO	
K (m/s)	K (m/d)	K (m/s)	K (m/d)	K (m/s)	K (m/d)
$4,7 \cdot 10^{-5}$	4,1	$2,1 \cdot 10^{-5}$	1,8	$2,7 \cdot 10^{-5}$	2,3

3.2.2 Driftstörningar under försöket

Kolonnförsöken pågick från december 2003 till mars 2007 med kortare uppehåll. Försöken drog ut på tiden på grund av ett antal driftstörningar, vilket betyder att driftförhållandena varierade under försökets gång. För att underlätta tolkningen av resultaten har vi därför valt att dela upp försöket i nedanstående driftperioder (A-G, se även Figur 11).

Våren 2004; Intrimning av kolonnförsöket

Avskiljningen av organiskt material är delvis en biologisk process vilken behöver en anpassningstid innan den kan börja fungera fullt ut.

Hösten 2004; Problem med syrgasdosing

Syrgasgeneratoren slutar att producera syrgas p g a den fuktiga miljön i filtersalen och ersätts därför med syrgastuber. Enligt leverantören kan vanlig svetsgas användas, men luktämnet i syrgasen satte igen filtren i generatoren och vattnet behandlas med syrgas istället för ozon under en tid. Ozongeneratoren byts ut flera gånger innan problemets orsak identifieras. Resultaten mellan juli 2004 och januari 2005 måste tolkas i ljuset av att vattnet syrgasbehandlades istället för ozonbehandlades. Syrgasbehandling av råvatten tycks inte påverka avskiljningen av organiskt material.

Våren 2005; IOCO-linjen tillkommer

Ozonlinjen kommer igång efter höstens problem. Den kritiska perioden (februari–april) är över innan ozonlinjen har stabiliserats. Ozondoseringen är inställd på samma procenttal som våren 2004. Den tillkommande linjen med IOCO ger mycket lovande resultat.

Hösten 2005; Stabil drift

Hösten 2005 kännetecknas av en relativt stabil drift utan större störningar.

Våren 2006; Problem med ozondosering

Ozonmätning utförs och man konstaterar dosen ozon varit 1–2 mg O₃/l vatten och inte det teoretiskt beräknade 4 mg O₃/l vatten. Mätningen

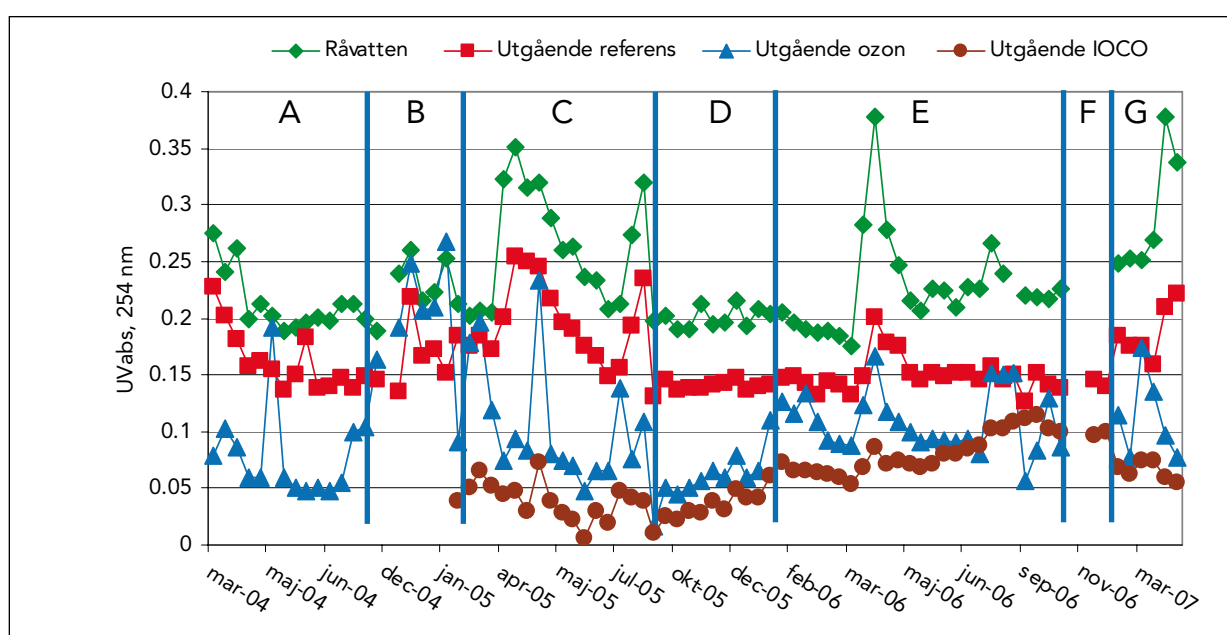
visar även att det inte finns spår av restozon i vattnet efter kontaktkammaren.

Hösten 2006: Ozonering avstängd

Eftersom bra resultat erhöles under hösten 2005 stängs ozondoseringen tillfälligt av under hösten 2006 för att istället satsa på ett sista försök under kommande kritiska period (februari–april, 2007), då med en högre ozondos.

Våren 2007: Högre ozondos

Under tre veckor (feb-mars) körs ozoneringen en sista gång med en dos på 4–5 mg O_3/l vatten. Råvattnet har under perioden en mycket hög halt organiskt material vilket medför höga COD_{Mn} -halter i utgående dricksvatten. Ozonlinjen och IOCO-linjen klarar de tuffa omständigheterna mycket bra bortsett från att ozonlinjen påverkas av en driftstörning på ozondoseringen under andra veckan (Figur 11).



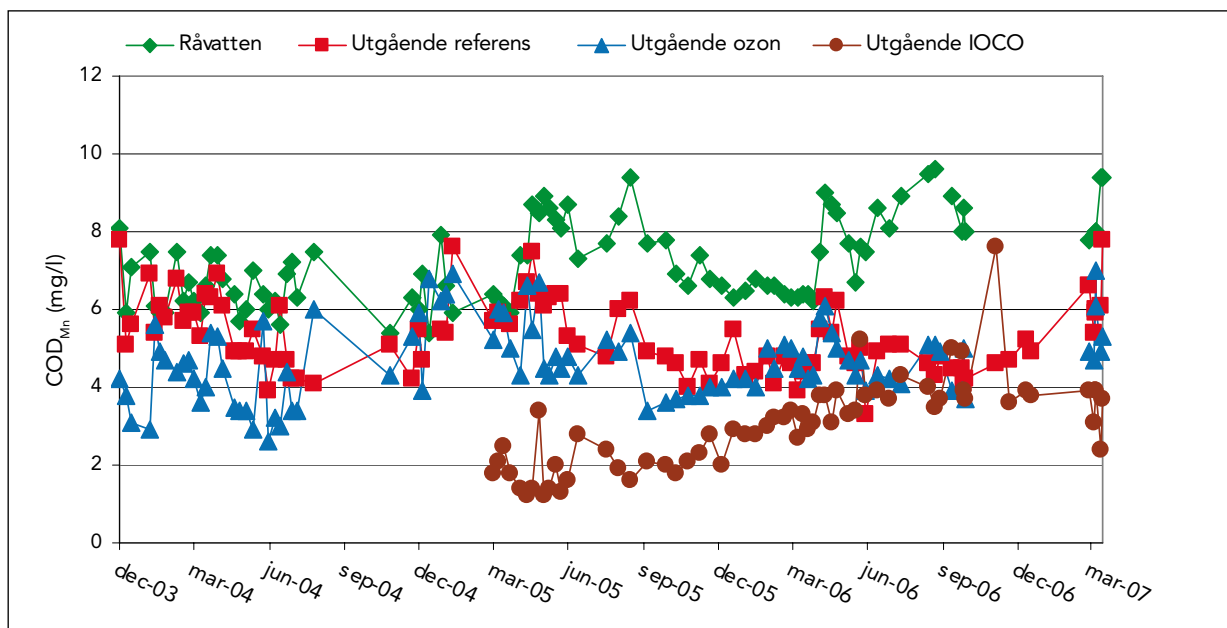
Figur 11 UV-absorbans mätt vid 254 nm på vatten i kolonnförsöket under perioden mars 2004-mars 2007, uppdelat på driftstörningsperioder A-G (se text).

3.2.3 Avskiljning av organiskt material

Olika mått på koncentrationen av organiskt material har använts i försöken. Koncentrationen totalt organiskt kol (TOC) bestäms genom katalytisk oxidation av det organiska materialet och ger, som namnet indikerar, ett mått på allt organiskt kol i provet. Mätningar gjorda vid Eskilstuna Energi och Miljö visade att skillnaden mellan filtrerade (0,45 μm) och ofiltrerade prov var försumbar, vilket betyder att koncentrationen TOC i stort sett är lika med koncentrationen löst organiskt kol (DOC). Kemisk syreförbrukning bestämd genom oxidation med permanganat (COD_{Mn}) är en standardvariabel i dricksvattensammanhang och mätes på samtliga prover i de olika försöken. Denna variabel brukar användas som ett mått på koncentrationen organiskt material, men det är viktigt att komma ihåg att den egentligen bara mäter den

andel av det organiska materialet som går att oxidera med permanganat. Det finns i regel ett samband mellan COD_{Mn} och TOC, men det kan se olika ut beroende på vattenkvalitet och behandling. Även UV-absorbansen mättes regelbundet vid 254 nm på proverna i försöken. Variabeln ger ett mått på koncentrationen aromatiska strukturer i ett prov och är även starkt korrelerad till dess färgtal.

Tidsutvecklingen av UV-absorbans och COD_{Mn} i råvatten och i utgående vatten från de olika behandlingarna framgår av Figur 11 respektive Figur 12. För båda variablerna ökade behandlingseffekten i följande ordning: Referenslinje < Ozonlinje < IOCO-linje.



Figur 12 Halten COD_{Mn} mätt i råvatten och i utgående vatten från de olika kolonnerna.

Medelvärdena för COD_{Mn} för de olika perioderna finns redovisade i Tabell 4. Mätt som COD_{Mn} var avskiljningen mellan 16–38 % för Referenslinjen, 32–42 % för Ozonlinjen, samt 42–75 % för IOCO-linjen (Tabell 4). Då har mätningarna under Period B exkluderats eftersom ozoneringen inte fungerade. Avskiljningen var under denna period ungefär lika stor i Ozonlinjen som i Referenslinjen, vilket illustrerar betydelsen av ozonering i avskiljningsprocessen. Vid en jämförelse mellan Figur 11 och 12 framgår det tydligt att avskiljningen av UV-absorbans

Tabell 4 Avskiljning COD_{Mn} i % per period och linje

Period	A	B	C	D	E	F	G
Referenslinje utgående	16 %	14 %	21 %	34 %	38 %	26 %	25 %
Ozonlinje utgående	37 %	8 %	32 %	44 %	38 %	-	42 %
IOCO-linje utgående	-	-	75 %	66 %	53 %	42 %	58 %
Ozonerat vatten	15 %	-4 %	5 %	15 %	12 %	-	11 %

är större än avskiljningen av COD_{Mn} i samtliga behandlingar. Speciellt stor blir skillnaden då linjer med och utan ozonering jämförs, vilket främst beror på att ozoneringen bryter ner UV-absorberande, aromatiska strukturer.

Sett över hela försöksperioden uppvisade IOCO-linjen högst avskiljning, d v s en kombination av ozonering och ett skikt i kolonnen med 30 cm IOCO gav högst avskiljning, men det fanns en trend mot minskad avskiljning med tiden (Figur 11 och 12). Mot slutet av försöket kan dock en förbättrad avskiljning urskiljas igen då ozoneringsdosen ökade från 2 till 4 mg O_3 per liter vatten (Period G).

Koncentrationen TOC mättes vid fyra tillfällen under försökets gång. Avskiljningen av organiskt material var något lägre mätt som TOC än mätt som COD_{Mn} eller UV-absorbans (Tabell 5).

Avskiljningen av UV-absorbans var i sin tur alltid större än avskiljningen mätt som COD_{Mn} . För referenslinjen kan man förklara detta mönster med att den andel av TOC som man mäter som COD_{Mn} eller UV-absorbans, avskiljs lättare än det genomsnittliga organiska materialet. Troligtvis beror det på att organiska föreningar med ett högt innehåll av aromatiska strukturer binder starkare till mineralytorna än mer alifatiskt organiskt material. Sannolikt är den aromatiskt rikare delen av det organiska materialet knutet till såväl UV-absorbans som COD_{Mn} . När det gäller de två linjerna med ozonering, beror den stora nedgången i UV-absorbans dessutom på att de aromatiska strukturerna bryts ned av ozon. Som framgår av Tabell 5 är nedgången i UV-absorbans betydligt större än nedgången i TOC och COD_{Mn} vid ozonering.

