Ejektorluftarens syresättningsförmåga

- en teoretisk och praktisk studie av syresättning för järn- och manganoxidering

The Oxygenation Ability of the Ejector Aerator

-A theoretical and practical study of oxygenation for iron and manganese oxidation

SAMMANFATTNING

Denna studie har utförts som ett examensarbete på Chalmers tekniska högskola i samarbete med Lunds tekniska högskola. Examensarbetet har beviljats medel från Kunskapsbron.

Företaget Libradon AB har utvecklat ett luftningssystem som baserar sig på ejektorprincipen. Luftningen av grundvatten syftar främst till att avskilja oönskade gaser och föroreningar samt järn och mangan. I denna rapport behandlas främst syresättning som syftar till järn- och manganavskiljning.

Syftet med projektet var att utvärdera Libradon AB:s ejektorluftare. Detta har i huvuddrag gjorts genom att göra laboratorie- och fältförsök. Rapporten innehåller även en utförlig teoristudie om vad som är känt om luftning av vatten samt järn- och manganoxidering, samt en kontroll av teorins överensstämmelse med verkligheten.

I laboratoriumet utfördes en karaktärisering där det slutgiltiga målet var att skapa ett dimensioneringsverktyg för konstruktörer. Karaktäriseringen gjordes utgående från syresättningsförsök av en stationär vattenvolym. Ur försöken kunde det visas att den totala syreöverföringseffektiviteten minskar vid ett ökat flöde. Ett ökat flöde leder även till ett ökande energibehov. En markant förbättring av syreöverföringseffektivitet fås om ejektorrörets nedstickningsdjup ökas. Nedstickningsdjupet har ingen större påverkan på tryckfallet, viket innebär att ett stort nedstickningsdjup bör eftersträvas för att erhålla en bättre kostnadseffektivitet för syreindrivningen. Det karaktäriserade ejektorröret visade sig vara ett demonstrationsrör som inte produceras i dagsläget. Konstruktionen av det planerade dimensioneringsverktyget har därför inte utförts.

Fältstudien gjordes för att kunna jämföra ejektorluftarens effektivitet med andra luftningsutrustningar som finns på marknaden. De luftare som ejektorluftaren jämfördes med var INKA-luftare, membranluftare, droppluftare och trappstegsluftare. Avsaknaden av tillförlitliga beräkningsmodeller har dock inneburit att en rättvis och övergripande jämförelse inte kunnat göras. Istället har de olika luftarna jämförts genom att grovt uppskatta parametrar såsom syreöverföringseffektvitet [%], syreindrivningseffektivitet [kg O_2/kWh] och kostnadseffektivitet [kr/kg O_2]. Resultaten, utgående från dessa jämförelser, visar att ejektorluftaren kan konkurrera med övriga luftningssystem.

Ejektorluftarens fördelar är dess relativt låga underhållsbehov och att den inte behöver kringutrustning i form av fläktar. Detta gör att den passar bra i små och medelstora vattenverk där bemanningen är liten eller permanent personal saknas samt för enskilda hushåll. Då en överkapacitet finns på befintliga pumpar, främst med avseende på tryck, är ejektorluftaren ett bra alternativ. Detta beror på att övervinnandet av tryckfallet över ejektorn utgör den största kostnaden. Optimeringsmöjligheter finns dock med avseende på bland annat medelvattenflödets storlek per ejektorrör. Ytterligare en optimeringsmöjlighet som inte påverkar energikostnaden är att ändra nedstickningsdjupet. Detta innebär att konkurrenskraften ytterligare kan ökas.

ABSTRACT

This study has been carried out as a thesis on Chalmers University of Technology in cooperation with Lund Institute of Technology. The thesis has been approved funding from Kunskapsbron.

Libradon AB is a company that has developed an aeration system based upon the principle of the ejector. The purpose of ground water aeration is mainly to remove unwanted gases and impurities as well as iron and manganese. This paper deals especially with oxygenation that aims to the removal of iron and manganese.

The purpose of the thesis was to evaluate an ejector aerator of Libradon AB. This has mainly been done through tests in laboratory and field. The paper also includes a thorough theoretical study of what's known about water aeration and iron and manganese oxidation, as well as a comparison of the agreement with reality.

The aim of the laboratory evaluation was to create a tool for dimensioning to be used by constructors. This evaluation was made by reaeration of a stationary water volume. The results from the tests showed that the overall oxygen transfer efficiency decreases with increasing water flow. An increased flow will also increase the requirement of energy. A significant aeration efficiency improvement will be obtained if the submergence depth is increased. This depth has no major effect on the pressure drop, which means that the submergence should be kept as deep as possible to achieve a higher cost efficiency for the oxygenation. Since the evaluated ejector pipe turned out to be a demonstration copy, that is not produced today, the creation of the tool for dimensioning was canceled.

Field tests were carried out to be able to compare the efficiency of the ejector aerator with other aerators on the market. Comparison was made with an INKA-aerator, a membrane-aerator, a droplet-aerator and a cascade-aerator. Though, a fair and comprehensive comparison was not possible due to the lack of reliable mathematical models. Instead, the aerators have been compared by roughly estimating parameters, such as oxygen transfer efficiency [%], aeration efficiency [kg O_2/kWh] and cost efficiency [kr/kg O_2]. The results of these comparisons show that the ejector aerator can compete with the other aerator systems.

The advantages of the ejector aerator are its small need of maintenance and that there is no need of extra equipment, e.g. fans. This makes it suitable for small and medium-sized water treatment plants where permanently employed are few or lacking, as well as for households. A surplus capacity of existing pumps, mainly with respect to pressure, will make the ejector a good alternative. This is because the overcoming of the pressure drop constitutes the largest cost. However, there are possibilities to optimize the level of average water flow through the ejector pipes. Furthermore, optimization that does not have any affect on the cost of energy is to change the submergence depth. Thus, there is room for increasing the competitiveness.

FÖRORD

Projektet har bedrivits som ett examensarbete på institutionen Vatten, miljö och transport vid Chalmers tekniska högskola, under perioden juni 2000-maj 2001 med vissa avbrott. Examensarbetet har skett i samarbete med Lunds Tekniska Högskola. Flera intressenter har varit inblandade, Libradon AB samt VBB Viak AB. Examensarbetet har beviljats medel från Kunskapsbron. Arbetet har stundtals varit väldigt krävande på grund av en massa problem i labbet, men det har också gett oss mycket tillbaka i form av kunskap och nya trevliga kontakter.

Vi vill tacka vår handledare Kenneth M. Persson på VBB Viak i Malmö som har gjort examensarbetet möjligt och stött oss och funnits till hands under arbetets gång. Vi vill även tacka vår andra handledare Sven Lyngfelt, institutionen för Vatten, Miljö och Transport CTH för bra synpunkter på vår rapport.

Ett speciellt tack vill vi rikta till Bertil Enquist, institutionen för Byggnadsmekanik, CTH som var snäll och lånade ut sitt instrument, Peter Dahlquist och Nordtec Instruments AB, som har varit väldigt tillmötesgående och som lånat ut tryckgivare och pitotrör, Jesper Knutsson, institutionen för Vatten, Miljö och Transport CTH, som har fixat fram allt mellan himmel och jord rekordsnabbt samt varit trevlig och tillmötesgående, Jens Uwe Friemann, institutionen för Vatten, Miljö och Transport CTH, som fixat fram mätare och gett oss bra idéer och synpunkter.

Vi vill också tacka och Lars-Ove Sörman, institutionen för Vatten, Miljö och Transport CTH, som hjälpt oss med diverse utrustning, Björn Berle, institutionen för Vatten, Miljö och Transport CTH, som var hjälpsam och fixade fram en bärbar dator och kamera till fältförsöken, Torsten Hedberg och Måns Lundh som tagit sig tid med givande diskussioner, all hjälpsam personal vid Skurups, Trelleborgs, Bulltoftas och Vombs vattenverk, Nils Nilsson, institutionen för Konstruktionsteknik CTH, som gjorde ett kanonjobb med mätriggen, Juhan Aavik, institutionen för Byggnadsmaterial CTH, som lånade ut och hjälpte oss att kalibrera fuktighetsmätaren, Mihail Serkitjis, institutionen för Byggnadsfysik CTH, som fixade fram temperaturmätaren, Bengt Alm, Libradon AB, som ordnade fram den nya pumpen jättesnabbt samt sist men absolut inte minst alla de som varit hjälpsamma och underlättat vårt arbete.

Göteborg, juni 2001

Jaan Kiviloog

Robin Fjäll

KUNSKAPS BRON

LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA
Lunds universitet

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING ..... **I**

ABSTRACT ..... **II**

FÖRORD ..... **III**

ORDLISTA OCH DEFINITIONER ..... **VII**

1 INLEDNING **1**

1.1 SYFTE 2
1.2 METOD 2
1.3 AVGRÄNSNING 2

2 SYRESÄTTNING AV VATTEN **3**

2.1 FAKTORER SOM PÅVERKAR SYREMÄTTNADEN 7
2.2 TILLÄMPNING AV SYREÖVERFÖRING 8

3 OXIDERING AV JÄRN I VATTEN **11**

3.1 JÄRNETS LÖSLIGHET OCH UTFÄLLNING I VATTEN 11
3.2 JÄRNETS BIOKEMI 13
3.3 OXIDATIONSKINETIK 14
3.3.1 Homogen oxidation *15*
3.3.2 Katalyserad oxidation *16*
3.4 FAKTORER SOM INVERKAR PÅ OXIDATIONEN 17
3.5 AVSKILJNING AV JÄRN GENOM FILTRERING 20

4 OXIDERING AV MANGAN I VATTEN **21**

4.1 MANGANETS LÖSLIGHET OCH UTFÄLLNING I VATTEN 21
4.2 MANGANETS BIOKEMI 22
4.3 OXIDATIONSKINETIK 23
4.4 FAKTORER SOM INVERKAR PÅ OXIDATIONEN 24
4.5 AVSKILJNING AV MANGAN GENOM FILTRERING 25

5 SLUTSATSER AV TEORISTUDIEN **27**

6 LIBRADONS EJEKTORLUFTARE **29**

7 SYRESÄTTNINGSFÖRSÖK I LABORATORIUM **31**

7.1 FÖRSÖKSMETOD 31
7.2 INSTRUMENT 32
7.2.1 Vattenflödesmätning *32*
7.2.2 Luftflödesmätning *32*
7.2.3 Syrehaltsmätning *34*
7.2.4 Temperaturmätning *34*
7.2.5 Tryckmätning *34*
7.3 UTFÖRANDE 34
7.4 RESULTAT HUVUDFÖRSÖK 36
7.5 RESULTAT NOLLPROV 37

7.6 VERIFIERING AV EKVATION 2.5 37
7.7 RESULTAT AV OLIKA NEDSTICKNINGSDJUP 38
7.8 TRYCKFALL ÖVER EJEKTORRÖRET 41

8 SLUTSATS LABFÖRSÖK 43

8.1 DIMENSIONERINGSVERKTYG 43

9 FÄLTSTUDIER 45

9.1 INSTRUMENT/MÄTUTRUSTNING 45
9.1.1 Vattenflödesmätning 45
9.1.2 Luftflödesmätning 45
9.1.3 Syrehaltsmätning 45
9.1.4 Temperaturmätning 45
9.1.5 Tryckmätning 46
9.1.6 Järn- och manganhaltsmätning 46
9.1.7 pH- och redoxpotentialsmätning 46
9.2 SKURUP 47
9.2.1 Processchema 47
9.2.2 Vattenkvalitet/problem 48
9.2.3 Försöksförfarande 48
9.3 KLAGSTORP 49
9.3.1 Processchema 49
9.3.2 Vattenkvalitet/problem 49
9.3.3 Mätningsförfarande 49
9.4 TRELLEBORG 50
9.4.1 Processchema 50
9.4.2 Vattenkvalitet/ problem 51
9.4.3 Mätningsförfarande 51
9.5 BULLTOFTA 52
9.5.1 Processchema 52
9.5.2 Vattenkvalitet/ problem 53
9.5.3 Mätningsförfarande 53
9.6 VOMB 53
9.6.1 Processchema 53
9.6.2 Vattenkvalitet/ problem 54
9.6.3 Mätningsförfarande 54
9.7 RESULTAT 55
9.7.1 Syresättning 55
9.7.2 Ekonomi 57
9.7.3 Utvärdering av oxidationshastigheter 60

10 SLUTSATS AV FÄLTSTUDIER 63

11 DISKUSSION 65

REFERENSER 69

BILAGOR

Bilaga 1: Ingående beskrivning av ejektorröret

Bilaga 2: Beskrivning av pitotrörsriggen

Bilaga 3: Definition av nedstickningsdjup

Bilaga 4: Redovisning av försöksdata: Huvudförsök, nollprov och olika nedstickningsdjup

Bilaga 5: Kontroll av omvandlingsfunktionen för K_La-värdet

Bilaga 6: Redovisning av tryckfall över ejektorröret

Bilaga 7: Beräkning av syreindrivningseffektivitet

Bilaga 8: Processchema för Skurups vattenverk

Bilaga 9: Processchema för Klagstorps vattenverk

Bilaga 10: Processchema för Trelleborgs vattenverk

Bilaga 11: Processchema för Bulltoftas vattenverk

Bilaga 12: Processchema för Vombs vattenverk

Bilaga 13: Beräkningsmetod för energikostnader

Bilaga 13: Utvärdering av oxidationshastigheter

Bilaga 14: Resultat av ekonomiberäkningarna

Bilaga 15: Resultat av vattenanalyser

Bilaga 16: Beräkning av uppehållstiden i Skurup

ORDLISTA OCH DEFINITIONER

Alkalinitet	Ett mått på vattnets syrabuffrande förmåga, dvs. dess förmåga att motstå pH-förändringar vid tillsats av syror. Anger mängden vätekarbonatjoner
Anjon	En negativt laddad jonisk förening. Anjoner bildas oftast av icke-metaller som reagerat med syre.
ATP	Adenosintrifosfat (adenin med tre fosfatgrupper bundna till sig) är också den viktigaste molekylen i alla cellers energi-omsättning. Energi lagras och frisätts genom bildande och spjälkande av de energirika bindningarna mellan fosfat-grupperna i ATP.
Autokatalys	En process som sker när en av produkterna i en kemisk reaktion verkar som en katalysator för reaktionen.
Autotrof	Organism som själv binder energi i organiskt material genom fotosyntes eller kemosyntes.
Diffusorer	Ett luftfördelningsmunstycke (el. membran) där luften från t. ex en fläkt eller blåsmaskin finfördelas i vattnet.
Dissociation	Åtskiljande, upplösning. Nedbrytandet av en molekyl, jon, etc. till mindre molekyler, joner, etc.
Heterotrof	Organism som är beroende av organisk föda syntetiserad av andra organismer.
Hydrolys	Reaktionen mellan en substans och vatten. Vissa salter reagerar t ex med vatten under bildning av lösningar som är antingen sura eller basiska.
Karboxylsyra	En organisk förening (ofta även kallad en organisk syra) som innehåller den funktionella gruppen (-COOH).
Karboxylgrupp	-COOH (se Karboxylsyra)
Katjon	En positivt laddad jonisk förening. Metaller som oxideras bildar oftast katjoner.
Kelater	Metallkomplex som bildas av t. ex järn och aluminium med de vattenlösliga organiska ämnena i marken.
Konvektion	Strömmande medium (gas eller vätska) transporterar värme eller fukt mellan platser med olika temperatur eller tryck.

K_W	Vattnets jonprodukt. Definition: $[H_30^+] \times [OH^-] = K_w$ $K_w = 1 \times 10^{-14}\ [mol/dm^3]^2$ $pH + pOH = pK_W$ $pK_W = 14$
Luft-vattenförhållandet	Definieras som faktiskt luftflöde (vid aktuellt tryck, men i regel aldrig högre än ca 0,1 atö dividerad med faktiskt vattenflöde.
mEq	millieqvivalenter, mEq = mmol/l
Molekylär diffusion	Lösta partiklar i en hög koncentration lokalt strävar mot utjämning av koncentrationen i hela vätskevolymen. Transporten som uppkommer p g a koncentrationsgradienteten kallas molekylär diffusion.
Oxidation	Innebär att elektroner avges från en atom eller jon. Oxidationstalet ökar.
p∈	På samma sätt som pH beskriver hur många protoner som finns tillgängliga i lösningen beskriver p∈ hur många elektroner som finns tillgängliga. Sålunda desto mer negativa p∈-värdena är ju mer reducerande förhållanden i lösningen.[1] Detta innebär då att ju mer positiva p∈-värden desto mer oxiderande förhållanden. Definition: $p\in = -\log [e^-]$. $[e^-] = [H_2(g)]^{1/2} / [H^+]$.
Redox	Reaktion där både reduktion och oxidation sker.
Reduktion	Elektroner tas upp av en atom eller jon. Oxidationstalet minskar.
Rotameter	Flödesmätare för vätska och gas. En svävkropp inuti flödesmätaren svävar med flödet. Avläsning sker på ett graderat observationsglas. Omvandlingen av avläst värde till verkligt flöde är beroende av densitetsskillnaden mellan svävkropp och fluid.
Sambandet Eh-p∈	$p\varepsilon = \frac{F}{2{,}3RT} Eh$ där F = Faradays konstant (=96490 As)

[1] Lower, Stephen K, 1996

Silikatmineral	En grupp med bergsbildande mineral som svarar för huvudparten av jordens yttre skorpa (ca 90 %) och utgör en tredjedel av alla mineral. Alla silikatmineral bygger på en elementär struktur, nämligen SiO_4- tetrahedern som ofta kombineras med en metall, (t ex. kalcium, magnesium, aluminium).
Stökiometriskt förhållande	Mängdförhållande. Ett förhållande där alla reagenter är i jämvikt med reaktionsprodukterna.
Undermättnadsgrad	Syrehalten är mindre än mättnadsvärdet för vatten vid en viss temperatur.
Övermättnadsgrad	Syrehalten är högre än mättnadsvärdet för vatten vid en viss temperatur.

1 INLEDNING

Luftning och syresättning av vatten är en viktig process vid framställningen av dricksvatten, framför allt när det gäller grundvatten som oftast innehåller kolsyra, svavelväte, järn och mangan. Järn och mangan i vattnet ställer till med en rad olika problem, såsom försämrad smak, grumligt vatten, utfällningar i tvättställ och ledningsnät, missfärgad tvätt, förstörda tvättmaskiner och el-patroner i värmepannor. För att råda bot på dessa problem kan vattnet luftas för att oxidera löst järn och mangan. Då detta sker ombildas det lösta järnet och manganet (Fe^{2+}-och Mn^{2+}-joner) till en mer svårlöst form (t.ex. rost, ($Fe(OH)_3$) och brunsten, (MnO_2)) som sedan kan avskiljas från vattnet genom sedimentering och filtrering.

Oxidation kan även ske på kemisk väg t.ex. genom tillsats av ozon, kaliumpermanganat eller klor. Detta kan dock leda till ökade hälso- och skaderisker både i hanteringen av kemikalierna vid vattenverket och vid tillsatsen till vattnet, då dessa kan reagera med föroreningar och bilda giftiga ämnen. Dessutom innebär hantering och användning av kemikalier en ökad miljöpåverkan och ökade driftskostnader.

Det är ofta önskvärt att så stor del som möjligt av oxideringen kan ske med molekylärt syre. Företaget Libradon AB har tagit fram patenterade lösningar för radonavskiljning och syresättning av vatten. Två av dessa är luftningstankarna Oxaway samt Fermaway. Patenten omfattar ett ejektorrör, som är i kontakt med omgivande luft via ett luftinsugningsrör. Då vatten trycks genom ejektorröret bildas ett tryckfall. Detta innebär att luft kommer att sugas in i vattnet och genom ejektorrörets utformning kommer luften att finfördelas i vattnet.

Det är viktigt att känna till den korrekta syreöverförningsförmågan hos luftningssystemet. Ett underskattat värde på syreöverföringen kan leda till ett överdimensionerat luftningssystem som blir energimässigt ineffektivt. Ett överskattat värde leder till för låg syreindrivning och minskad processeffektivitet.

Den relativt nya ejektorluftaren är inte helt karaktäriserad i dagsläget. Pilotprojekt och tidiga driftserfarenheter tyder dock på mycket goda resultat. Bl.a. har förbättrad järn och manganavskiljning rapporterats sedan det gamla luftningssystemet bytts ut mot ejektorluftaren.

I rapporten förekommer begreppen luftning och syresättning i samma betydelse, dvs. syreindrivning i vatten, om inget annat anges.

1.1 Syfte

Det övergripande syftet med examensarbetet är att utvärdera syresättningsförmågan hos Libradon AB:s ejektorluftare och jämföra med andra, på marknaden förekommande, luftningssystem. Målet med utvärderingen är att ta fram ett dimensioneringsverktyg som skall hjälpa ingenjörer och operatörer med konstruktionen och driften av Libradons luftningssystem på ett optimalt sätt.

Dessutom ska det som är känt om järn- och manganoxidation samt syresättning redovisas, både som ett syfte och som metod.

I den sista delen av rapporten jämförs installerade ejektorluftare med andra luftningssystem. I denna del behandlas också följande frågeställningar:

- Finns det någon skillnad mellan syresättningsförmågan för de olika luftningssystemen?
- Har denna eventuella skillnad någon praktisk effekt med avseende på järn- och manganoxidationen?
- Hur mycket syresätts vattnet?
- Hur snabbt oxideras järn och mangan?
- Hur mycket kostar syresättningen i extra energi?

1.2 Metod

Syftet att ta reda på så mycket som möjligt om syresättning av vatten samt järn- och manganoxidering vilket har även tjänat som ett första steg i en metod. Detta har gjorts genom litteraturstudier. Källorna har varit vetenskapliga artiklar, böcker och andra skrivna verk samt Internet.

När teorin var känd gjordes en karaktärisering av en tillhandahållen ejektorluftare. Denna har testats under kända förhållanden i laboratorium. Resultatet har sedan utvärderas och omsatts till empiriska formler som sedan kan användas i ett dimensioneringsverktyg.

För att få en uppfattning om hur effektiv ejektorluftaren är i förhållande till andra sorters luftare har relativt enkla fältstudier vid olika vattenverk utförts. Här har syresättningsförmåga, energiåtgång och underhållskostnader jämförts. Jämförelsen har gjorts med INKA-luftare, membranluftare/tallriksluftare, droppluftare och trappstegsluftare.

1.3 Avgränsning

Ejektorluftaren har ett flertal användningsområden. I denna studie har endast syreindrivningseffekten i renvatten/råvatten beaktats.

Litteraturstudierna har begränsats till att gälla oxidering av järn och mangan med molekylärt syre.

2 SYRESÄTTNING AV VATTEN

Som gas är syrets löslighet relativt låg. Vid havsnivå och 20°C är mättnadskoncentrationen bara 9,5 mg/l. Vid denna koncentration utgör syrgasen endast 0,00095 % av vattnets vikt. Men om gasen frigörs från lösningen upptar den 0,67% av volymen vatten den var löst i.

De viktigaste sambanden för ett system med vatten i kontakt med en atmosfär av luft och andra gaser är:[2]

Gasens löslighet, som beror av

1. dess partialtryck i atmosfären.
2. vattentemperaturen.
3. koncentrationen föroreningar i vattnet.

Hastigheten för upplösning och utfällning. Denna bestäms av

1. över- eller undermättnadsgraden hos vattnet.
2. vattentemperaturen.
3. gas-vattengränsskiktet

Hastigheten för gasens dispersion i vatten. Denna beror på hastigheten av

1. molekylär diffusion.
2. diffusion genom konvektion.
3. diffusion genom turbulens/rörelse.

Av atmosfärens gaser reagerar största delen inte med vatten. Koldioxid reagerar med vatten (hydrolyseras) dock till en grad av ca 1 % och bildar kolsyra. I hydrolysen bildas lösliga joner och gasens löslighet är helt beroende på i vilken grad denna reaktion sker.

Hos gaser som inte hydrolyseras bestäms graden av löslighet och diffusionsförmåga, på molekylnivå, av vattenmolekylernas attraktion till varandra. För att öka gasens löslighet måste då gasen övervinna de krafter som håller ihop vattenmolekylerna. Vattenmolekylerna hålls ihop med en vätebindning med en tetraederformad struktur. En konstant växelverkan av bildning och brytning av bindningar sker, vilket producerar kortlivade svärmar av vattenmolekyler. Om en gas skall lösa sig i vatten måste den attraheras mer till vatten än vad vatten attraheras till sig själv.[3]

Jämviktskoncentrationen eller mättnadsvärdet för en löst gas beror huvudsakligen, som för lösligheten i allmänhet, på vattentemperaturen och gasens partialtryck i atmosfären vid kontakten med vattnet. Enligt Henrys lag ökar gasens löslighet med ökat partialtryck. Vid konstant partialtryck minskar lösligheten med ökad temperatur. Gaslösligheten i vattnet reduceras även med ökande halt av andra ämnen i vattnet, främst salthalten.

För att kunna överföra gasmolekyler från gasfasen till vätskefasen måste en koncentrationsgradient finnas i den riktning som överföringen skall ske. Enligt Whitman och Lewis (1924) tvåfilmsteori, uppstår motståndet mot övergång i två laminära gränsskikt där

---

[2] Fair, G. M., Geyer, J. C. & Okun, D. A., 1968

[3] Faust S. D., Aly O. M., 1998.

massöverförning sker via molekylär diffusion. Det totala massöverföringstalet, K_L, kan beskrivas med två separata termer med massöverföringskoefficienter för gas- resp. vätskegränsskikten (k_G resp. k_L):

$$\frac{1}{K_L} = \frac{1}{H \cdot k_G} + \frac{1}{k_L}$$ där: H är Henrys konstant (ekv 2.1)

Ett viktigt antagande i tvåfilmsteorin är att jämvikt råder vid fasgränsytan. Där gäller då Henrys lag:

$$p_I = H \cdot c_I$$ (ekv 2.2)

där: p_I/c_I är partialtryck resp. koncentration vid fasgränsytan, båda är enhetslösa [mol/mol]

Vid en betraktelse av ekv 2.1 ovan framkommer det att indrivningen av syre i vatten är mest beroende av vätskefasen eftersom Henrys konstant för syre är stor ($4{,}3 \cdot 10^4$ atm).

Henrys konstant går att finna i flera publikationer, men det är inte ovanligt att värdena varierar för samma ämne i olika publikationer. Därför bör sådana värden hanteras med stor försiktighet.

Henrys konstant är starkt temperaturberoende. En temperaturändring på 10° C kan påverka Henrys konstant med en faktor två eller tre.

Ett alternativ till Lewis och Whitmans tvåfilmsteori är Danckwerts (1951) ytförnyelseteori. Denna teori tar hänsyn till den hydrodynamiska effekten av turbulens i vätskefilmen. Enligt ytförnyelseteorin kan massöverföringshastigheten, J [kg m^{-3} s^{-1}], från luft till vatten uttryckas som[4]:

$$J = \frac{dc}{dt} = \sqrt{D \cdot s} \cdot \frac{A}{V} \cdot (c_S - c)$$ (ekv 2.3)

där:
- A är fasgränsytans area genom vilken masstransport sker, m^2
- V är vätskefasens volym, m^3
- c_S är mättnadskoncentration, kg/m^3
- c är aktuell koncentration i vätskefasen, kg/m^3
- D är syrets diffusivitet, m^2/s
- s är medelhastigheten för vätskefilmens förnyelse, s^{-1}

[4] Balmér, Peter & Damhaug, Torbjørn, 1975.

Vid praktiska försök är det omöjligt att bestämma A och s, varför ovanstående formel oftast reduceras enligt[5]

$$J = \frac{dc}{dt} = K_L \cdot \frac{A}{V}(c_S - c) = K_L \cdot a \cdot (c_S - c) \qquad \text{(ekv 2.4)}$$

där: K_L totala massöverföringstalet
a specifika syreöverförande ytan för anläggningen

Produkten K_La är en karaktäristisk massöverföringskoefficient och är beroende av utrustningen som används för massöverföringen och vattenkvalitetsfaktorer (se avsnitt 2.1).

Bl.a. är K_La-värdet temperaturberoende. Normering brukar ske till 10° C och detta kan uttryckas: [6,7]

$$K_L a_{10} = K_L a_T \cdot 1{,}024^{(10-T)} \quad \text{eller} \quad K_{L10} = K_{LT} \cdot 1{,}038^{(10-T)} \qquad \text{(ekv 2.5 \& 2.6)}$$

där: Temperaturen är angiven i ° C

Bestämningen av K_La-värdet kan ske stationärt och icke-stationärt (m.a.p. syrekoncentrationen). Vid icke-stationär mätning sänks syrehalten med hjälp av natriumsulfit eller genom avluftning med kvävgas. Det går också att övermätta vattnet med väteperoxid. K_La-värdet kan beräknas ur: [8,9]

$$\ln\frac{c_S - c}{c_S - c_0} = -K_L a \cdot t \quad \text{eller} \quad \ln\frac{c_L - c}{c_L - c_0} = -\left(K_L a + \frac{Q}{V}\right) \cdot t \qquad \text{(ekv 2.7 \& 2.8)}$$

där: c_0 är syrehalten vid försökets början/i inflöde.
c_L är den stationära syrekoncentrationen.
Q är flödet genom luftningsbassängen
V är vattnets volym i luftningsbassängen

---

[5] Balmér, Peter & Damhaug, Torbjørn, 1975.
[6] Gillot, S. & Héduit, A, 2000
[7] Kompendium för kursen Vattenbehandling 1999, 1999
[8] Balmér, Peter & Damhaug, Torbjørn, 1975.
[9] Muller, James A. & Boyle, W. C., 1988

Vid stationär mätning används istället följande formel: [10]

$$\frac{dc}{dt} = K_L a(c_S - c_L) + \frac{Q}{V}(c_0 - c_L) \qquad \text{(ekv 2.9)}$$

Nackdelen med den stationära metoden är att man vid mätning i fält behöver ett vatten som är tillräckligt syrefritt. För att erhålla ett korrekt och meningsfullt resultat av syremätningen bör c_L vara minst 2 mg/l och högst 75 % av mättnadsvärdet.[11]

Det icke-stationära mätförfarandet är mycket utbrett. Flertalet tillverkare av luftningsutrustning har detta som ett standardiserat mätförfarande. Jämförelser mellan olika metoder att bestämma syreöverföringskoefficienter har visat på god reproducerbarhet för både den stationära och den icke-stationära mätmetoden. Den stationära metoden gav dock 7-11 % högre K_La-värden. [12]

Jämförelser mellan olika luftningssystem kan även göras med värden på syreöverföringseffektiviteten, ofta betecknat SOTE (Standard Oxygen Transfer Efficiency).

SOTE definieras som förhållandet mellan massöverföringshastigheten av absorberat syre (från en ingående syrekoncentration = 0) och massan av det tillförda syret per tidsenhet. Det kan uttryckas med hjälp av K_La_{10}-värdet enligt: [13]

$$\text{SOTE} = \frac{K_L a_{10} C_{s_{10}} V}{\rho_i Q_i y_i} \qquad \text{(ekv 2.10)}$$

där:
- K_La_{10} är K_La-värdet vid 10°C, [1/h]
- Cs_{10} är mättnadskoncentrationen för syre i rent vatten vid 10°C, [mg/l]
- V är den syresatta vattenvolymen, [m^3]
- ρ_i är densiteten hos syre vid samma tryck och temperatur som gasflödet är angivet, [kg/m^3].
- y_i är molfraktionen syre i den tillförda luften.
- Q_i är luftflödet, [m^3/h]

---

[10] Balmér, Peter & Damhaug, Torbjørn, 1975.

[11] Muller, James A. & Boyle, W. C., 1988

[12] Balmér, Peter & Damhaug, Torbjørn, 1975.

[13] Gillot, S. & Héduit, A, 2000

Om SOTE för ett visst lufttillflöde är känt (Q^k) kan SOTE för ett annat luftflöde (Q^j) beräknas. Detta förhållande kan uttryckas: [14]

$$SOTE^j = SOTE^k \left(\frac{Q^j}{Q^k} \right)^m \qquad \text{(ekv 2.11)}$$

där: SOTE är syreöverförningseffektiviteten vid 10°C, 1013 hPa (med en initiell koncentration löst syre i vattnet på 0 mg/l)
Q är tillflöde luft (m^3/h)
m är en konstant (se nedan)

Ju större påverkan av en ändrad lufttillförsel desto större absolut värde på m.

S. Gillot & A. Héduit har beräknat värden på m för membranluftare, modell 720 SANITAIRE 9' EPDM. m-värdena för dessa var något större än tidigare rapporterade m-värden (0,10-0,19) för finporluftningssystem som använder sig av mikroperforerade membran i bassänger helt täckta av diffusorer. De var istället i storleksordningen för porösa diffusorer placerade längs sidan av bassängen, s.k. spiral roll, (0,24-0,28).

Om endast vartannat diffusorgaller användes ökade dock m-värdet till ca 0,33-0,45. Man observerade också högre värden när horisontell rörelse saknades, dvs. ingen omrörning.

För en fast konfiguration för ett luftningssystem kan syresättningseffektiviteten beräknas för olika luftflöden från m-värdet och syreöverföringsvärdet för en given lufttillförsel. Avvikelsen för beräknat värde från uppmätta är mindre än ±8 %.

2.1 Faktorer som påverkar syremättnaden

Störst påverkan på syrets löslighet har, som tidigare nämnts:

- Temperatur
- Salthalt
- Partialtryck

Empiriska samband mellan dessa faktorer och syremättnaden har tagits fram. Steven C. Chapra[15] redovisar följande samband:

Temperatur:

$$\ln c_{Sf} = -139{,}34411 + \frac{1{,}575701 \cdot 10^5}{T_a} - \frac{6{,}642308 \cdot 10^7}{T_a^2} + \frac{1{,}243800 \cdot 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8{,}621949 \cdot 10^{11}}{T_a^4}$$

(ekv 2.12)

där: c_{Sf} är mättnadskoncentrationen för löst syre i sötvatten vid 1 atm tryck, [mg/l]

T_a är absolut temperatur, [K]

---

[14] Gillot, S. & Héduit, A, 2000

[15] Chapra, C. Steven, 1997.

En höjning av vattentemperaturen från 20 till 21°C, dvs. 5 %, ger således 2 % lägre mättnadskoncentration.

Salthalt:

$$\ln c_{Ss} = \ln c_{Sf} - S\left(1{,}7674 \cdot 10^{-2} - \frac{1{,}0754 \cdot 10^{1}}{T_a} + \frac{2{,}1407 \cdot 10^{3}}{T_a^2}\right) \qquad \text{(ekv 2.13)}$$

där: c_{Ss} är mättnadskoncentrationen för löst syre i saltvatten vid 1 atm tryck.

S är salthalten vilken kan relateras till kloridkoncentrationen med approximationen (för havsvatten):

$S = 1{,}80655 \cdot [Cl]$ ([Cl] = Kloridkoncentrationen i ppt)

Tryck:

$$c_{Sp} = c_{S1} \cdot p\left[\frac{(1-p_{wv})(1-\theta \cdot p)}{(1-p_{wv})(1-\theta)}\right] \qquad \text{(ekv 2.14)}$$

där: p är atmosfärstrycket, [atm]

c_{Sp} är mättnadskoncentrationen för löst syre vid trycket p, [mg/l]

c_{S1} är mättnadskoncentrationen för löst syre vid 1 atm tryck, [mg/l].

p_{wv} är vattenångans partialtryck, [atm]

$\theta = 0{,}000975 - 1{,}426 \cdot 10^{-5} \cdot T + 6{,}436 \cdot 10^{-8} \cdot T^2$, T i [°C]. (ekv 2.15)

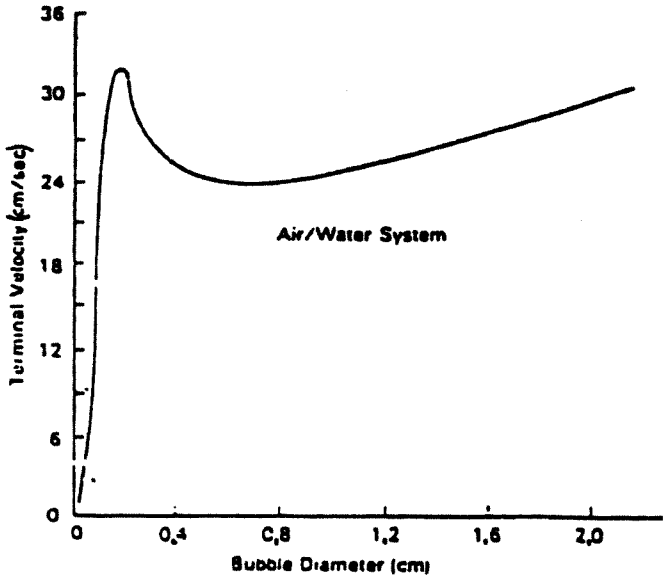
2.2 Tillämpning av syreöverföring

För luftningssystem med inblåsning av komprimerad luft minskar syreöverförningseffektiviteten då lufttillförseln ökar.[16,17] Detta beror på ökningen av luftbubblornas storlek då trycket i t.ex. diffusormembranet ökar och poröppningarna blir större samt på en ökad sammanslagning bland luftbubblorna. Dessutom påverkar en ökad lufttillförsel den vertikala rörelsen hos vattnet som skapas av de stigande bubblorna. Dessa vertikala flöden, som uppstår mellan diffusorer och/eller diffusorgaller, accelererar den uppåtriktade hastigheten hos luftbubblorna och är större när lufttillförseln ökar. En ökning av lufttillförseln resulterar därför i en minskning av exponeringstiden av luftbubblorna i vattnet. Men en ökad stighastighet medför även en positiv effekt i form av ökad turbulens vid bubblans yta, vilket medför bättre massöverförning. Totalt sett minskar dock syreöverföringen med ökande bubbeldiameter. Den slutgiltiga stighastigheten hos luftbubblor av olika storlek visas i figur 2.1.

---

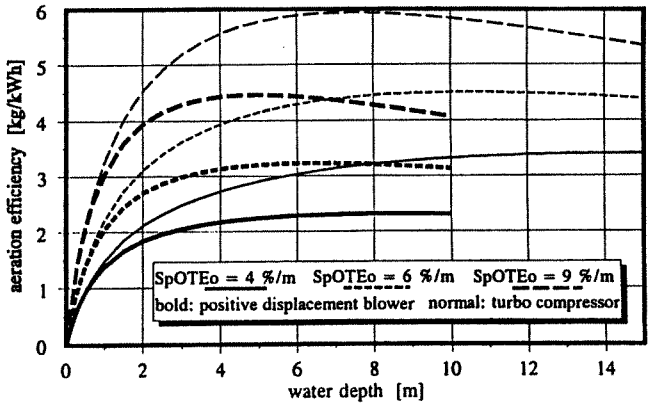
[16] Gillot, S. & Héduit, A, 2000

[17] Kompendium för kursen Vattenbehandling 1999, 1999



Figur 2.1. Stighastigheten hos luftbubblor som funktion av bubbeldiametern. *(Kompendium för kursen Vattenbehandling 1999, 1999)*

Vid en undersökning[18] modellerades inblåsningsdjupets inverkan på det syreöverförande gränsskiktets storlek samt massöverföringstalet och mättnadskoncentrationen. Man fann då att kontakttiden är direkt proportionell mot inblåsningsdjupet vilket medför att den totala syreöverföringseffektiviteten [%] ökar med ett större djup. Däremot minskar den



Figur 2.2. Syresättningseffektiviteten som funktion av vattendjupet. *(Pöpel H. J. & Wagner M., 1994)*

specifika syreöverföringseffektiviteten [%/m] med ett ökande djup. Om även energibehovet vägs in, dvs. syresättningseffektiviteten [kg O_2/kWh] beräknas, erhålls först en starkt ökande och senare en något avtagande syresättningseffektivitet med ökat inblåsningsdjup, se figur 2.2.

---

[18] Pöpel H. J. & Wagner M., 1994

Vid modelleringen togs en empirisk formel fram för massöverföringstalets djupberoende. Den har följande utseende:

$$K_L = K_{L0} \cdot e^{[-k \cdot (H-h)]} \qquad \text{(ekv 2.16)}$$

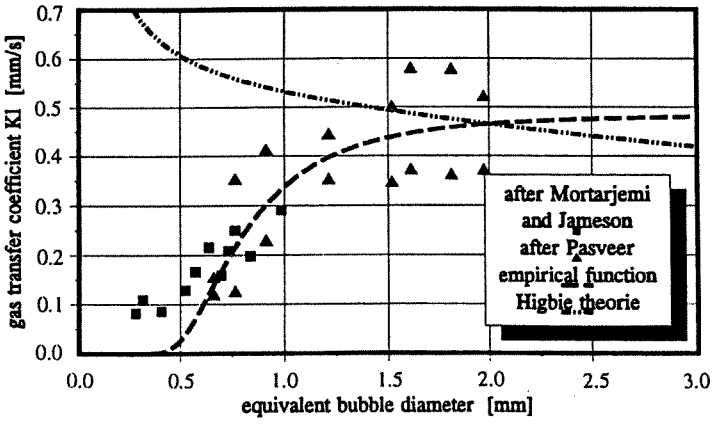
där: K_{L0} är en massöverföringskoefficient utan vattentryck som beror av den ekvivalenta bubbeldiametern. (För en bubbla med den ekvivalenta diametern 3 mm är $K_{L0} = 0{,}48$) [mm/s]

k är en konstant (i detta fall 0,0013) [m^{-1}]

H är det totala bassängdjupet [m]

h är aktuellt djup [m]

Data i figur 2.3 utgör underlaget till ekv 2.16.



Figur 2.3. Massöverföringskoefficient som funktion av ekvivalent bubbeldiameter enligt olika undersökningar samt empirisk formel. *(Pöpel H. J. & Wagner M., 1994)*

K_L-värdets avtagande med inblåsningsdjupet beror enligt vissa undersökningar på att en stor del av syresättningen sker vid bildandet av bubblan.[19] (Se även Higbie teorin i figur 2.3).

[19] Kompendium för kursen Vattenbehandling 1999, 1999

3 OXIDERING AV JÄRN I VATTEN

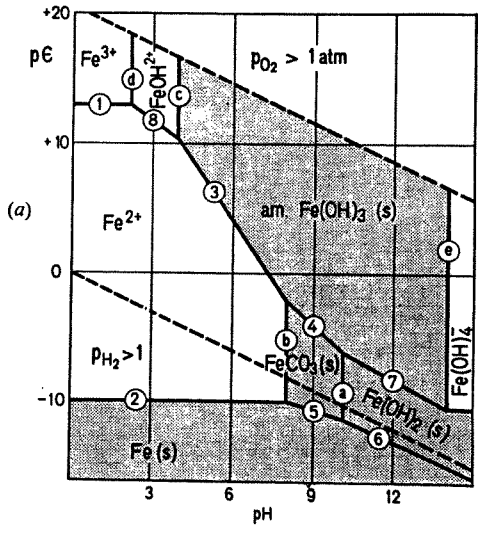
I naturen återfinns järn i olika vanliga mineral som oftast har ett sedimentärt ursprung. Silikatmineralen kan dock ha ett magmatiskt eller hydrotermiskt ursprung.

Järnet omsätts i biosfären, och när mer järn behövs av en organism så tas det från tillgängliga järnreserver. Viktmässigt förekommer järn i låga koncentrationer i mikroorganismer, växter och djur, vilket stämmer bra överens med järnets fysiologiska funktioner, dvs. som biokatalysator, byggnadselement och aktivator. [20]

3.1 Järnets löslighet och utfällning i vatten

Järn, liksom andra kat- och anjoner i naturliga vatten, löses från fasta mineralämnen vid kontakt med vatten. De kemiska reaktionerna som är involverade i lösning och utfällningen av järn är lätt reversibla. Mängden två- eller trevärt järn som finns närvarande i vattnet är beroende av vissa parametrar, såsom pH, syrgashalt, alkalinitet och koncentrationen av andra joner. Hem [21], framhåller att jämvikter som inverkar på lösning och utfällning av järn i grundvatten i princip omfattar [22]:

1. Hydrolys och utfällning av hydroxider
2. Lösning och utfällning av karbonater
3. Redoxreaktioner
4. Lösning och utfällning av sulfider
5. Bildandet av och interaktion med komplexa joner och kelatjoner



Figur 3.1. pϵ-pH-diagram för Fe, CO_2-system i vatten.
Utfällning i de skuggade områdena
(Stumm, W, Morgan, J.J., 1981)

[20] Trudinger P.A. & Swaine D.J., 1979

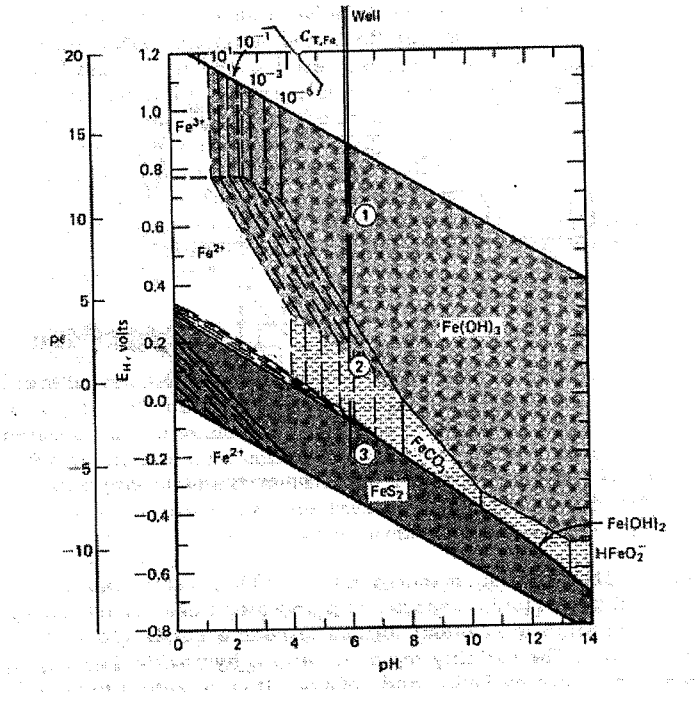
[21] Hem, J.D., 1960

[22] Robinson Jr., Lloyd R. & Dixon, Richard I., 1968

De flesta naturliga vatten har pH-värden som ligger mellan 5,0-8,5 och p∈-värden som ligger mellan +2 till +12. Studeras ett p∈-pH diagram (Pourbaixdiagram), se figur 3.1 ovan, framgår det att Fe^{2+} är den övervägande järntypen i frånvaron av oxidanter som syre. När oxidering av Fe^{2+} till Fe^{3+}(s) skall ske är det nödvändigt att höja p∈ och/eller pH. Den förstnämnda kan höjas genom att tillsätta elektronacceptorer som O_2 (g), Cl_2 eller $KMnO_4$. pH-värdet höjs genom att tillsätta $Ca(OH)_2$ eller NaOH för att höja koncentrationen hydroxidjoner, [OH^-]. Höjning kan även ske genom att lufta bort kolsyran. Diagrammet visar också att med stigande pH kan oxidation av Fe^{2+} ske vid lägre p∈.

Figur 3.1 ovan, avser en syntetisk Fe-lösning. Naturligt vatten innehåller även sulfider varför ett diagram för ett sådant vatten ser annorlunda ut, se figur 3.2 nedan. Innehåller vattnet dessutom organiskt material och bioorganismer ändras utseendet ytterligare.[23]

För ett naturligt vatten börjar alltså oxidationen av Fe^{2+} vid pH-värden över 1.[24] Hastigheten är sedan helt oberoende av pH fram tills pH närmar sig 4. Då börjar hastighetsekvationen enligt avsnitt 3.3 att gälla.



Figur 3.2. p∈-pH-diagram för Fe, CO_2 och S-system i vatten.
(Snoeyink, Vernon L. & Jenkins, David, 1980)

[23] Trudinger P.A. & Swaine D.J., 1979

[24] Stumm, W ed., 1990

3.2 Järnets biokemi

Det finns bakterier som inverkar på järnets tillstånd i vatten. Dessa s.k. järnbakterier kan indelas i tre grupper:[25]

1. Bakterier som kan leva på energin från oxidationen av tvåvärt järn
2. Bakterier som producerar järnutfällningar, vanligen associerade med cellerna
3. Bakterier som reducerar järnjoner

En av de vanligaste Fe^{2+}-oxiderande bakterierna är *Thiobacillus ferrooxidans* även kallad *Ferrobacillus ferrooxidans*. Optimalt pH för denna bakteries tillväxt är 2-3,5. Vanligtvis brukar följande reaktion anges för biologisk oxidation av järn:

$$4\ FeSO_4 + 2\ H_2SO_4 + O_2 \rightarrow 2\ Fe_2(SO_4)_3 + 2\ H_2O \qquad \text{(ekv 3.1)}$$

$$2\ Fe_2(SO_4)_3 + 12\ H_2O \rightarrow 4\ Fe(OH)_3 + 6\ H_2SO_4 \qquad \text{(ekv 3.2)}$$

När elektronen från järnet frigörs och binds till cellen (cytochrome c) bildas energi (ATP). För varje bildad Fe^{3+} bildas 0,5-1 ATP. När järnhydroxid och sulfater får reagera med varandra bildas olika komplex. Dessa komplex har en buffertverkan på pH.

Vid sura förhållanden och i avsaknad av bakterier, har det visat sig att Fe^{3+} är en mycket mer effektiv katalysator vid oxideringen av pyrit än vad Fe^{2+} är. Men när det finns tillgång till bakterier, visar det sig att oxidationen av pyrit är snabbare då Fe^{2+} finns närvarande. I detta fall oxideras Fe^{2+} biologiskt till Fe^{3+} som sedan oxiderar pyriten. *Thiobacillus* klarar av höga metallhalter (upp till 10g/l).

En annan järnoxiderande bakterie är *Metallogenium*. Den tål sura miljöer och växer optimalt vid pH 4,1. Walsh och Mitchell [26] har föreslagit att det finns ett pH-beroende hos förekomsten av de olika bakterierna. Vid pH-värden kring 3,5-4,5, där Fe^{2+} kan existera, dominerar *Metallogenium*. Vid pH-värden under 4 tar *Thiobacillus* över istället. *Metallogenium* är känslig mot icke komplexbundet järn.

Bakterier tillhörande gruppen *Leptothrix* återfinns i sumpmark, dy och sötvattensjöar. De förekommer även i konstgjorda miljöer såsom vattenledningar och filter. Deras tillväxt är beroende av jämvikten mellan elektroner och protoner så att rätt koncentration av Fe^{2+} kan hållas. Men trots allt tros deras energikälla bestå av organiskt material.

Gallionella är en organism som växer bäst vid pH 6,0 och i ett medium innehållande järnsulfid och koldioxid, men den kan även växa vid högre pH-värden. Liksom *Leptothrix* tros det att Gallionella är autotrof, men inga bevis på detta har fastställts (1979)[27].

---

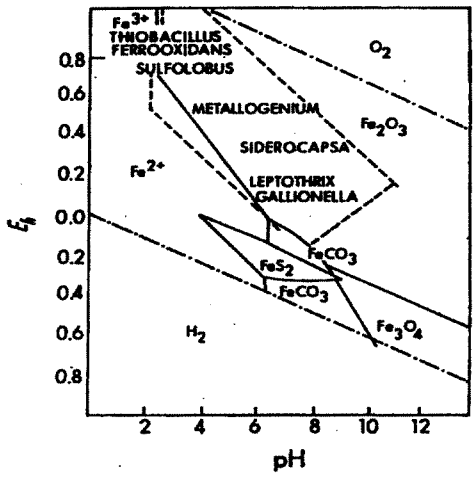
[25] Trudinger P.A. & Swaine D.J., 1979

[26] Walsh, F., Mitchell, R., 1972

[27] Trudinger P.A. & Swaine D.J., 1979

Bakterier tillhörande *Siderocapsa* utvecklas i miljöer där fritt Fe^{2+} är instabilt och metallen hålls i lösning genom bindning till organiska ämnen. Organismen kan fälla ut järn- eller manganoxid i eller utanpå speciella kapslar. *Siderocapsa* är heterotrofa och liknar de i jord vanligt förekommande *Arthrobacterna.*

De olika bakteriernas verksamhetsområden, med avseende på vattenkemin, redovisas i figur 3.3.



Figur 3.3. De olika bakteriernas verksamhetsområden med avseende på vattenkemin *(Trudinger, P.A. & Swaine, D.J., 1979)*

3.3 Oxidationskinetik

Nedanstående reaktion visar på att oxidationen av Fe^{2+} till Fe^{3+} är genomförbar med syre som oxidant.

$$O_2(g) + 4Fe^{2+} + 10H_2O = 4Fe(OH)_3(s) + 8H^+ \quad (\log K^a = 11{,}6;\ E^0 = +0{,}177) \qquad \text{(ekv 3.3)}$$

Det kan även konstateras att det för oxidationen av 7 mg järn endast krävs 1 mg syre.

Weiss[28] föreslog att oxidationen av Fe^{2+} följer nedanstående sekvens (reaktionerna är obalanserade m.a.p. H^+):

$$Fe^{2+} + O_2(g) \rightarrow Fe^{3+} + HO_2^{\cdot} \qquad \text{(ekv 3.4)}$$

$$Fe^{2+} + HO_2^{\cdot} \rightarrow Fe^{3+} + H_2O_2 \qquad \text{(ekv 3.5)}$$

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + HO^{\cdot} + H_2O \qquad \text{(ekv 3.6)}$$

$$Fe^{2+} + HO^{\cdot} \rightarrow Fe^{3+} + H_2O \qquad \text{(ekv 3.7)}$$

---

[28] Weiss, J., 1935

Man tror att det hastighetsberoende steget ligger i den första ekvationen ovan (ekv 3.4), vilket skulle betyda att oxidationshastigheten är av första ordningen med avseende på både koncentrationen löst tvåvärt järn, $[Fe^{2+}]$, och syrgaskoncentrationen, $[O_2(g)]$.

Nedanstående ekvation är betydligt mer komplex än de förra reaktionerna (3.4-3.7) antyder.

$$-\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = k[Fe^{2+}][O_2] \qquad \text{(ekv 3.8)}$$

Bland flera saker, är oxidationshastigheten beroende på vilken sorts anjon som finns i vattnet. Hastigheten ökar när anjonens komplexbildande förmåga till Fe^{2+} ökar.

3.3.1 Homogen oxidation

Den allmänna ekvationen för oxidering av tvåvärt järn i bikarbonatlösning i laborativa miljöer är[29]:

$$-\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = k[OH^-]^2 \, Po_2 [Fe^{2+}] \qquad \text{(ekv 3.9)}$$

där :

	k	är en hastighetskonstant
		$k = 8{,}0\ (\pm 2{,}5) \cdot 10^{13}\ min^{-1}\ atm^{-1}\ M^{-2}$ (gäller vid 20 °C)
	$[OH^-]$	är hydroxidjonskoncentration
	$[Fe^{2+}]$	är koncentration av totalt tvåvärt järn
	P_{O2}	är syrets partialtryck

En ökning av pH med en enhet ger således en 100-faldig ökning av oxidations-hastigheten.

Ekvationen kan skrivas om till:

$$-\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = \frac{k_H [O_2(aq)]}{[H^+]^2} [Fe^{2+}] \qquad \text{(ekv 3.10)}$$

där : $k_H = 3 \cdot 10^{-12}\ min^{-1}\ M$ (gäller vid 20 °C)

Ekvation 3.9 ovan kan reduceras till en ekvation av första ordningen genom att sätta:

---

[29] Stumm, W, Morgan, J.J., 1981

$$k_1 = k \cdot [OH^-]^2 \cdot P_{O_2} \qquad [tid^{-1}] \qquad \text{(ekv 3.11)}$$

Om pH och syrets partialtryck är konstant kan den gällande koncentrationen Fe^{2+} efter tiden t beräknas enligt:

$$-\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = k_1 [Fe^{2+}] \qquad \text{(ekv 3.12)}$$

och integrering ger:

$$[Fe^{2+}] = [Fe^{2+}]_0 \cdot e^{-k_1 \cdot t} \qquad \text{(ekv 3.13)}$$

Oxidationen av Fe^{2+} till Fe^{3+} med molekylärt syre är en reaktion där jämviktsberäkningarna förutsäger att reaktionen fullbordas när löst syre finns närvarande. Men lösningarna med Fe^{2+} är stabila mycket länge vid låga pH-värden även om syrgas bubblas genom lösningen. Vid pH < 4 oxideras mindre än 0,1 % Fe^{2+} varje dag. I Fe^{2+} -lösningar med pH > 7-8 är oxidationshastigheten så snabb att den enda begränsningen är i vilken hastighet som syre kan tillföras genom upplösning från gasfasen.[30]

Gosh[31] kom fram till att syrets partialtryck inte hade någon betydelse, om halten löst syre var högre än det stökiometriska behovet.

3.3.2 Katalyserad oxidation

I en studie gjord av Tamura m.fl.[32] fann man, för konstant pH och O_2-koncentration, ett uttryck för hastigheten av järnhydroxidkatalyserad oxidation, vilket redovisas nedan:

$$-\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = (k_1 + k_2 [Fe^{3+}]) \cdot [Fe^{2+}] \qquad \text{(ekv 3.14)}$$

där: k_1 är den homogena oxidationshastighetskonstanten [min^{-1}] (ej katalyserad) och k_2 är den heterogena dito (katalyserad) [$M^{-1}\ min^{-1}$]

---

[30] Snoeyink, Vernon L. & Jenkins, David, 1980

[31] Gosh, M.M., 1962.

[32] Tamura, H., Goto, K. Nagayama, M., 1976B

$k_2 = 360\ M^{-1}\ min^{-1}$, vid pH 7,2 och 25 °C

$$k_2 = \frac{k_s[O_2]}{[H^+]}K \qquad \text{(ekv 3.15)}$$

och där k_s är en hastighetskonstant (eng. surface rate) $[M^{-1}\ min^{-1}]$ samt

K är adsorptionskonstanten för tvåvärt järn på trevärd järnhydroxid, K har bestämts till $10^{-9,6}$ mol/mg för amorf järnhydroxid. Multipliceras denna med molvikten (mg/mol) för järnhydroxiden fås det dimensionslösa talet $10^{-4,85}$, som då är det nya K.

Med villkoret $[Fe^{3+}]+[Fe^{2+}]\approx[Fe^{2+}]_0$ fås

$$-\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = \left(k_1 + k_2[Fe^{2+}]_0\right)\cdot[Fe^{2+}] - k_2[Fe^{2+}]^2 \qquad \text{(ekv 3.16)}$$

och om $[Fe^{2+}]=[Fe^{2+}]_0$ vid t = 0 så kan ovanstående ekvation integreras, vilket ger:

$$[Fe^{2+}] = \frac{[Fe^{2+}]_0\left(k_1 + k_2[Fe^{2+}]_0\right)}{k_2[Fe^{2+}]_0 + k_1 e^{\left[\left(k_1 + k_2[Fe^{2+}]_0\right)t\right]}} \qquad \text{(ekv 3.17)}$$

Om $k_1 >> k_2\,[Fe^{2+}]_0$, vilket den är vid pH-värden under 7, [33] reduceras ekvation 3.17 till:

$$[Fe^{2+}] \approx [Fe^{2+}]_0\, e^{(-k_1 t)} \quad \text{(jämför ekv 3.13)} \qquad \text{(ekv 3.18)}$$

Detta innebär att den katalyserade (heterogena) oxidationen har betydelse först vid pH över 7. Då Cu^{2+}, $MnO_2(s)$ och H_2PO^{4-} finns närvarande fungerar även dessa som katalysatorer och ger därmed en ökning av oxidationshastigheten.[34]

3.4 Faktorer som inverkar på oxidationen

I Windsor Sungs och James J. Morgans[35] studie beskrivs oxidationsförsök där parametrar som jonstyrka, temperatur och olika anjoner har testats. För lösningar med pH runt och strax under 7 gäller följande:

En ökning av jonstyrkan ger längre halveringstid och lägre oxidationshastighet (k-värde). Temperaturen tycks ha en stor påverkan på oxidationshastigheten, men efter att en normalisering gjorts, med avseende på ändringar i K_w och syrets löslighet vid olika temperaturer, visar det sig att temperaturen har en ringa påverkan. Tidigare utförda studier av Tamura m.fl. [36] visar att k-värdet minskar för olika anjonlösningar i följande ordning:

---

[33] Sung, Windsor & Morgan, James J, 1980

[34] Faust S. D., Aly O. M., 1998

[35] Sung, Windsor & Morgan, James J, 1980

[36] Tamura, H., Goto, K. Nagayama, M., 1976B

ClO_4^-, NO_3^-, Cl^-, Br^-, I^-, SO_4^-. Detta bekräftas delvis (ClO_4^-, Cl^- och SO_4^-) i Windsor Sungs och James J. Morgans[37] studie.

En av det lösta järnets viktigaste egenskaper är dess förmåga att bilda komplex med organiskt material. Komplexen är stabilare än de lösta jonerna vilket gör att de kan motstå påverkan en längre tid i mark och vatten.

Theis och Singer har tagit fram en modell för hur järn beter sig i vatten då tillgång till organiskt material och syre finns. Vid neutrala pH-värden oxideras Fe^{2+} snabbt till Fe^{3+}, som fälls ut som $Fe(OH)_3$ (se även figur 3.2). Om betydande mängder organiskt material finns i omgivningen kommer den ovan beskrivna oxidationsprocessen att få konkurrens av en komplexbildande reaktionskedja. Detta ställer till med problem eftersom oxidationen går för sakta inom ramarna för den normala vattenbehandlingen. Det som då kan göras är att rena vattnet från organiskt material genom koladsorption eller kemisk koagulering. Då detta görs avskiljs även järnet, eftersom detta är komplexbundet med organiskt material.

Oxidationshastigheten med organiska komplex beror på miljömässiga faktorer såsom pH och typ av organiskt material. Reaktionshastigheten för bildandet av Fe^{3+}–komplex från Fe^{2+} med syre är låg (reaktion (1) nedan). Fe^{3+}–komplexet är instabilt och reduceras direkt vilket gör att oxiderat organiskt material bildas samt en Fe^{2+}-jon frigörs (2) som sedan kan genomgå samma process igen, så länge som tillgång till organiskt material finns.[38]

$$Fe^{2+} + 0{,}25O_2 + \text{org.} \rightarrow Fe^{3+} - \text{org. komplex} \qquad (1)$$

$$Fe^{3+} - \text{org. komplex} \rightarrow Fe^{2+} + \text{oxid. org.} \qquad (2)$$

Reaktion (1) och (2) tyder på en katalytisk effekt av Fe^{2+}-Fe^{3+}-paret i den aeroba oxidationen av organiskt material. Reaktionshastigheterna i reaktionerna (1) och (2) bestämmer den eventuella oxidationen av Fe^{2+} då organiskt material finns närvarande.

När pH är lägre än 4 och det finns 5-50 ppm garvsyra närvarande reduceras löst Fe^{3+} till Fe^{2+}. Vid pH över 4 fälls ett "svart material" ut som innehåller Fe^{3+} och garvsyra. En annan undersökning av de reducerande och komplexbildande egenskaperna för humussyror (HS) på Fe^{3+} och Fe^{2+} har gjorts. Undersökningarna visade att när vattnet innehöll 50 mg HS/l och pH var 5,0 komplexbands inte något Fe^{2+}. Vid pH 8,0 komplexbands 2,1 mg järn/l. Den ökade komplexbildande förmågan hänfördes till högre dissociation av karboxylgrupperna i humussyrorna. Garvsyror verkar bromsa oxidationen av Fe^{2+} mer än humussyror.[39]

Alkalinitetens betydelse för oxidation av tvåvärt järn är inte helt fastställd. Robinson och Dixon[40] har vid försök kommit fram till att avskiljningen av järn vid alkaliniteter lägre än 50 mg/l (uttryckt i $CaCO_3$) är svår. Tillsats av natriumkarbonat ökar

---

[37] Sung, Windsor & Morgan, James J, 1980

[38] Trudinger P.A. & Swaine D.J., 1979

[39] Faust S. D., Aly O. M., 1998

[40] Robinson Jr, L., 1967

oxidationshastigheten. Det framkom även att tillsatsens påverkan på pH var för liten för att motsvara den ökade oxidationshastigheten. Sung och Morgan[41] m.fl. tror dock att detta är oklart. I deras undersökning varierades alkaliniteten mellan 9 och 50 mM. Den erhållna effekten på oxidationen förklaras med effekter på jonstyrkan. Andra undersökningar[42] visar inga variationer i oxidationshastigheten på grund av en ändring av bikarbonathalten från 2 till 10 mM. Variationerna i data vid låg alkalinitet (mindre än 5 mM) är stora vilket kan leda till felaktigt höga oxidationshastigheter.