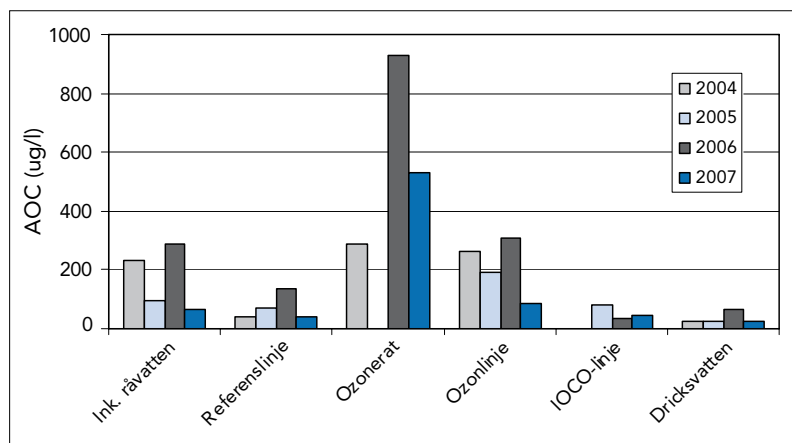
Assimilerbart organiskt kol (AOC) är ett mått på den fraktion av det organiska kolet i vatten som lätt metaboliseras av bakterier. Noterbart är att AOC-halten oftast inte korrelerar till andra mått på den organiska fraktionen, som TOC, DOC, COD_{Mn} , utan måste mätas direkt (Stenström & Szewzyk, 2004). För att minska tillväxtpotentialen på ledningsnätet är det önskvärt att halten inte överstiger 40–50 $\mu\text{g/l}$. Mätningarna på inkommande råvatten och Referenslinjen visade att enbart ett sandfilter minskar AOC-halten med 27–82 % (Tabell 6 och Figur 13). Vid provtagningstillfället i mars 2006 då halten var hög i det inkommande råvattnet var halten i Referenslinjen också mycket hög (134 $\mu\text{g/l}$). Halten AOC i utgående dricksvatten från Hyndevadsanläggningen var lägre än i Referenslinjen och låg inom intervallet 24–64 $\mu\text{g/l}$. Som jämförelse kan nämnas att det färdigbehandlade vattnet vid Norsborgs och Lovöns vattenverk i genomsnitt har en AOC-halt på ca 50 $\mu\text{g/l}$ (Stenström & Szewzyk, 2004). Ett välkänt problem vid ozonering är att halten AOC ökar drastiskt, vilket också vår studie visar. Jämfört med det inkommande råvattnet ökade AOC-halten vid ozonering med mellan 26 och 717 %, vilket ställer stora krav på efterföljande behandlingssteg. Resultaten från Ozonlinjen visar att ett vanligt sandfilter visserligen minskar AOC-halten betydligt, men den ligger ändå högre än i råvattnet. När det gäller IOCO-linjen så var avskiljningen betydligt bättre och utgående halter låg betydligt lägre än i råvattnet; vid ett tillfälle (2006-03-28) till och med under halten i utgående dricksvatten.

Tabell 5 Avskiljningen av organiskt material i kolonnförsöket mätt som TOC, COD_{Mn} och UV-absorbans (254 nm).

	2004-04-05				2005-04-12				2006-03-28				2007-02-28			
	TOC mg/l	Halt COD mg/l	Reduktion UV	%	TOC mg/l	Halt COD mg/l	Reduktion UV	%	TOC mg/l	Halt COD mg/l	Reduktion UV	%	TOC mg/l	Halt COD mg/l	Reduktion UV	%
Ink. råvatten	7,7	6,8	0,24	-	9,8	7,4	0,35	-	8,0	6,2	0,18	-	8,1	7,8	0,25	-
Referenslinje	7,3	6,1	0,20	5/19/16	7,4	6,7	0,26	24/9/26	6,5	4,6	0,13	19/26/28	7,1	6,6	0,18	12/15/28
Ozonlinje	5,4	4,5	0,10	30/42/58	6,3	6,6	0,09	36/11/74	7,0	4,3	0,09	13/31/50	6	4,9	0,12	26/37/52
IOCO-linje	-	-	-	-	3,6	1,2	0,05	63/84/86	5,1	3,1	0,05	36/50/72	4,5	3,9	0,07	44/50/72
Ozonerat vatten	6,2	5,6	0,12	19/27/52	8,6	6,8	0,21	12/08/40	7,8	5,2	0,11	3/16/39	7,6	7,5	0,09	6/4/64
Dricksvatten Hynde vad	5,2			32	5,4	3,4	0,10	45/54/72	5,1	3,9	0,10	36/37/46	5,3		0,12	35

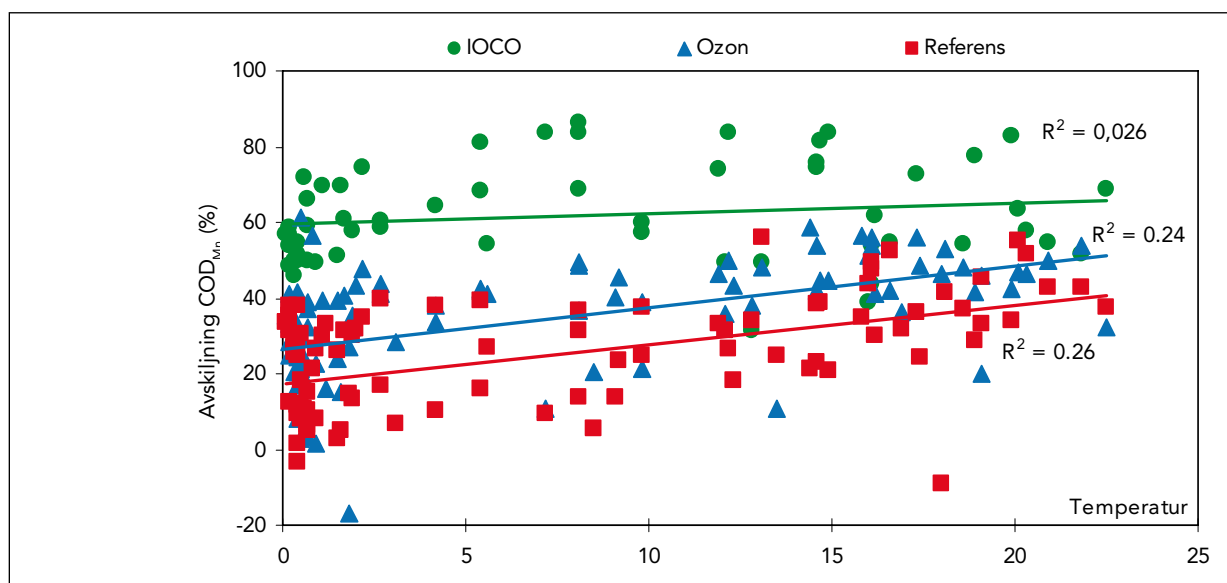
Tabell 6 Avskiljningen av organiskt material i kolonnförsöket, mätt som assimilerbart organiskt kol (AOC).
Mätningar på utgående dricksvatten i Hynde vad finns med som referens.

	2004-04-05		2005-04-12		2006-03-28		2007-02-28	
	Halt µg/l	Reduktion %	Halt µg/l	Reduktion %	Halt µg/l	Reduktion %	Halt µg/l	Reduktion %
Ink. råvatten	230		95		290		65	
Referenslinje	41	82	69	27	134	54	40	38
Ozonlinje	263	-14	194	-104	310	-7	84	-29
IOCO-linje	-		83	13	37	87	45	31
Ozonerat vatten	290	-26	-		930	-221	531	-717
Dricksvatten Hynde vad	25	89	24	75	64	78	26	60



Figur 13 Grafisk presentation av avskiljningen av organiskt material i kolonnförsöket, mätt som AOC (data från Tabell 6).

Ett generellt problem vid konstgjord grundvattenbildning är att avskiljningen av organiskt material minskar under vinterhalvåret då vattentemperaturen är som lägst (Blomberg /red/, 1999). Som framgår av Figur 14 fanns ett svagt positivt samband mellan avskiljningsgrad och vattentemperatur för Referenslinjen och Ozonlinjen, medan samband saknades för IOCO-linjen. Praktiskt är det en klar fördel att avskiljningen inte är temperaturkänslig, då råvattenkvaliteten normalt inte är bättre under vinterhalvåret. Ett svagt temperaturberoende är karakteristiskt för en fysikalisk-kemiskt dominerad process.



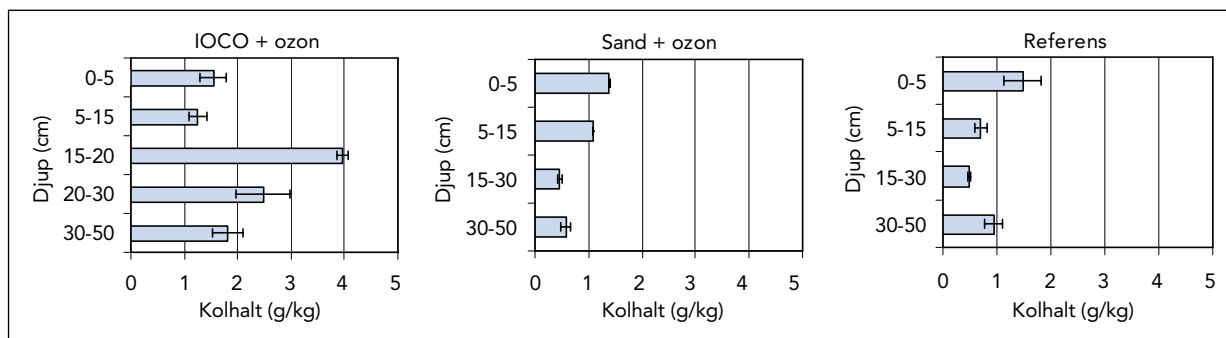
Figur 14 Sambandet mellan avskiljningen av organiskt material, mätt som COD_{Mn} och temperaturen i kolonnförsöket.

3.2.4 Belastning och mängd kol i kolonnen

För att få en bild av var det organiska materialet fastlades i kolonnerna bestämde vi koncentrationen organiskt kol på olika djup i kolonnerna vid försökets slut. Genom att jämföra denna mängd med den totala fastläggningen av organiskt kol under försökets gång kunde vi också

uppskatta andelen kol som mineraliserats i kolonnerna, d v s brutits ned till CO₂ (Tabell 7). De översta 15 centimetrarna utgjordes i samtliga tre kolonner av vanlig filtersand. I detta skikt var det ingen större skillnad mellan de olika kolonnerna, d v s ozoneringen tycks inte nämnvärt ha påverkat kolhalterna här (Figur 15). Skillnaden är dock betydande då IOCO-skiktet jämförs med vanlig filtersand på motsvarande djup. På 15–30 cm djup är kolhalten 5–8 gånger högre i IOCO-materialet än i filtersanden. Omräknat till mängden kol i kolonnerna är denna 3 gånger högre i IOCO-linjen än i Referens- och Ozonlinjerna (Tabell 7). Noterbart är att försöket med IOCO-linjen pågick i två år jämfört med tre år för de andra två behandlingarna.

Förutom totalhalten organiskt kol i kolonnerna bestämde vi även andelen potentiellt lösligt organiskt kol genom en extraktion med pyrofosfat. Det organiska materialet går i lösning framför allt på grund av det höga pH-värdet i extraktionsmedlet (pH=11), vilket ger en hög laddningstäthet på det organiska materialet (se reaktion 1). En hög laddning leder till en hög löslighet. Även ligandutbytesreaktionen i ”reaktion 3” försvagas av ett högt pH-värde, vilket leder till att det organiska materialet går i lösning. Som framgår av Figur 16 följer halterna pyrofosfat-extraherbart kol samma mönster som totalhalterna organiskt kol. En viktig skillnad är dock att ökningen i IOCO-skiktet inte är lika tydlig som för totalhalten. Det betyder att andelen organiskt material som extraherbart med pyrofosfat är väsentligt lägre i IOCO-skiktet än i filtersanden; 53 % mot 88 %. Det organiska materialet binds således starkare till IOCO-materialet än till filtersanden, något som kan ha betydelse för den biologiska tillgängligheten av det organiska materialet.