Jobin och Gosh[43] föreslår en ny hastighetsekvation som gäller för buffertstyrkor över 4,0 mEq/pH:

$$\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = -k \cdot [Fe^{2+}] \cdot [OH^-]^2 \cdot [p_{O_2}] \cdot [\beta]^{\frac{1}{2}} \qquad \text{(ekv 3.19)}$$

där: β är buffertstyrkan [mEq/pH] och

$$\beta = 2{,}3 \cdot \{[H^+] + [OH^-] + C^T \cdot [\alpha_1(\alpha_0 + \alpha_2) + 4\alpha_2\alpha_0]\}$$

$$C^T = [H_2CO_3] + [HCO_3^-] + [CO_3^{-2}]$$

$$\alpha_0 = \frac{[H_2CO_3]}{C^T}; \quad \alpha_1 = \frac{[HCO_3^-]}{C^T}; \quad \alpha_2 = \frac{[CO_3^{-2}]}{C^T}$$

[41] Sung, Windsor & Morgan, James J, 1980

[42] Tamura, H., Goto, K. & Nagayama, M., 1976A

[43] Jobin, Robert & Gosh, Mriganka M., 1972

3.5 Avskiljning av järn genom filtrering

För att avskilja järn i vattenbehandlingssammanhang används tre allmänna metoder. Den metod som används först och främst är oxidering av Fe^{2+} för att erhålla utfällning av $Fe(OH)_3(s)$, följt av sedimentation och filtrering.[44]

Väldigt stora, inkompressibla partiklar kommer vid filtrering att bilda en lös och porös kaka medan partiklar ≤ 5 μm samt stabila geler och kompressibla partiklar oftast tenderar att sätta igen filterporerna.

Vid en undersökning av olika järnutfällningar visade det sig att järnhydroxider (både 2- och 3-värda) bildade täta filterkakor vilket gjorde det mycket svårt att filtrera. Karbonat-utfällningarna var betydligt lättare att filtrera bort. Silting Indexet (SI), vilket är ett mått på hur lättfiltrerad en lösning är, var 50-100 gånger lägre (d.v.s. bättre) för dessa, än för hydroxidutfällningarna.[45]

Ett vanligt problem med sandfilter är ackumulering och tillväxt av ett organisk och biologisk slem, vilket kan leda till reducerande förhållanden. Jämförelser mellan "slemfria" och "slemmiga" filter har gjorts. I testen varierades även filterdjupet (8 cm, 23 cm, 46 cm och 76 cm). Vid en filtreringshastighet på 4,9 m/h i de slemfria filtrerna var det endast det djupaste filtret som hade acceptabla nivåer totalt järn i det filtrerade vattnet. När ett slembelagt filter provades visade det sig att filtrena med bäddjupet 46 och 76 cm fick märkbart högre halter totalt tvåvärt järn i det filtrerade vattnet än i det in-kommande. Utfällt trevärt järn hade alltså reducerats p.g.a. slemmet i filtret till tvåvärt järn och därmed gått i lösning. I det "slemfria" försöket var halten tvåvärt järn i det filtrerade vattnet lika eller mindre än i det inkommande vattnet.[46]

---

[44] Faust S. D., Aly O. M., 1998

[45] Olson, Larry L. & Twardowski Jr., Charles J., 1975

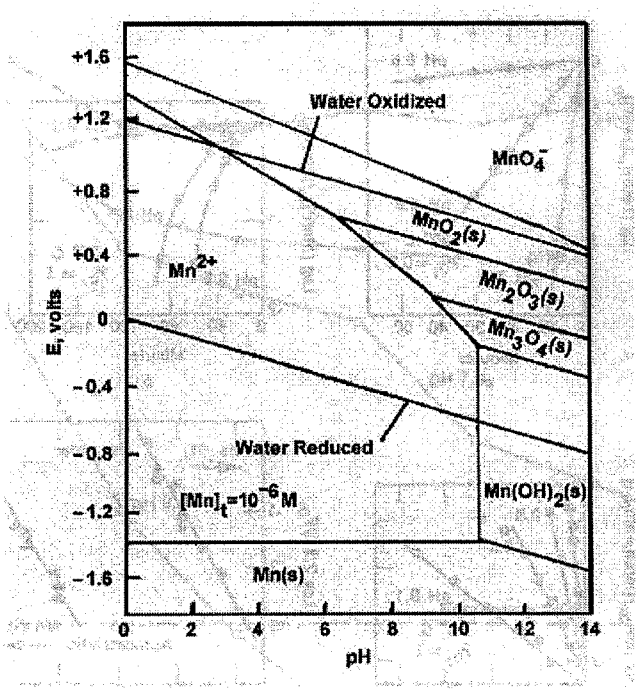
[46] Gosh, M.M. m.fl., 1967.

4 OXIDERING AV MANGAN I VATTEN

Mangan hittas i metamorfa och sedimentära bergarter. De största manganmineral-tillgångarna är av sedimentärt ursprung och består av karbonater, oxider och hydroxider. Eftersom de biogeokemiska egenskaperna hos järn och mangan är likartade förekommer dessa ofta samtidigt i sedimentära avlagringar.[47]

4.1 Manganets löslighet och utfällning i vatten

Mangan har 8 st oxidationsformer. Deras förekomst beror i stor utsträckning på pH och redoxpotential (Eh) i vattnet. Om ett p∈-pH-diagram studeras, se figur 4.1, är det tydligt att Mn^{2+}(aq) står för en stor del av detta diagram i naturliga vatten. (Se ordlista för sambandet mellan p∈ och Eh). Det framkommer även att oxidation av Mn^{2+} till en eller flera oxider är termodynamiskt möjligt under rätta p∈-pH-förhållanden.[48] MnO_2 är den enda formen av mangan med högt oxidationstal som är termodynamiskt stabil i naturliga vatten. Lösligheten av MnO_2 är så liten att löst Mn^{4+} är odetekterbart i pH-intervallet 3-10.



Figur 4.1. p∈ (Eh) -pH-diagram för mangan (Faust S. D., Aly

[47] Trudinger, P.A. & Swaine, D.J., 1979

[48] Faust S. D., Aly O. M., 1998

4.2 Manganets biokemi

I områden rika på organiskt material bildar mikroorganismer förutsättningar för mobilisering av mangan i dess tvåvärda form. När detta material sedan förflyttas till platser med lite organiskt material och hög redoxpotential så kan mikrobiell oxidation ske av det tvåvärda manganet till fyrvärt. Detta leder oftast till utfällningar.

Många mikroorganismer, men inte alla, som förvandlar mangan katalyserar liknande reaktioner med järn. Mekanismerna för mikrobiologisk mangantransformation kan t.ex. vara:

- Modifikation av Eh, dvs. syretillgången.
- Utsöndring av sura eller alkaliska biprodukter så att mikroomgivningens pH förändras.
- Likt järnet kan mangan bilda komplex med lösta organiska föreningar, som har visat sig vara mer stabilt än det ensamma manganet. Mikroorganismerna kan sedan utnyttja komplexen varvid mangan kan gå i lösning.
- Transformationer med hjälp av enzym för energiproduktion eller CO_2-fixering.
- Andra former av oxidation med hjälp av enzym.

De mikrobiologiska mangantransformationerna påverkas av miljön. Höga halter organiskt material hindrar manganoxidationen. Även pH-värdet och hur snabbt detta ändras påverkar redoxförloppen.

Jordpartiklar har en förmåga att attrahera och koncentrera näringsämnen till dess negativt laddade yta. Detta betyder även att komplex mellan mangan och organiskt material kan koncentreras till gränsskiktet. I näringsfattiga vatten kan mikroorganismerna dra stora fördelar av att växa på dessa jordpartiklar. Detta är fallet i t.ex. vattenledningsrör.[49]

Flertalet undersökningar av reaktionshastigheten för oxidering av Mn^{2+} visar att hastigheten i naturliga vatten klart överstiger den för syntetiska vatten (med autokatalys). Man har funnit att det oftast rör sig om stjärnformade bakterier, ca 10 μm i diameter, troligen *leptothrix echinata* även kallad *metallogenium*. Slutprodukten för biologiskt katalyserad oxidation är oftast Z_d-manganat (IV) till skillnad från autokatalyserad oxidation där slutprodukten oftast är γ-MnOOH.[50]

---

[49] Trudinger, P.A. & Swaine, D.J., 1979

[50] Diem, Dieter & Stumm, Werner, 1985

4.3 Oxidationskinetik

Oxidationsreaktioner med mangan är mer komplicerade än de med tvåvärt järn eftersom mangan finns i fler oxidationsformer. Oxidering av Mn^{2+} med O_2 är normalt en långsam reaktion. Formeln för slutprodukten från oxideringen varierar från $MnO_{1,3}$ till $MnO_{1,9}$. Detta beror på adsorption utav Mn^{2+} till MnO_2. Reaktionen antas ske i följande steg:

$$Mn^{2+} + 0{,}5O_2 \xrightarrow{\text{Långsam}} MnO_2(s)$$

$$Mn^{2+} + MnO_2(s) \xrightarrow{\text{Snabb}} Mn^{2+}\cdot MnO_2(s)$$

$$Mn^{2+}\cdot MnO_2(s) + 0{,}5O_2 \xrightarrow{\text{Långsam}} 2MnO_2(s)$$

När dessa tre ekvationer summeras fås något som liknar följande stökometriska reaktion:

$$O_2 + 2Mn^{2+} + 2H_2O = 2MnO_2(s) + 4H^+ \qquad \text{(ekv 4.1)}$$

Utgående från ekvation 4.1 ses att viktförhållandet mellan mangan och syre är 3,4 vid oxidationen till Mn^{4+}. För oxidation till Mn^{3+} är det teoretiska förhållandet istället 6,9. Hastighetsekvationen för denna reaktion ser likadan ut som den för katalyserad järnoxidation (ekv 3.14):[51]

$$-\frac{d[Mn^{2+}]}{dt} = k_1[Mn^{2+}] + k_2[Mn^{2+}][MnO_x] \qquad \text{(ekv 4.2)}$$

där:

$$k_1 = k_1'[O_{2(aq)}][OH^-]^2; \qquad k_1' = 4\cdot 10^{12} \quad M^{-3}\,dygn^{-1}$$

$$k_2 = k_2'[O_{2(aq)}][OH^-]^2; \qquad k_2' = 10^{18} \quad M^{-4}\,dygn^{-1}$$

(Båda hastighetskonstanterna gäller vid 25 ° C)

Hastighetsberoendet av syrets partialtryck och $[OH^-]$ för den homogena reaktionen är det samma som för järn. Hastighetskonstanten k_2 är dock beroende av hydroxidjons-koncentrationen i kvadrat, vilket tyder på ett starkare pH-beroende för mangan-oxidationen än för järn (jämför ekv 3.15).

Mätbar oxidation av Mn^{2+} inom några få timmar sker endast vid pH-värden över 8,5.[52] Studier av Hem (1964) har visat att om pH höjs till 9,5 eller högre kommer oxidationen och utfällningen av mangan att ske snabbt. Med ett pH på 9,0 är halveringstiden för oxidationen ca 1,5 min. En lämplig kemisk tillsats för att höja pH i vatten med hög hårdhet är natriumhydroxid.[53]

---

[51] Diem, Dieter & Stumm, Werner, 1985

[52] Trudinger P.A. & Swaine D.J., 1979

[53] Robinson Jr., Lloyd R. & Dixon, Richard I., 1968

4.4 Faktorer som inverkar på oxidationen

Avskiljningen av mangan i järnhaltiga grundvatten påverkas huvudsakligen av pH, järn- och mangankoncentrationer, och är relativt okänslig för variationer i sammansättningen av andra anjoner eller katjoner.[54]

Det är inte bara på MnO_2 som adsorption sker utan även på $Fe(OH)_3$, men med lägre drivkraft. Högre pH gynnar adsorptionen.[55]

Alkalinitetens betydelse för manganoxidering är liksom för järnoxidering inte heller helt klarlagd. Vissa påstår att alkaliniteten inte har någon större inverkan på utfällningen av mangan. De flesta undersökningarna tyder dock på att den spelar en viktig roll. Hatva m.fl.[56] påstår att vätekarbonathalten är en av de viktigare faktorerna som inverkar på utfällningen av mangan. Stumm[57] hävdar att karboxylgrupper tillsammans med bakterier och organiska kelater katalyserar oxidationen.

Hem (1963) rapporterade att i laboratorieexperiment med vatten som innehöll löst mangan så var hastigheten som mangan oxideras och utfälldes från luftade lösningar påverkad av pH och andra joner som kunde vara närvarande. Hastigheten[58]

- ökade genom att höja pH och
- sänktes då HCO_3^- och SO_4^{-2} fanns närvarande

Enligt Stumm och Morgan har joner som Cu^{2+} och SO_4^{2-} inte någon nämnvärd effekt på oxidationshastigheten av Mn^{2+}.[59]

Eftersom Mn^{2+} inte är starkt komplexbundet till lösta humus- eller fulvosyror kan acceptabla oxidationshastigheter uppnås i närvaron av DOC. Givetvis måste hänsyn tas till att DOC fordrar en del av oxidanttillsatsen då Mn^{2+} skall avskiljas med hjälp av $KMnO_4$ och ClO_2.[60]

Intressant ur vattenbehandlingssynpunkt, då man kan ha problem med svavelväte, är att förloppet vid reduktionen av MnO_2 med SH^- är snabbare än oxidationen av Mn^{2+} med syre.[61]

---

[54] Lloyd, A., Grzeskowiak, R. & Mendham, J., 1983

[55] Trudinger P.A. & Swaine D.J., 1979

[56] Hatva, T. m.fl., 1985

[57] Stumm, W ed., 1990

[58] Robinson Jr., Lloyd R. & Dixon, Richard I., 1968

[59] Faust S. D., Aly O. M., 1998

[60] Faust S. D., Aly O. M., 1998

[61] Stumm, W ed., 1990

4.5 Avskiljning av mangan genom filtrering

Filtermedium har testats med avseende på dess förmåga att avskilja löst mangan från lösningen utan att tillsätta någon oxidant före filtret. Flera intressanta fenomen observerades. För det första, filtermedium med antracitkol-sand eller kol hade ingen betydelse för avskiljningskapaciteten av Mn^{2+}. Då det fanns en oxidytbeläggning närvarande kunde emellertid en betydande avskiljning av Mn^{2+} uppnås.

Diverse parametrar påverkade den observerade avskiljningsgraden. Filtermedium med större mängder oxidytbeläggning ledde i de flesta fall till en mer effektiv manganavskiljning. Dock, visade det sig att vissa media med stora mängder MnO_x (s)-ytbeläggning inte gav någon betydande avskiljning av löst mangan. I ett vattenverk (A) var denna mängd mer än dubbelt så stor som i två andra vattenverk (B och C). Trots detta visade det sig att dessa vattenverk hade bättre avskiljningskarakteristik än vattenverk A. En närmare undersökning visade att oxidationstalet spelade en uppenbar roll i avskiljningen av lösligt mangan. Titreringstest utfördes för varje medium för att bestämma oxidationstalet. Resultaten från detta test visade att filtermediumet från vattenverk B och C var oxiderat i högre grad, $MnO_{1,8\text{-}2,0}$ (s), än i vattenverk A som var oxiderat till $MnO_{1,4\text{-}1,6}$ (s).

Låga temperaturer hade inget betydande genomslag på avskiljningen av mangan i de observerade filtreringssystemen. Avskiljning av Mn^{2+} kan fullbordas med ett oxidbelagt filtermedium utan tillsats av en oxidant i filtervattnet. Avskiljningseffektiviteten är en direkt funktion av koncentrationen av MnO_x (s) på ytan av filtermediumet, dess oxidationstal och vattnets pH. Alkaliska pH-förhållanden främjar effektiviteten av avskiljningen av Mn^{2+}, medan sura pH-förhållanden inte gör det.[62]

Mn^{2+}-joner och andra multivalenta katjoner destabiliserar dispersioner av MnO_2 (s). Koncentrationer av Mn^{2+} på 10^{-4}-10^{-5} M orsakar snabb kolloid flockning av MnO_2(s) i pH-intervallet för normal stabilitet.[63]

I försök att förutspå de optimala förhållandena för avskiljning av mangan i vattenverksskala så måste följande tre processer tas i beaktande:

1. Adsorption av Mn^{2+} på Fe^{3+}-oxid
2. Oxidation av adsorberat Mn^{2+} till Mn^{4+}-oxid på Fe^{3+}-oxidytan
3. Adsorption av Mn^{2+} på Mn^{4+}-oxiden med efterföljande oxidation

Den övervägande verkan av 1-3 är att ju längre adsorberat mangan behålls i filterkakan, desto bättre blir filterkakans avskiljningsförmåga för mangan. Oxidationshastigheten av adsorberat mangan måste överskrida den hastighet som adsorberat mangan i de fasta ämnena lämnar filterkakan. Om detta villkor uppfylls kommer koncentrationen av manganoxider i filterkakan att öka.[64]

---

[62] Knocke, William R., Hamon, Jeffrey R. & Carolyn P. Thompson, 1980

[63] Faust S. D., Aly O. M., 1998

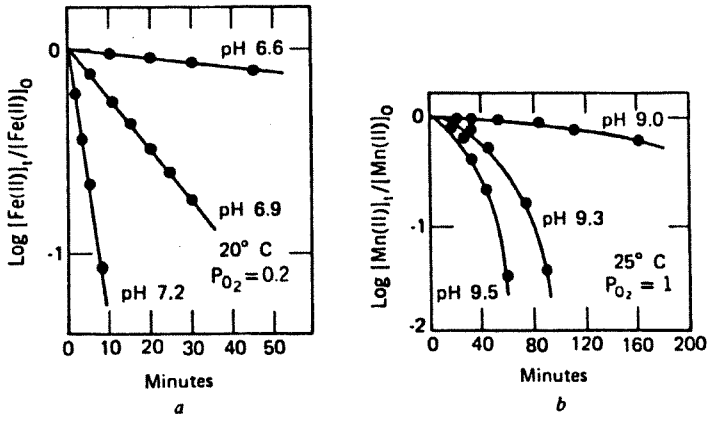
[64] Lloyd, A., Grzeskowiak, R. & Mendham, J., 1983

5 SLUTSATSER AV TEORISTUDIEN

Vilka slutsatser kan då dras av teorigenomgången? Hur ska man uppnå en optimal järn- och mangan avskiljning genom luftning och sedimentering i vattenverk? Nedan följer en sammanfattning och diskussion kring teorin.

Hastighetsekvationen för järn- och manganoxidation ser mycket lika ut. Det finns dock vissa skillnader. Oxidering av mangan sker mycket trögt då ingen katalyserande yta finns tillgänglig. Järn däremot behöver ingen katalysering för att oxideras snabbt. Vid pH-värden över 7 kan dock en katalyserad oxidation även ske av järn.

pH-beroendet är mycket starkt för de båda metallernas reaktion med molekylärt syre. Vid katalyserad oxidation är dock beroendet större för mangan. Generellt så krävs det högre pH-värden för att oxidera mangan, över 8, medan järn regerar snabbt redan vid pH över 6. Skillnaderna framhävs tydligt i figur 5.1 a) och b).



Figur 5.1. a) Oxidering av Fe^{2+} med syre. **b)** Oxidering av Mn^{2+} med syre.
(Stumm, W, Morgan, J.J., 1981)

Adsorption och katalyserade reaktioner sker inte enbart i närvaron utav de egna reaktionsprodukterna. Alla lämpliga adsorberande ytor kan fungera. En stor oxidbelagd yta gynnar avskiljningen. Hur bra den adsorberande ytan är för reaktionshastighet och avskiljningsbarhet beror bl.a. på oxidationstalet hos den adsorberande ytan.

Oxidation av adsorberat mangan blir betydande då pH närmar sig 8,5. Detta pH kan ställa till med problem vid driften i vattenverket som, i alla vatten utom de mjukaste, medför att kalciumkarbonatens löslighetsprodukt överskrids. Utfällning av kalciumkarbonat i filter kan orsaka cementering av sandkornen och en prestandaförsämring.

Bakterier som oxiderar järn och mangan till att utvinna energi lever oftast i sura miljöer, vilket kan utnyttjas. Oxidationen ger relativt lite energi och bakterierna måste därför oxidera stor mängder järn. Betydande hastighetsökningar kan fås med bakteriernas hjälp. Bakterier som oxiderar metaller vid neutralt pH måste ha en speciell inriktning då de ställer tre krav som egentligen inte är förenliga; Fe^{2+}, syre och neuralt pH. Det finns även bakterier som reducerar järn när förhållandena är anaeroba. Sådana förhållanden kan råda

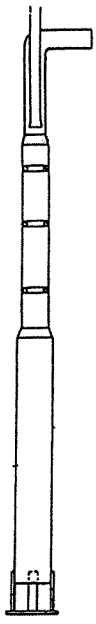
i filtersediment. För att undvika återbildning av tvåvärt järn krävs det att uppbyggnad av organiskt material, på och i filter, hindras.

Organiskt material verkar bromsande på järnoxideringen, främst genom att reducera Fe^{3+}. Mangan påverkas inte i samma utsträckning. Det krävs högre syrehalter då det organiska materialet först måste oxideras.

I övrigt kan man med 1 mg syre oxidera 7 mg järn till trevärd form eller 3,4 mg mangan till dess fyrvärda form. Enligt hastighetsekvationerna ökar oxidationshastigheten med en ökande syrehalt. Det påstås dock av vissa att hastigheten endast är beroende av syrehalten upp till de, ovan redovisade, stökiometriska behoven.

Buffringskapaciteten tycks ha en gynnsam verkan på oxidationshastigheten av framför allt järn. Detta skulle då betyda att en hög alkalinitet är bra.

6 LIBRADONS EJEKTORLUFTARE



Figur 6.1. Schematisk skiss av ejektorröret

Uppfinningen syftar till att rena vatten från olika föroreningar genom att driva in luft (syre) i vattnet. Reningseffekt kan uppnås både genom luftning och/eller syresättning, beroende på vilket ämne som ska avskiljas från vattnet. Ejektorröret består av två rör, där den ena är innesluten i den andra. Mellan dessa rör bildas en ringformad spalt (slits). Vid mynningen av det inre röret ökar dess diameter varför slitsöppningen minskar. Vattnet, som skall renas, trycks in i mellan de två rören. Vid passagen av den smala öppningen, vid det inre rörets slut, skapas ett undertryck. Undertrycket ger upphov till ett sug i det inre röret som står i kontakt med atmosfären. Luft kommer då att sugas in i ejektorn och blanda sig med vattnet.

Den övriga delen av ejektorröret är till för att öka inblandningen och uppehållstiden innan blandningen strömmar ut i luftningstanken. Genom att låta vatten-luftblandningen flöda ut under vattenytan i tanken så ökas syreinnehållet i vattnet. En omrörningseffekt uppnås, vilket är en fördel för blandningen av syre med vatten.

Karaktäriseringen, som har utförts i laboratorium och som beskrivs i kapitel 7, har gjorts på ett demonstrationsexemplar av ejektorröret. Skillnaden mellan denna och de som produceras i dagsläget (2001) är främst slitsöppningens storlek som på demoröret är 0,5 mm mindre. Variationer av den nedre blandningssektionens längd förekommer också.

En mer ingående beskrivning av det karaktäriserade ejektorröret finns i bilaga 1.

7 SYRESÄTTNINGSFÖRSÖK I LABORATORIUM

För att konstruktörer och operatörer på ett optimalt sätt ska kunna dimensionera och justera Libradons ejektorluftarsystem finns det behov av ett dimensioneringsverktyg. Detta har varit det främsta målet vid laboratorieförsöken. Tillvägagångssättet har varit att bestämma syresättningsförmågan som funktion av temperatur, vattenflöde samt tryckfall över ejektorn. Som tidigare nämnts i kapitel 6 visade det sig att det tillhandahållna ejektorröret var ett demonstrationsexemplar som skiljer sig en del från rör som installeras i vattennverken i dagsläget (2001). Därför har endast underlaget till dimensioneringsverktyget tagits fram och själva skapandet av detta hoppats över.

Dessutom har nedstickningsdjupets betydelse, för syresättning och tryckfall, undersökts samt korrektheten hos ekvation 2.5, som är temperaturomvandlingsformeln för K_La-värdet. Endast en typ av ejektorrör har karaktäriserats (denna är beskriven i bilaga 1).

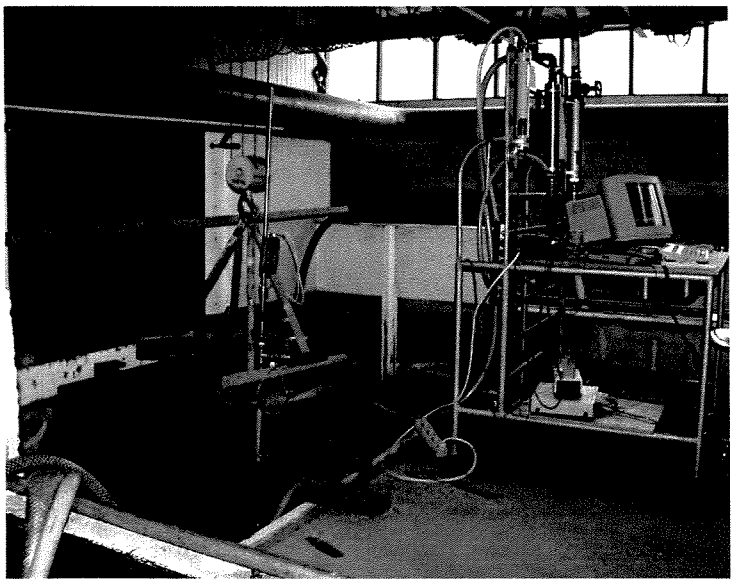
7.1 Försöksmetod

För att ange hur effektiv en luftningsutrustning är, brukar oftast det s.k. K_La-värdet anges. Detta värde beskriver hur fort syresättningen av en viss volym sker. Ett högt värde på K_La-värdet innebär att syresättningen går fortare än då detta är lågt. K_La-värdet är "materialbestämt", dvs. det varierar med olika luftningsutrustningar. Med K_La-värdet kan en rättvis jämförelse av luftarens effektivitet vid olika vattentemperaturer göras, genom att använda omvandlingsformeln, ekvation 2.5.

Det finns en mängd olika metoder att välja mellan när K_La-värdet ska bestämmas för luftningssystem. En mycket vanlig och metod är att återlufta en konstant volym vatten där syret tagits bort med natriumsulfit. Denna metod är väl använd i vattenbehandlingssammanhang och utförandet är väl beskrivet i litteraturen. Utrustningen som krävs för att utföra försöken är dessutom relativt enkel och billig. Denna metod ansågs därför mest lämplig, varför den valdes.

När en jämförelse mellan ejektorluftarens och andra luftningssystems syresättningseffektivitet ska göras, är det lämpligt att omvandla det standardiserade K_La-värdet vid 10°C till ett SOTE-värde, enligt ekvation 2.10. Då behöver inte vattenvolymen, som K_La-värdet är bestämt för, vara den samma heller. Dessutom är SOTE-värdet lättare att förstå.

För att bestämma tryckfallet över ejektorn har antagandet att trycket efter luftaren är lika med atmosfärstrycket gjorts.



Figur 7.1. Ejektorluftare i försökskar med tillhörande mätutrustning.

7.2 Instrument

Nedan följer en beskrivning av de olika försöksparametrarna och vilka instrument dessa bestämts med.

7.2.1 Vattenflödesmätning

Vattenflödet har bestämts med rotametrar. Dessa har varit av märket Bailey-Fischer & Porter. Noggrannheten hos rotametrarna är bättre vid högre avläsningsvärden inom mätintervallet. För att kunna optimera noggrannheten har därför två rotametrar av olika storlek använts (Q_{max} = 7945/3496 l/h). Båda flödesmätarna var av modell 10A1197 med gradering i % av maxflödet. Dessa hade flödeskroppar av rostfritt stål (2-GNSVT-94 och 1 ½-GSVT-85).

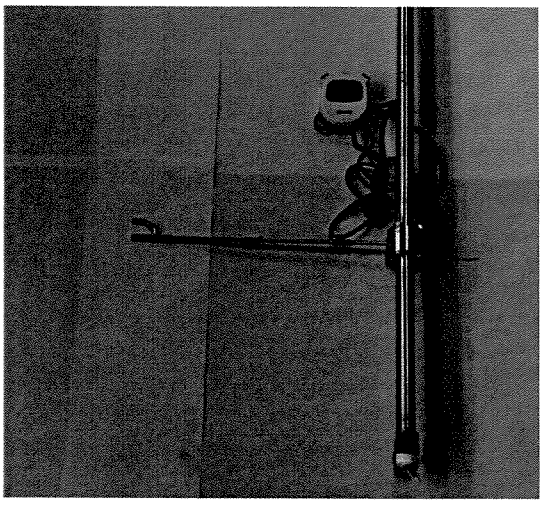
Kalibreringen av rotametrarna har gjorts med "spann & ur"-metoden, genom att ett spann med en maxkapacitet på 50 liter fyllts med vatten under tidtagning. Vattnet vägdes sedan på en mekanisk balansvåg och flödet kunde därmed beräknas. Det erhållna flödet jämfördes mot det på rotametern avlästa värdet. Avvikelsen låg mellan 1,6-2,2 %.

Avläsningsdifferensen mellan två personers oberoende avläsningar var inte större än 2 %.

7.2.2 Luftflödesmätning

Eftersom syresättningen är starkt beroende av den tillförda luftmängden var det viktigt att välja ett mätinstrument med minimal påverkan på luftströmmen. Detta var anledningen till att mätinstrumentet pitotrör valdes.

Det pitotrör som användes var av märket Testo. Mätningarna med detta gjordes i, en för ändamålet, tillverkad mätrigg vilken är beskriven i bilaga 2 och visas i figur 7.2. (I rapporten används både benämningen mätrigg och pitotrörsrigg, vilket är samma sak). Till pitotröret anslöts en manometer (Digitron P200UL) för att kunna avläsa det dynamiska trycket (beskrivning av manometer, se nedan). Det dynamiska trycket kunde



Figur 7.2. Pitotrör i mätriggen.

sedan omräknas till en hastighet och hastigheten till ett flöde. Vid omräkningen har hänsyn tagits till variationer i luftens densitet, dvs. parametrarna relativ fuktighet, lufttemperatur och rådande absoluttryck i mätriggsröret.

Pitotröret har kalibrerats mot en rotameter (Bailey-Fischer & Porter, modell 10A1197, Q_{max} = 12,8 Nm^3/h med svävkropp 1-GUSVT-611).

Vid kalibreringen av pitotröret användes en dammsugare för att uppnå ett jämt och stabilt flöde. Flödet kunde regleras med en kulventil som anslöts mellan dammsugaren och den mätrigg som pitotröret var monterad i. Det dynamiska trycket registrerades för varje valt flöde. Dessa omvandlades sedan till flödeshastigheter enligt anvisningar från pitotrörets återförsäljare. Dessa i sin tur räknades om till flöden, enligt uttrycket $Q = A \cdot v$. Därefter beräknades kvoterna mellan de uppmätta flödena från rotametern och pitotröret. Dessa visade sig hamna mycket nära den inom rörströmning vedertagna konstanten för beräkning av medelflödet från en maxhastighet, dvs. $k = 2/3$ ($Q_{medel} = k \cdot Q_{max}$). Då rotametern är gjord för både gas- och vätskeflödesmätning så kalibrerades denna med vatten enligt "spann & ur"-metoden, se avsnitt 7.2.

Relativa fuktigheten mättes med instrumentet Vaisala HMI 31. Kalibrering gjordes av personal på institutionen för byggnadsmaterial med olika saltlösningar.

Lufttemperaturen har mätts med instrumentet Aopi PN6501. Kalibrering har skett på institutionen för byggnadsfysik.

Det barometriska lufttrycket hämtades från webbplatsen: www.miljo.goteborg.se/luftnet/. Korrigering m.a.p höjd över angiven mätplats samt differenstryck i mätriggen gjordes för att erhålla korrekt absoluttryck i mätriggen. Bestämningen av differenstrycket gjordes med samma manometer som det dynamiska trycket bestämdes med.

Manometern kalibrerades i CTH:s vattenlaboratorium med en känd vattenpelare. Det avlästa värdet inom mätintervallet avvek inte mer än 2 %.

7.2.3 Syrehaltsmätning

Syrehalten i vattnet har mätts med en syrehaltsmätare YSI modell 58 och syrgaselektrod YSI 5739. Värden från mätaren har loggats med PC och tillhörande loggutrustning.

Kalibrering har gjorts enligt tillverkarens anvisningar för kalibrering i fuktig luft. Kontroll har skett mot teoretiska syremättnadsvärden i ett syremättat vatten samt för syrefritt vatten med hjälp av kvävgas. Överensstämmelsen var inom 0,3 mg/l för vatten med en temperatur på 18-25° C. Vid låga temperaturer (ca 10° C) erhölls dock ett ca 1mg/l högre mättnadsvärde än för det teoretiska värdet för syremättat vatten.

7.2.4 Temperaturmätning

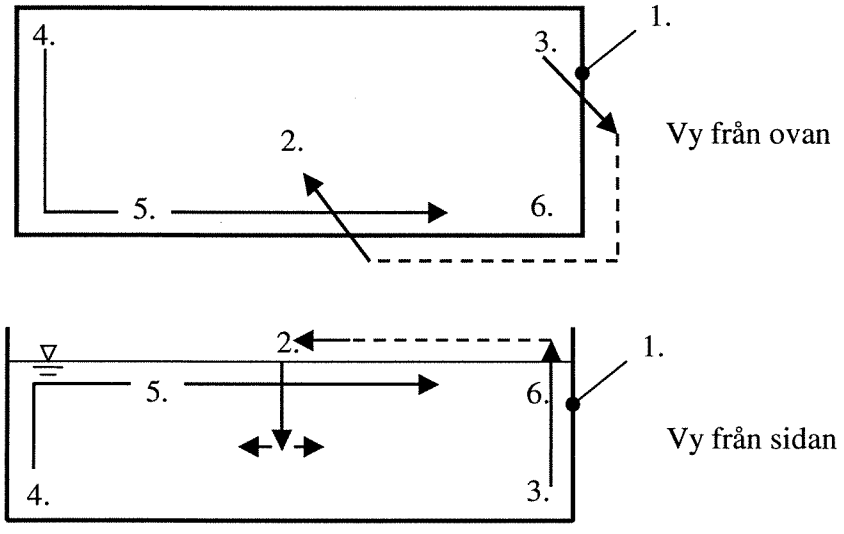
Temperaturen på vattnet (och luften) har bestämts med instrumentet Aopi PN6501. Kalibrering har skett på institutionen för byggnadsfysik.

7.2.5 Tryckmätning

För tryckfallsmätningen över ejektorluftaren användes manometer Digitron P200H. Denna kalibrerades i kalibreringsrigg med trycksatt gas.

7.3 Utförande

Försöken genomfördes vid CTH:s vattenlaboratorium i ett betongkar (1), se figur 7.1 och 7.3, med en volym på ca 2,74 m^3 och ett yt-volymsförhållande på 1.1 m^{-1}. Karet fylldes med kommunalt dricksvatten. Ejektorröret (2) placerades ungefär mitt i karet. Vattnet till ejektorn har pumpats från det ena hörnet (3). För att få extra cirkulation på vattnet samt



Figur 7.3. Betongkar med placering av utrustning, sett uppifrån och från sidan. (Pilarna symboliserar vattenflöden.)

för att få ett erforderligt flöde kring syremätaren under försöken ställdes en dränkbar pump (4) på botten i ett annat hörn. Pumpen transporterade vattnet via en slang (5) vars mynning placerades ca 1,0 m från det motsatta diagonala hörnet och några cm under vattenytan. I detta hörn har även syrgaselektroden (6) varit placerad.

De utförda försöken kan delas upp i fem delar:

- Huvudförsök
- Nollförsök
- Verifiering av ekvation 2.5
- Försök med olika nedstickningsdjup
- Bestämning av tryckfall över ejektorröret

Inför huvudförsöken valdes fem vattenflöden ut, med målet att täcka det luftflödes-intervall som installerade ejektorrör arbetar med. Dessa försök gjordes i rumstempererat vatten (18-25°C) och med ejektorröret maximalt nedstucket (ca 41 cm).

Det gjordes även ett fåtal försök med lägre vattenflöde än de ovan nämnda, för att få en bättre överblick av syresättningens beroende av flödet. Dessutom gjordes ett fåtal försök utan något flöde genom ejektorn varvid bakgrundssyresättningen kunde bestämmas. Vid dessa försök behölls endast cirkulationspumpen i drift. Försöken utan flöde kallas i rapporten nollförsök.

För att kontrollera korrektheten hos temperaturomräkningsformeln för K_La-värdet (ekv 2.5) har några försök gjorts i vatten med en temperatur på ca 10°C. Vattnet har då kylts under försöket med kallt vatten i en kylspiral. Fullt nedstickningsdjup samt maximalt flöde har tillämpats i dessa försök.

Dessutom har olika nedstickningsdjup hos ejektorröret prövats för att bedöma betydelsen hos denna parameter. Nedstickningsdjupet varierades genom att höja och sänka ejektor-röret till önskad nivå med ett lyftblock. Nedstickningsdjupen som valdes var 10,5 respektive 31 cm. Djupet är mätt från vattenytan ner till rörets mynning (se bilaga 3). I de andra försöken där inte nedstickningsdjupet har varierats har djupet varit ca 41-42 cm beroende på den aktuella vattenytans nivå.

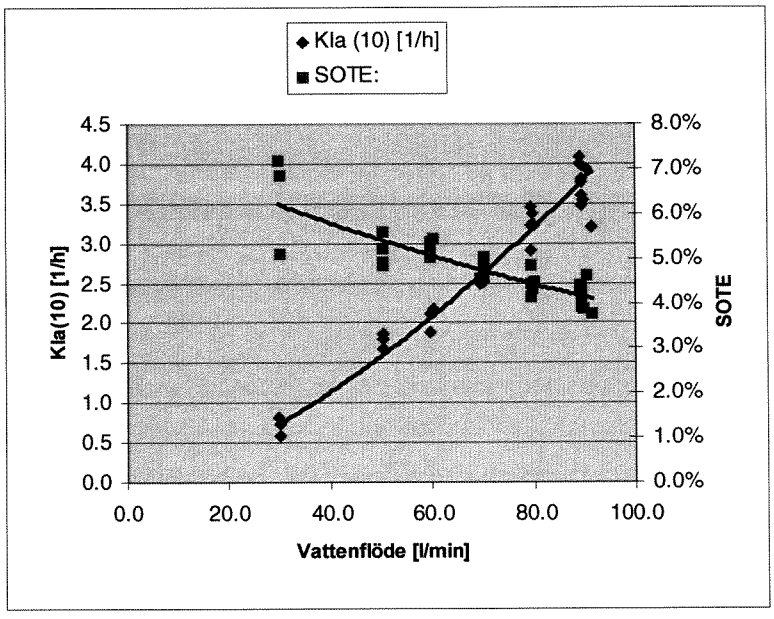
I samtliga försök användes natriumsulfit och koboltklorid för att uppnå syrefria förhållanden i vattnet. Metoden bygger på att reaktionen mellan det lösta syret och sulfitjoner med koboltklorid som katalysator är mycket snabbare än syresättningen. Ett eventuellt överskott av sulfitjoner reagerar så fort nytt syre löser sig i vattnet och stör därefter inte mätningen. Natriumsulfit doserades 10-20 % över det stökiometriska behovet. Koboltkloriden agerar som katalysator i sammanhanget och behövde bara doseras en gång efter varje upptappning av rent vatten. Koboltkloridhalten i vattnet vid försöken var ca 1mg/l. Natriumsulfiten löstes först upp med vatten i en 10 l hink innan det blandades i försökskaret. När syrehalten sjunkit ner till noll sattes försöket igång. Syrehalten loggades kontinuerligt under försöket.

Parametrar som vattentemperatur, lufttemperatur, relativ fuktighet, vattenflöde genom ejektorn, statiskt differenstryck och dynamiskt tryck vid aktuellt luftflöde i pitotrörs-riggen, luftflöde in till ejektorn samt barometertryck lästes av i början och i slutet av försöket. Några av dessa parametrar, lufttemperatur, relativ fuktighet och barometertryck, varierade något under försöket varför det gjordes en medelvärdesberäkning av dessa, utgående från värden avlästa i början och slutet av mätningen. Medelvärdena användes sedan för att beräkna luftens densitet. Det beräknades även ett medelvärde för vatten-temperaturen. Vattentrycket har avlästs med en manometer i en punkt ca 3 cm från vattenintaget till ejektorn.

7.4 Resultat huvudförsök

Utvärdering av K_La-värde gjordes med de loggade syremättnadsvärdena från syremätaren. Kvoten av undermättnadsvärdet och mättnadsvärdet beräknades. Detta värde logaritmerades sedan och plottades mot tiden. Lutningen på den erhållna räta linjen motsvarade då det negativa K_La-värdet. För att kunna jämföra värdena korrigerades dessa för standardtemperaturen 10°C. De normerade värdena användes sedan för att beräkna syreöverföringseffektiviteten, SOTE. I figur 7.2 redovisas erhållna SOTE-värden och K_La-värden. (För redovisning i tabellform se bilaga 4).

Spridningen i SOTE-värdena är stor vid flödet 30 l/min. Detta tros bero på svårigheten att avläsa det korrekta dynamiska trycket vid låga tryck, eftersom variationerna är kraftiga relativt sett. I övrigt kan resultaten anses tillförlitliga. I litteraturen rapporteras värden för



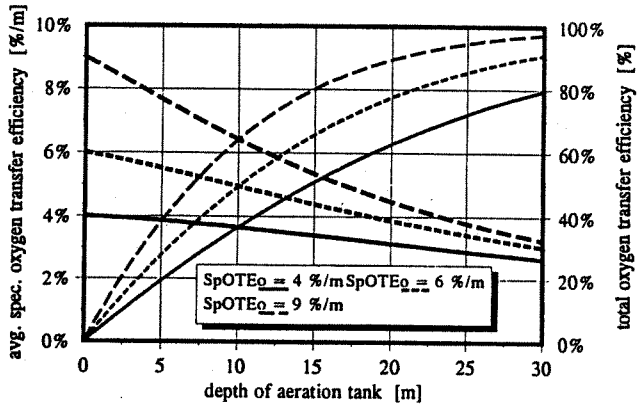
Figur 7.4. Normerade (m.a.p. 10 ° C) K_La-värden och standardiserade syreöverföringseffektiviteter för huvudförsök.

andra luftningssystem. Hur stora dessa är verkar mest bero på djupet (uppehållstiden). För olika diffusorluftare på 2,25-3,6 meters djup anges syreabsorptionsvärden på 8,9-16 %.[65] Enligt Pöpel m.fl. [66] erhålls 95 % effektivitet inte förrän syresättningen sker från mer än ca 30 meters djup, se figur 7.5. Den specifika syreöverföringseffektiviteten [%/m] kan beräknas genom att dividera SOTE-värdet med det djup där luften tillförs luftningstanken. För ejektorluftaren motsvaras detta djup av nedstickningsdjupet. Utgående från de erhållna SOTE-värdena i figur 7.4, med 0,41 meters nedstickningsdjup, fås en specifik syreöverföringseffektivitet på 10-12 %/m (för vattenflödet 70-90 l/min). Jämförs dessa värden med de i figur 7.5 kan det konstateras att ejektorluftaren har en god specifik effektivitet.

---

[65] Kiiskinen, Seppo. 1979.

[66] Pöpel H. J. & Wagner M., 1994



Figur 7.5. Total [%] (kan jämföras med SOTE) och specifik [%/m] syreöverföringseffektivitet vid olika tankdjup för tre luftarsystem med olika effektiviteter. *(Pöpel H. J. & Wagner M., 1994)*

Utan ett flöde genom ejektorluftaren får man ett K_La-värde nära noll (se nedan). Då flödet ökar går K_La-värdet troligtvis mot ett maximalt värde, eftersom det måste finnas en praktisk maxgräns.

Syreöverföringseffektivitetens flödesberoende är i figur 7.4 motsatt K_La-värdet. När flödet går mot noll går syreöverföringseffektiviteten mot oändligheten. Hur ser det då ut när flödet ökar utöver studerat intervall? Syresättningen i ejektorluftaren sker i två steg, en vid passagen genom ejektorröret samt en annan vid bubblornas stigning upp mot ytan. (Detta behandlas mer längre fram). Den senare syresättningen har i teoridelen konstaterats sjunka med ett ökat flöde. Ejektorluftarens "egna" syresättning kan tänkas ha två olika utseenden, en med maxpunkt och en som når en konstant nivå (behandlas mer i avsnitt 7.7).

7.5 Resultat nollprov

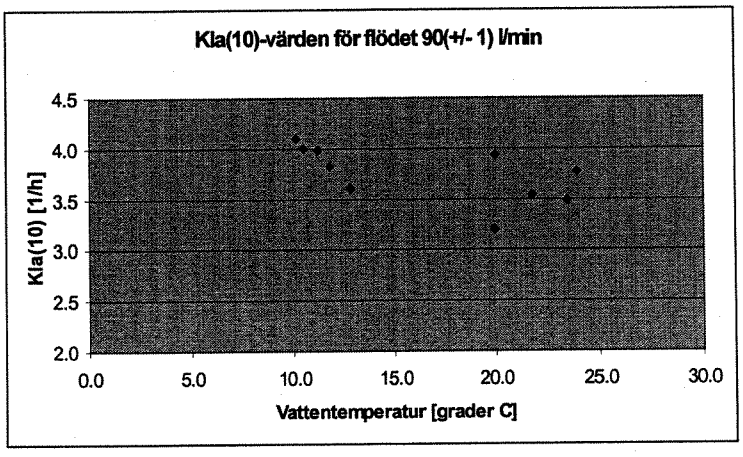
De utförda nollproven (försök utan flöde genom ejektorn) visade på en mycket liten syresättning via bassängytan. Det framräknade K_La_{10}-värdet för dessa försök var 0.1 h^{-1} och mindre (se bilaga 4) varför effekten av syresättning via bassängytan approximativt kan sättas till noll, speciellt vid de högre flödena. Skillnaden mellan syresättningshastigheten via bassängytan och vid maximalt flöde genom ejektorluftaren visas i bilaga 4.

7.6 Verifiering av ekvation 2.5

Försöken utförda på ett vatten med temperaturen 10-12°C gav standardiserade K_La-värden som minskade med ökande vattentemperatur, se figur 7.6 nedan samt bilaga 5. I jämförelse med de tidigare uppmätta K_La-värdena, för samma flöden, så verkar dessa överlappa varandra och ovan nämnda minskning kan inte bekräftas. I bilaga 5 jämförs även motsvarande SOTE-värden. Ingen klar trend kan tydas här heller. Att de K_La-värden som är mätta vid temperaturintervallet 10-12 °C visar en fallande trend kan bero på att kalibreringen av syrehaltsmätaren är gjord vid rumstemperatur. Denna visade nämligen högre värden än den teoretiska mättnadspunkten för dessa försök. Vid utvärderingen har

de uppmätta mättnadsvärdena använts. Simultana försök med en "korrekt" visande syremätare samt en för högt visande påvisade dock inga anmärkningsvärda skillnader i K_La-värdet då ovan tillämpade utvärderingsmetod användes. En del av förklaringen kan dock ligga i detta.

Ekvation 2.5 är ett accepterat uttryck för att omvandla K_La-värden. Ur försöken kan inget påvisas som skulle tyda på klara felaktigheter i detta.



Figur 7.6. K_La_{10}-värden beräknade för samma flöden men olika

7.7 Resultat av olika nedstickningsdjup

Resultaten från försöken med olika nedstickningsdjup visas i figur 7.7. Ur diagrammet kan man se att SOTE-värdet minskar mer, med ett ökande flöde, ju större nedstickningsdjupet är. Ett stort nedstickningsdjup innebär en större andel syresättning från bubblornas uppstigning. Vid det minsta nedstickningsdjupet är denna effekt mycket liten och enligt resultatet ökar överföringseffektiviteten lite vid ökat flöde. En anledning till detta är att andelen luft som sugs in i ejektorn ökar då nedstickningsdjupet minskar. Detta kan förklaras med följande resonemang.

Tryckåterhämtningen efter passerandet av slitsöppningen kan ske på två olika sätt, genom luftinsugning och genom hastighetsminskning. För att maximera luftinsuget ska hastigheten försöka hållas konstant tills hela undertrycket har neutraliserats genom insugning av luft. Möter vattnet ett motstånd, t. ex en vattenyta, innan detta har skett kommer en mindre mängd luft att sugas in. En minskning av nedstickningsdjupet leder till att avståndet mellan slitsöppningen och vattenytan ökar. Detta innebär att vattenstrålen som bildas vid slitsen kan behålla hastigheten under en längre tid och mer luft kan sugas in.

Om man ställer upp ett samband (Bernoulli) för det tryck som bildas vid vattnets passage genom slitsen får man att trycket är en andragradsfunktion av flödet eller hastigheten.

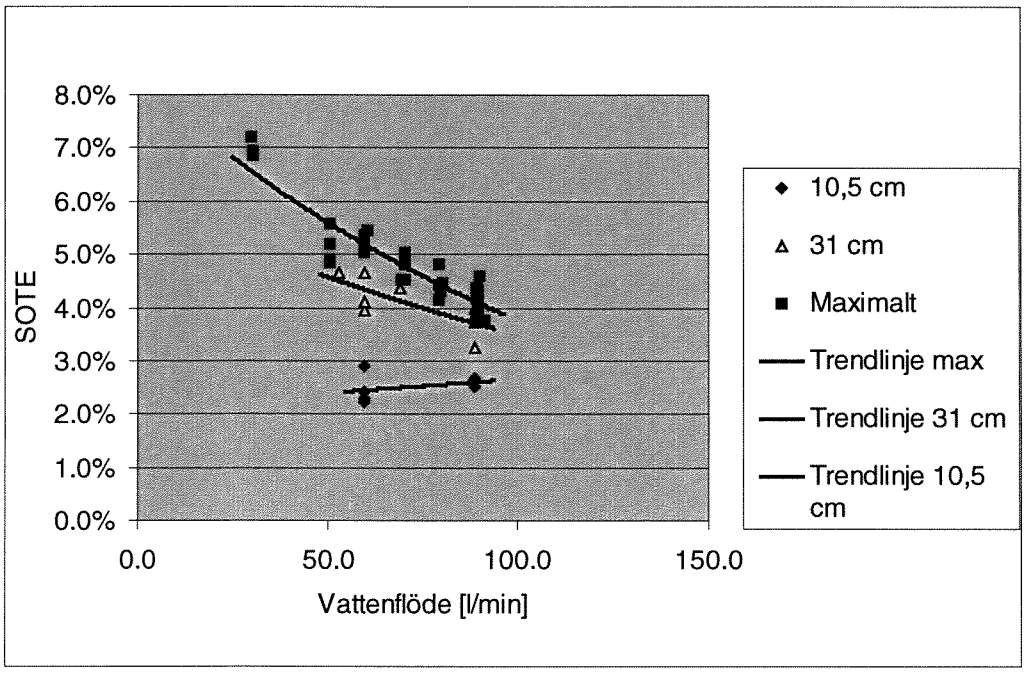
$$P_{vatten,slits} = k_1 \cdot Q_{vatten}^2 - k_2 Q_{vatten} - k_3$$

där:

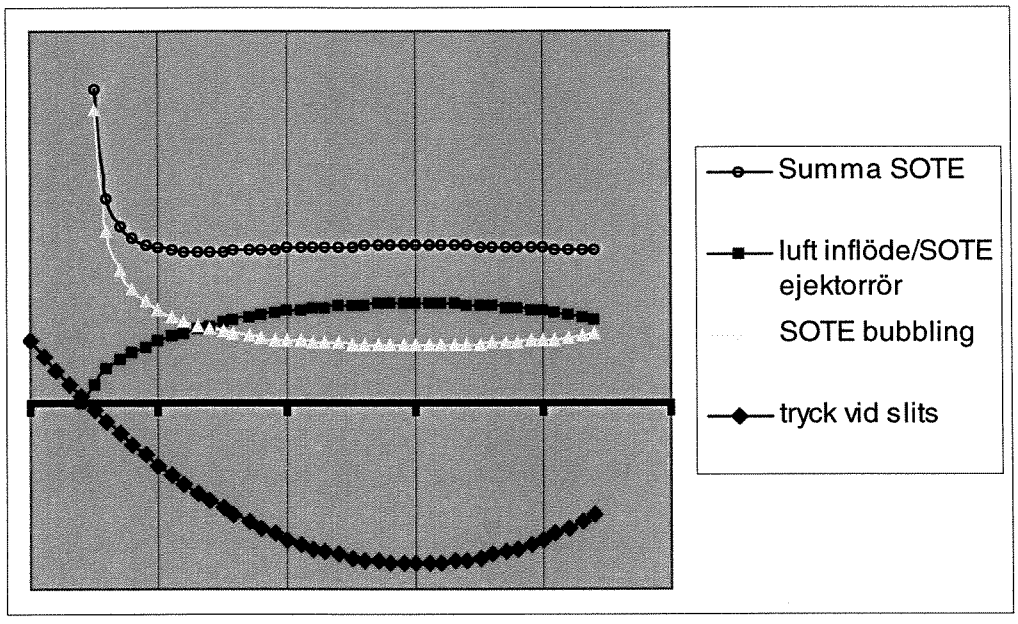
$P_{vatten,\ slits}$	är det statiska trycket som bildas vid slitsen
Q_{vatten}	är vattenflödet
k_i	är konstanter som bl.a. beror av friktions- och tilläggsförluster, (i = 1, 2,.. 7)

Ett uttryck för luftflödet som sugs in tyder i sin tur på att denna är beroende av roten ur undertrycket, enligt: $Q_{luft} = \sqrt{-P_{vatten,slits} \cdot k_4} = \sqrt{-k_5 \cdot Q_{vatten}^2 + k_6 Q_{vatten} + k_7}$

Teoretiskt sett kommer sålunda luftflödet som sugs in i ejektorn att ha ett maxvärde vid ett visst vattenflöde. Skulle detta resonemang gälla kan den sammanlagda effekten av de båda syresättningsförloppen schematiskt ritas enligt figur 7.8. Vid ändpunkterna där luftflödet igenom ejektorn går mot noll kommer det sammanlagda SOTE-värdet att gå mot oändligheten. Eftersom luftflödet är så litet krävs det vid låga vattenflöden flera ejektorrör och eventuellt återcirkulation av vattnet för att kunna behandla ett visst vattenflöde.



Figur 7.7. Standardiserade syreöverföringseffektiviteten för olika nedstickningsdjup och flöden.



Figur 7.8. Schematiskt diagram (ej skalenlig) över antaget syresättingsförlopp. På horisontalaxeln visas flödet och på vertikalaxeln övertryck, luftflöde och SOTE.

7.8 Tryckfall över ejektorröret

Även tryckfallet över ejektorröret har mätts för olika nedstickningsdjup och resultaten redovisas i bilaga 6. Med de använda rotametrarna kan inte tillräckliga noggrannheter uppnås vid flödesmätningen för att kunna avgöra om ett ökat nedstickningsdjup ger ett högre tryckfall. Det kan dock konstateras att om en skillnad finns så är den mycket liten. I utvärderingen har det därför gjorts ett antagande, om att nedstickningsdjupet inte påverkar tryckfallet. Ett medelvärde har beräknats för samtliga nedstickningsdjup och därefter har en kurvanpassning till en polynomfunktion av andra graden gjorts. Uttrycket för tryckfallet blir därmed:

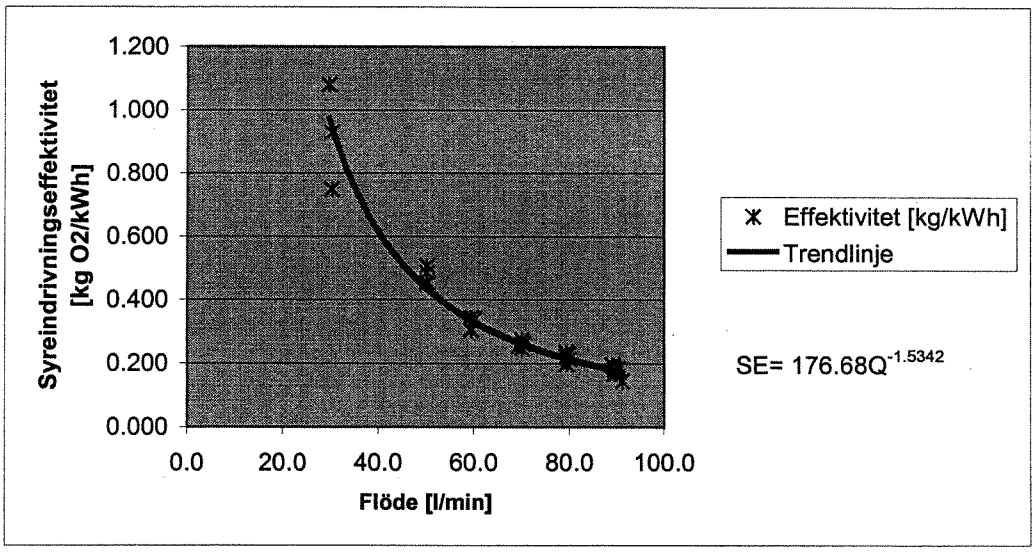
$$\Delta P = 0{,}0038 \cdot Q_{vatten}^2 - 0{,}0212 \cdot Q_{vatten}$$

Där: ΔP är tryckfallet [meter vattenpelare (mvp)]

Q_{vatten} är vattenflödet [liter/min]

Uttrycket är beräknat för flöden mellan 0 och 73 l/min. Då felet vid kurvanpassningen var mycket litet kan det antas att ekvationen även gäller för flödet 90 l/min, vilket har varit det maximala flödet vid de övriga försöken.

Vid en sammanvägning av huvudförsöket och bestämningen av tryckfallet kan syreindrivningseffektiviteten [kg O_2/kWh] beräknas. Detta har gjorts och redovisas i bilaga 7 samt figur 7.9.



Figur 7.9. Syreindrivningseffektiviteten för ejektorluftaren vid maximalt nedstickningsdjup. (Verkningsgrad = 0,7)

8 SLUTSATS LABFÖRSÖK

En jämförelse av syresättningseffektiviteten mellan det karaktäriserade ejektorröret och andra luftningssystem, med samma syresättningsdjup, visar att effektiviteten för ejektorröret är jämförbar eller något bättre. Detta förklaras främst med en eventuellt effektiv syresättning strax efter passerandet av slitsöppningen samt det dubbelriktade flödet (ner i röret och upp genom karet) av både luft och vatten, vilket leder till en längre uppehållstid. På grund av ejektorluftarens nuvarande konstruktion är dock större syresättningsdjup inte möjlig.

Nedstickningsdjupet har stor betydelse för ejektorluftarens syresättning eftersom en stor del av syresättningen sker vid bubblornas stigning genom vattnet. Ett ökat vattenflöde leder dock till att effekten av bubblornas stigning minskar. Däremot ökar syresättningseffektiviteten i ejektorröret med ett ökat vattenflöde, vilket kan påvisas då nedstickningsdjupet är litet.

Teoretiskt sett bör det finnas två driftspunkter, med avseende på vattenflödet, mellan vilka man får ett undertryck som leder till ett luftinsug i ejektorn. Mellan dessa bör det finnas en maxpunkt. Maxpunktens betydelse blir troligtvis liten då energikostnaden vägs in. Denna kostnad, som motsvaras av tryckfallet över ejektorn, ökar starkt med vattenflödet. Kostnaden för att investera i nya ejektorrör bör också vägas in om den optimala driftspunkten ska bestämmas. Kostnaden för energin verkar dock vara den mest betydande, särskilt på längre sikt.

8.1 Dimensioneringsverktyg

Det karaktäriserade ejektorröret är ett demorör som inte produceras i dagsläget. Det finns därmed ingen direkt användning av ett dimensioneringsverktyg för detta rör. Konstruktionen av det i syftet nämnda dimensioneringsverktyget har därför inte utförts. En överskriden tidsplan är ytterligare en anledning till att konstruktionen av verktyget inte kunnat utföras. Skulle behovet uppstå så finns underliggande material redovisat i denna rapport. Detta består av:

- SOTE-värden för olika vattenflöden (samt nedstickningsdjup) (bilaga 4)
- Luftflöden för olika vattenflöden (bilaga 4)
- Empirisk ekvation för beräkning av tryckfallet ur flödet (avsnitt 7.8)
- Ekvation för beräkning av SOTE-värdet (ekv 2.10)
- Temperaturomvandlingsfunktion för K_La-värdet (ekv 2.5)

Ett dimensioneringsverktyg baserat på detta material skulle främst gälla luftare med endast ett rör och återcirkulation. Används flera ejektorrör i samma tank fås större luftflöden per ytenhet vilket minskar uppehållstiden för luftbubblorna och ger ett annat strömningsmönster i tanken, vilket eventuellt leder till fel. Om återcirkulation inte sker kommer syresättningen att ske med högre effektivitet än vad de framtagna SOTE-värdena anger. Vidare skulle det endast gälla för de vattenflöden som det underliggande materialet är baserat på. Interpolering utanför detta intervall är möjlig, men innebär att osäkerheten ökar. För att kunna konstruera verktyget måste en del antaganden göras. Felet minskar desto större del av syrekoncentrationsintervallet, mellan noll och mättnad, som används för syresättningen.

Ett exempel på tillämpningen av ett eventuellt dimensioneringsverktyg är att utifrån känd råvattentemperatur, ingående syrehalt på råvattnet och vattenflödesbehov beräkna syresättningsgraden samt tryckfallet. Verktyget skulle dock kunna anpassas för olika indata och utdata.

9 FÄLTSTUDIER

För att få en uppfattning om hur konkurrenskraftig ejektorluftarens syresättningsförmåga är i jämförelse med andra luftningssystem gjordes en fältstudie. Här har olika luftningssystems effektiviteter avvägts mot deras driftskostnader. För att kontrollera de i teoristudien framtagna formlerna för oxideringen av järn och mangan har mätning av järn- och manganhalten även gjorts. Följande orters vattenverk har besökts: Skurup, Klagstorp, Trelleborg, Bulltofta och Vomb.

9.1 Instrument/mätutrustning

Nedan redovisas en beskrivning av de olika mätningarna och vilka instrument som använts för att utföra dessa.

9.1.1 Vattenflödesmätning

Samtliga vattenflöden har erhållits från personalen vid respektive vattenverk. Flödena har avlästs från befintliga mätare på verken. Mätarnas noggrannhet är okänd och får därmed anses som en eventuell felkälla.

9.1.2 Luftflödesmätning

Vid flödesmätningar av luftflödet till enskilda ejektorrör användes pitotrörsriggen enligt avsnitt 7.2.2. Pitotröret har dessutom använts i andra tillfälliga riggar, tillverkade på plats, med blandat resultat. I de fall långa och raka rör använts har mätningarna fungerat bra. Det dynamiska trycket har i dessa fall varit lägre. Därför har en känsligare manometer använts, Testo 0638.1345. Denna manometer måste användas ihop med instrumentet Testo 400 vilket har möjliggjort dataloggning och medelvärdesbildning. Kalibrering har skett vid Nordtec Instrument AB i Göteborg.

9.1.3 Syrehaltsmätning

Syrehalten har mätts med instrumentet WTW MultiLine P4 med tillhörande syrgaselektrod OxiCal –SL. Kalibrering har skett enligt tillverkarens anvisningar.

Mätningen av syrehalten har skett direkt i vattenbehandlingsprocessen, det vill säga i vattenflödet.

9.1.4 Temperaturmätning

Vatten- och lufttemperaturen har mätts med olika instrument. Vid mätning av halten löst syre, med instrumentet WTW MultiLine P4, mättes även temperaturen med samma instrument. I övriga fall har temperaturen (både i vatten och i luft) mätts med instrumentet Aopi PN6501. Överensstämmelsen mellan de två mätarna har varit inom ±0,5° C.

9.1.5 Tryckmätning

Rådande lokalt lufttryck har hämtats från SMHI:s kundtjänst. Dessa värden har sedan korrigerats för aktuell höjd över havsytan.

Värden på vattentryck har lästs av från fasta installerade tryckmätare vid verken. Kalibreringen av dessa är osäker. Det antogs dock att de visade rätt.

9.1.6 Järn- och manganhaltsmätning

Järn - och manganhalter (total) har bestämts med det bärbara fotometerinstrumentet HACH DR/840 Colorimeter. För järnkoncentrationsbestämning har pulverdynor med järnreagensmedlet FerroVer använts. Motsvarande för manganhaltsbestämningen var Buffer Powder Pillows Citrate Type och Sodium Periodate Powder Pillows (Natriumperjodat dynor). Mätintervallet för järnreagensmedlet låg inom 0-3 mg/l och intervallet för manganreagensmedlet låg inom 0-20 mg/l.

Kalibrering av fotometern gjordes genom nollkalibrering med destillerat vatten (blankning). Analyserna gjordes direkt efter att proverna hade tagits, i det laboratorium som varje verk har till förfogande.