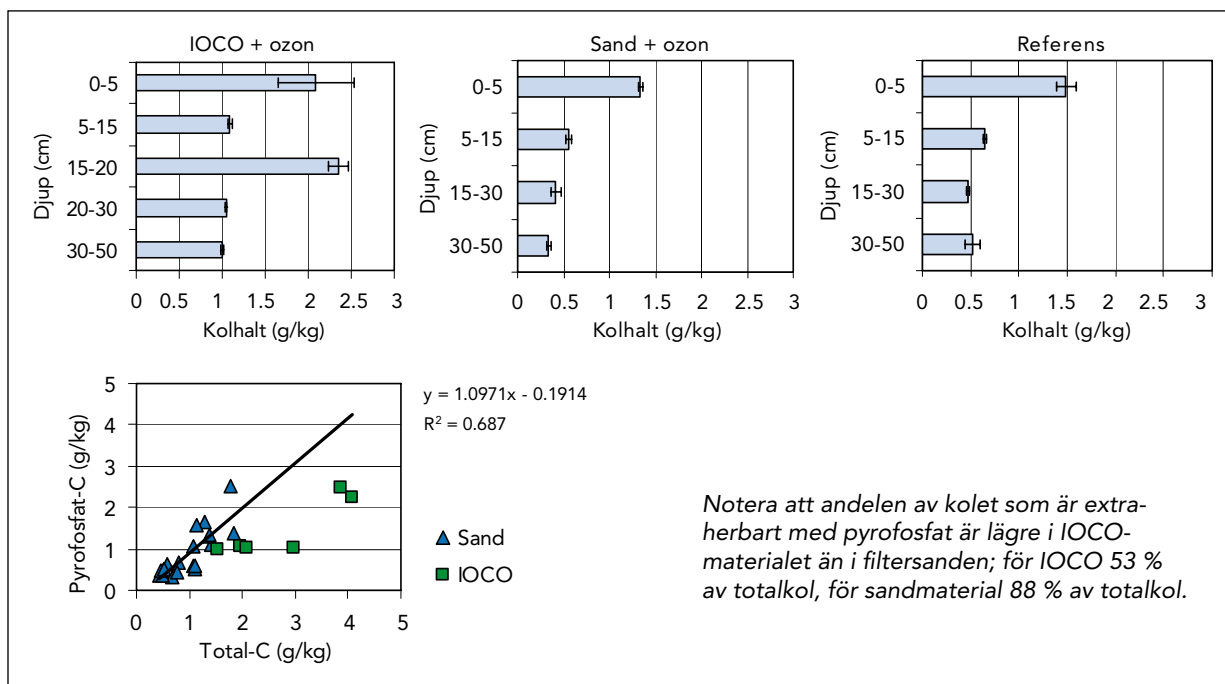


Figur 15 Totalhalter av organiskt kol i kolonnerna. Staplarna representerar medelvärden för två prov tagna i samma kolonn; spridningen representeras av variationsbredden. I IOCO-kolonnen låg IOCO-materialets överyta på 15 cm djup.

Tabell 7 Mängden fastlagt kol i kolonnerna (beräknad som differensen mellan in och utgående koncentration) jämfört med mängden organiskt C återfunnen i kolonnerna (totalkol).

	Referens	Ozon-sand	Ozon-IOCO
fastlagt kol (kg/m ²)	2,4	2,6	2,0
total-kol i kolonn (kg/m ²)	0,67	0,60	1,7
återfunnet (%)	28	23	85

Notera att försöket med ozon-IOCO-kolonnen bara pågick i 2 år medan försöket med övriga kolonnerna pågick i drygt 3 år. Se text för antaganden gjorda i beräkningarna.



Figur 16 Kolhalter extraherade med natriumpyrofosfat. Staplarna representerar medelvärden för två prov tagna i samma kolonn; spridningen representeras av variationsbredden. I figuren nederst till höger så visas sambandet mellan koncentrationen av C erhållen med en pyrofosfatextraktion och total-koncentrationen C.

I Tabell 7 jämförs mängden organiskt kol som fastlagts i kolonnerna under försökets gång med den totala kolmängden i kolonnerna. Det föreligger dock en viss osäkerhet vid beräkning av mängden kol som har fastlagts i kolonnerna under försökets gång. Det saknas en fullständig mätserie av TOC-halter i vatten före respektive efter kolonnerna och det samma gäller även flödesmätningar för varje enskild kolonn. Istället för TOC mättes COD_{Mn} med täta mellanrum under hela försöket. Vid beräkning av mängden fastlagt kol utgick vi därför ifrån dessa värden, vilka omräknades till TOC med hjälp av COD_{Mn}/TOC -kvoterna (0,60–0,84) i Tabell 5. När det gäller flödesuppskattningar, utgick vi ifrån de befintliga flödesmätningarna i Tabell 2, och antog att flödet under perioden mellan två mätningar representerades av medelvärdet för dessa två mätningar. Vid beräkningar av mängden kol i kolonnerna använde vi en bulkdensitet på 1,75 g/dm³ för IOCO, samt 1,65 g/dm³ för filtersand. Trots osäkerheterna i beräkningarna är det uppenbart att en större andel av det organiska materialet som fastlades i Referens- och ozonlinjerna mineraliserades jämfört med situationen i IOCO-kolonnerna. En rimlig tolkning är att det organiska materialet binder starkare till järn(hydr)oxidytorna i IOCO-materialet än till ytorna i den konventionella filtersanden, vilket tycks minska den biologiska tillgängligheten. Denna tolkning stöds av det faktum att en lägre andel av det organiska materialet i IOCO-materialet var extraherbart med pyrofosfat (Figur 16), vilket indikerar en starkare kemisk bindning.

3.3 Bassänginfiltrationsförsök

3.3.1 Hydraulisk belastning och hydraulisk konduktivitet

Under försöket har vattentillförseln till bassängen varit mellan 4 800 och 6 000 m³/d utom under vissa korta perioder då den varit stängd för rensning. Med en bottenyta av 1 600 m² motsvarar det en hydraulisk belastning av 3–3,8 m³/m²/d. I beräkningen har ingen hänsyn tagits till infiltration genom bassängens kanter. Den hydrauliska belastningen kan antas variera över ytan främst på grund av ojämn igensättning genom bildandet av en så kallad filterhud. Detta illustreras av de in situ-mätningarna av den hydrauliska konduktiviten (K) som gjordes i bassängen (Tabell 8).

Tabell 8 Hydraulisk konduktivitet (K) för filtersand och IOCO från de tre mätningarna i infiltrationsbassängen (K1–K6: mätpunkter, F1 och F2: försöksyta 1 resp 2). Se Figur 5 för punkternas läge.

Mätpunkt	K (m/s) 2005-08-30	K (m/s) 2005-11-02	K (m/s) 2006-06-29
K1 IOCO_F1	0	1,9·10 ⁻⁶	3,7·10 ⁻⁶
K5 IOCO_F1		1,1·10 ⁻⁵	6,4·10 ⁻⁶
K3 IOCO_F2	8,9·10 ⁻⁵	2,5·10 ⁻⁴	2,9·10 ⁻⁵
K6 IOCO_F2		1,6·10 ⁻⁵	8,5·10 ⁻⁶
K2 Sand_F1	1,16·10 ⁻³	2,1·10 ⁻⁴	1,2·10 ⁻⁵
K4 Sand_F2	1,3·10 ⁻³	5,5·10 ⁻⁴	1,6·10 ⁻⁵

Av tabellen framgår att K-värdenas spridning är stor såväl för de enskilda mätpunkterna vid de olika mättillfällena som mellan mätpunkterna. Mätvärdena i sanden visar en sjunkande trend över tiden. K-värdena i försöksytorna är harmoniska medelvärden för 0,2 m sand + 0,3 m IOCO. Mätvärdena är närmast log-normalfördelade, vilket gäller såväl referensytor som IOCO-yltor. Vid log-normalfördelade mätvärden bör geometriska medelvärden² användas vid medelvärdesbildning (Tabell 9).

Tabell 9 Geometriska medelvärden av mätningarna av den hydrauliska konduktiviteten (K) i infiltrationsbassängen.

Alla mätpunkter		IOCO-yltorna		Filtersand	
K (m/s)	K (m/d)	K (m/s)	K (m/d)	K (m/s)	K (m/d)
4,1 · 10 ⁻⁵	3,5	1,6 · 10 ⁻⁵	1,4	1,7 · 10 ⁻⁴	15

Grundvattennivån i det sekundära grundvattenmagasinet mättes i nio grundvattenrör med intagssilen 0,6–0,7 m under bassängbotten (Figur 5). Grundvattennivåerna varierade relativt mycket mellan punkterna och över tiden och var mellan någon centimeter upp till nästan 1,5 m lägre än vattenytan i bassängen. Grundvattenytan lutade också något mot sydost. Vid mätningen 2005-11-02 var grundvattennivån ca 0,5 m lägre i sydöstra delen av bassängen jämfört med nordvästra delen. Med hjälp av K-värdena i Tabell 8 och nivåskillnaden mellan vattenytan i bassängen och grundvattennivån i intilliggande grundvattenrör

² Geometriskt medelvärde (m_g), $\log m_g = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \log x_i$

beräknades vertikala flöden för de enskilda punkterna vid varje mät-
tillfälle (Tabell 10).

Tabell 10 Flöden (q) från de tre mätningarna i infiltrationsbassängen
(K1-K6: mätpunkter, F1 och F2: försöksyta 1 resp 2).

Mätpunkt	q (m/d) 2005-08-30	q (m/d) 2005-11-02	q (m/d) 2006-06-29
K1 IOCO_F1	0,0	0,2	0,3
K5 IOCO_F1		2,4	0,5
K3 IOCO_F2	0,5	9,3	0,5
K6 IOCO_F2		0,9	0,2
K2 Sand_F1	36,7	9,8	1,3
K4 Sand_F2	2,5	17,5	1,6

Av Tabell 10 framgår att flödenas spridning, liksom den för K-värdena är stor såväl för de enskilda mätpunkterna vid de olika mättillfällena som mellan mätpunkterna. I Tabell 11 redovisas geometriska medelvärden för flödena. Då mätvärdena för flödena inte verkar lika tydligt log-normalfördelade som K-värdena redovisas också aritmetiska medelvärden. I de massbalansberäkningar med avseende på kol som utförs nedan (3.2.3) redovisas beräkningar baserade på båda typerna av medelvärden. Av den stora spridningen i mätningarna av hydraulisk konduktivitet och flöden som redovisats ovan framgår att de använda värdena är behäftade med betydande osäkerhet.

Tabell 11 Geometriska medelvärden av flödena (q) i infiltrationsbassängen.

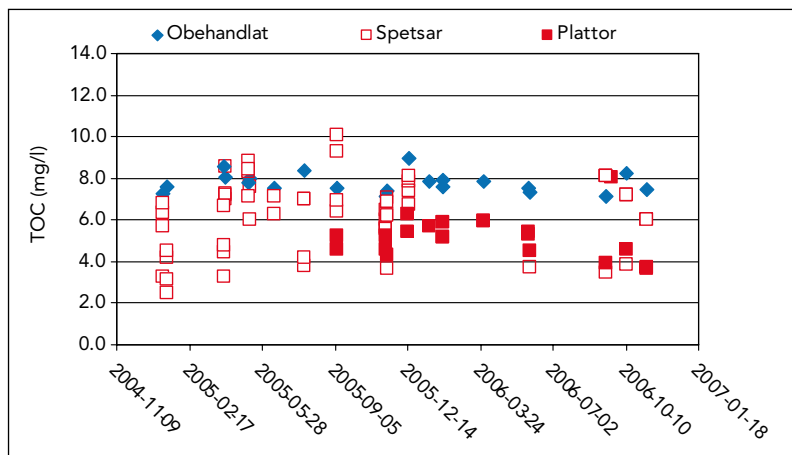
Alla mätpunkter (m/d)		IOCO-ytorna (m/d)		Filtersand (m/d)	
Geo. medel	Arit. medel	Geo. medel	Arit. medel	Geo. medel	Arit. medel
1,5	5,2	0,6	1,6	5,6	11,6

3.3.2 Avskiljning av organiskt material

Infiltrerat vatten under IOCO-skiktet provtogs med Prenartspetsar och Prenartplattor. De förra placerades under IOCO-skiktet, medan de senare installerades i nedre delen av IOCO-skiktet med den perforerade delen riktad uppåt. För såväl TOC som COD_{Mn} var avskiljningen något lägre och spridningen större i vatten provtaget med spetsar jämfört med vatten provtaget med plattor (Figur 17 och 18; Tabell 12).