9.1.7 pH- och redoxpotentialsmätning

Bestämning av pH gjordes med det tidigare nämnda instrumentet WTW MultiLine P4 och med pH-elektrod WTW SenTix 97T –3. Kalibrering har skett med referenslösningar, enligt anvisningar från tillverkaren.

Redoxpotentialen mättes med instrumentet HANNA HI 8424. Kalibrering gjordes med Zobells referenslösning, 245 mV vid 25 °C.

Redoxmätningen gjordes samtidigt med pH-mätningen. Elektroderna stoppades i provflaskan med det tagna provet. Därefter fick elektroderna stå kvar i provet tills värdet på displayen stabiliserade sig. När detta var gjort avlästes värdet.

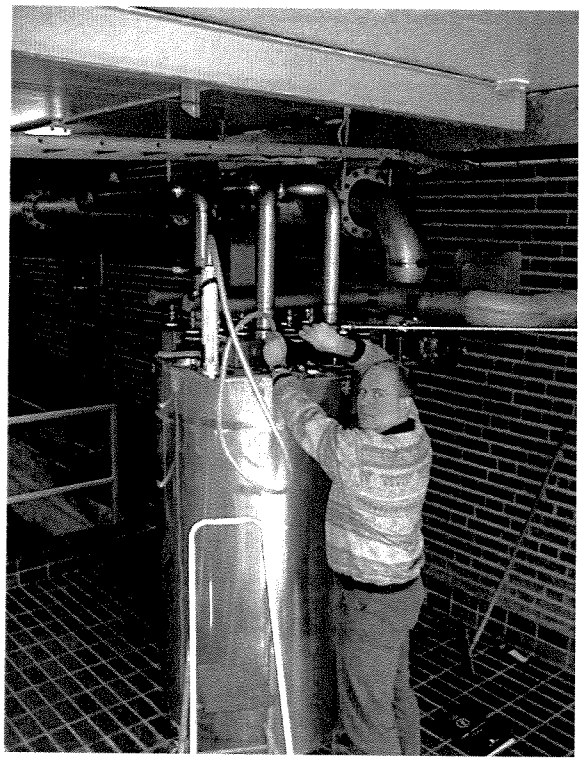
De gjorda analyserna gjordes direkt efter att proverna hade tagits på samtliga verk. Analyserna gjordes i det laboratorium som varje verk har till förfogande.

9.2 Skurup

Skurup ligger i södra Skåne 2,5 mil sydost om Malmö. Skurups kommun har ca 13700 invånare varav ca 6800 bor i huvudorten Skurup. Vattenverket har fyra heltidsanställda.

9.2.1 Processchema

Skurups vattenverk är ett grundvattenverk och kan ta sitt vatten från 5 st borrhål, varav 2 st var i drift vid besöket. Vattenflödet var vid besöket ca 3300 l/min. Vattnet pumpas direkt från borrhålen in till luftaren, se figur 9.1, som består av en tank på 1,22 m^3 i vilken 22 st ejektorrör är monterade. (Medelflödet per ejektorrör var således 150 l/min). Efter luftningen leds vattnet via en ränna som är 10,75 m lång till 3 st snabbfilter på 18 m^2 vardera. Filtermediumet är sand med en kornstorlek på 0,8-1,2 mm. Från filterna pumpas vattnet till en fördelningsbassäng där vattnet blandas och leds vidare, dels till en blandningskammare (50 %) och dels till en avhärdningsanläggning (50 %). Vattnet som går genom avhärdningsanläggningen går vidare till blandningskammaren. Efter blandning av avhärdat och oavhärdat vatten leds vattnet vidare till lågreservoaren för vidare transport ut till konsument. En skiss på processchemat finns i bilaga 8.



Figur 9.1. Mätning på ejektorluftare i Skurup.

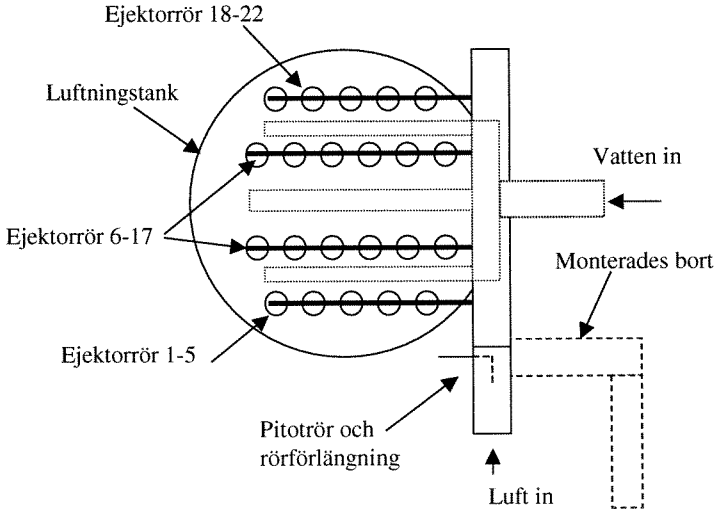
9.2.2 Vattenkvalitet/problem

I Skurup är råvattnet järn- och manganhaltigt. Dessutom är vattnet hårt och innehåller svavelväte. För att reducera halten järn och mangan samt svavelväte luftas vattnet och för att reducera hårdheten avhärdas vattnet genom att tillsätta en NaCl-lösning.

Tidigare luftades vattnet med en s.k. fallplåtsluftare. Med denna utrustning hade man problem med igensättningar förorsakade av framförallt järn, vilket ledde till mycket underhåll. Dessutom luftades inte vattnet i önskvärd omfattning. Den nuvarande luftningsutrustningen har varit i drift i två år och den har modifierats en del under dessa år. Modifikationen har bestått i att öka antalet ejektorrör samt att ändra slitsöppningarna på rören. Den slutliga konfigurationen har varit i drift sedan november 1999. Personalen på vattenverket är mycket nöjda med luftaren.

9.2.3 Försöksförfarande

Mätningen började med att mäta vilka luftflöden som sögs in i ejektorn vid det aktuella vattenflödet. Detta gjordes genom att mäta luftflödet i ejektorrör 1-5 och 18-22, se figur 9.2, med pitotrörsriggen. Efter att luftflödet hade bestämts för de ovan nämnda rören mättes det sammanlagda luftflödet upp för de kvarvarande rören, 6-17. Detta gjordes genom att montera bort en del av det huvudrör som är ihopkopplat med luftintaget. På det kvarvarande röret som leder in till luftaren monterades en annan rörände med samma dimension som huvudröret. Pitotröret fördes in genom ett borrat hål i röränden och dynamiskt tryck, hastighet och luftflöde registrerades med Testo 400. Till sist mättes det totala luftflödet upp, dvs. med alla ejektorrör inkopplade. Detta gjordes på samma sätt som för ejektorrör 6-17. Syrehalten mättes sedan upp på råvattnet och det luftade vattnet. Syrehalten på det luftade vattnet mättes direkt efter luftaren. Vattenanalyser gjordes på råvatten, luftat vatten (mellanvatten) och renvatten. Analyserna bestod i att bestämma järn- och manganhalter, pH och redoxpotential. De ställen där provtagning skett finns redovisade i bilaga 8.



Figur 9.2. Skiss över ejektorluftaren i Skurup. Vy från ovan.

9.3 Klagstorp

Klagstorp ligger drygt en mil öster om Trelleborg och tillhör Trelleborgs kommun. Klagstorp med omnejd har ca 5700 invånare och vattenverket försörjer 4845 av dessa med vatten. Vattenverket är automatiserat i stor utsträckning och permanent drifts-personal saknas. Anläggningen kontrolleras och styrs från vattenverket i Trelleborg.

9.3.1 Processchema

Liksom vattenverket i Skurup är vattenverket i Klagstorp ett grundvattenverk. Anläggningen liknar den i Skurup till utseende och processupplägg. I Klagstorp är emellertid endast 3 borrhåll verksamma varav 2 st var i drift vid besöket. Vattenflödet leds direkt från borrhålen in till en ejektorluftare. Det aktuella flödet var vid besöket ca 1930 l/min. Luftaren består av en cirkulär tank med en total volym på 1,26 m^3 och har 18 st ejektorrör installerade. (Medelflödet per ejektorrör var således 107 l/min). Efter luftning leds vattnet i ett rör på ca 6 m, vilket mynnar ut i en betongränna som är 10,45 m lång. Rännan har liksom i Skurup sin utsträckning förbi 3 st snabbfilter på ca 18 m^2 vardera, där vattnet rinner ner till filterna. Vattenflödet in till vattenverket regleras med en nivåvakt i lågreservoaren, dvs. flödet är inte kontinuerligt. Processen finns även beskriven i form av en skiss i bilaga 9.

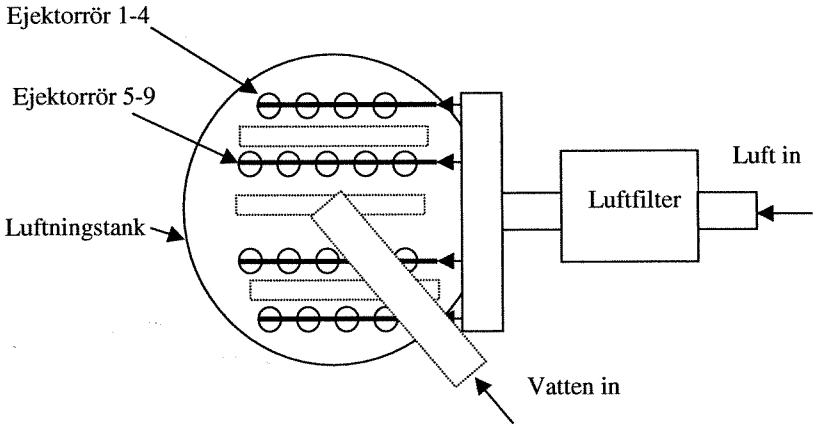
9.3.2 Vattenkvalitet/problem

Klagstorps grundvatten är också järn- och manganrikt samt hårt. Även här förekommer svavelväte i vattnet. Luftaren är installerad för att reducera järn, mangan och svavelväte. Hårdheten reduceras på liknande sätt som i Skurup. De problem som uppstått med luftaren har varit att slitsöppningen satts igen av sandpartiklar. Detta har åtgärdats genom att installera en sandfälla före luftarens råvattenintag.

9.3.3 Mätningsförfarande

Mätförfarandet gick till på liknande sätt som i Skurup. Här mättes luftflödet i ejektorrör 1-9, se figur 9.3. Luftflödet i nio ejektorrör uppmättes med rotameter, modell 10A1197 (se 7.2.2). På grund av utrymmesskäl var det svårt att komma åt att mäta med pitotrörs-riggen i tre (rör 5-7) av dessa. En relativt bra uppskattning av luftflödet i dessa tre rör kunde trots allt göras, utgående från avlästa värden på rotametern. Försök att mäta upp det totala luftflödet in till ejektorn gjordes också. Men här visade det sig att samma förfarande som användes i Skurup var mycket svår att tillämpa p.g.a. luftintagets utformning och den tillgängliga mätutrustningen. Syrehalten mättes sedan upp på råvattnet och det luftade vattnet. Vattenanalyser gjordes på råvatten, luftat vatten och renvatten. Provtagningsställen finns redovisade i bilaga 9. Analyserna bestod i att bestämma järn- och manganhalter, pH och redoxpotential.

Vid besöket observerades att ejektorrörens nedstickningsdjup var betydligt mindre än i Skurup.



Figur 9.3. Skiss över ejektorluftaren i Klagstorp. Vy från ovan.

9.4 Trelleborg

Trelleborgs kommun har drygt 38000 invånare, varav drygt 25000 bor i tätorten. Från vattenverket i Trelleborg, som nämnts tidigare, styrs även vattenverket i Klagstorp. Verket ligger inne i tätorten Trelleborg och har 6 anställda.

9.4.1 Processchema

Trelleborg grundvattenverk tar sitt vatten från 14 (av totalt 17) borrhåll och den aktuella förbrukningen var vid besöket ca 7200 l/min. Råvattnet kommer först till luftnings-anläggningen som består av två st INKA-luftare, se figur 9.4. Luften som används för

Figur 9.4. INKA-luftare i Trelleborg.

luftningen sugs från två luftintag uppe på taket (ute) med hjälp av en fläkt och blåses sedan in under den perforerade plåten över vilken råvattnet rinner. En del av den tillförda luften återcirkuleras och överskottet går upp genom en ventil i taket. Det luftade vattnet leds sedan vidare via två bassänger (en per INKA-luftare) till 8 st snabbfilter på 20 m^2 vardera. Därefter leds 1/3 av vattnet in till en blandningsbassäng där det blandas med de resterande 2/3 av vattnet som har avhärdats i jonbytaren. Sedan rinner vattnet till en lågreservoar för vidare transport till konsument. En skiss över processen finns i bilaga 10.

9.4.2 Vattenkvalitet/ problem

I Trelleborg luftas vattnet för att det innehåller oönskade halter av järn, mangan och svavelväte. Dessutom luftas vattnet för att justera pH (kolsyra). De problem som uppstår med luftningssystemet är att den perforerade plåtens hål sätts igen av utfällt järn ibland. Hålen görs då rena med hjälp av högtrycksspolning, vilket kräver 40 arbetstimmar per år. Personalen är nöjd med luftningssystemet.

9.4.3 Mätningsförfarande

I Trelleborg kunde av förklarliga skäl inte samma förfarande som i Skurup och Klagstorp användas. Här var målet att uppskatta den totala mängden luft som sögs in via ett av luftintagen uppe på taket. P.g.a. intagsrörets stora area avskärmades en stor del av detta med hjälp av plastsäckar som sedan stryptes ihop runt ett rör med en längd på ca 1,2 m och en innerdiameter på 10 cm, se figur 9.5 nedan. I röret borrades ett hål där pitotröret kunde föras in och därmed kunde en uppskattning av luftinflödet göras genom att mäta det dynamiska trycket. Sedan mättes syrehalten upp på råvattnet och det luftade vattnet.

Figur 9.5. Improviserad mätning av luftflöde med pitotrör i Trelleborg.

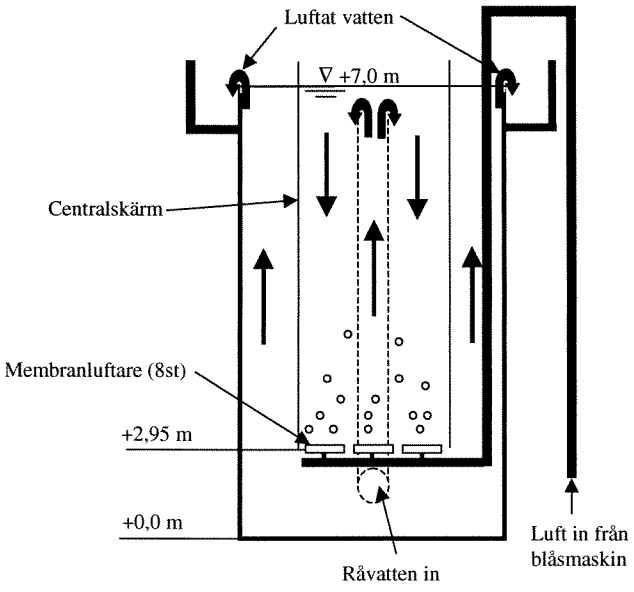
Vattenanalyser gjordes även här på råvatten, luftat vatten och renvatten. Provtagningsställen finns redovisade i bilaga 10. Vattnet analyserades för att bestämma järn- och manganhalter, pH och redoxpotential.

9.5 Bulltofta

Bulltofta vattenverk ligger i stadsdelen Bulltofta i Malmö. Vattenverket används som ett reservvattenverk för Malmö stad och det producerade vattnet går under normala förhållanden ut till spillvattensystemet.

9.5.1 Processchema

Bulltofta tar emot vatten dels från grundvattentäkten Grevie och dels redan renat vatten från Ringsjöverket som tar sitt vatten från sjön Bolmen. Vattenflödet från Grevie är för närvarande (vid besöket) uppdelat i två flöden. Ett flöde, 6000 l/min, går direkt ut i avloppet och ett flöde som fortsätter in i vattenbehandlingsprocessen, 2040 l/min. Detta flöde (2040 l/min) blandas sedan med renat vattnet från Ringsjöverket 3360 l/min. Det totala flödet som behandlades var vid besöket således 5400 l/min. Det blandade vattnet pumpas sedan vidare till en membranluftare, figur 9.6. Membranluftaranläggningen består av ca 7 m hög och ca 6 m bred cylinder. Inuti denna cylinder sitter en centralskärm placerad med en diameter på 2,5 m. I höjd med nedre kanten av denna skärm sitter 8 st gummimembran med en diameter på 520 mm cirkulärt placerade. I mitten av cylindern kommer råvattnet in genom ett rör. Röret har sin utsträckning parallellt med centralskärmen och cylindern och mynnar ut strax under vattenytan. Råvattnet möter luften som stiger uppåt. Det luftade vattnet strömmar sedan nedåt förbi centralskärmens undre kant och sedan uppåt. När vattnet slutligen når vattenytan rinner det över en skibordskant ut i en ränna som leder vattnet vidare till en utjämningsbassäng. Därefter leds vattnet till 4 st snabbfilter. Efter filtreringen går vattnet ut i spillvattensystemet. Processen finns även beskriven i form av en skiss i bilaga 11.



Figur 9.6. Skiss av membranluftare i Bulltofta, ej skalenlig.

9.5.2 Vattenkvalitet/ problem

Råvattnet från Grevie innehåller järn och mangan. Det största problemet är dock att hårdheten på vattnet är för högt och det är detta som är orsaken till att det renade vattnet går ut i spillvattensystemet. Försök med olika sorters avhärdningsprocesser har gjorts och ytterligare försök planeras.

9.5.3 Mätningsförfarande

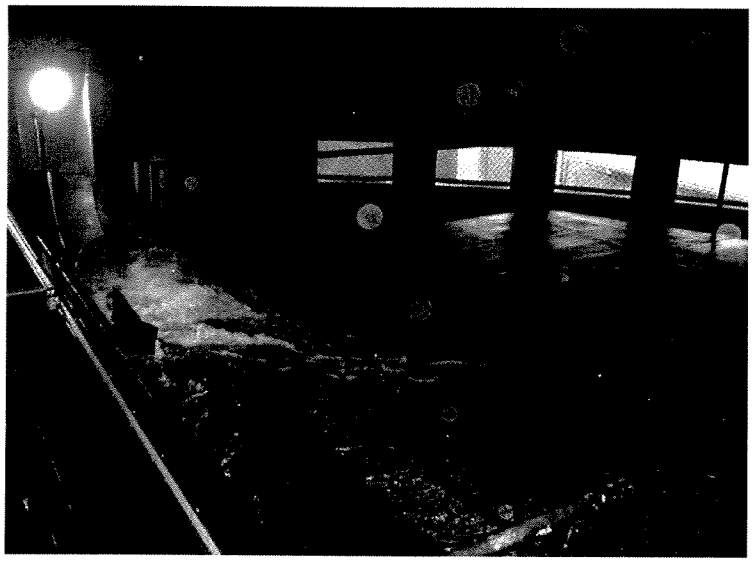
I Bulltofta gick det tyvärr inte att mäta vilka luftmängder som blåstes in i membranluftaren, men enligt personal på vattenverket är luftflödet 2,12 m^3/min och trycket var 1,0 bar. Det finns två blåsmaskiner, men bara en används och de alterneras var tredje månad. Syrehalter mättes på råvatten, dels på vattnet från Bolmen och dels på grundvattnet från Grevie. Det luftade vattnets syrehalt (mellanvattnet) mättes upp vid skibordet (där vattnet lämnar luftaren, se figur 9.6 ovan). Även prov för kemiska analyser togs på dessa ställen. Prov på renvattnet togs på utgående renvattenledning. Provtagningsställen finns redovisade i bilaga 11.

9.6 Vomb

Vombverket ligger ca 3 mil öster om Lund och ingår i Sydvatten AB som ägs av 12 kommuner i västra Skåne. Verket försörjer Malmö, Svedala, Staffanstorp, Burlöv samt delar av Lund med vatten.

9.6.1 Processchema

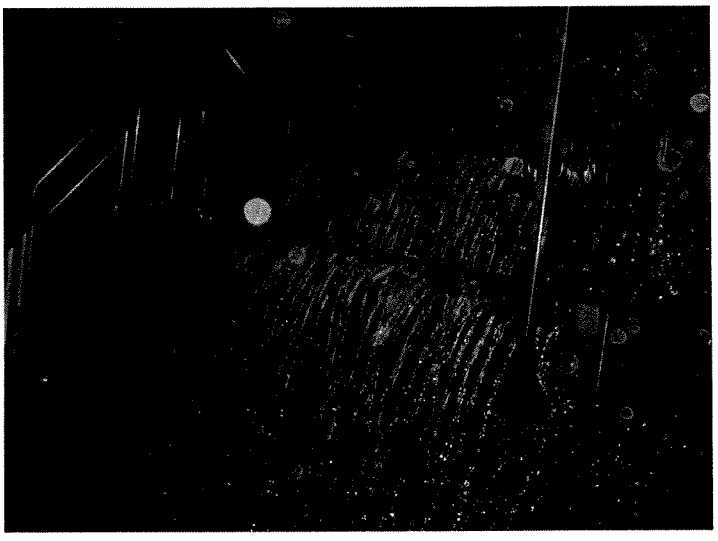
Vombverket producerar dricksvatten av konstgjort grundvatten och får sitt vatten från Vombsjön. Vattnet pumpas därifrån till en infiltrationsanläggning där vattnet har en uppehållstid på ca 2 månader. Efter infiltreringen pumpas vattnet upp från 120 borrhål och vattnet leds till luftningsanläggningen. Denna består av två droppluftare och två trappstegsluftare. Droppluftarna, se figur 9.7, består av perforerade plåtar som ligger horisontellt i olika nivåer med ett mellanrum på ca 30-40 cm. Vattnet kommer in



Figur 9.7. Ett av droppluftarnas inlopp och den översta perforerade plåten genom vilken vattnet sedan droppar ner på de andra perforerade plåtarna.

ovanifrån och rinner ner genom hålen i plåtarna. Vattnet syresätts i fallet mellan plåtarna. Det syresatta vattnet samlas i en bassäng nedanför plåtarna. Trappstegsluftarnas konstruktion och funktion kan ses i figur 9.8 nedan.

I trappstegsluftarna luftas vatten med låga halter järn och mangan. I droppluftarna luftas vatten med högre halter av järn och mangan som är blandat med samma sorts vatten som går till trappstegsluftaren. Efter luftningen avhärdas vattnet i en avhärdningsanläggning där natriumhydroxid, NaOH, tillsätts. En del av det vatten som innehåller låga halter av järn och mangan leds dock förbi (bypass) avhärdningsanläggningen och luftarna. Detta vatten blandas sedan med det avhärdade vattnet i ett blandningsöverfall där bl.a. järnklorid tillsätts. Därefter filtreras vattnet i snabbfilter. Det filtrerade vattnet leds in i en renvattenbassäng för vidare transport till konsument. Det totala flödet var vid besöket 72000 l/min (droppluftarna, 41400 l/min; trappstegsluftarna, 10200 l/min och bypassen, 20400 l/min). En skiss på processchemat finns även i bilaga 12.



Figur 9.8. Trappstegsluftare i Vomb

9.6.2 Vattenkvalitet/ problem

Liksom på de andra besökta verken är vattnet i Vomb hårt. En del av de 120 borrhålen levererar även ett järn- och manganrikt vatten. Vattenkvaliteten varierar alltså när det gäller järn- och mangan beroende på var borrhålet är beläget.

9.6.3 Mätningsförfarande

På grund av droppluftarens och trappstegsluftarens konstruktion var det omöjligt att uppskatta vilka luftmängder som tillfördes vattnet vid luftningen. Mätningen begränsades till att mäta syrehalter på råvattnet och det luftade vattnet samt att ta prov för kemisk analys på råvatten, luftat vatten och renvatten. Provtagningspunkter finns redovisade i bilaga 12. Råvattnets syrehalt mättes bara på vattnet som kom in till droppluftaren. Med stor sannolikhet är syrehalten på råvattnet som leds till trappstegsluftarna ungefär lika hög. Syrehalten efter luftningen mättes för både droppluftaren och trappstegsluftaren.

9.7 Resultat

Målsättningen med fältförsöken var att få en rättvis jämförelse mellan de olika installerade luftningssystemen.

9.7.1 Syresättning

Metoderna att bestämma syresättningsförmågan i drift är dåligt utvecklade.[67] Utvärdering av K_La-värdet för de olika luftningssystemen med ekvation 2.9 för stationära förhållanden, enligt kap. 2, fungerar inte önskvärt.

Denna ekvation bygger på att luftningsbassängen kan betraktas ske i en totalomblandad reaktor. I ett ejektorluftarsystem sker syresättningen både i ejektorröret och vid luftbubblornas stigning genom vattnet i tanken. Endast den senare syresättningen kan antas ske i ett totalomblandat kärl. Syresättningen i ejektorröret sker snarare i ett pluggflöde. Detta är dock inte heller helt sant eftersom det i röret sitter ringar som ökar turbulensen. Vid användandet av formeln för stationära förhållanden kommer den drivande syregradienten att underskattas varför K_La-värdet blir för stort. En mer rättvis bestämning av K_La-värdet skulle då kräva att även syrehalten i utströmmande vatten bestämdes. Eftersom det utströmmande vattnet är en suspension av luftbubblor blir detta dock svårt att genomföra, då luftbubblorna stör mätningen. Tillämpningen av ekvation 2.9 på INKA-, trappstegs- och droppluftarna leder också till fel, då dessa inte är att betrakta som totalomblandande.

Det enda sättet att normera syresättningsvärden med avseende på temperaturskillnader, som hittades i litteraturstudierna, var användningen av K_La-värdet. Då bestämningen av detta inte fungerade för de flesta av de undersökta luftningssystemen tillämpades istället överslagsberäkning. Syreöverföringseffektiviteten bestämdes då direkt ur mätdata genom att beräkna kvoten mellan den indrivna och den tillförda syremängden.

I Skurup, Klagstorp och Trelleborg var råvattnet av ungefär samma temperatur (8,8-9,3°C) och syrehalt (0,1-1,7 mg/l). Detta möjliggjorde en hyfsad jämförelse. Vid Bulltoftaverket blandades redan luftat vatten med oluftat vilket resulterade i ett blandat råvatten med hög ingående syrehalt (7,2 mg/l). Även råvattentemperaturen (5,8°C) avvek starkt från de övriga verken. Ingen relevant jämförelse kunde därför göras för Bulltoftas membranluftare. Vombverkets råvatten höll en syrehalt på ca 3 mg/l samt en temperatur på 9,1°C, vilket skulle kunna möjliggöra en jämförelse. Men då den tillförda syremängden inte är känd kan syreöverföringseffektiviteten inte beräknas. I tabell 9.1 redovisas uppmätta syrehalter före och efter luftarna samt de syreöverföringseffektiviteter som beräknats.

---

[67] Muller, James A. & Boyle, W. C, 1988.

Tabell 9.1. Översikt över uppmätta vattentemperaturer, syrehalter och luftflöden samt beräknade syreöverföringseffektiviteten (SÖE). (! = övermättat)

	Skurup	*Klagstorp*	*Trelleborg*	*Bulltofta*	*Vomb*
Vattentemp [°C]	9,2	9,3	8,8	5,8	9,1
Syrehalt in [mg/l]	0,3	0,1	1,7	7,2	2,8
Syrehalt ut [mg/l]	9,9	10,0	10,9	13,1 (!)	10,5
Luftflöde [m^3/h]	165	145	469	127	-
SÖE aktuell [%]	3,8	2,6	2,8	2,5	-
SÖE omräknad [%]	4,0	2,7	3,4	-	-

Eftersom syrehalten i råvattnet var olika för de olika verken och därmed också koncentrationsgradienten, gjordes en omräkning av syreöverföringseffektivitetsvärdena. Omräkningen, som kan betraktas som en partiell parallellförskjutning, har gjorts genom att sätta ingående syrehalt till noll för samtliga råvatten. En sådan ändring skulle även kräva en omräkning av den utgående syrehalten. För detta krävs att K_La-värdena för de olika verkens luftare kan bestämmas. Detta är som tidigare nämnts inte möjligt. Då syresättningen sker logaritmiskt mot tiden, påverkar dock en sådan sänkning av den ingående syrehalten inte den utgående halten i samma grad. Den utgående syrehalten har därför inte ändrats i beräkningen, därav partiell parallellförskjutning. Det omräknade syreöverföringseffektivitetsvärdet ger ett mått som rimligen är närmare SOTE-värdet än det aktuella dito.

Osäkerheten i syreöverföringseffektivitetsvärdena ovan ligger främst i bestämningen av luftflödet, speciellt för Trelleborg. I Skurup och Klagstorp har flödena mätts med pitotrörsriggen (bilaga 2) för utvalda ejektorrör. Dessa har sedan summerats och det totala flödet har uppskattats. I Skurup mättes även ett totalt flöde i ventilationsröret till luftaren. De två flödesmätningsmetoderna i Skurup gav en skillnad i syreöverföringseffektivitet på 0,1 procentenheter.

I Trelleborg mättes luftflödet vid luftintaget på taket. Den improviserade mätriggen som användes för detta, se figur 9.5, minskade säkerligen friskluftsintaget. Inte bara på grund av strypningen vid intaget, men även eftersom luften i INKA-luftarrummet återcirkulerades. Andelen luft som återcirkulerades borde ha ökat p.g.a. det ökade motståndet att suga in ny frisk luft. Flödesförlusten p.g.a. den högre återcirkuleringsgraden kunde inte bestämmas då återcirkulationsspjället inte kunde regleras. Om felet i bestämningen av flödet är i storleksordningen 30% så påverkar detta syreöverföringseffektiviteten med en procentenhet.

9.7.2 Ekonomi

En uppskattning av hur kostnadseffektiva de olika luftningssystemen är i förhållande till varandra har gjorts genom följande beräkningar:

- Beräkning av den effekt som krävs för att lufta vattnet, [kW]
- Beräkning av energikostnaden som krävs för att lufta vattnet, [kr/år]
- Beräkning av driftkostnader (arbetskostnad och övrig kostnad), [kr/år]
- Beräkning av syreindrivningshastigheten, [kg O_2/h] och [kg O_2/år]

Utgående från syreindrivningshastigheten och erforderlig effekt har sedan en syreindrivningseffektivitet [kg O_2/kWh] beräknats. Denna har därefter beräknats om till en kostnadseffektivitet [kr/kg O_2], utgående från den totala kostnaden för att driva och underhålla luftningssystemet. Kostnader för arbete har i beräkningarna antagits till 300 kr/timme. Den rörliga energikostnaden har antagits till 0,50 kr/kWh. Antagen verkningsgrad på pumparna har satts till 70 %. I de verk där fläktar behövs för luftningen, har dessa antagits gå på full effekt (märkeffekt) hela tiden.

Investeringskostnad, livslängd och sekundära kostnader och sekundära vinster har inte beaktats. Sekundära kostnader innebär sådant som förorsakar merkostnader i form av rengöring, transporter, underhåll av övrig utrustning förorsakad av luftningsutrustningen, m.m. Sekundära vinster är vinster som görs i form av bättre smak på vattnet, mindre underhåll av övrig utrustning p.g.a. luftarens effektivitet, m.m.

De olika luftningssystemen skiljer sig ganska mycket åt, vilket har inneburit att respektive beräkning gjorts utgående från hur luftningssystemet ser ut. Målet har varit att erhålla en kostnadseffektivitet som är jämförbar mellan de olika luftningssystemen.

För att uppnå detta mål har vissa energimässiga avgränsningar gjorts. Avgränsningen består av att endast effekten för att lyfta vattnet så att luftning blir möjlig beaktas. I vissa besökta vattenverk krävs det även energi för drivning av fläktar (blåsmaskiner), vilket givetvis också har beaktats. Den energi som krävs för att lyfta vattnet är höjdskillnaden mellan råvattenintaget innan luftning och den nivå där vattnet lämnar luftaren. Arbetskostnaden är lika med den kostnad som enbart luftningssystemet kräver i underhåll under ett år.

Då det tryckfall, 14 resp. 6 mvp, som uppstår över ejektorrören skall övervinnas i Skurup och Klagstorp behövs energi. Ingen extra utrustning i form av fläktar behövs här. I Skurup består underhållet av att tömma luftningstanken samt att rengöra utloppsrören från utfällningar. Enligt uppgift från personal på verket handlar detta om ca 18 tim/år. I Klagstorp lyfts ejektorrören upp och rengörs, dessutom spolas en sandfälla ren. Enligt uppgift kräver detta en arbetsinsats om 16 tim/år.

I Trelleborg syresätts vattnet med hjälp av en fläkt, vilken behöver energi. Dessutom behövs energi för att lyfta vattnet från den punkt där vattnet lämnar luftaren till den nivå där inloppet är beläget (precis innan vattnet rinner ner på den perforerade plåten), ca 1m. Underhållet består av att man lyfter upp de perforerade plåtarna och spolar rent dessa med högtryckssspolning. Arbetstiden för detta är enligt uppgift ca 40 tim/år.

I Bulltofta behövs också energi för att driva en fläkt. Här krävs även energi till att lyfta vattnet. Lyfthöjden, 30 cm, är mätt från den punkt där vattnet strömmar ut från råvatten-

röret till den nivå där överfallet (skibordskanten) är beläget (precis innan vattnet rinner ner i rännan). En kostnad för byte av remmar, filter och olja, ca 1000 kr/år, samt en arbetstid på ca 5 tim/år tas i anspråk för underhållet.

I Vomb syresätts inte vattnet genom att blåsa in luft, men dock för att lyfta vattnet. Här är två luftningssystem, droppluftare (2 st) och trappstegsluftare (2 st) med olika höjdskillnader involverade, 3,5 m respektive 3,0 m. För båda systemen är den höjdskillnad som krävs för att lufta vattnet mätt från vattennivån i den bassäng där det luftade vattnet hamnar till den nivå där råvattnet kommer in till luftaren. För respektive system krävs det en arbetstid på 1 timma/dag till rengöring, dvs. 365 arbetstimmar per år och luftningssystem.

En beskrivning av hur beräkningarna gått till samt vilka antaganden som gjorts finns i bilaga 13.

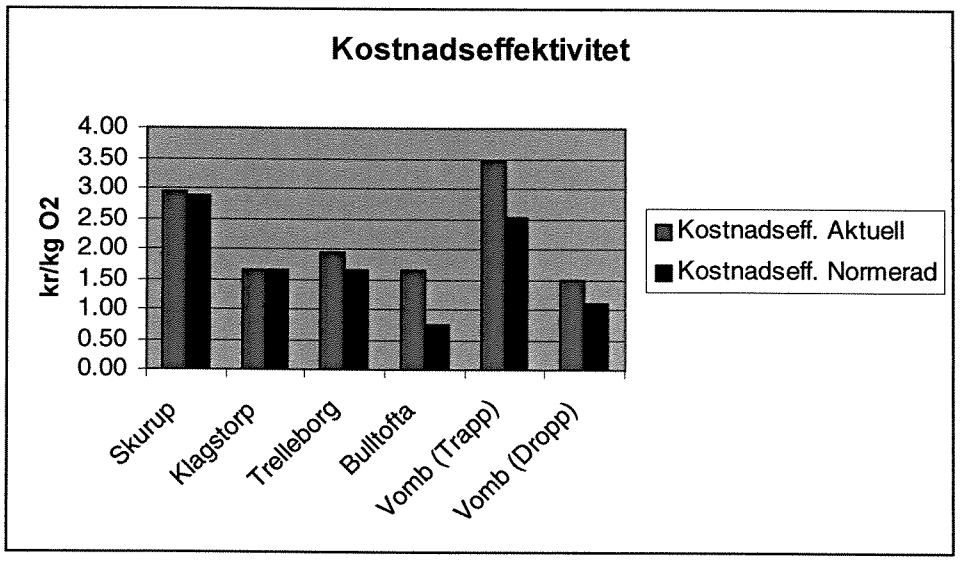
Då råvattnets syrehalt skiljer sig åt mellan de olika verken blir den aktuella syreindrivningshastigheten inte rättvisande. (Med aktuell menas verkligt värde, utgående från uppmätta ingående och utgående syrehalter). Detta eftersom ett vatten med en stor koncentrationsgradient får fördelar gentemot ett vatten med en låg koncentrationsgradient. En stor koncetrationsgradient innebär en möjlighet till en högre syreindrivning.

För att få bättre underlag för jämförelse har en omräkning av syreindrivningshastigheten gjorts, likt den som gjordes i avsnitt 9.7.1. (parallellförskjutning). Hädanefter benämns denna omräkning normering. Normeringen har gjorts genom att beräkna en ny syreindrivningshastighet för respektive verk med den aktuella syrehalten för luftat vatten, men med en ingående syrehalt, $c_{in} = 0$ mg/l.

Normeringen innebär att de olika luftningssystemen överlag blir mer jämförbara. Det innebär att en del system gynnas och andra missgynnas, dock inte lika mycket som vid användandet av de aktuella värdena. Vid en jämförelse med de normerade värden måste hänsyn tas till hur mycket de olika systemen gynnas/missgynnas. Utgående från råvattnets syrehalt kan jämförelse med de normerade värdena ske i tre klasser:

1. Gynnas knappast alls - Skurup och Klagstorp
2. Gynnas lite - Trelleborg och Vomb
3. Gynnas mycket – Bulltofta

De normerade syreindrivningshastigheterna [kg O_2/h] har räknats om till en normerad syreindrivningseffektivitet [kg O_2/kWh] på samma sätt som de aktuella syreindrivningseffektiviteterna. Därefter har dessa två olika syreindrivningseffektiviteter, beräknats om till två olika kostnadseffektiviteter [kr/kg O_2] genom att beräkna kvoten mellan den totala kostnaden och syreindrivningshastigheten, se bilaga 13.

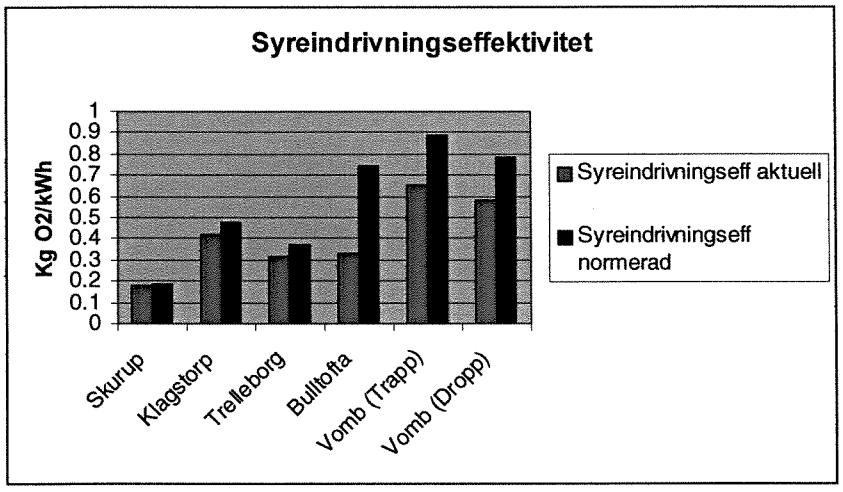


Figur 9.9. Kostnadseffektiviteten för de olika vattenverkens luftningssystem.

Samtliga beräkningsresultat redovisas i bilaga 14. I figur 9.9 visas kostnadseffektiviteten för syresättningen i de olika verken.

Den största osäkerheten i beräkningarna ligger i de kostnadsgrundande uppgifterna från personalen på vattenverken. Om en 20 procentig (± 20 %) felmarginal antas för den totala kostnadsuppskattningen kommer detta att innebära ett maximalt fel i kostnadseffektivitet-en på ± 0,50 kr/kg O_2. Med hänsyn till denna felmarginal blir Skurups ejektorluftare och Vombs trappstegsluftare de minst kostnadseffektiva.

I figur 9.10 redovisas beräknade syreindrivningseffektiviteter. Felet i de beräknade syreindrivningseffektiviteterna är troligtvis mindre än i de beräknade kostnadseffektiviteterna, eftersom bakomliggande data är mer enhetliga och lättbedömda. Ur figur 9.10 kan man se att Skurups luftare har en mycket dålig syreindrivningseffektivitet, relativt sett. Luftarna i Vombverket har däremot en mycket god syreindrivningseffektivitet p.g.a. deras enkla konstruktion. Om en jämförelse mellan droppluftaren i Vomb med Skurup görs finner man att flödet genom droppluftaren är 12,5 gånger större än i Skurup, men effekten som krävs är bara 3 gånger större.

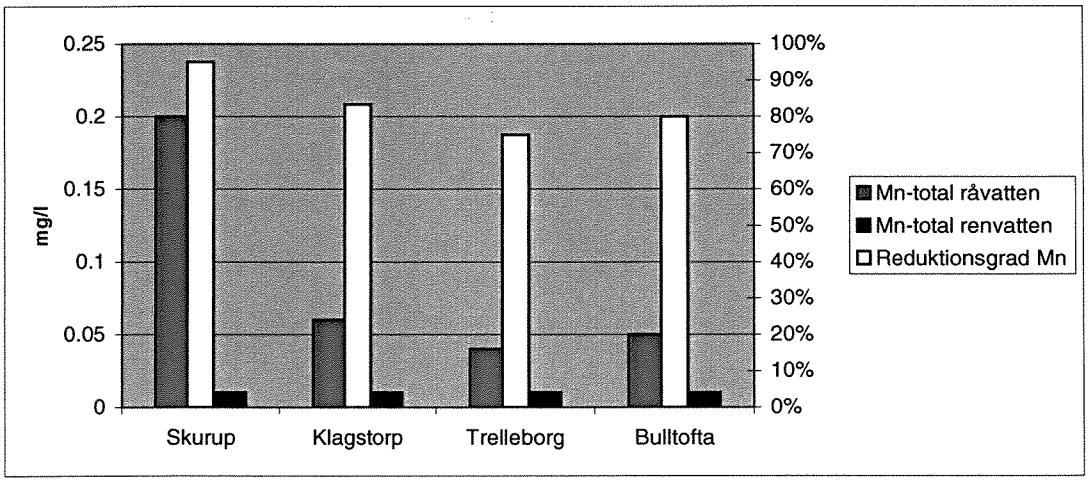


Figur 9.10. Syreindrivningseffektivitet för de olika vattenverkens luftningssystem.

Den stora skillnaden i kostnadseffektivitet och syreindrivningseffektivitet mellan Skurup och Klagstorp är värd att kommenteras. Trots att luftningssystemen liknar varandra mycket är den normerade kostnaden för att driva in ett kg O_2, 1,22 kr mindre för Klagstorps del. Den normerade syreindrivningseffektiviteten är mer än dubbelt så hög i Klagstorp. Om en beräkning av medelflödet i varje ejektorrör görs, framkommer det att detta är 150 l/min i Skurup, medan det är 107 l/min i Klagstorp. Är slitsöppningen lika stor för rören i de båda verken, vilket de enligt uppgift är, så beror skillnaden i effektiviteten på skillnaden i medelflödet.

9.7.3 Utvärdering av oxidationshastigheter

Ett av målen var att undersöka hur snabbt järn och mangan oxideras, dvs. kontrollera hur väl teorin överensstämmer med verkligheten.

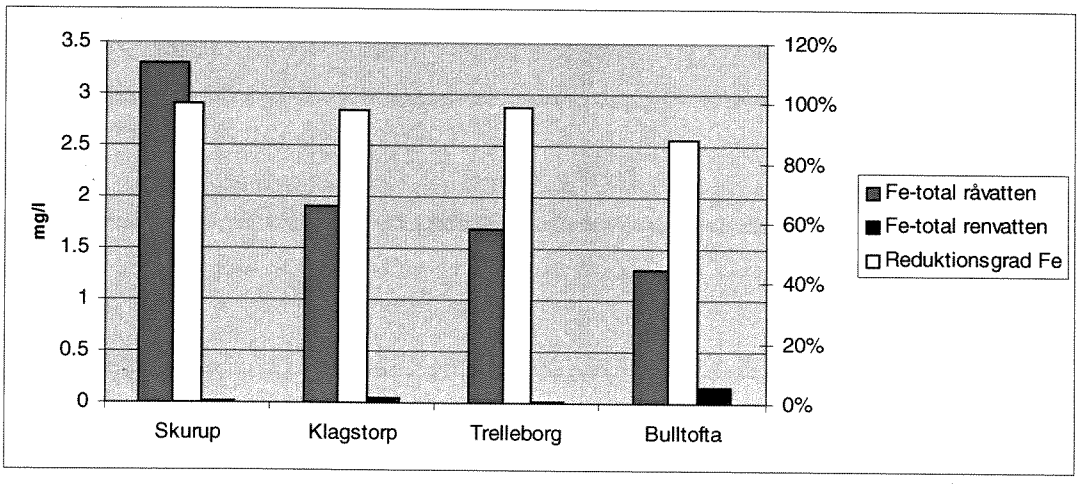


Figur 9.11. Avskiljning av mangan vid fyra av de besökta vattenverken.

Resultaten från vattenanalysen med avseende på mangan- och järnhalt framgår av figur 9.11 och 9.12 respektive, samt redovisas i tabellform i bilaga 15. På grund av fel mätintervall hos reagensmedlet kunde inte resultaten från de vid besöken gjorda manganhaltsanalyserna användas i utvärderingen. Istället har manganhalter i rå- och renvatten från tidigare råvattenanalyser använts. Vombverkets storlek och komplexitet bidrog till att det inte gjordes en fullständig vattenanalys för samtliga flöden. Vomberkets oxidationshastigheter togs därför inte med i utvärderingen.

Proverna på renvatten togs direkt ur kranen i de laboratorium där analyserna utfördes eller på utgående råvattenledning (Trelleborg och Bulltofta). Uppehållstiden för vattnet i systemet mellan provtagningspunkterna är alltså lång. Den teoretiska uppehållstiden (ekv 3.10) som behövs för att oxidera de uppmätta järnkoncentrationerna i råvattnet till de uppmätta i renvattnet med en okatalyserad reaktion är ca 3,5-15 minuter för de olika verken. En katalyserad reaktion, som troligtvis sker då pH är över 7, skulle alltså gå ännu snabbare.

Motsvarande tid för okatalyserad manganoxidationen (ekv 4.2) är 23-159 år. Beräknas den katalyserade reaktionen blir tidsbehovet istället 5-10 dygn. I beräkningen antas bl.a. att koncentrationen katalyserande reaktionsprodukter är noll i råvattnet och att den ökar enligt oxidationsformeln. I verkligheten bildas inte hela den katalytiska ytan vid den aktuella reaktionen. Gamla utfällningar av både järn och mangan agerar som katalysator



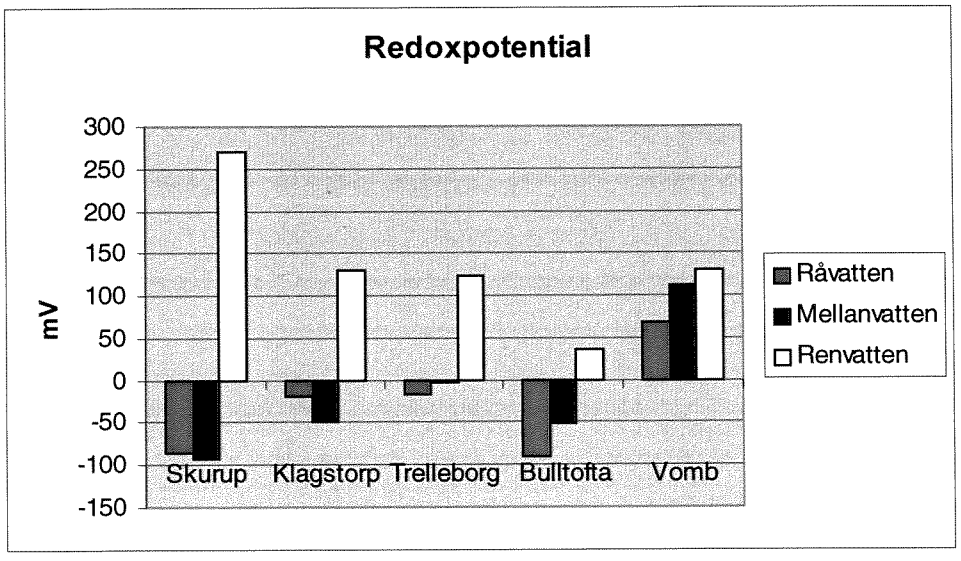
Figur 9.12. Avskiljning av järn vid fyra av de besökta vattenverken.

och höjer reaktionshastigheten avsevärt. Hur stor koncentrationen av den katalyserande ytan är kunde inte bestämmas, eftersom erforderlig utrustning för detta saknades. För att komma ner till rimliga uppehållstider (1-5 h) för uppmätt avskiljning krävs enligt teorin en katalysatorkoncentration på ca 90-500 g/l uttryckt i MnO_2.

Tiden det tar för vattnet i Skurup att ta sig från utloppet på luftaren tills detta genomgått filtrering beräknades till ca 20 minuter (bilaga 16) vilket kan jämföras med ovan erhållna uppehållstider. Klagstorp som nästan är identisk till konstruktionen och har ca 2/3 av Skurups flöde bör då ha en motsvarande uppehållstid på 30 minuter. De två verken var de mest kompakta av de som besöktes och bör därför ha de kortaste uppehållstiderna.

Samtliga analyser har skett vid ett tillfälle. Tillfälliga faktorer som t.ex. nyligen gjord filterspolning kan påverka järn- och manganhalterna i stor utsträckning. Jämförs mätdata från utförda analyser med historiska mätdata från de olika verken så avviker dessa något från varandra. Utgående från historiska mätdata verkar järnavskiljningen vara 100 % vid samtliga verk.

Jämförelse av uppmätta redoxpotentialer (E_H), se figur 9.13, med figur 3.2 bekräftar att järnoxideringen kan ske till Fe^{3+} vid de olika verken. Oxidation av mangan ska däremot inte kunna ske enligt figur 4.1 vid de pH-värden som uppmätts (se bilaga 15). Övergången mellan de olika oxidationsformerna sker stegvis vilket endast visas i figur 3.2 (streckade linjer). Enligt figur 4.1 kan således en viss oxidation ske i övergångszonen. Diagrammen i figur 3.2 och 4.1 är dessutom bestämda för ett speciellt vatten, vilket innebär att motsvarande diagram för de besökta vattenverkens vatten inte behöver se likadana ut.



Figur 9.13. Uppmätt redoxpotential på olika vattenkvaliteter vid de olika verken.

10 SLUTSATS AV FÄLTSTUDIER

Under drift visade det sig att bestämningen av K_La-värdet inte kunde göras för de flesta undersökta luftningssystemen med önskvärd noggrannhet. Vidareutveckling av nya beräkningsmodeller krävs. Detta innebar att ingen exakt jämförelse kunde göras av syreöverföringseffektiviteten för de olika luftningssystemen. Utgående från syrehalten i inkommande råvatten och luftat vatten tycks inga stora skillnader finnas i syresättningsgraden mellan de olika verkens luftningssystem. Men med de varierande syrehalterna i inkommande råvatten för respektive verk, blir jämförelsen osäker.

Anmärkningsvärt är skillnaden i syreöverföringseffektivitet mellan Skurup och Klagstorp, se tabell 9.1. Syrehalten i råvattnet för dessa verk är nästan lika låg och därmed är jämförelsen mellan dessa rättvisande. I laboratorieförsöken konstaterades att den totala syreöverföringseffektiviteten avtar och når en, mer eller mindre, konstant nivå med ett ökat flöde, se figur 7.7 och 7.8. Trots att medelflödet per ejektorrör i Skurup var högre än i Klagstorp var syreöverföringseffektiviteten högre i Skurup. Detta kan förklaras med att nedstickningsdjupet inte var lika stort i Klagstorp, vilket har konstaterats ha en stor betydelse på syreöverföringseffektiviteten.

Syreindrivingseffektiviteten och kostnadseffektiviteten är däremot bättre i Klagstorp än i Skurup. Detta konstaterades bero på skillnaden i tryckfall över ejektorrören för dessa verk. Tryckfallsskillnaden beror på skillnader i medelvattenflöde per ejektorrör vid de olika verken.

De olika luftningssystemen har sina för- och nackdelar. Trapp-, dropp- och INKA-luftarna är relativt underhållskrävande luftare. Det krävs därför stora flöden och tillgänglig personal för att dessa ska vara lönsamma. Ejektorluftning kräver mindre underhåll och tillsyn, vilket är bra vid obemannade mindre vattenverk. Membranluftaren är ett bra alternativ vid både höga och låga flöden och kräver inte heller något större underhåll. Luftare som kräver en låg effekt sett till vattenflödet som ska luftas, exempelvis droppluftarna i Vomb, leder givetvis till en god syreindrivningseffektivitet.

Prover på renvatten togs endast på utgående ledning. Därför kan det endast konstateras att den teoretiska oxidationshastigheten, för att avskiljning skall kunna ske i den omfattning som är fallet i verkligheten, är tillräckligt hög. En mer exakt bestämning av teorins överensstämmelse skulle kräva fler mätpunkter.

Historiska mätdata visar att järn- och manganavskiljningen mer eller mindre är 100 % vid samtliga verk. Det kan därför inte sägas att någon av luftarna skulle leda till bättre järn- och manganavskiljning än den andra. Man kan däremot ifrågasätta om syresättningen behöver ske i den grad som den har konstaterats göra.

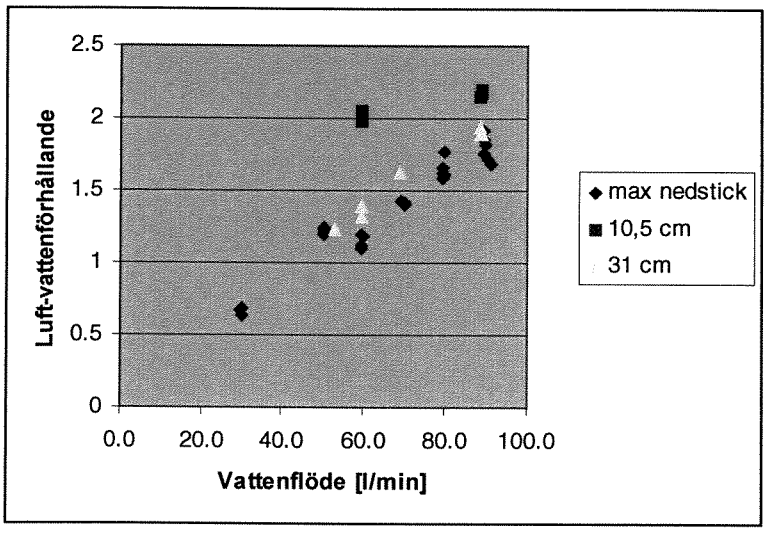
11 DISKUSSION

En av anledningarna till att idéen med examensarbetet kom till var att man hade observerat bättre avskiljning av järn och mangan efter bytet till ejektorluftarsystem. De olika luftningssystemens syresättningssätt har ingen betydelse. Däremot kan graden av syresättning över stökiometriskt behov påverka oxidationshastigheten. Det råder emellertid skilda meningar om detta. Klart är i alla fall att syrehalten måste upp till stökiometriskt behov. De flesta anser dock att oxidationen sker snabbare desto högre syrehalten i vattnet är.

Ytterligare en sannolik anledning till en bättre avskiljning kan vara en förbättrad luftningseffekt. En förbättrad luftning innebär att mer kolsyra luftas bort, vilket höjer pH. Eftersom oxidationshastigheten är beroende på vätejonskoncentrationen i kvadrat påverkas oxidationshastigheten mycket av en pH-höjning. I teoridelen framkom att svavelväte reducerar mangan snabbare än vad syre oxiderar mangan. En god luftning innebär att halten svavelväte minskar, vilket också leder till att mer mangan oxideras. Det är troligt att detta även gäller för järn, fast inte i samma omfattning.

En förbättrad luftning gör alltså att oxidationen sker snabbare och i större omfattning, vilket leder till snabbare utfällning och större flockar. Detta leder i sin tur till att mer järn (och mangan) sedimenterar innan filtreringen. På platser där det är lätt att avlägsna de sedimenterade utfällningarna är detta till nytta då inte filtret belastas i samma utsträckning. De större flockarna leder till porösare filterkakor och mindre igensättning av filterbädden som förlänger filtreringsperioden.

Luft-vattenförhållandet är en viktig parameter vid avluftning av lösta gaser från vatten. Avluftningen av olika gaser kräver olika stort luft-vattenförhållande. Vid laboratorieförsöken konstaterades att luft-vattenförhållandet för det karaktäriserade ejektorröret ökade då nedstickningsdjupet minskade, se figur 11.1.



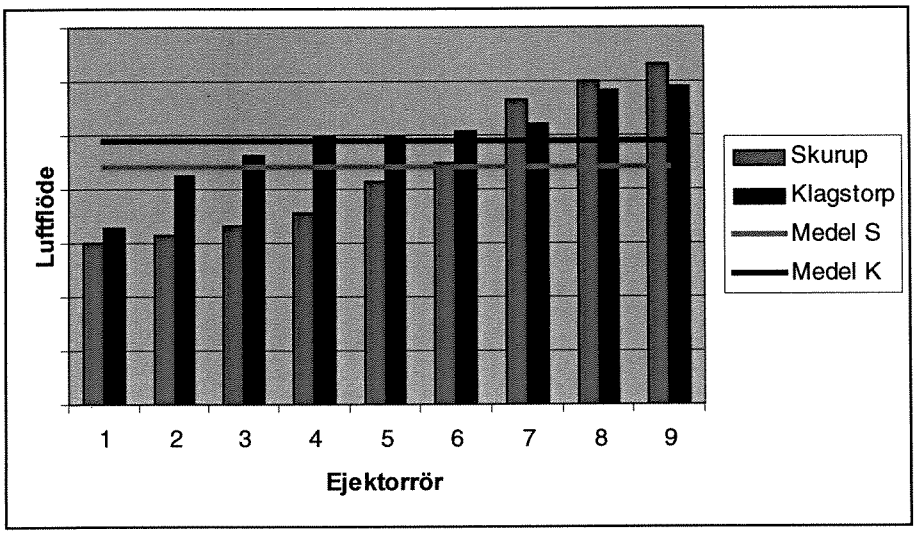
Figur 11.1. Luft-vattenförhållnandet för karaktäriserat ejektorrör vid olika vattenflöden och nedstickningsdjup

I Skurup var nedstickningsdjupet, som tidigare nämnts, större än i Klagstorp. Luft-vattenförhållandet var 0,8 och 1,3 respektive.

Vid besöken av Skurups och Klagstorps vattenverk, observerades att nedstickningsdjupet hos ejektorrören var olika för de båda verken. I laboratorieförsöken konstaterades att nedstickningsdjupet inte har någon större inverkan på tryckfallet över ejektorröret. Det skulle därför möjliggöra en optimering av ejektorrörens syreöverföringseffektivitet genom att öka bubblornas uppehållstid i tanken, vilket verkar ha större betydelse för syreöverföringen än luft-vattenförhållandet. Detta kan göras genom att höja vattennivån i tanken eller genom att göra längre rör och djupare tank. Ett för långt rör innebär dock större strömningsförluster. Dessa kan minskas genom att öka dimensionen på röret. Då fås dock lägre strömningshastigheter, vilket leder till en ökad risk för att vissa bubblor inte dras med i strömmen och sugeffekten minskar. För att finna vad den optimala rör-längden är, bör vidare undersökningar göras.

Vid besöken observerades även att tryckfallet över ejektorrören var olika i Skurup och Klagstorp. Detta har tidigare konstaterats bero på olika medelflöden per ejektorrör. Resultaten av de gjorda laboratorieförsöken går inte att tillämpa direkt på befintliga installerade ejektorrör, då slitsöppningen på det karaktäriserade röret är mindre. Ytterligare undersökningar som bör göras är att finna de installerade rörens optimala flöde.

Det konstaterades även att luftflödet till de olika ejektorrören i luftningssystemet varierade kraftigt sinsemellan, vilket redovisas i figur 11.2. Om ejektorröret har en optimal effektivitet vid ett visst flöde innebär en ojämn flödesfördelning att endast ett fåtal rör körs optimalt. En jämnare flödesfördelning är då att föredra ur effektivitetssynpunkt. Detta kan åstadkommas genom jämn hastighetsfördelning i vattenfördelningsanordningen genom att konstruera om denna. Den optimala effektiviteten får även vägas mot installationskostnaden för nya rör och ny tank. Ett större antal rör minskar flödet per ejektorrör och därmed energikostnaden.



Figur 11.2. Variationen av luftflödet för de uppmätta ejektorrören i Skurup och Klagstorp vattenverk.

Som tidigare nämnts lämpar sig ejektorluftarna i små och medelstora vattenverk samt i enskilda grundvattenverk där bemanningen är liten eller permanent personal saknas. Då grundvattenpumpar med erforderlig överkapacitet redan finns tillgänglig ökar kostnadseffektiviteten. I så fall utnyttjas överkapaciteten hos pumparna på ett kostnadseffektivt sätt. Kostnaden för luftning med ejektorluftare består då i princip bara av arbetskostnaden för underhållet. Detsamma gäller generellt sett för trapp- och droppluftare, men för dessa står energibehovet för en mindre del av den totala kostnaden. Överkapacitetens utnyttjande ger då inte samma utslag för kostnadseffektiviteten.

I de fall då man ska byta luftarsystem verkar ejektorluftaren vara ett bra alternativ, platsbehovet är minimalt, sett till andra luftningssystem.

För att bättre kunna jämföra olika luftningssystem i drift bör beräkningsmodellerna för K_La-värdesbestämmningen utvecklas. Mer mätpunkter och fler mättillfällen skulle även behövas för att erhålla mer tillförlitliga och jämförbara resultat. Det bästa är dock att jämföra olika luftare i laboratorium med en bestämd vattenvolym och samma vattenkvalitet.

REFERENSER

Balmér, Peter & Damhaug, Torbjørn, 1975: *An Evaluation of Four Methods For the Determination of Oxygenation Capacity*. Vatten, 1, s. 16-26.

Chapra, C. Steven, 1997: *Surface Water-Quality Modeling*. Singapore.

Diem, Dieter & Stumm, Werner, 1985: *Is Dissolved Mn^{2+} Being Oxidized by O_2 in Absens of Mn-bacteria or surface catalysts?* Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol. 48 s. 1571-1573.

Engelbrecht, R. S., O´Connor, J. T. & Ghosh, M. M., 1967: *Iron Removal By Aeration and Filtration.* Water & Sewage Works, 114:4:123.

Fair, G. M., Geyer, J. C. & Okun, D. A., 1968: *Water purification and wastewater treatment and disposal.* Water and wastewater engineering, Vol.2. New York.

Faust S. D., Aly O. M., 1998: *Chemistry of water treatment, 2nd edition*, Chelsea, Mich.: Ann Arbor Press.

Gillot, S. & Héduit, A, 2000: *Effect of Air Flow Rate on Oxygen Transfer in an Oxidation Ditch Equipped with Fine Bubble Diffusers and Slow Speed Mixers*. Wat. Res. Vol. 34, No. 5, s. 1756-1762.

Gosh, M.M., 1962: *A Study of the Rate of Oxidation of Iron in Aerated Ground Waters*, San. Eng. Ser. No. 12., University of Illinois.

Gosh, M.M. m.fl., 1967: J. Am. Water Works Assoc., 59:878.

Hatva, T. m.fl., 1985: *Removal of Iron and Manganese from Ground Water by Re-infiltration and Slow Sand Filtration*. AQUA Fennica, 15:2, s. 211-225.

Hem, J.D., 1960: *Restraints on dissolved iron imposed by bicarbonate, Eh and pH.* U.S. Geological survey water paper. 1459-B.

Jobin, Robert & Gosh, Mriganka M., 1972: *Effect of Buffer Intensity and Organic Matter on the Oxygenation of Ferrous Iron*. Journal of American Water Works Association, 64:9, s. 590-595.

Kiiskinen, Seppo, 1979: *Comparsion of Different Aerators for Diffused Aeration*. Prog. Wat.Tech. No 3, s. 139-149.

Knocke, William R., Hamon, Jeffrey R. & Carolyn P. Thompson, 1980: *Soluble manganese removal on oxide-coated filter media.* Journal of American Water Work Association, 80:12, s. 65-69.

Kompendium för kursen Vattenbehandling 1999, 1999: VA-teknik Chalmers, Göteborg.

Lloyd, A., Grzeskowiak, R. & Mendham, J., 1983: *The removal of manganese in water treatment clarification processes.* Water Res. Vol. 17, No. 11 s. 1517-1523.

Lower, Stephen K., 1996: *Redox equilibria in natural waters*, Chem1 Environmental Chemistry, Reference text, Simon Fraser University.

Muller, James A. & Boyle, W. C., 1988: *Oxygen transfer under process conditions.* Journal of Water Pollut. Control Fed., 60, 332, s.332-340.