Som nämnts ovan bildades ett sekundärt grundvattenmagasin i bassängen med en nivå som varierade mellan någon centimeter upp till nästan 1,5 m lägre än vattenytan i bassängen. Dessutom lutade grundvattenytan också något mot sydost. Detta sammantaget indikerar en risk för horisontella grundvattenströmningar ytligt i bassängen. Det är därför troligt att den lägre avskiljningen som erhöles med Prenartspetsar beror på en inblandning av infiltrerat vatten som inte har passerat IOCO-skiktet. I belastningsberäkningarna nedan har vi därför valt att luta oss mot resultaten som erhöles med Prenartplattor, vilka bedömdes sakna denna potentiella artefakt. Under de två år som försöket pågick såg vi ingen tendens till försämrade avskiljning. För Prenartplattorna var medelavskiljningen under perioden 37 % för TOC, 48 % för COD_{Mn} .

och 54 % för UV-absorbans (Tabell 12). Den hydrauliska belastningen på IOCO-filtren var dock lägre än den avsedda; 0,6–1,6 m/d (Tabell 11) mot 4 m/d. Avskiljningen av organiskt material på referensytorna, d v s utanför IOCO-ytorna var låg; mätt som TOC och COD_{Mn} i genomsnitt 4 % respektive 15% (Tabell 12).

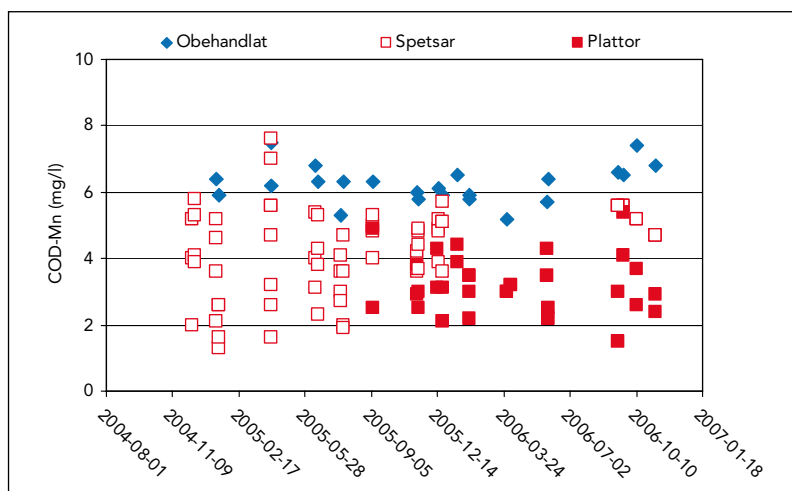


Figur 17 Koncentrationen av totalt organiskt kol (TOC) i prov tagna i bassängen (obehandlat), med Prenartspetsar under IOCO-skiktet (Spetsar), samt med Prenartplattor under IOCO-skiktet (Plattor). Varje punkt representerar ett vattenprov.

Tabell 12 Den procentuella fastläggningen av organiskt material, mätt som TOC, COD_{Mn} och UV-absorbans (254 nm), i bassängförsöket. Data representerar medelvärde ± en standardavvikelse, med antal provtagningsomgångar inom parentes.

	Infiltrationsbassäng (spetsar)	IOCO-filter (spetsar+plattor)	IOCO-filter (plattor)
TOC	4±9 (16)	22±13 (17)	37±9 (13)
COD _{Mn}	15±11 (23)	38±13 (23)	48±13 (13)
UV (254 nm)	23±9 (23)	46±12 (23)	54±11 (11)

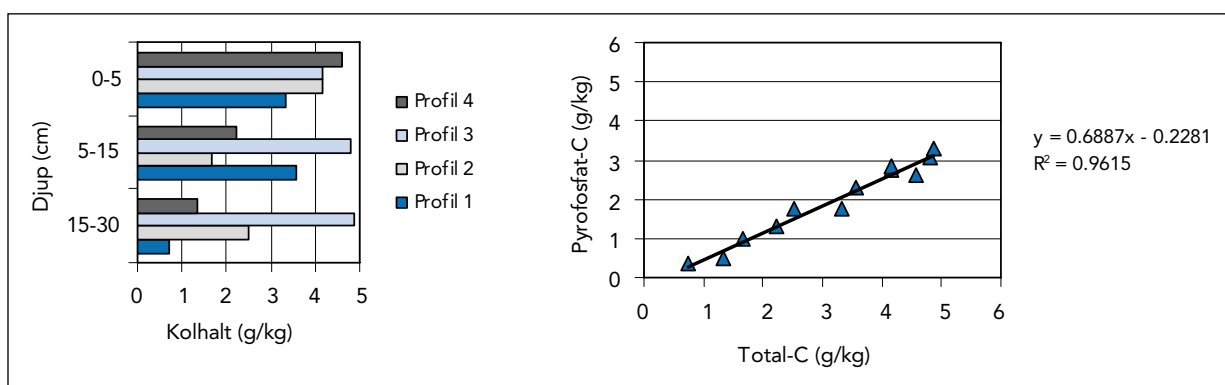
Medelsammansättningen på det infiltrerande vattnet var 7,9±0,5 mg/l för TOC, 6,2±0,6 mg/l för COD_{Mn}, samt 0,19±0,04 abs för UV.



Figur 18 Koncentrationen av organiskt material, mätt som COD_{Mn}, i prov tagna i bassängen (obehandlat), med Prenartspetsar under IOCO-skiktet (Spetsar), samt med Prenartplattor under IOCO-skiktet (Plattor). Varje punkt representerar ett vattenprov.

3.3.3 Belastning och mängd kol i bassängen

Vid försökets slut togs sandprover från två profiler i vardera IOCO-
yta, profil 1 och 2 respektive 3 och 4. Gradienten i kolhalt var mycket
olika för de olika profilerna (Figur 19). För Profil 3 var kolhalten hög
genom hela profilen, medan den minskade med ökat djup i de övriga
profilerna. Den faktiska hydrauliska belastningen har därför sannolikt
varierat kraftigt inom de olika försöksytorna, något som måste beaktas
vid en framtida eventuell tillämpning. Stora flöden i enskilda delar av
en bassäng leder till ett dåligt nyttjande av bassängens totala kapacitet.
I de belastningsberäkningar som redovisas i Tabell 13 har vi antagit att
avskiljningen var konstant över tiden (37 %), samt att den var försum-
bar i det ovanliggande sandskiktet, d v s all avskiljning skedde i IOCO-
skiktet. Beroende på vilket flöde som antogs erhöles en ackumulerad
mängd kol i IOCO-skiktet på 1,3 eller 3,4 kg/m² (Tabell 13). Dessa
värden skall jämföras med den återfunna kolmängden vid försökets slut
som var ca 1,5 kg/m². Andelen kol som försvunnit, d v s mineraliserats
i bassängen, ligger därför sannolikt inom intervallet 0 och 50 %. Vi
fann en stark korrelation mellan koncentrationen kol extraherbart med
pyrofosfat och totalkol (Figur 19). En jämförelse visar att ungefär 70 %
av den totala kolhalten var extraherbar med pyrofosfat, vilket kan jämföras
med ungefär 50 % i kolonnförsöket med ozonering.



Figur 19 Kolhalter i IOCO-skiktet i bassängen (vänstra figuren). Profil 1-4 representerar 4 stycken provtagningspunkter, två i vardera försöksyta. Notera att nollnivån är lika med IOCO-skiktets översta kant. Figuren till höger visar sambandet mellan koncentrationen av C erhållen med en pyrofosfatextraktion och totalkoncentrationen C. Ungefär 2/3 av kolet är extraherbart med pyrofosfat.

Tabell 13 Mängden kol i IOCO-skiktet (30 cm) i infiltrationsbassängen, jämfört med mängden tillfört kol (mängd in – mängd ut).

	Mängd kol (kg/m ²)
fastlagt kol (geometriskt medelvärde = 0,6 m/d)	1,3
fastlagt kol (aritmetriskt medelvärde = 1,6 m/d)	3,4
total-kol i IOCO-skikt (kg/m ²)	1,5±0,6 (n=2)

Vid beräkningar av mängden tillfört kol har vi antagit en konstant koncentration TOC (7,9 mg/l), en konstant avskiljningsgrad (37 %), samt att avskiljningen var försumbar i det ovanliggande sandskiktet i (Tabell 12). Försöket pågick 2004-11-17 till 2006-11-16.

3.4 Containerförsök

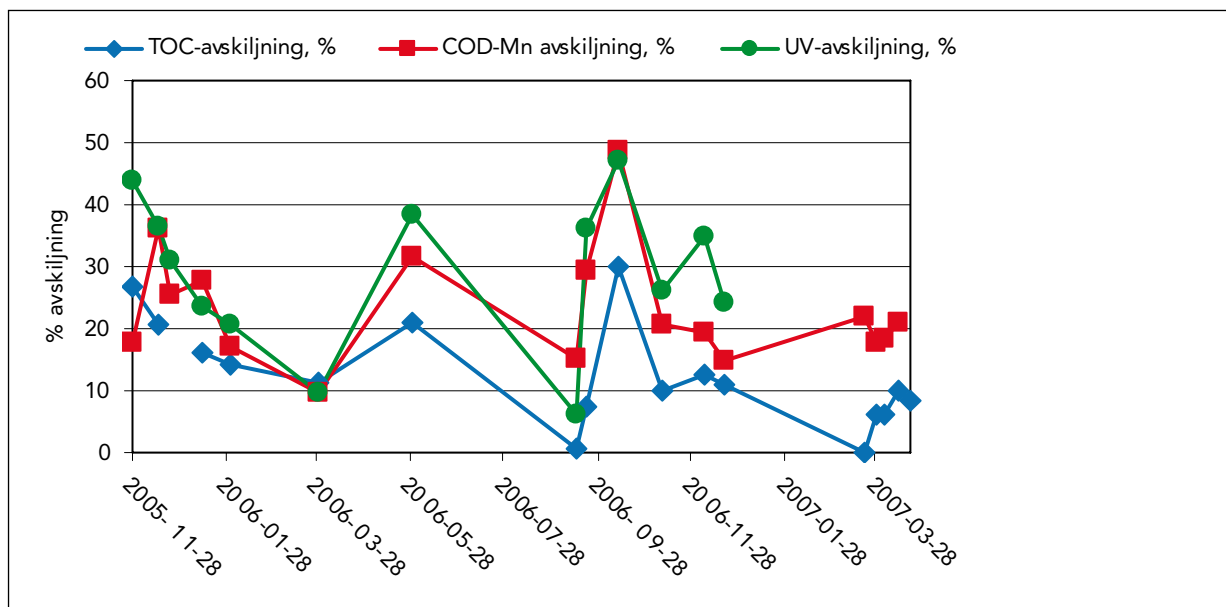
3.4.1 Hydraulisk belastning och hydraulisk konduktivitet

Containerförsöket pågick under perioden 2005-10-13–2007-04-19, dvs cirka 1,5 år. I försöket infiltrerades mikrosilat råvatten (samma typ av vatten som tillfördes bassängerna) och den hydrauliska belastningen uppgick i genomsnitt till ca $4 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$.

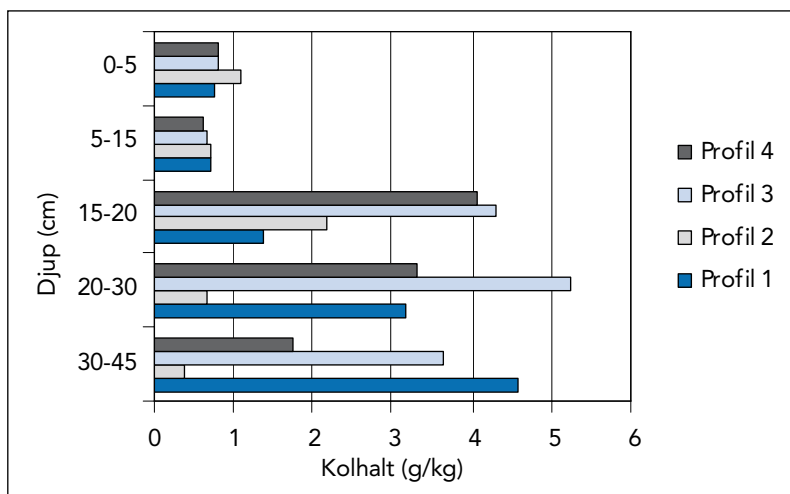
Filtrets hydrauliska konduktivitet (K) bestämdes in situ 2005-11-02 till $2,5 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ (2,1 m/d). Värdet är ett harmoniskt medelvärde för hela filtret, dvs 0,2 m filtersand + 0,3 m IOCO + 0,2 m filtersand + 0,1 m makadam. Om man antar att hela strömningsförlusten sker över IOCO-materialet, som kan antas ha lägst genomsläpplighet av de tre materialen, får man ett K-värde av $1,1 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ (0,9 m/d).