Olson, Larry L. & Twardowski Jr., Charles J., 1975: *$FeCO_3$ vs $Fe(OH)_3$ Precipitation in Water-Treatment Plants*. J. of AWWA, 67:3, s. 150-153

Pöpel H. J. & Wagner M., 1994: *Modelling of Oxygen Transfer in Deep Diffused-Areation Tanks and Comparison with Full-Scale Plant Data.* Water Sci. Tech. Vol. 30, No. 4, s.71-80.

Robinson Jr, L., 1967: *Effect of organic Materials on Iron Removal in Ground Water.* Water & Sewage Works, 114:10:377.

Robinson Jr., Lloyd R. & Dixon, Richard I., 1968: *Iron and manganese precipitation in low alkalinity ground waters.* Water and sewage work No. 115, s. 514-518.

Snoeyink, Vernon L. & Jenkins, David, 1980: *Water Chemistry.*

Stumm, W ed., 1990: *Aquatic Chemical Kinetics, Reaction Rates of Processes in Natural Waters*. USA.

Stumm, W, Morgan, J.J., 1981: *Aquatic Chemistry, An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters.* USA.

Sung, Windsor & Morgan, James J, 1980: *Kinetics and Product of Ferrous Iron Oxygenation in Aqueous Systems*. Environmental Science & Technology. Vol. 14 Nr. 5, s. 561-568.

Tamura, H., Goto, K. & Nagayama, M., 1976A: *Journal Inorg. Nucl. Chem.*, 38, 113-7.

Tamura, H., Goto, K. Nagayama, M., 1976B: Corros. Sci., 16, 197-207.

Trudinger, P.A. & Swaine, D.J., 1979: *Biochemical cycling of mineral-forming elements.* Studies in Environmental Science 3. Kapitel 4 & 5.

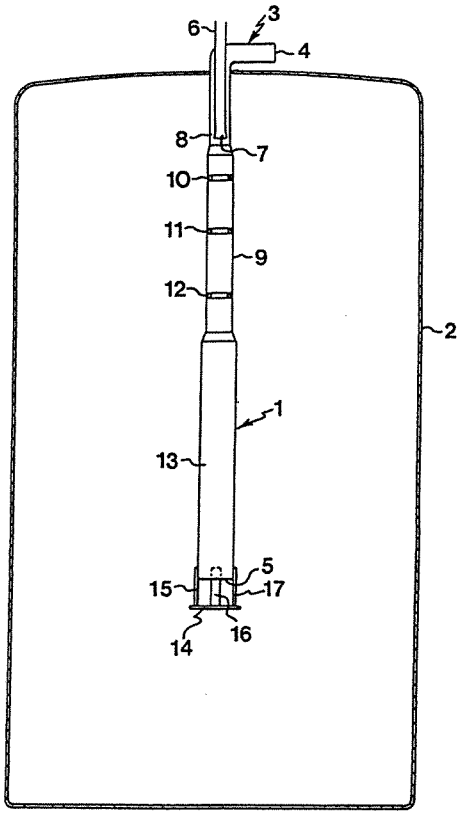
Walsh, F., Mitchell, R., 1972: *An acid-tolerant iron-oxidizing Metallogengenium*. J. Gen. Microbiol., 72: 369-376.

Weiss, J., 1935: *Naturwissenschauften*, 23:64.

Bilaga 1: Ingående beskrivning av ejektorröret

(Utdrag ur patentbeskrivning)

Figuren visar en blandningsanordning (1) som sitter monterad i en vattenreningstank (2). Det bör nämnas att alla komponenter som inte behövs för förståelsen av ejekorrörets funktion inte finns med i figuren. Blandningsanordningen har ett vattenintagsrör (3) i toppen av tanken. Vattenrörets ände (4) utanför tanken är ansluten till en brunnspump via en slang eller ett rör (transportledning). Rörets andra ände (5) är belägen på en nivå i de den lägre delen av tanken. Denna nivå är alltid belägen under vattenytan i tanken. Detta



Ejektorrör med tillhörande behållare, ej skalenlig

innebär att vattnet i tanken alltid förblir omrört då vatten-luftblandningen kommer ut i tanken. Luften tas in genom ett luftintagsrör (6) som är monterad mitt i den övre delen av vattenintagsröret. Luftintagsrörets ena ände är belägen utanför tanken. Den andra änden är utrustad med en konisk expansion (7). Mellan vattenintagrörets (1) inre vägg och expansionen (7) bildas en slitsöppning (8).

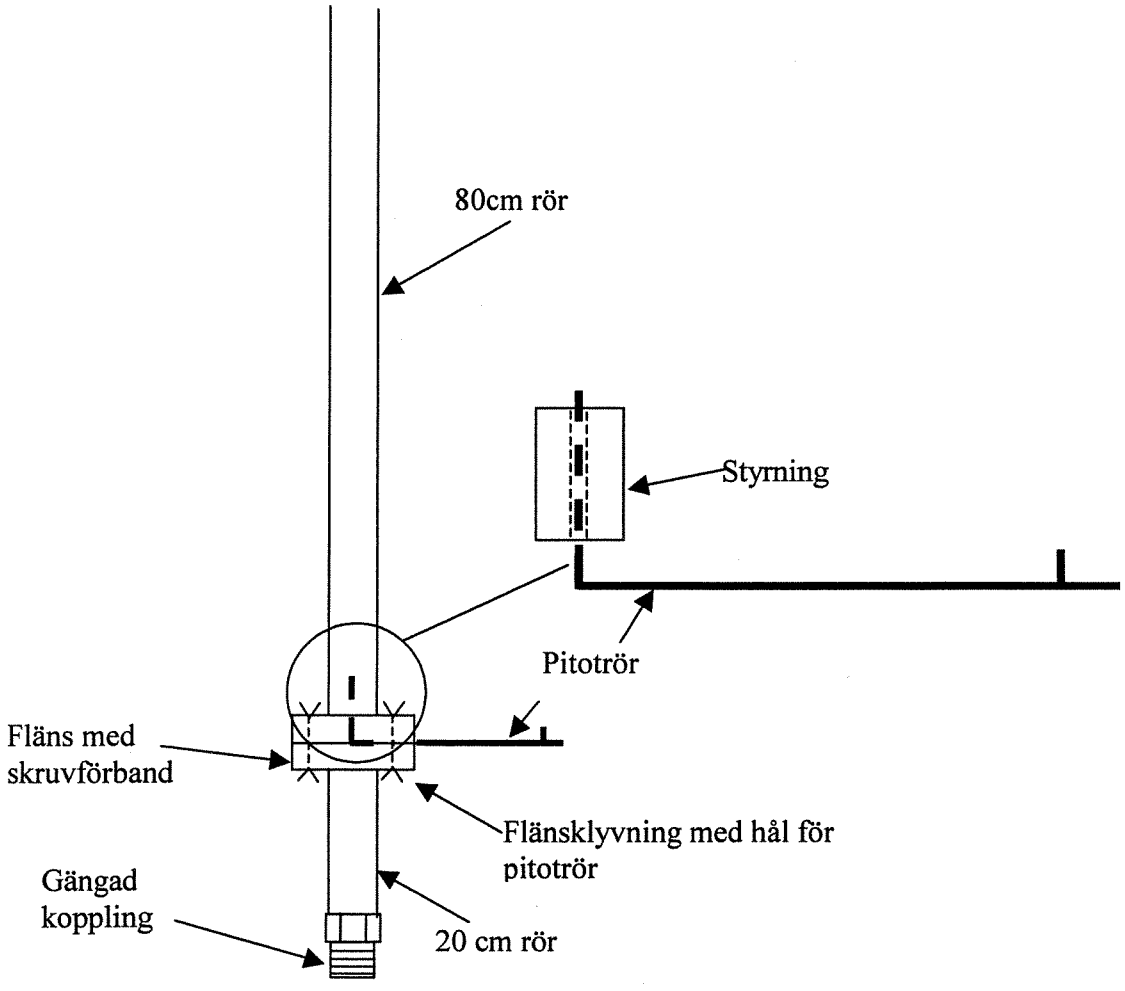
Efter slitsöppningen vidgar sig vattenintagsröret vilket är den första blandningssektionen (9). I denna är tre ringar (10-12) fastsvetsade. Då vattnet passerar slitsöppningen (8) sugs luft in genom luftintaget (6) och en viss blandning sker i området vid luftintagsrörets

nedre koniska ände (mynning) (7). Ju högre hastighet på luften desto mindre blandning sker i detta område. Den ringformade vattenstrålen strömmar neråt och träffar den första ringen (10) och vatten och luft blandas intill denna ring. Blandningen sker även intill de andra ringarna nedströms (11-12). Därefter går vatten-luft-blandningen in i en andra blandningssektion (13) som har en större diameter. Denna sektion är vid mynningen (5) av röret (3) utrustad med en tunn cirkulär skiva (platta) (14) som är fastsvetsad med tre stag (15-17) på ett visst avstånd från mynningen. Vatten-luft-blandningen, som innehåller en stor mängd små luftbubblor, strömmar ut mellan stagen (15-17) och en kontinuerlig omrörning uppkommer på detta sätt i tanken (2).

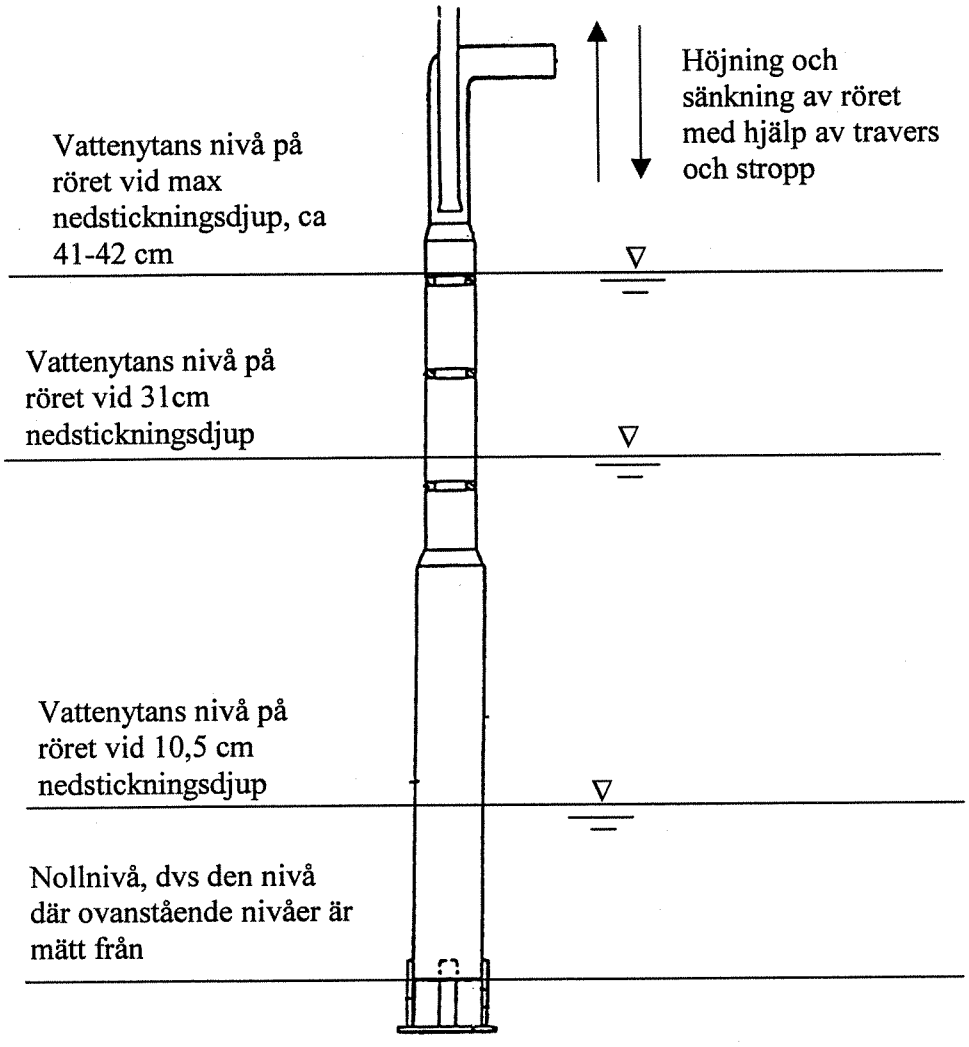
Det har visat sig att en ökning av rördimensionen av den första blandningssektionen har lett till förbättring av luftintaget vilket möjliggör att en större luftmängd blandar sig med vattnet. Den översta delen av den första blandningssektionen är 150 mm. Vattenintagsröret har en yttre diameter på 32 mm och luftintagsröret har en yttre diameter på 21 mm. Den första blandningsektionen (9) är 350 mm lång och har en yttre diameter på 42 mm. De tre ringarna (10-12) har en tvärsnittsdiameter på 5 mm och är placerade 60, 160 och 280 mm, respektive, från början av blandningssektionen (9). Den andra blandningssektionen (13) är 105 mm lång och har en yttre diameter på 60 mm. Den cirkulära skivan (14) är monterad 25 mm nedanför rörets utlopp (5). Slitsöppningen (8) är ca 1 mm bred (luftintagets koniska expansion har maxdiametern 24 mm).

Bilaga 2: Beskrivning av pitotrörsriggen

Mätriggen bestod av ett rostfritt rör som var ca 1 m långt och en innerdiameter på 14 mm. Detta rör kapades i två olika långa delar (en del på 20 cm och den andra på 80 cm) och en fläns löddes fast på respektive rörände. Att röret kapades i två olika långa delar beror på att det är fördelaktigt ur mätsynpunkt att ha en raksträcka på minst 50 cm före pitotröret. Mitt i flänsklyvningen borrades ett hål för att kunna få plats med pitotröret mellan flänsarna. Flänsarna kunde, efter att pitotröret hade centrerats inne i röret med en styrning, sammanfogas med ett skruvförband. Styrningen avlägsnades genom att vända upp och ner på röret och knacka det mot golvet. I den andra änden av den kortare delen löddes en utvändigt gängad koppling fast som passade i ejekorrörets invändiga gänga. Mätriggen kunde därmed skruvas fast direkt på befintliga ejektorrör. Se skiss nedan.



Bilaga 3: Definition av nedstickningsdjup



Bilaga 4: Redovisning av försöksdata: Huvudförsök, nollprov och olika nedstickningsdjup

Huvudförsök

Vattenflöde [l/min]:	91,2	79,4	50,3	59,5	70,1	80,0	50,2	60,2	70,3	90,3	79,4	69,4	59,5	50,2	89,4	79,3	59,5
Luftflöde [m3/h]:	9,27	7,64	3,69	4,05	6,02	7,83	3,75	4,31	6,00	9,40	7,96	6,01	3,96	3,78	9,56	7,75	4,28
Kla (10) [1/h]	3,2	2,9	1,7	1,9	2,5	3,2	1,8	2,2	2,7	3,9	3,2	2,5	1,9	1,7	3,5	3,4	2,1
SOTE:	3,8%	4,1%	4,9%	5,0%	4,5%	4,5%	5,2%	5,4%	4,8%	4,6%	4,4%	4,5%	5,2%	4,8%	4,0%	4,8%	5,4%

fortsättning huvudförsök

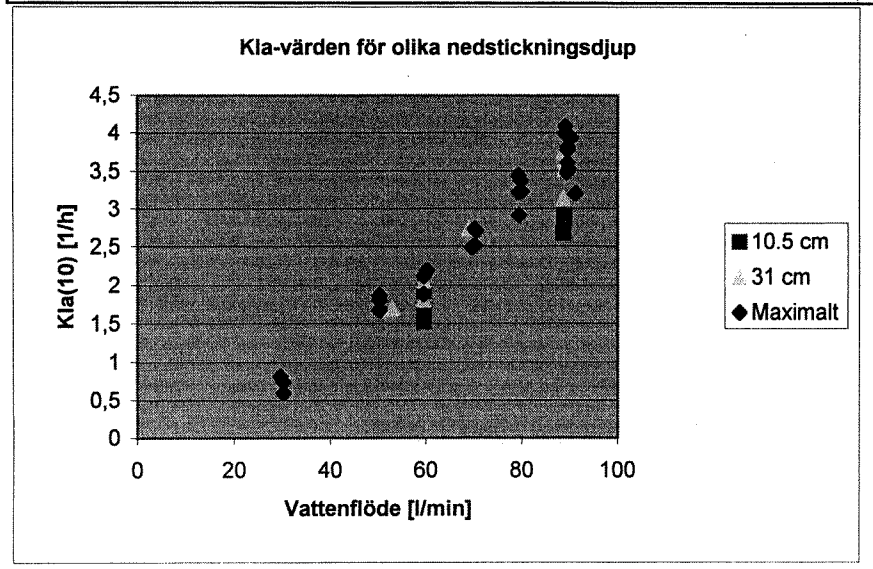
Vattenflöde [l/min]:	50,2	89,6	70,1	79,8	30,3	89,7	30,3	29,7	89,4	89,1	89,0	89,5	89,6
Luftflöde [m3/h]:	3,61	9,47	5,90	8,55	1,26	9,99	1,16	1,21	10,33	10,04	10,04	10,01	10,05
Kla (10) [1/h]	1,9	3,8	2,7	3,4	0,6	3,5	0,7	0,8	4,0	4,1	4,0	3,6	3,8
SOTE:	5,6%	4,3%	5,0%	4,3%	5,1%	3,9%	6,9%	7,2%	4,2%	4,4%	4,3%	3,9%	4,1%

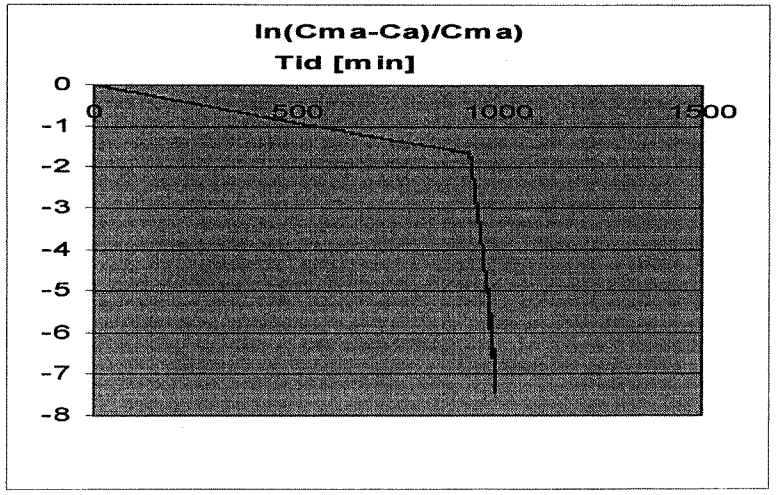
Nollprov

0	0
0	0
0,1	0,1
-	-

Försök med olika nedstickningsdjup

Nedstickningsdjup [cm]:	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31
Vattenflöde [l/min]:	88,9	88,6	88,9	59,5	59,5	59,5	59,5	88,6	88,9	88,6	88,9	52,9	68,8	59,5	59,5	59,5
Luftflöde [m3/h]:	11,9	11,6	11,7	7,2	7,5	7,4	7,4	10,5	10,2	10,3	10,3	3,9	6,8	4,8	5,0	4,8
Kla (10) [1/h]	2,9	2,7	2,9	1,9	1,7	1,6	1,5	3,1	3,5	3,7	3,6	1,7	2,7	2,1	1,8	1,8
SOTE:	2,7%	2,5%	2,7%	2,9%	2,4%	2,3%	2,2%	3,3%	3,7%	4,0%	3,9%	4,7%	4,4%	4,6%	4,0%	4,1%



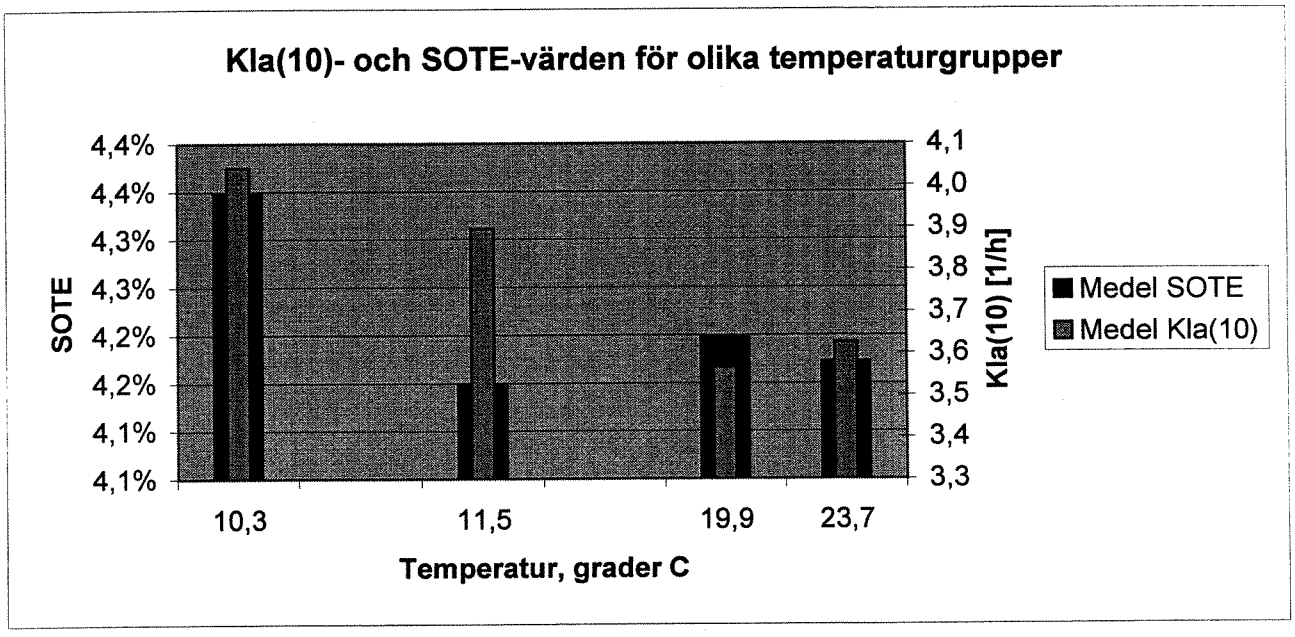


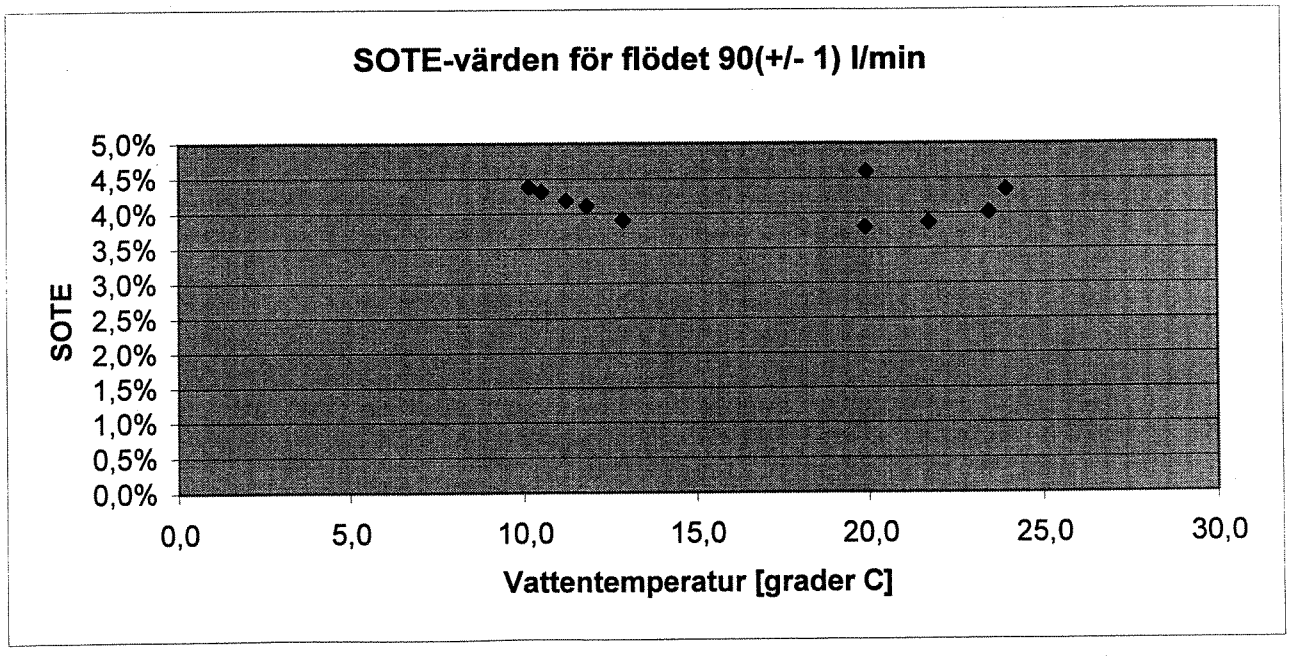
Skillnad i syresättning mellan nollprov och maxflöde

Bilaga 5: Kontroll av omvandlingsfunktionen för Kla-värdet

Medeltemp. Vatten:	10,2	10,5	11,2	11,8	12,9	19,9	20,0	21,8	23,5	24,0
Kla (10) [1/h]:	4,1	4,0	4,0	3,8	3,6	3,2	3,9	3,5	3,5	3,8
SOTE	4,4%	4,3%	4,2%	4,1%	3,9%	3,8%	4,6%	3,9%	4,0%	4,3%
Vattenflöde [l/min]:	89	89	89	90	90	91	90	90	89	90
Luftflöde [m3/h]:	10	10	10	10	10	9	9	10	10	9

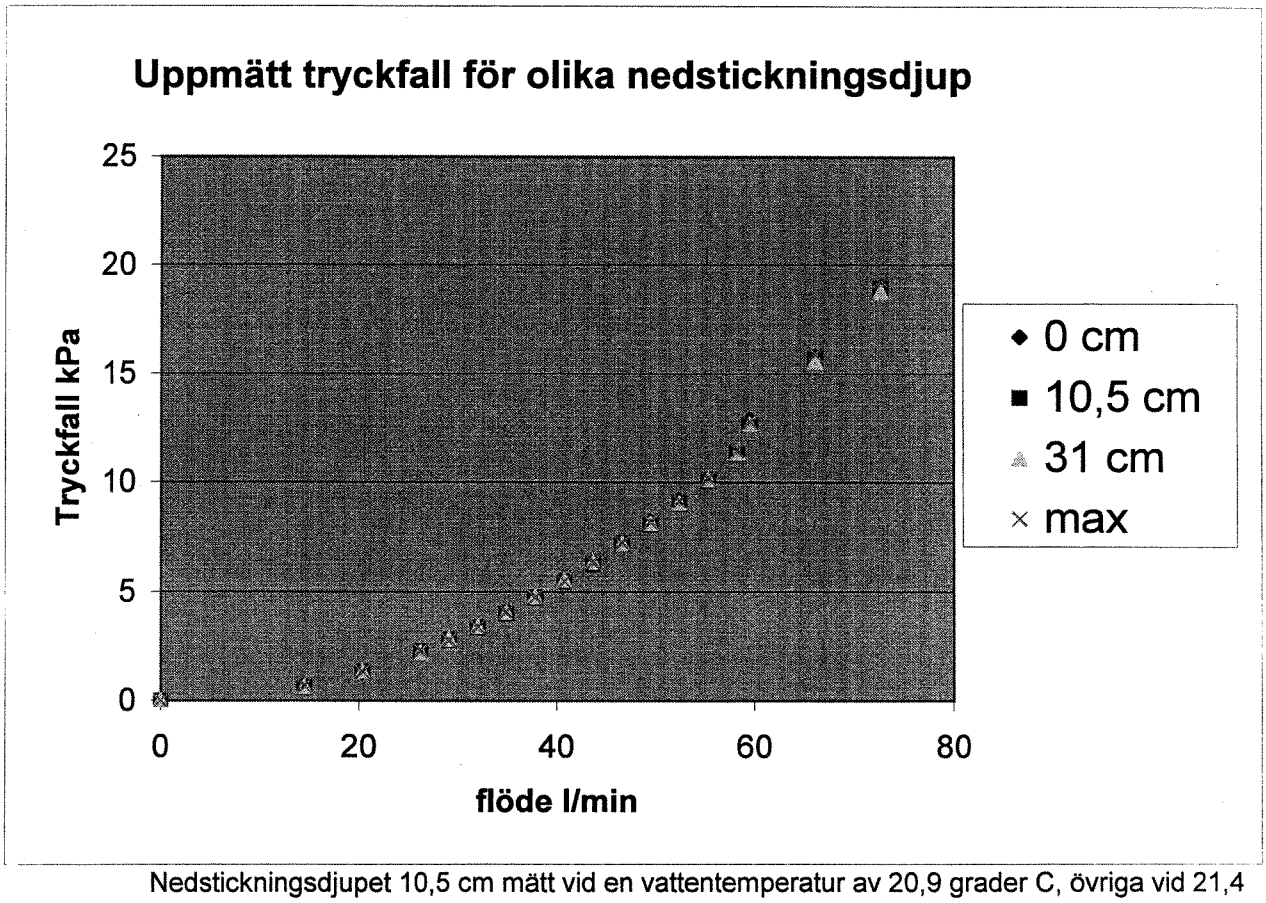
Temperaturgrupp:	10,3	11,5	19,9	23,7
Medel Kla(10)	4,0	3,9	3,6	3,6
Medel SOTE	4,3%	4,1%	4,2%	4,2%



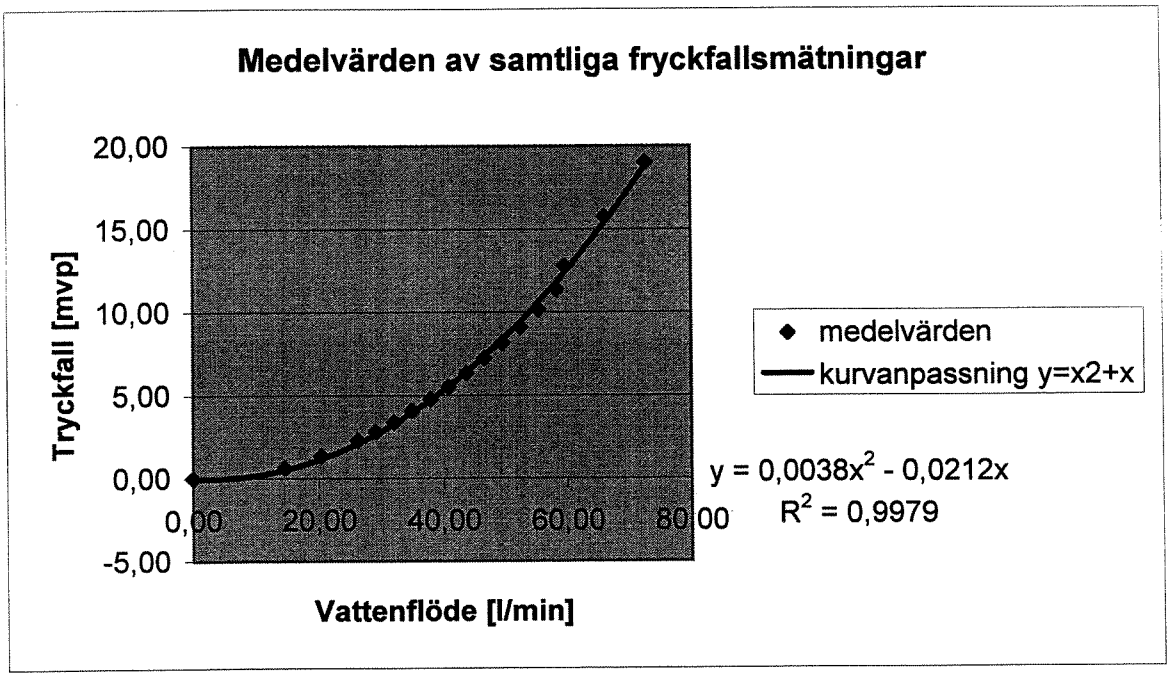


Bilaga 6: Redovisning av tryckfall över ejektorröret

	Temp:	21,4	20,9	nedstickningsdjup och tryckförlust mvp					
	densitet H2O:	0,998	0,998	0 cm	10,5 cm	31 cm	max	Medelvärde	
rotameter		Flöde [l/min]						tryckfall	flöde
rot 1:	0	0,0	0,0	0	0	0	0	0,00	0,00
% av max	25	14,5	14,5	0,626	0,616	0,645	0,69	0,64	14,55
	35	20,4	20,4	1,318	1,355	1,37	1,34	1,35	20,37
	45	26,2	26,2	2,24	2,3	2,25	2,3	2,27	26,19
	50	29,1	29,1	2,8	2,8	2,85	2,8	2,81	29,10
	55	32,0	32,0	3,39	3,37	3,42	3,39	3,39	32,01
	60	34,9	34,9	4,06	4,025	4,07	4,06	4,05	34,92
	65	37,8	37,8	4,79	4,745	4,79	4,76	4,77	37,83
	70	40,7	40,7	5,5	5,475	5,56	5,48	5,50	40,74
	75	43,6	43,6	6,375	6,255	6,385	6,355	6,34	43,65
	80	46,6	46,6	7,24	7,215	7,23	7,235	7,23	46,56
	85	49,5	49,5	8,18	8,09	8,15	8,203	8,16	49,47
	90	52,4	52,4	9,18	9,045	9,085	9,17	9,12	52,38
	95	55,3	55,3	10,15	10,1	10,15	10,19	10,15	55,29
	100	58,2	58,2	11,34	11,315	11,36	11,455	11,37	58,20
rot 2:	45	59,5	59,5	12,905	12,675	12,7	12,805	12,77	59,52
% av max	50	66,1	66,1	15,8	15,69	15,58	15,89	15,74	66,13
	55	72,7	72,7	19	18,945	18,795	19,295	19,01	72,74