3.4.2 Avskiljning av organiskt material

Avskiljningen av det organiska materialet var låg under försökets gång (Figur 20). Den genomsnittliga avskiljningen låg på 12 % mätt som TOC, 23 % mätt som COD_{Mn} , samt 29 % mätt som UV-absorbans. Vi ser således samma inbördes relation mellan de olika parametrarna i container-försöket som i de andra försöken. Den stora variationen över tiden följer inte temperaturen och är därför svår att förklara. Kolhaltsbestämningar som gjordes på filtersanden visade att Profil 1 och 3 hade höga halter kol långt ner i IOCO-skiktet, medan kolhalten i Profil 2 var låg i hela IOCO-skiktet (Figur 21). Detta indikerar att den hydrauliska belastningen på filtrets olika delar har varit ojämn. Kanalisering av flödet tillsammans med den generellt höga hydrauliska belastningen är möjliga förklaringar till att den procentuella avskiljningen av NOM är avsevärt lägre i containerförsöket jämfört med i bassängförsöket.



Figur 20 Avskiljningen av organiskt material i containerförsöket mätt som TOC, COD_{Mn} och UV (254 nm).



Figur 21 Koncentration av organiskt C i sand och IOCO i containerförsöket. 0–15 cm är vanlig filtersand, 15–45 cm IOCO.

Balansberäkningar på kolhalter i in- och utgående vatten visade att totala mängden kol som avskildes i filtret under försökets gång var ca 2,2 kg/m² (Tabell 14). Av denna mängd återfann vi 77 %. Denna siffra ligger nära de 85 % vi fann i kolonnförsöket och i mitten av det intervall på 50–100 % som vi erhöll i bassängförsöket. Figur 21 illustrerar tydligt att IOCO-skiktet fungerar alldeles utmärkt under ett ovanlagrat skikt av vanlig filtersand. Hela 90 % av det kol som fastlades i filtret återfanns i IOCO-skiktet.

Tabell 14 Mängden kol i IOCO- och filtersandskikt containern, jämfört med mängden tillfört kol.

fastlagd mängd C (kg/m ²)	2,2
total C i filtersandskikt (kg/m ²)	0,18±0,02
total C i IOCO-skikt (kg/m ²)	1,5±0,8
Summa kol i filter (kg/m ²)	1,7±0,8
%-återfunnet kol	77

Vid beräkningar av mängden tillfört kol har vi antagit en konstant koncentration TOC (8,0 mg/l) och en konstant avskiljningsgrad (12%) (Figur 20). Den hydrauliska belastningen var i genomsnitt 4 m/d. Försöket pågick 2005-10-13 till 2007-05-19.

4 Diskussion

4.1 Avskiljning av organiskt material med filtersand utan förozonering

En lämplig utgångspunkt för diskussionen av de resultat som erhöles med IOCO, med eller utan ozonering, är den befintliga anläggningens reningseffektivitet. Under perioden 1991–2006 minskade COD_{Mn} i utgående dricksvatten med i medeltal 61 % jämfört med halten i råvattnet (Figur 9). Denna siffra gäller för hela systemet. Eftersom avskiljningen av organiskt material i för- och efterbehandlingen (se Figur 1) är försumbar representerar summan av avskiljningen främst det som sker i filterbassängen och i åsens omättade och mättade delar (en viss inblandning av naturligt grundvatten sker också). Uppehållstiden för vattnet i åsen är ca 10 dagar. Våra mätningar med Prenartspetsar i nedre delen av bassängens filtersand visar en medelavskiljning av 15 %, mätt som COD_{Mn} (Tabell 12), vilket indikerar att huvuddelen (75%) av avskiljningen av det organiska materialet sker i åsens omättade och mättade delar. Avskiljningen i referenslinjen i kolonnförsöket var i genomsnitt 26 %, vilket är något högre än avskiljningen i bassängen. Skillnaden mellan dessa båda mätningar kan dels bero på att belastningen var lägre i kolonnförsöket (0,4–1,7 m/d) än i bassängförsöket (4 m/d), dels på ett effektivare utnyttjande av filterytan i kolonnförsöket. I bassängen kan kanalbildningar och uppkomsten av preferentiella flödesvägar minska effektiviteten i avskiljningen.

Tidigare erfarenheter från svenska vattenverk visar att halten av organiskt material i det uppumpade vattnet typiskt är ca 30 % av halten i infiltrationsvattnet (Sundlöf & Kronqvist, 1992). Förhållandena vid bassänginfiltrationsanläggningarna är dock mycket skiftande och uppgifter om uppehållstider och inblandning av naturligt bildat grundvatten saknas ofta, vilket gör det svårt att jämföra behandlingseffekter. Detaljerade undersökningar i ett antal anläggningar har visat att minskning av COD_{Mn} i den omättade zonen i regel är måttlig och ligger på 10–30 % (Blomberg /red/, 1999), vilket överensstämmer väl med den avskiljningsgrad vi fann i Hyndevadsanläggningen. Även tidigare kolonnförsök med Mälarvatten och vanlig filtersand har visat på en mycket begränsad förmåga att avskilja organiskt material. I ett kolonnförsök på Norsborgs vattenverk som utfördes inom ramen för projektet gällande möjligheterna att försörja Storstockholm med konstgjort grundvatten erhöles en minskning av TOC med 3–25 % (Blomberg /red/, 1999). Kolonnerna var 4 m långa och den hydrauliska belastningen varierade mellan 1–2 m³/m²/d. Avskiljningen var starkt korrelerad med vattentemperaturen, med en högre avskiljning vid höga temperaturer. Inom ramen för samma projekt utfördes också undersökningar i Ekerö kommuns anläggning i Skytteholm som visade på en avskiljning i den omättade zonen av samma storleksordning och med ett tydligt temperaturberoende.

I ett efterföljande försök vid Lovöns vattenverk med kortare kolonner (0,5 m) var avskiljningen mätt som TOC nära noll (Berggren m fl, 2004). Belastningen i detta försök var $2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$. Anledning till att vanlig filtersand har en låg förmåga att avskilja NOM är sannolikt en kombination av att NOM till stor del består av biologiskt svårnedbrytbara föreningar, samt att adsorptionsförmågan hos vanlig filtersand är låg (Blomberg /red/, 1999; Berggren m fl, 2004). En väl fungerande initial fastläggning genom adsorption och/eller utfällning är sannolikt nödvändig för en effektiv avskiljning då uppehållstiden i den omättade zonen är för kort för att en effektiv biologisk nedbrytning skall hinna ske. Som nämnts ovan i kapitel 1.2.2 har vanlig filtersand ogynnsamma egenskaper vad gäller att fastlägga NOM, speciellt vid höga pH-värden.

En nyligen utförd kolonnstudie vid Lackarebäcks vattenverk har visat att det i vissa fall kan vara möjligt att uppnå en hög avskiljning av organiskt material i den omättade zonen (Lundh m fl, 2006). I studien infiltrerades råvatten från Delsjöarna i 5 m långa kolonner fyllda med sandmaterial från Gråbodeltat i Lerum. Belastningen var $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ och försöket pågick i drygt ett år. Grundvattenytans läge var olika i de olika kolonnerna, men avskiljningen av COD_{Mn} i den omättade zonen (2 m) var i genomsnitt 52 %. Det är idag oklart varför avskiljningen av organiskt material skiljer sig åt så mycket mellan detta försök och Hyndevadsförsöket. Skillnaden i avskiljning kan bero på skillnader i kemiska egenskaper hos såväl råvatten som filtermaterial. När det gäller skillnader i råvattenkvalitet var Delsjövattnet något mjukare och hade ett lägre pH (7,1) än vattnet i Hyndevadsån. Rent generellt så gäller att adsorptionen av naturligt organiskt material till partikelytor ökar då pH sjunker (Berggren m fl, 2004). Höga halter av bikarbonat kan också konkurrera med det organiska materialet om bindningsställen på partikelytorna. Tyvärr så saknar vi information om kvaliteten på det organiska materialet i Delsjöarna, men den specifika UV-absorbansen ($\text{UV}_{254}/\text{TOC}$) är lika i de två råvattnen, vilket indikerar att NOM-kvaliteten är snarlik. Halten NOM var dock lägre i Lackarebäcksförsöket (5,2 mot 7,6 $\text{mg O}_2/\text{l}$, mätt som COD_{Mn}), vilket skulle kunna underlätta avskiljningen (lägre belastning). Gråbosanden som använde i försöket vid Lackarebäcks vattenverk innehöll en lerfraktion (2–3 %), vilken saknas i filtermaterialet i Hyndevadsförsöket. Lerfraktionen har en stor specifik yta och skulle teoretiskt kunna bidra till avskiljningen. En faktor som sannolikt också bidrog till den goda avskiljningen i Lackarebäcksförsöket var att försöket genomfördes vid rumstemperatur (ca 20 °C). En hög temperatur gynnar avskiljningen i filtersand, vilket var särskilt tydlig i Norsborgsförsöket (Blomberg /red/, 1999), men kan också skönjas i vårt kolonnexperiment (Figur 13). Flera studier kring vattenkvalitetens och filtersandmaterialets betydelse för avskiljningen av NOM i den mättade och omättade zonen i samband med vattenrening vore önskvärda.

4.2 Avskiljning av organiskt material med IOCO utan förozonering

Resultatet från bassängförsöket visar entydigt att ett skikt av IOCO på 30 cm förstärker avskiljningen av NOM. Koncentrationen TOC minskade under IOCO-skiktet med 37 %, vilket skall jämföras med 4 % ute i bassängen (Tabell 12). Resultatet stämmer väl överens med de resultat vi fick i ett tidigare projekt där effekten på NOM-avskiljningen av ett 20 cm respektive 50 cm skikt av IOCO undersöktes i ett kolonnförsök på Lovöns vattenverk (Berggren m fl, 2004). Efter ett års mätningar var avskiljningen av TOC 25 % med 50 cm IOCO och 15 % med 20 cm IOCO, medan den bara var 5 % med 50 cm filtersand. Våra resultat är jämförbara med de resultat som professor Benjamins forskargrupp erhöll i de första studierna med IOCO. I en första kolonnstudie med IOCO ökade avskiljningen av TOC med 4–6 gånger (McMeen & Benjamin, 1997). Vattnet i detta försök hade dock en väsentligt lägre TOC-koncentration (1,3–3,7 mg/l) än råvattnet i Hyndevadsån. Även kolonnförsöket vid Lackarebäckes vattenverk hade en uppsättning kolonner med 30 cm IOCO överlagrat med 20 cm Gråbosand (Lundh m fl, 2006). Här var avskiljningen av NOM ännu effektivare än i vårt försök, hela 80 % mätt som minskning i COD_{Mn} . Som nämnts ovan så skilde sig de experimentella förhållandena något mellan de olika försöken. Även halten NOM var lägre i Göteborgsförsöket. Förklaringen till att NOM-avskiljningen är högre i IOCO-sand än i konventionell filtersand beror dels på en större specifik yta, dels på en högre reaktivitet gentemot NOM. Som nämnts ovan under 1.2.2, har IOCO-ytan en stor mängd reaktiva Fe-OH-grupper som kan binda NOM. Det är troligt att åtminstone en andel av det NOM som avskildes bands in till ytan genom ligandutbytesreaktioner enligt reaktion 3. Denna fraktion bör ha bundits hårt till partikelytorna och det är troligt att det NOM som inte gick att extrahera med pyrofosfat (ca 1/3) var bundet genom ligandutbyte. Det är också troligt att den andel av NOM som gick att extrahera med pyrofosfat var svagare bunden, alternativt bands till ytor som var fysiskt mer tillgängliga.

Mätningar av kolhalten i IOCO-skiktet visade att avsevärda mängder organiskt material fastlades där; under försökets gång ca 1,5 kg/m² i 30 cm IOCO (Tabell 13). För att få en känsla för vad denna mängd representerar kan man göra följande beräkning: antag ett vatten med en TOC-halt på 8 mg/l och en avskiljning på 30 %; vid en belastning på 2 m³/m²/d motsvarar 1,5 kg/m² mängden kol som ansamlas under ca ett års drift, förutsatt att 100 % av fastläggningen äger rum i IOCO-skiktet och att ingen mineralisering av NOM sker. Eftersom vi inte såg någon minskning av avskiljningen under försökets gång, bör ytterligare kol kunna fastläggas i IOCO-skiktet. Beräkningen ovan representerar således en absolut minimumkapacitet hos IOCO-skiktet att avskilja NOM.

Två faktorer som är av stor betydelse för den långsiktiga uthålligheten av ett IOCO-skikt är dels hur effektiv avskiljningen blir när de reaktiva Fe-OH-grupperna börjar bli mättade med NOM, dels hur NOM som har bundits in till IOCO-ytorna omsätts biologiskt. När det gäller

avskiljningsförmågan vid höga mättnadsgrader av IOCO-ytan, så vet vi idag för lite för att kunna uttala oss med någon större säkerhet. Det är möjligt att en mindre andel NOM skulle kunna fastläggas med någon annan mekanism som bygger på en svagare interaktion t ex mellan olika polära grupper på olika NOM-molekyler. I en kolonnstudie med skogsjordar visade Zysset & Berggren (2001) att mättnad inte uppnåddes, ens i ett längre perspektiv, utan 25 % av NOM fortsatte att fastläggas i kolonnerna. Viktigt att notera är dock att den hydrauliska belastningen i detta försök var väsentligt lägre än i kolonnförsöket i Hyndevad. När det gäller den biologiska tillgängligheten av NOM som adsorberats till järn(hydr)oxidmaterial pågår mycket forskning i dagsläget. Enligt en färsk studie av Mikutta m fl (2007) är den biologiska tillgängligheten av adsorberat NOM starkt kopplad till hur det är bundet till ytan. Den fraktion som är mest svårnedbrytbar är den som binds genom ligandytbytesreaktioner, d v s direkt till de reaktiva hydroxylgrupperna. Denna fraktion kommer med all sannolikhet inte att omsättas alls under ett IOCO-filters livslängd. Däremot bör åtminstone en del av den fraktion som går att extrahera med pyrofosfat (70 % av totala mängden kol i vårt bassängförsök), d v s lösare bundet NOM, delvis kunna mineraliseras under filtrets livslängd. Som framgår av kolonnförsöket med ozonerat vatten (Tabell 7), tycks dock NOM som fastlagts i IOCO mineraliseras långsammare än NOM som fastlagts i en konventionell filtersand, åtminstone på kort sikt.

4.3 Avskiljning av organiskt material med IOCO och förozonering

En kombination av förozonering och ett skikt med IOCO-sand tycks vara den klart mest effektiva metoden att avskilja NOM (Figur 12). Detta stämmer väl överens med våra tidigare erfarenheter från kolonnförsöket vid Lovöns vattenverk (Berggren m fl, 2004). Att ozonering ledde till förbättrad avskiljning i kolonnerna har sannolikt att göra med förändringar i strukturen hos NOM. En välkänd effekt av ozonering, vilken också är tydlig i detta försök, är en minskning av UV-absorbansen. Som framgår av Tabell 5 minskade UV-absorbansen med mellan 39 och 64 %, bara genom ozonering. Ytterligare mellan 8 och 46 % av UV-absorbansen avskildes i IOCO-kolonnen. Minskningen av UV-absorbansen beror sannolikt på ett minskat innehåll av aromatiska strukturer. I vår tidigare studie använde vi ¹³C-NMR-spektroskopi för att karakterisera NOM i de olika behandlingsleden (Berggren m fl, 2004). Dessa mätningar visade att signalen för aromatiskt kol minskade till följd av ozonering, vilket också överensstämmer med tidigare studier (Anderson m fl, 1986; Westerhoff m fl, 1999). Istället ökade innehållet av strukturer med O-, -N-alkyl- och alkyl-C-grupper, medan innehållet av karboxyl-C förblev oförändrat. Man kan tolka detta som att NOM blev mer hydrofilt till följd av ozonering, vilket stämde överens med en kromatografisk fraktionering som också gjordes på dessa prov.

Det tycks således vara så att de hydrofila syror som bildas vid ozonering binder starkare till IOCO än den blandning av hydrofila + hydro-

foba syror som finns i ett obehandlat vatten. Man har sett i tidigare försök med konventionella långsamfilter att en förozonering ökar avskiljningen av NOM. Collins m fl (1991) och Eighmy m fl (1993) rapporterade att avskiljningen dubblerades till följd av ozonering. I ett korttidsförsök vid Norsborgs vattenverk gav ozonering följt av konventionell långsamfiltrering en god reduktion av COD_{Mn} (Seger, 1998). I vår kolonnstudie utan IOCO-skikt var förbättringen till följd av ozonering dock måttlig. En orsak till detta är sannolikt problemen med ozondoseringen, vilket resulterade i en för låg dosering under större delen av försöket. En väl fungerande ozonering med 4 mg O_3/l skulle sannolikt också ha resulterat i en ytterligare bättre avskiljning i IOCO-kolonnen.

Ett potentiellt problem vid förozonering av råvatten är att halten AOC ökar drastiskt, vilket också var fallet i vår studie (Tabell 6). Vanlig filtersand tycks dock relativt effektivt minska AOC-halten i vattnet till nivåer nära det ursprungliga råvattnet, vilket överstämmer med erfarenheter från försöket vid Norsborgs vattenverk (Seger, 1998). Att lägga till ett skikt med IOCO resulterade i en ytterligare minskning av AOC-halten; vid ett tillfälle till och med under halten i utgående dricksvatten.

5 IOCO som filtermaterial vid vattenrening

5.1 Möjliga tillämpningar

Vi har visat att IOCO är potentiellt intressant som filtermaterial för avskiljning av NOM vid dricksvattenproduktion, både vid bassänginfiltration och långsamfiltrering. Det är också klart att en förbehandling av vattnet med ozon avsevärt ökar avskiljningen av NOM. Negativa effekter uppkomna vid förozonering, som en förhöjning av AOC-halten, tycks kunna hanteras genom att lägga till ett IOCO-skikt. En viktig erfarenhet från kolonnförsöket vid Lackarebäcks vattenverk var att ett IOCO-skikt också resulterade i en avsevärt förbättrad mikrobiell barriäreffekt (Lundh m fl 2006). I studien ingick avskiljning av såväl bakterier, bakteriofager och virus. Enligt Lundh m fl. 2006 kan IOCO med fördel användas i syfte att förstärka den bakteriella barriärverkan vid tunnare mäktigheter med omättad zon.

5.2 Kostnadsjämförelse mellan olika behandlingsmetoder

Införandet av ett IOCO-skikt i ett vattenbehandlingssystem, med eller utan förozonering, skulle kunna ersätta kemisk fällning som reningssteg före konstgjord grundvattenbildning och långsamfiltrering. För att bedöma om IOCO skulle kunna vara ett ekonomiskt fördelaktigt alternativ utfördes beräkningar av kostnaderna för kemisk fällning som förbehandling. En kostnadsberäkning för förozonering i samband med en IOCO-baserad vattenrening utfördes också. Kostnadsberäkningarna har delfinansierats av North Cape Minerals och utförts av Kjell Hedlund, IFO Vattenrening AB och Per-Olof Johansson.

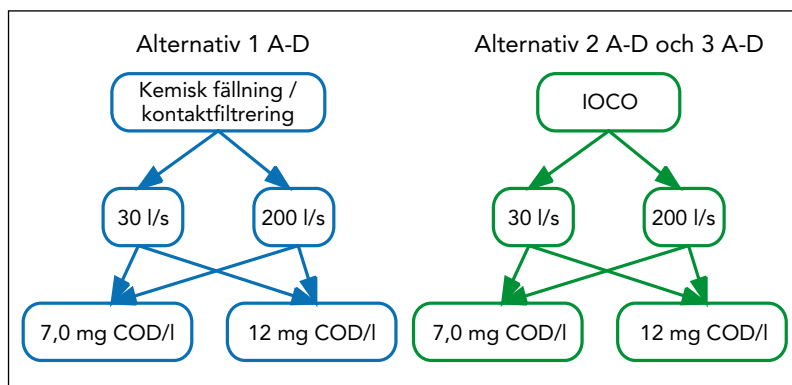
Kostnadsjämförelse gjordes mellan:

1. Kemisk fällning/kontaktfiltrering som förbehandling till bassänginfiltration med IOCO
2. Ozonering som förbehandling till bassänginfiltration med IOCO
3. Ozonering och långsamfiltrering med IOCO

Jämförelsen omfattade två olika vattenflöden (30 och 200 l/s) samt två olika halter av organiskt material (COD_{Mn} 7,0 respektive 12 mg/l).

- A. 30 l/s och 7, 0 mg/l COD_{Mn}
- B. 30 l/s och 12 mg/l COD_{Mn}
- C. 200 l/s och 7, 0 mg/l COD_{Mn}
- D. 200 l/s och 12 mg/l COD_{Mn}

Det ger totalt 12 olika alternativ (3 x 4 alternativ). Beräknade alternativ är schematiskt framställda i Figur 22.



A = 30 l/s och 7 mg/l COD_{Mn}
 B = 30 l/s och 12 mg/l COD_{Mn}
 C = 200 l/s och 7 mg/l COD_{Mn}
 D = 200 l/s och 7 mg/l COD_{Mn}

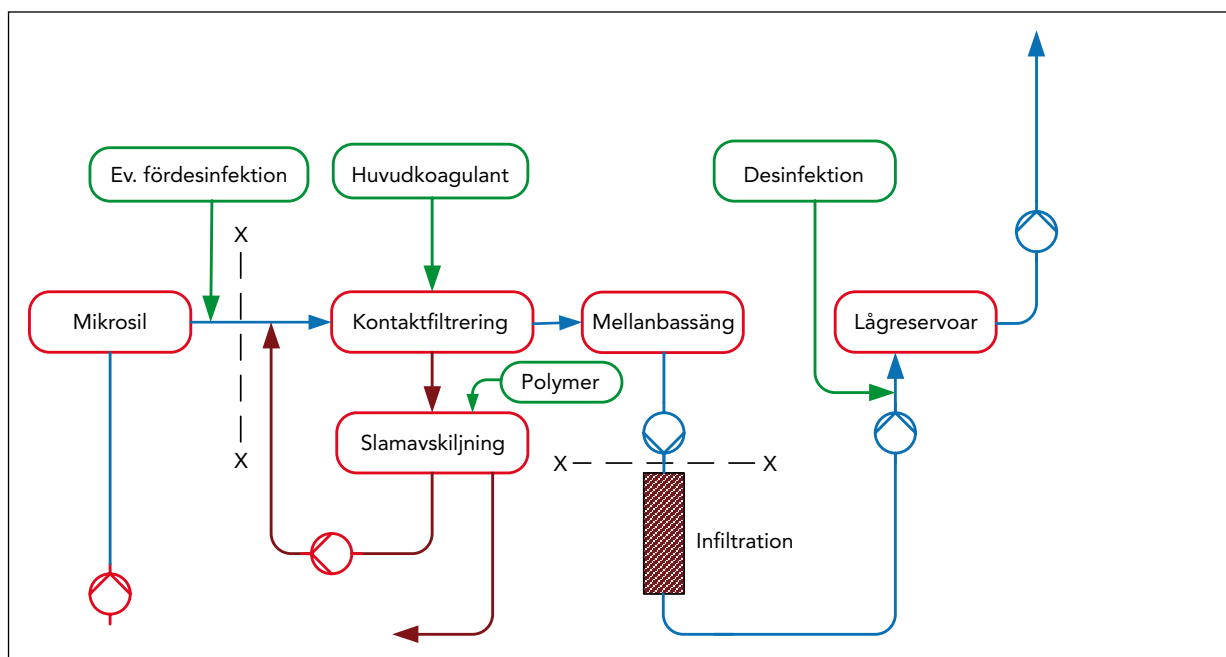
Figur 22 Undersökta alternativ.

5.2.1 Beskrivning och kostnadsberäkning för anläggningarna

Alternativ 1 – Kontaktfiltrering

Kontaktfiltrering är idag en vanlig behandlingsmetod för avskiljning av organiskt material.

Den principiella utformningen av den anläggning som kostnadsberäknats med inlagda gränser (x---x) för kostnadsberäkningen framgår av Figur 23.



Figur 23 Principiell utformning av kostnadsberäknad kontaktfiltreringsanläggning, Alternativ 1 A-D.