Nedstickningsdjupet 10,5 cm mätt vid en vattentemperatur av 20,9 grader C, övriga vid 21,4


Medelvärden av samtliga fryckfallsmätningar
20,00
15,00
10,00
5,00
0,00
-5,00
Tryckfall [mvp]
0,00
20,00
40,00
60,00
80,00
Vattenflöde [l/min]
medelvärden
kurvanpassning y=x2+x
y = 0,0038x2 - 0,0212x
R2 = 0,9979

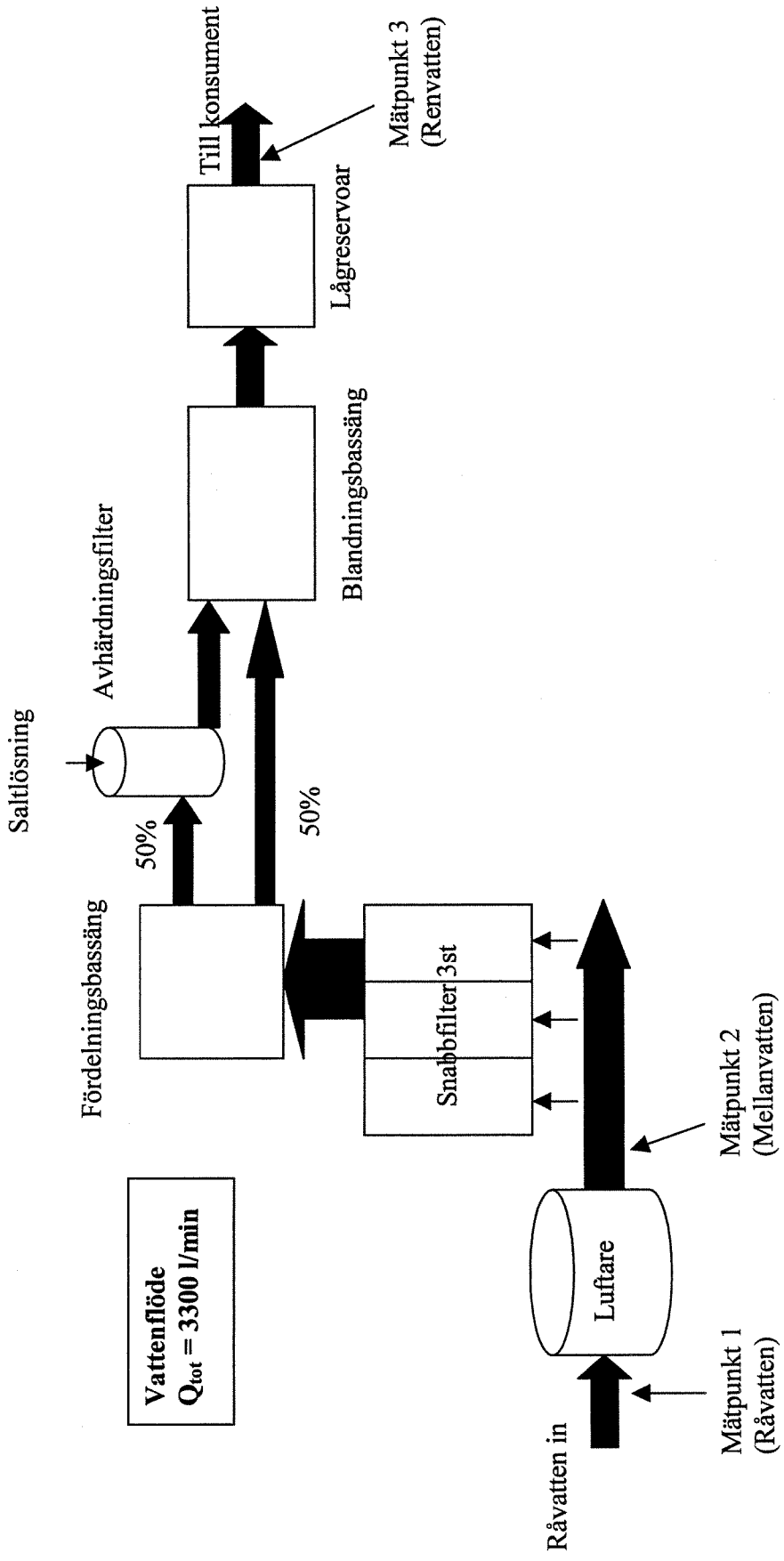
Bilaga 7: Beräkning av syreindrivningseffektivitet

Vattenflöde [l/min]:	91,2	79,4	50,3	59,5	70,1	80,0	50,2	60,2	70,3	90,3	79,4	69,4	59,5	50,2	89,4	79,3	59,5
Luftflöde [m3/h]:	9,27	7,64	3,69	4,05	6,02	7,83	3,75	4,31	6,00	9,40	7,96	6,01	3,96	3,78	9,56	7,75	4,28
Kla (10) [1/h]	3,2	2,9	1,7	1,9	2,5	3,2	1,8	2,2	2,7	3,9	3,2	2,5	1,9	1,7	3,5	3,4	2,1
SOTE:	3,8%	4,1%	4,9%	5,0%	4,5%	4,5%	5,2%	5,4%	4,8%	4,6%	4,4%	4,5%	5,2%	4,8%	4,0%	4,8%	5,4%
Införd syremängd [g/h]:	96	87	50	56	75	97	54	65	80	119	97	75	57	51	105	103	64
Effekt [W]:	671	441	111	185	304	452	111	192	307	650	441	295	185	111	632	441	185
Effektivitet [kg/kWh]:	0,143	0,197	0,451	0,303	0,247	0,214	0,485	0,339	0,261	0,183	0,220	0,255	0,307	0,455	0,167	0,235	0,343
Effektivitet [10^6*SOTE/W]	56	94	442	272	149	99	468	284	157	71	100	153	281	435	63	109	290

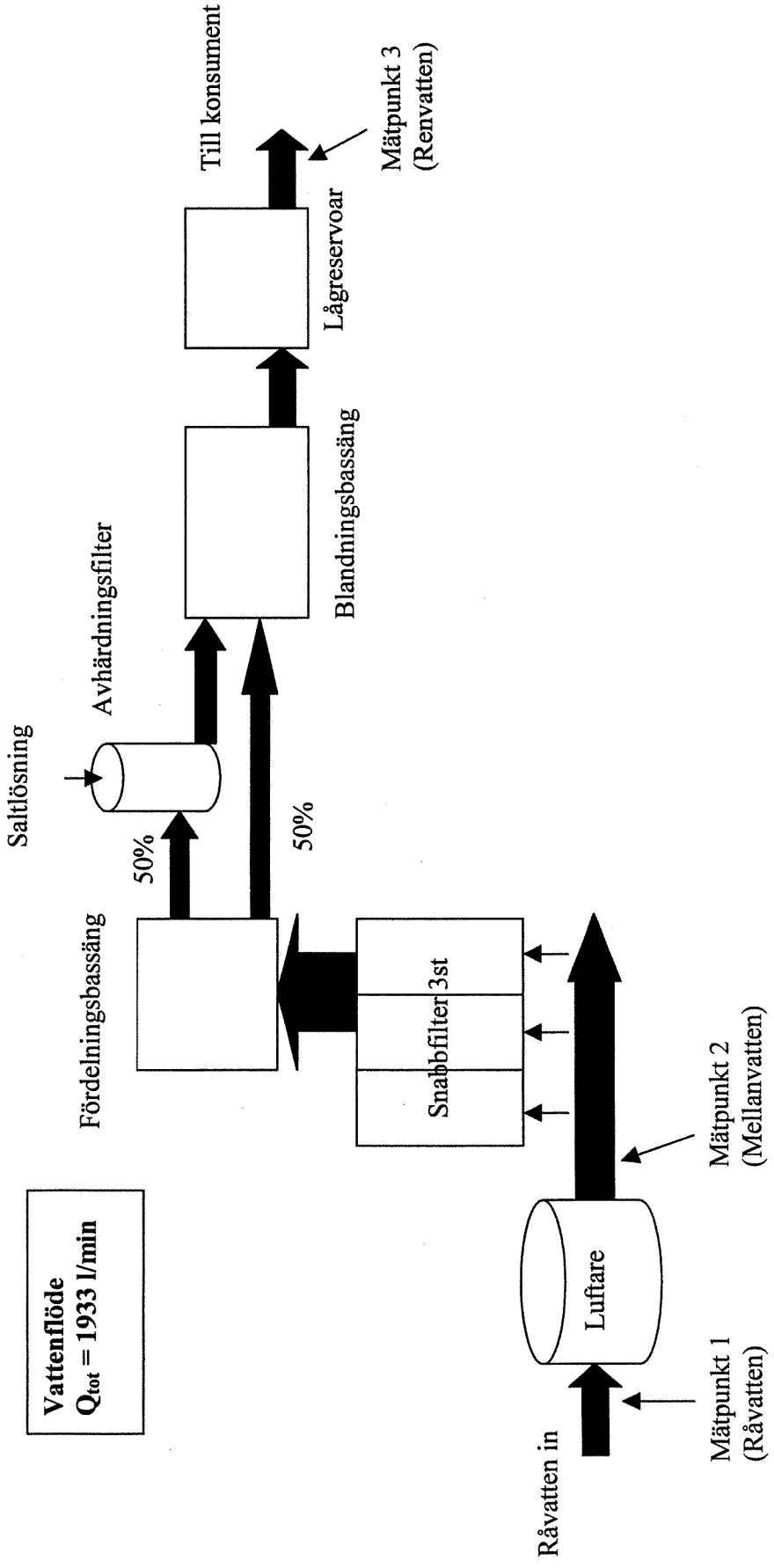
Vattenflöde [l/min]:	50,2	89,6	70,1	79,8	30,3	89,7	30,3	29,7	89,4	89,1	89,0	89,5	89,6
Luftflöde [m3/h]:	3,61	9,47	5,90	8,55	1,26	9,99	1,16	1,21	10,33	10,04	10,04	10,01	10,05
Kla (10) [1/h]	1,9	3,8	2,7	3,4	0,6	3,5	0,7	0,8	4,0	4,1	4,0	3,6	3,8
SOTE:	5,6%	4,3%	5,0%	4,3%	5,1%	3,9%	6,9%	7,2%	4,2%	4,4%	4,3%	3,9%	4,1%
Införd syremängd [g/h]:	56	114	83	102	18	105	22	24	120	122	120	108	115
Effekt [W]:	111	635	303	448	24	639	24	22	631	625	623	635	635
Effektivitet [kg/kWh]:	0,506	0,179	0,273	0,227	0,748	0,165	0,929	1,080	0,189	0,195	0,193	0,171	0,181
Effektivitet [10^6*SOTE/W]	503	68	166	96	2150	61	2898	3223	66	70	69	61	65

Vid beräkningen av effekten har en verkningsgrad på 70% antagits

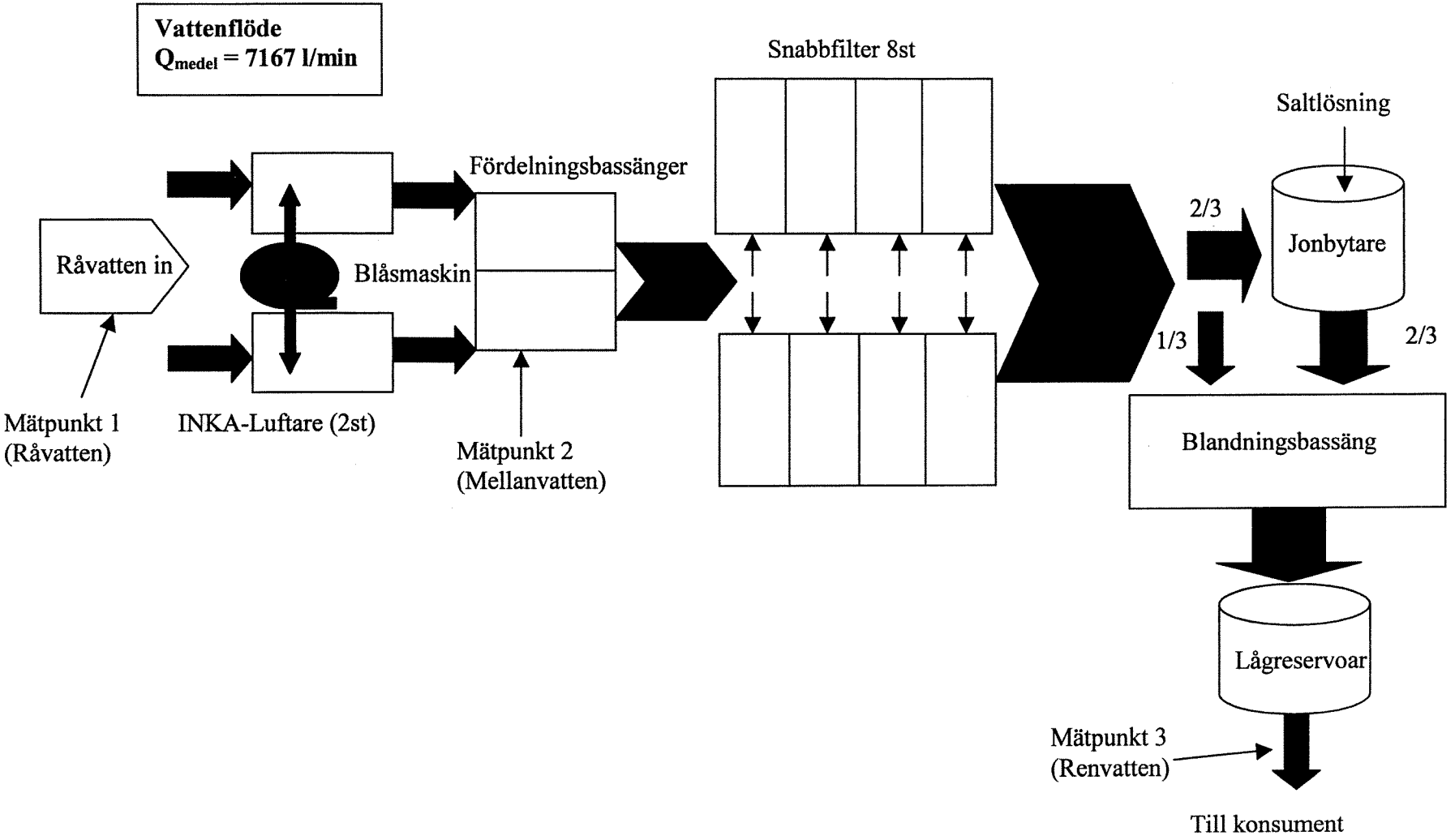
Bilaga 8: Processchema för Skurups vattenverk



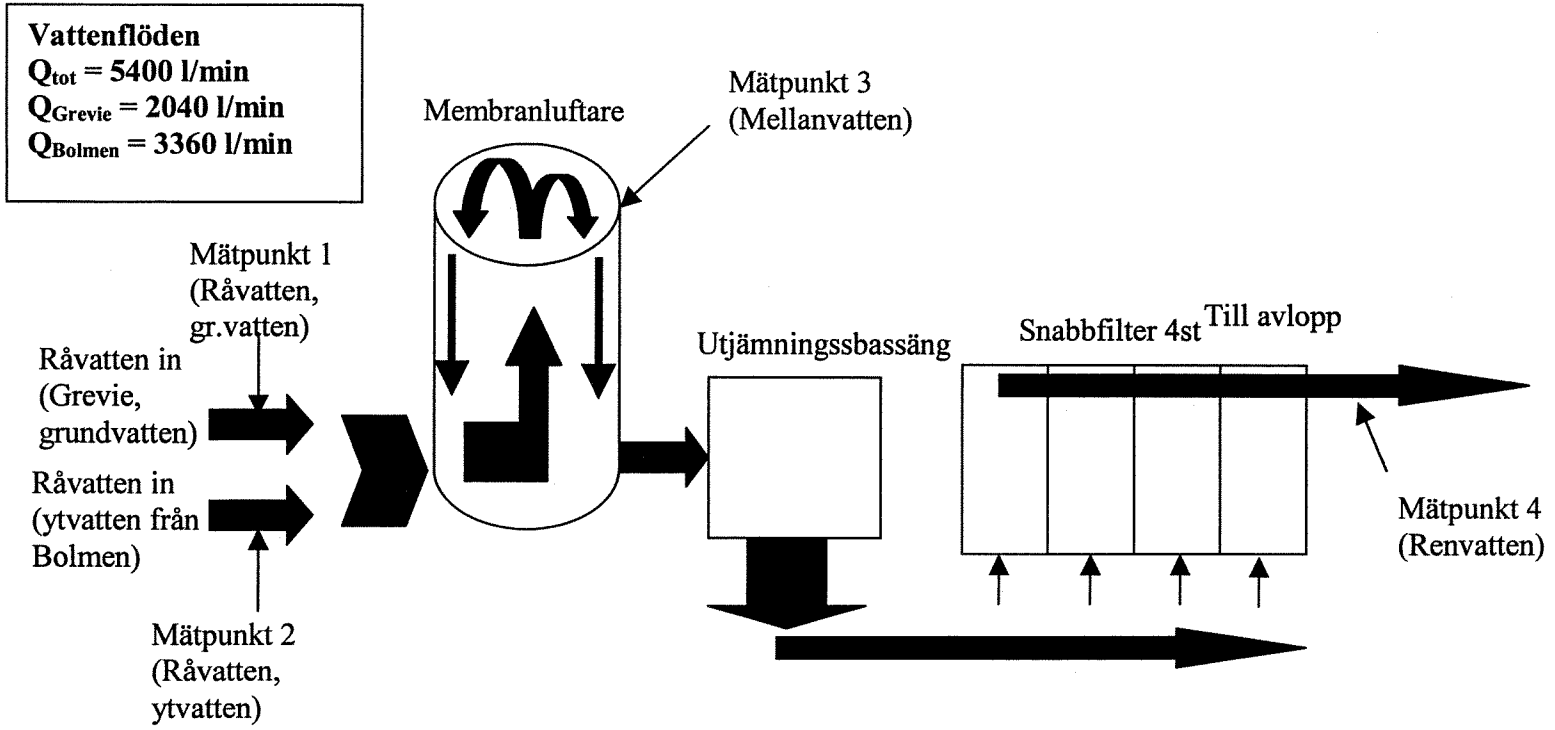
Bilaga 9: Processchema för Klagstorps vattenverk



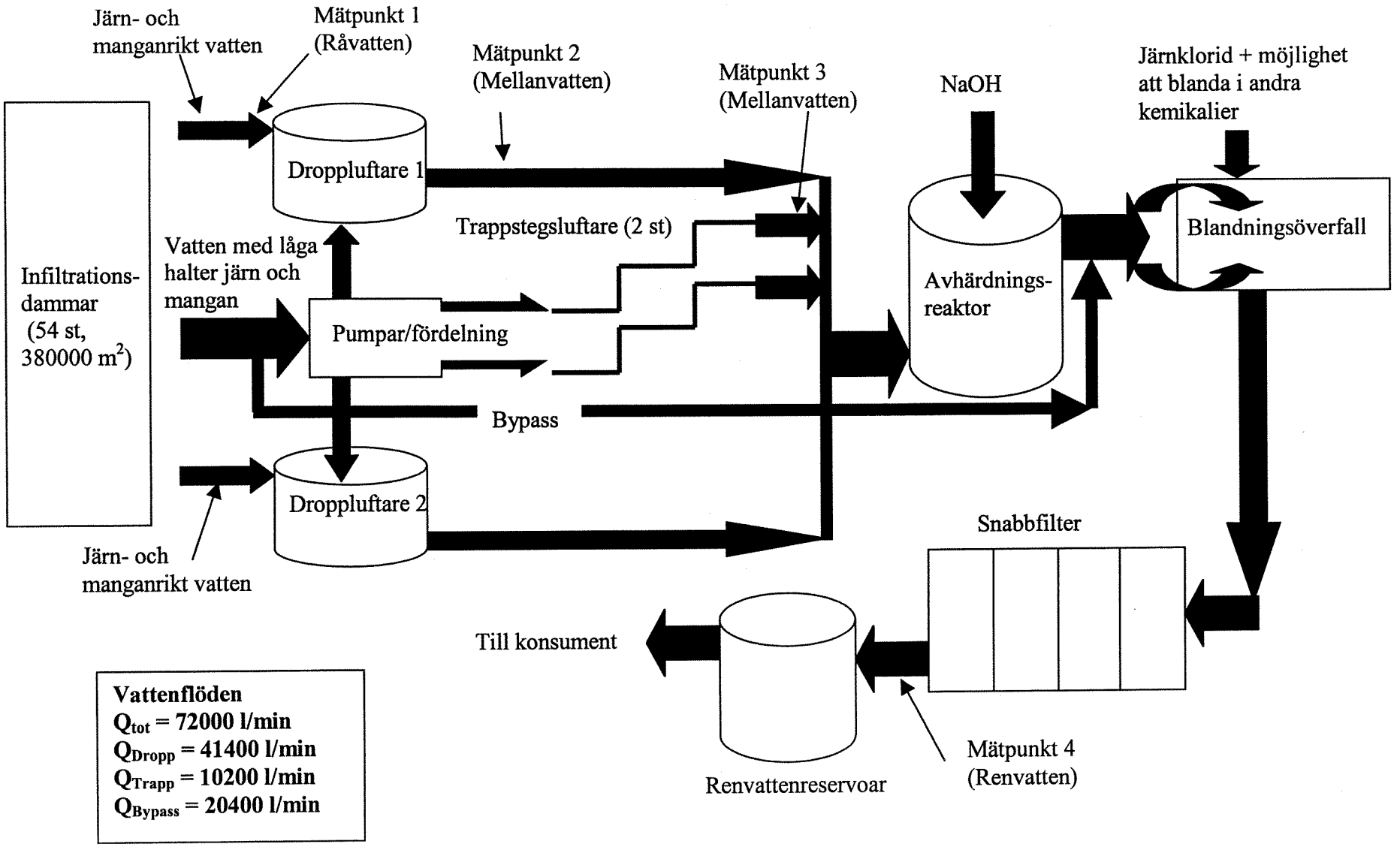
Bilaga 10: Processchema för Trelleborgs vattenverk



Bilaga11: Processchema för Bulltoftas vattenverk



Bilaga 12: Processchema för Vombs vattenverk



Bilaga 13: Beräkningsmetod för energikostnader

Följande kostnader har antagits i beräkningarna:

Rörligt energipris = 0,50 kr/kWh

Total timkostnad för arbete = 300 kr/tim

En verkningsgrad på 70 % har antagits för pumparna.

För att lufta vattnet i Skurup och Klagstorp krävs att tryckfallet över ejektorn övervinns. Detta tryckfall kan genom att vattenflödet (massflödet) är känt räknats om till en effekt som krävs för att lufta vattnet:

$$P = \frac{Q \cdot \rho \cdot g \cdot h_{tryckfall}}{\eta}$$

där:

$Q =$	vattenflödet [m^3/s]
$\rho =$	densiteten på vattnet, 1000 [kg/m^3]
$g =$	gravitationskonstanten, 9,81 [m/s^2]
$h_{tryckfall} =$	tryckfall [mVp]
$P =$	effekten [W]
$\eta =$	verkningsgrad

Syreindrivningshastigheten har beräknats från de uppmätta syrekoncentrationerna i råvatten och luftat vatten samt aktuellt vattenflöde enligt:

$$S_{hast} = (c_{ut}-c_{in}) \cdot Q \cdot 60 \cdot 60 \quad [kg\ O_2/h]$$

där:

c_{ut} = syrekoncentration i luftat vatten [kg/l]

c_{in} = syrekoncentration i råvatten [kg/l]

Q = vattenflödet [l/s]

Syreindrivningseffektiviteten har beräknats genom att syreindrivningshastigheten dividerats med effekten ovan enligt:

$$I_{eff} = \frac{S_{hast}}{P}$$

där:

S_{hast} = syreindrivningshastigheten [kg O_2/h]
P = effekten [kW]
I_{eff} = syreindrivningseffektiviteten [kg O_2/kWh]

För att erhålla den energi som går åt att lufta vattnet under 1 år har syreindrivningshastigheten omräknats på årsbasis. Här har det antagits att

syreindrivingshastigheten är lika under hela året, dvs samma vattenflöde som det aktuella flödet vid besöket hela året. Detta ger:

Total syremängd på ett år = $T_{S,\,år} = S_{hast} \cdot 24 \cdot 365$ [kg O_2/år]

Detta ger den totala energiförbrukningen för ett år, enligt:

$$E = \frac{T_{S,år}}{I_{eff}} \text{ [kWh/år]}$$

Denna energiförbrukning har sedan räknats om till en kostnad med den antagna kostnaden per kWh. Tillägg för driftkostnader i form av underhåll har därefter summerats till en total kostnad.

Samma beräkningsförfarande har i princip använts för verken i Trelleborg och Bulltofta. För dessa verk handlar det emellertid inte om att räkna om ett tryckfall till en effekt, utan effekten på fläktmotorerna samt höjden som krävs för att lyfta vattnet (antagna lyfthöjder se avsnitt 8.7.2) har använts i beräkningarna istället, enligt:

$P_{tot} = P_{lyft} + P_{fläkt}$

I Vomb används ingen fläkt för att lufta vattnet, men det krävs energi för att lyfta vattnet, dvs.:

$P_{tot} = P_{lyft}$

Bilaga 14: Resultat av ekonomiberäkningarna

Parameter	Skurup	Klagstorp	Trelleborg	Bulltofta	Vomb (Trapp)	Vomb (Dropp)
Vattenflöde [l/min]	3300	1933	7167	5400	10200	41400
Syreindrivningshastighet, aktuell [kg O2/h]	1,90	1,15	3,96	1,92	4,65	19,62
Syreindrivningshastighet, från 0-konc [kg O2/h]	1,96	1,16	4,69	4,24	6,36	26,58
Effekt [kW]	10,8	2,7	12,7	5,7	7,1	33,8
Energikostnad [kr/år]	47265	11865	55511	25157	31305	148239
Arbetskostnad [kr/år]	1800	4800	12000	1500	109500	109500
Övrigt[kr/år]	0	0	0	1000	0	0
Total kostnad [kr/år]	**49065**	**16665**	**67311**	**27657**	**140805**	**257739**
Syreindrivningseffektivitet aktuell [kg O2/kWh]	0,176	0,423	0,313	0,334	0,651	0,580
Syreindrivningseffektivitet 0-konc [kg O2/kWh]	0,182	0,478	0,370	0,739	0,891	0,785
Kostnadseffektivitet aktuell [kr/ kg O2]	**2,95**	**1,66**	**1,95**	**1,64**	**3,46**	**1,50**
Kostnadseffektivitet 0-konc [kr/ kg O2]	**2,86**	**1,64**	**1,64**	**0,74**	**2,53**	**1,11**

Bilaga 15: Resultat av oxidationshastigheter

	Enhet	Skurup	Klagstorp	Trelleborg	Bulltofta	Kommentar:
Fe-total råvatten	mg/l	3,3	1,91	1,68	1,3	Fe-halt Bolmenvattnet (Bulltofta) antas vara 0,01 mg/l.
Fe-total renvatten	mg/l	0,01	0,05	0,02	0,16	
Reduktionsgrad Fe	%	100%	97%	99%	88%	
Fe-total råvatten	mg/l	5,15	1,9	2,8	1,7	Värden erhållna av persoal vid verken
Fe-total renvatten	mg/l	0,01	0,03	0,03	0,03	Värden erhållna av persoal vid verken
Reduktionsgrad Fe	%	100%	98%	99%	98%	
Mn-total råvatten	mg/l	0,2	0,06	0,04	0,05	Värden erhållna av persoal vid verken
Mn-total renvatten	mg/l	0,01	0,01	0,01	0,01	Värden erhållna av persoal vid verken
Reduktionsgrad Mn	%	95%	83%	75%	80%	
pH råvatten	-	7,16	7,13	7,12	7,29	
pH efter luftning	-	7,31	7,39	7,54	7,41	
pH renvatten	-	7,48	7,53	7,64	7,4	
O2-halt efter luftning	mg/l	9,9	10	10,9	13,1	
Vattentemperatur	grader C	9,2	9,3	8,8	5,8	
Verkliguppehållstid okat.Mn-ox	år	159	65	23	41	Hastighets konstanter för 25 gradigt vatten har använts
Erfodraduppehållstid okat.Mn-ox (krav 0,02 mg/l)	år	122	40	12	23	Hastighets konstanter för 25 gradigt vatten har använts
Verkliguppehållstid kat. Mn-ox	dygn	5	10	6	8	Hastighets konstanter för 25 gradigt vatten har använts
Verkliguppehållstid kat. Mn-ox med 217 g MnO2	timmar	2	1	0	1	Hastighets konstanter för 25 gradigt vatten har använts
Verkliguppehållstid okat. Fe-ox	minuter	15,0	6,4	3,6	2,6	Hastighets konstanter för 20 gradigt vatten har använts
Erfodraduppehållstid okat. Fe-ox (krav 0,05 mg/l)	minuter	10,8	6,4	2,9	4,0	Hastighets konstanter för 20 gradigt vatten har använts

Samtliga koncentrationer = 0,01mg/l kan vara mellan 0 och 0,01 mg/l. Avskiljningsgraden kan för dessa vara närmast 100%.
Fe konc. i renvatten erhållna av personalen vid Klagstorp, Trelleborg och Bulltofta är <= 0,03 mg/l. Avskiljningsgraden kan även här vara närmast 100%.
Syrehalt och pH (efter luftning) har antagits vara konstanta under oxidationsförloppet

Bilaga 16: Beräkning av uppehållstiden i Skurup

Uppehållstiden:

$Q = 0{,}055\ m^3/s$

I rännan:

Rännans längd var 10,75 m, men filtrenas inlopp från rännan var lokaliserade 2,12 m, 6,08 m och 10 m från utloppet från luftaren. Detta ger en medellängd på 6,07 m.

$V_{medel} = L \times H \times B = 6{,}07 \cdot 0{,}36 \cdot 0{,}81 = 1{,}77\ m^3$

$V_{medel} = V$

$$t = \frac{V}{Q} = \frac{1{,}77}{0{,}055} = 32{,}2s$$

I filter:

För filtrets del uppdelas uppehållstiden dels för sanden och dels för vatten.

Sand:

Filterarean är 18 m^3/filter. 3 filter ger en total area på:

$A = 3 \cdot 18 = 54\ m^2$

Sandens mäktighet i filterna är 1,2 m

Detta ger total sandvolym på:

$V_s = 54 \cdot 1{,}2 = 64{,}8\ m^3$

För sandkorn med en sfärisk form är porositeten, ε, ca 0,4 oberoende på partikelstorleken. (Enligt Kompendium för kursen Vattenbehandling 1999, sid 12.3.)

Detta ger den effektiva volym i filtret som vattnet kan rinna igenom:

$V_{eff} = \varepsilon \cdot V_s = 0{,}4 \cdot 64{,}8 = 25{,}92\ m^3$

Vatten:

Vattendjup = 0,72 m

$V_{H2O} = 3 \cdot 18 \cdot 0{,}72 = 38{,}9\ m^3$

Total volym i filtret blir då:

$V_{tot} = 25{,}9 + 38{,}9 = 65\ m^3$

$$t = \frac{V}{Q} = \frac{65}{0{,}055} = 1181{,}8s$$

Total uppehållstid:

$$t_{tot} = 32{,}2 + 1181{,}8 = 1214s = 20{,}23\min$$