Anläggningen har vid det låga flödet (30 l/s) baserats på DynaSandfilter i plåt (SS 2333) medan den vid det höga flödet (200 l/s) baserats på filtermoduler installerade i betongblock (4 filterinsatser x 5 block samt block 6 som reserv för framtida utbyggnader).

Tillsatsen av huvudkoagulant har valts med hänsyn till normalt förekommande doser vid kontaktfiltrering, vilket i praktiken innebär något lägre tillsatser jämfört med den traditionella beräkningsmodellen:

$$\text{Erforderlig dos (g/m}^3\text{)} = \text{Färgtal (mg Pt/l)} \times 0,7 + 15$$

Samtliga investeringskostnader inom angivna leveransgränser inkluderades i beräkningarna (bygg, maskin, el). Driftkostnaderna utgörs i huvudsak av kemikalier (PAC och lut samt polymer) samt elektrisk energi. Kapitalkostnaderna har överslagsmässigt beräknats med hjälp av en annuitet på $7,265 \cdot 10^{-2}$, motsvarande 30 års avskrivningstid och en kalkylränta på 6 %. Årskostnader och specifika vattenkostnader för alternativen 1 A-D framgår av Tabell 15.

Tabell 15 Årskostnader och specifika vattenkostnader för alternativ 1 A–D.

Kostnadsställe	Kostnad, kr/år			
	A	B	C	D
Kapitalkostnad	585 000	585 000	2 896 000	2 896 000
Driftkostnad	392 000	457 000	1 784 000	2 303 000
Summa årskostnader	977 000	1 042 000	4 680 000	5 199 000
Specifik vattenkostnad, kr/m ³	1,24	1,32	0,89	0,99

Alternativ 2 – Ozonering och bassänginfiltration

Behandlingssystemet utgörs av ozonering av råvatten, kontaktbassäng samt mellanbassäng och efterföljande bassänginfiltration. Alternativ 2 A–D omfattar endast ozonaggregat med tillhörande utrustning (gasledningar, sintrade gasfördelningsblock, kompressor, lufttork, PSA (Pressure Swing Adsorption/) för syrgasproduktion, reduktionsenhet (termisk) för restozon, gaslarm, etc, kontaktbassäng samt erforderliga byggnadsarbeten för dessa installationer. Den fortsatta reningen bygger på konstgjord grundvattenbildning genom bassänginfiltration där IOCO lagts i ett 0,3 m tjockt lager på 0,3–0,6 m djup i filtersanden. Denna del ingår inte i kostnadsberäkningen.

Följande förhållande mellan TOC och COD_{Mn} användes vid beräkningarna av erforderlig ozontillsats:

$$TOC = 0,764 + 1,55 COD_{Mn}$$

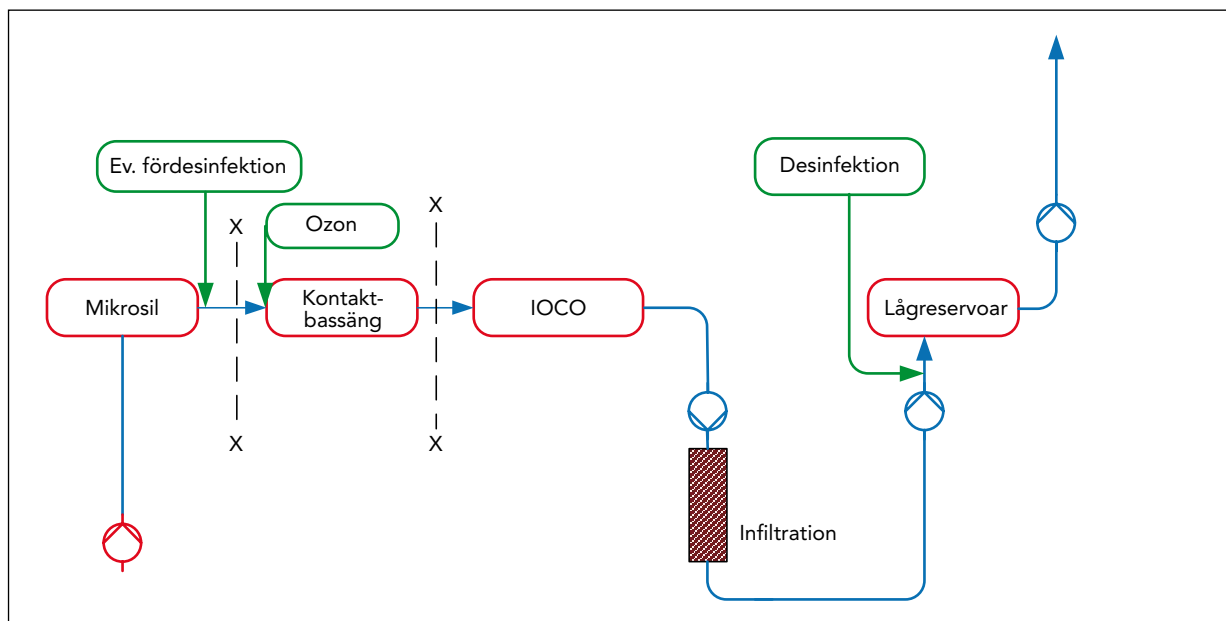
Tillsatsen av ozon bör bestämmas genom praktiska försök men ligger normalt inom området 1–3 g/g DOC för att åstadkomma en minskning av färg, lukt, smak och organiskt innehåll i stort samt givetvis även för att göra det resterande organiska materialet biologiskt nedbrytbart. Då halterna organiskt kol i här beräknade alternativ är relativt höga har en något lägre dosering uttryckt som g ozon/g DOC valts i detta fall. Förhållandet att tillsatsen av ozon endast utgör en inledande behandling som följs av biologisk oxidation talar också för att en relativt sett något lägre dosering bör användas. I detta sammanhang är även förhållandet DOC/TOC av betydelse då ozontillsatsen normalt anges i g ozon/g DOC. Även här förekommer relativt stora variationer mellan olika vattentyper men förhållandet ligger vanligen inom området 0,6–0,95, ofta med en dragning åt det högre hållet (ca 0,9). Mot bakgrund av vad ovan anförts har, i detta fall, valts att basera kalkylen på följande ozontillsatser:

Vid COD_{Mn} ca 7 mg/l (ca 6,9 mg TOC/l) en ozondosering på 0,8 g/g TOC (motsvarande 0,72 g/g DOC)

COD_{Mn} ca 12 mg/l (ca 10,7 mg TOC/l) en ozondosering på 0,6 g/g TOC (motsvarande 0,56 g/g DOC)

Ovan givna doseringar är att betrakta som maximala och beräkningarna av kostnaderna för ozongeneratorerna har baserats på dessa värden, givetvis med möjligheten att vid behov anpassa dosen nedåt.

Anläggningens principiella utformning med inlagda gränser (x---x) för aktuell kostnadsberäkning framgår av Figur 24.



Figur 24 Principiell utformning av anläggning med ozonering och bassänginfiltration med IOCO, Alternativ 2 A-D.

Samtliga investerings- och driftkostnader inom angivna gränser ingår i kostnadsberäkningen även om dessa inte detaljredovisas. Driftkostnaderna utgörs i huvudsak av elektrisk energi för ozongenerering. Liksom för tidigare kostnadsberäkning har schablonvärden ansatts för reparationer och underhåll och även i övrigt har beräkningarna skett på motsvarande sätt som redovisats ovan.

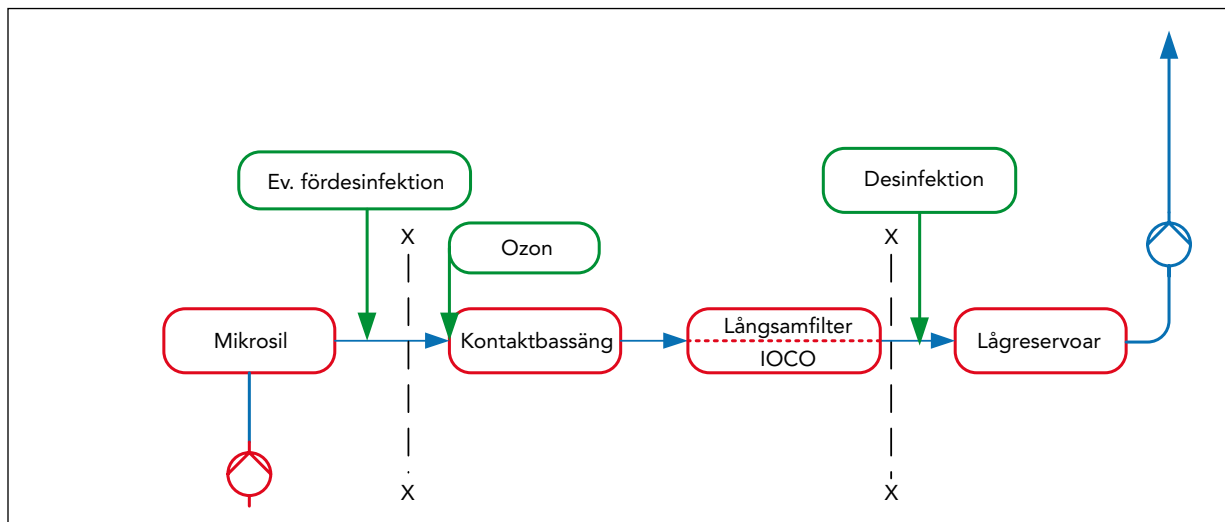
Årskostnader och specifika vattenkostnader för alternativen 2 A–D redovisas i Tabell 16.

Tabell 16 Årskostnader och specifika vattenkostnader för alternativ 2 A–D.

Kostnadsställe	Kostnad, kr/år			
	A	B	C	D
Kapitalkostnad	370 152	375 237	937 548	1 019 643
Driftkostnad	264 000	283 000	969 000	1 054 000
Summa årskostnader	634 152	658 237	1 906 548	2 073 643
Specifik vattenkostnad, kr/m ³	0,80	0,83	0,36	0,39

Alternativ 3 – Ozonering och långsamfiltrering

Detta alternativ liknar 2 A–D men bygger på att IOCO läggs i ett 0,3 m tjockt lager på 0,3–0,6 m djup i ett långsamfilter i en betongbas-säng. I övrigt är förutsättningarna då det gäller flöden, halter, ozon-tillsats lika som alternativen 2 A–D. Behandlingsprincipen framgår av Figur 25.



Figur 25 Principiell utformning av anläggning med ozonering långsamfiltrering med IOCO, Alternativ 3 A-D.

Samtliga investerings- och driftkostnader inom angivna gränser ingår i kostnadsberäkningen även om dessa inte detaljredovisats. Liksom för tidigare kostnadsberäkning har schablonvärden ansatts för reparationer och underhåll och även i övrigt har beräkningarna skett på motsvarande sätt som redovisats ovan. Driftkostnaderna utgörs i huvudsak av elektrisk energi för ozongenerering. Årskostnader och specifika vattenkostnader för alternativen 3 A–D redovisas i Tabell 17.

Tabell 17 Årskostnader och specifika vattenkostnader för alternativ 3 A–D.

Kostnadsställe	Kostnad, kr/år			
	A	B	C	D
Kapitalkostnad	1 017 000	1 024 000	5 800 000	5 886 000
Driftkostnad	383 000	403 000	1 585 000	1 670 000
Summa årskostnader	1 400 000	1 427 000	7 385 000	7 556 000
Specifik vattenkostnad, kr/m ³	1,77	1,81	1,41	1,44

5.2.2 Kostnadsutrymme för IOCO jämfört med kemisk fällning

De specifika vattenkostnaderna för de olika alternativen har sammanställts i Tabell 18.

Det bör observeras att skillnaden mellan alternativen 2 och 3 består i kostnaden för långsamfilterdelen exklusive IOCO och att denna kostnad är densamma för ett behandlingsalternativ där kemisk fällning och långsamfiltrering kombineras.

Tabell 18 Sammanställning av specifika vattenkostnader för alternativen 1-3/A-D.

Alternativ	Specifik kostnad, kr/m ³ producerat vatten			
	A	B	C	D
1	1,24	1,32	0,89	0,99
2	0,80	0,83	0,36	0,39
3	1,77	1,81	1,41	1,44

Som framgår av Tabell 18 får kostnaden för en vattenberedning med ozonering och IOCO högst uppgå till 1,24; 1,32; 0,89 resp 0,99 kr per producerad m³ dricksvatten för alternativen A–D för att vara kostnadsmässigt jämbördigt med kemisk fällning. Om IOCO ensamt räcker som beredningssteg kan hela detta ekonomiska utrymme användas för materialet. Om ozonering krävs för ett tillfredsställande behandlingsresultat får kostnaden för IOCO högst uppgå till 0,44; 0,49; 0,53 resp 0,60 kr för alternativen A–D.

Nedan redovisas vad dessa kostnader per producerad m³ vatten innebär för högsta pris per ton IOCO för olika antaganden gällande möjlig hydraulisk belastning och livslängd för IOCO-materialet för att det skall vara kostnadsmässigt jämbördigt med kemisk fällning (Tabell 19–22). I beräkningarna förutsätts att ett 0,3 m tjockt IOCO-lager läggs ut och att 30 % reservyta krävs samt att skrymdensiteten för IOCO är 1 750 kg/m³. Beräkningar redovisas för hydrauliska belastningar på 2, 3 och 4 m³/m²/d och livslängder på materialet på 3, 4 och 5 år. Eventuella möjligheter till regenerering av materialets avskiljningsförmåga eller eventuell avsättning för materialet efter användning för vattenreningsändamål har inte beaktats. I tabellerna redovisas de alternativ som ger högst respektive lägst konkurrenskraftiga pris för IOCO ensamt (Tabell 19 och 20) och för kombinationen förozonering och IOCO (Tabell 21 och 22).

Tabell 19 Högsta pris för IOCO (kr/ton) för att det skall vara kostnadsmässigt jämbördigt med kemisk fällning vid en årlig vattenproduktion av 790 000 m³, en COD_{Mn}-halt av 12 mg/l (Alt 1B) och där IOCO ensamt kan utgöra alternativ till kemisk fällning som förbehandling.

Hydraulisk belastning, m/d	IOCO-materialets livslängd (år)		
	3	4	5
2	4 200	5 600	7 100
3	6 300	8 500	10 600
4	8 500	11 300	14 100

Tabell 20 Högsta pris för IOCO (kr/ton) för att det skall vara kostnadsmässigt jämbördigt med kemisk fällning vid en årlig vattenproduktion av 5 250 000 m³, en COD_{Mn}-halt av 7 mg/l (Alt 1C) och där IOCO ensamt kan utgöra alternativ till kemisk fällning som förbehandling.

Hydraulisk belastning, m/d	IOCO-materialets livslängd (år)		
	3	4	5
2	2 900	3 800	4 800
3	4 300	5 700	7 100
4	5 700	7 600	9 500

Tabell 21 Högsta pris för IOCO (kr/ton) för att det skall vara kostnadsmässigt jämbördigt med kemisk fällning vid en årlig vattenproduktion av 790 000 m³, en COD_{Mn}-halt av 7 mg/l (Alt 1A och 2A) och där ozonering och IOCO kan utgöra alternativ till kemisk fällning som förbehandling.

Hydraulisk belastning, m/d	IOCO-materialets livslängd (år)		
	3	4	5
2	1 400	1 900	2 400
3	2 100	2 800	3 500
4	2 800	3 800	4 700

Tabell 22 Högsta pris för IOCO (kr/ton) för att det skall vara kostnadsmässigt jämbördigt med kemisk fällning vid en årlig vattenproduktion av 5 250 000 m³, en COD_{Mn}-halt av 12 mg/l (Alt 1D och 2D) och där ozonering och IOCO kan utgöra alternativ till kemisk fällning som förbehandling.

Hydraulisk belastning, m/d	IOCO-materialets livslängd (år)		
	3	4	5
2	1 900	2 600	3 200
3	2 900	3 900	4 800
4	3 900	5 100	6 400

Som framgår av de i Tabell 19-22 redovisade högsta konkurrensmässiga priserna är dessa starkt beroende av möjlig hydraulisk belastning, IOCO-materialets livslängd och behovet av förozonering.

6 Slutsatser och framtida forsknings- och utvecklingsbehov

Avskiljningen av organiskt material var låg i den övre delen (0–70 cm) av bassängen i Hyndevadsverket; mätt som TOC och COD_{Mn} i genomsnitt 4 % respektive 15 %. Det färdigbehandlade vattnet hade under perioden ca 60 % lägre halt COD_{Mn} än råvattnet, vilket betyder att huvuddelen (75%) av avskiljningen av organiskt material i Hyndevadsanläggningen sker på större djup i åsens omättade och mättade delar. Stora mängder organiskt material förs således årligen ner i åsens djupare delar. Fortsatta studier för att kartlägga var och hur denna fastläggning sker, samt med vilken hastighet som det organiska materialet omsätts vore därför önskvärda.

Bassängförsöket visade att ett skikt med 30 cm IOCO väsentligt förstärker avskiljningen av organiskt material i bassängen. Avskiljningen av organiskt material, mätt som TOC, ökade från 4 % ute i bassängen till 37 % under IOCO-skiktet. På grund av en komplicerad hydrologi i bassängen var det svårt att uppskatta den hydrauliska belastningen på IOCO-ytorna, men mätningar av hydraulisk konduktivitet och grundvattenytans läge visade att den bör ha legat på 0,6–1,6 m³/m²/d. En bestämning av kolhalten i IOCO-materialet efter det att försökets avslutats, visade att huvuddelen av det fastlagda organiska materialet fanns kvar i IOCO-skiktet, vilket tyder på en långsam biologisk omsättning. IOCO-skiktet tycks fungera väl även om det överlagras av 20 cm konventionell filtersand, något som är av praktiskt stor betydelse.

Kolonnförsöket visade att den bästa avskiljningen av organiskt material erhålls med en kombination av förozonering och ett IOCO-skikt. Detta stämmer väl överens med våra tidigare erfarenheter från ett mindre kolonnförsök på Lovöns vattenverk. Hyndevadsförsöket pågick under två år och avskiljningen låg på 42–75 %, mätt som COD_{Mn}. Detta trots att ozondosen under större delen av försöket låg på 1–2 mg O₃/l, mot rekommenderade 4 mg O₃/l. IOCO-skiktet reducerade dessutom effektivt de höga halter av AOC (assimilerbart organiskt kol) som uppkom vid ozoneringen. Halten av AOC i utgående vatten från kolonnen med förozonering och IOCO-skikt låg på ungefär samma nivå som den i det utgående dricksvattnet.

Kolonnförsöken på Hyndevadsanläggningen och på Lackarebäcks vattenverk i Göteborg visade på stora skillnader i avskiljningsgrad av organiskt material, både med och utan IOCO. Avskiljningen var väsentligt bättre i försöket på Lackarebäcks vattenverk. Orsaken till detta är idag oklar, men såväl vattenkvalitet och sandegenskaper, liksom en högre försökstemperatur i Lackarebäck kan ha haft betydelse. Flera studier kring vattenkvalitetens och filtersandmaterialets betydelse för avskiljningen av NOM i den mättade och omättade zonen i samband med vattenrening vore önskvärda.

Det är svårt att beräkna kostnaden för produktion av IOCO i industriell skala men en preliminär bedömning är att om IOCO ensamt kan ersätta kemisk fällning som förbehandling till konstgjord grund-

vattenbildning eller i långsamfiltrering så krävs att materialet klarar en belastning av $2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ med bibehållen avskiljningskapacitet under minst 3 år medan det i kombination med ozon krävs att materialet klarar 2 till $3 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ under 5 år.

I de tre delförsök som genomförts i Eskilstuna har den hydrauliska belastningen varierat från ca $1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ upp till $4 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ och försöken har som längst drivits i ca 2 år. Bäst avskiljning av NOM har erhållits i kolonnförsöket med förozonering och en hydraulisk belastning av ca $1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$. Ingen generellt försämrade avskiljningsförmåga över tiden har konstaterats. För att med större säkerhet kunna bedöma om IOCO, ensamt eller i kombination med ozonering, utgör ett konkurrensmässigt alternativ till kemisk fällning krävs i nästa steg en pilotanläggning som drivs under längre tid. Det är av stor vikt att de hydrauliska förhållandena kan kontrolleras så att kopplingen mellan avskiljningen och den hydrauliska belastningen kan bestämmas med tillfredsställande noggrannhet och att tillförlitliga kolbudgetar kan upprättas. För att kunna se effekter av svårupptäckt kanalisering i filtren är det önskvärt med parallella filter och/eller provtagningspunkter. Det är också angeläget att verifiera att den förstärkta avskiljningen av NOM som erhålls i en bassäng leder till en minskning av halten NOM även i det utgående dricksvattnet. Möjligheter till regenerering och avsättningsmöjligheter för använt material bör också utredas närmare. Teoretiskt sett bör ett IOCO-material mättat med organiskt material vara utmärkt som reaktivt filter för metallavskiljning.

7 Referenser

- Berggren, D., Jonsson, E., Johansson, P.-O., Gustafsson, J. P. & Abrahamsson, J. 2004. Filter av olivinsand för avskiljning av naturligt organiskt material vid dricksvattenrening. VA-Forsk rapport 2004-01.
- Bertilsson, S., & Tranvik L. 2000. Photochemical transformation of Dissolved Organic Matter in Lakes, *Limnology and Oceanography*, 45: 753–762.
- Blomberg, J (red). 1999. Konstgjord grundvattenbildning. Avskiljning av organiskt material i den omättade zonen. VA-Forsk rapport 1999-18.
- Chang, Y., Li, C.-W. & Benjamin M. M. 1997. Iron oxid10-coated media for NOM sorption and particulate filtration. *J. AWWA*, 89: 100–113.
- Jonsson, E. 2003. Removal of Aquatic Natural Organic Matter by Iron Oxide Coated Olivine. Licentiate Thesis. Reports from the Department of Soil Sciences No 32. SLU.Examensarbete Uppsala Tekniska Högskola UPTEC W 03 036, ISSN 1401-5765.
- Johansson, L. 2003. Utvärdering av långsiktiga trender i Mälaren – en studie i råvattenkvalitet vid Lovö vattenverk 1935–2002.
- Lundh, M., Holmström, E., Långmark, J. & Rydberg, H. 2006. Reduktion av naturligt organiskt material och mikroorganismer i konstgjord grundvattenbildning – Del 1: Kolonnförsök med natursand ifrån Gråbo. VA-Forsk rapport 2006-19.
- Löfgren, S. 2002. Humusens regionala och temporala variationer i svenska ytvatten. Abstracts från konferensen ”Omsättning och effekter av humusämnen i sjöar, vattendrag och havsområden. Vetenskapsrådet.
- Li, C-W. 1993. Removal of Natural Organic Matter and Particles Using Iron-Oxide-Coated Olivine. Master's Thesis. University of Washington, Seattle. 79 pp.
- Mattsson, T. , Kortelainen, P. & David, M.B. 1998. Dissolved organic carbon fractions in Finnish and Maine (USA) lakes. *Environment international* 24: 521–525.
- McKeague J.A. 1967. An evaluation of 0.1 M pyrophosphate and pyrophosphate-dithionite in comparision with oxalate as extractants of the accumulation products in podzols and some other soils. *Can. J. Soil Sci.* 47: 95–99.
- McMeen, C. R. & Benjamin, M. M. 1997. NOM removal by slow sand filtration through iron oxid10-coated olivine. *J. AWWA*, 89: 57–71.

- Mikutta, R., Mikutta, C., Kalbitz, K., Scheel, T., Kaiser, K. & Jahn, R. 2007. Biodegradation of forest floor organic matter bound to minerals via different binding mechanisms. *Geochimica Cosmochimica Acta* 71: 2569–2590.
- Monteith DT, Stoddard JL, Evans CD, de Wit HA, Forsius M, Hogasen T, Wilander A, Skjelkvale BL, Jeffries DS, Vuorenmaa J, Keller B, Kopacek J, Vesely J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*. 450: 537–539.
- Quall, R.G. & Haines, B.L. 1992. Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. *Soil Science Society of America Journal* 56: 578–586.
- Servais, P., Billen, G. & Hascoet, M.C. 1987. Determination of biodegradable fraction of dissolved organic matters in waters. *Water Research* 21, 445–450.
- Stenström, K.A. & Szewzyk U. 2004. Mikrobiell tillväxt från råvatten till kran i dricksvattensystem. VA-FORSK rapport 2004-07.
- Sundlöf, B & Kronqvist, L. 1992. Konstgjord grundvattenbildning – Nulägesbeskrivning av tjugo svenska anläggningar. VA-forsk rapport 1992:13
- Zysset, M. & Berggren, D. 2001. Retention and release of dissolved organic matter in Podzol B horizons. *European Journal of Soil Science* 52: 409–421.



Box 47607, 117 94 Stockholm
Tel 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
E-post svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se