

Driftparametrar och resultat från pilotförsök

De viktigaste resultaten av utförda pilotförsök redovisas i denna bilaga huvudsakligen i form av diagram. I diagrammen redovisas dels uppmätta värden och dels beräknade reduktioner.

Primärdata redovisas inte i denna rapport. De som vill ta del av primärdata är välkomna att kontakta Göteborgs va-verk.

I bilagan används de beteckningar för olika försök som redovisats under avsnitt 5.1

En utförligare beskrivning av driftförhållanden och arbetsgång vid försöken redovisas i bilaga 3.

Reduktioner har beräknas som: $R=1 - \text{kvoten av halt i slutklorerat vatten (UTG) och halt i råvatten (INK)}$. Reduktioner redovisas i procent. Då förbehandlingen leder till ökade halter innebär detta att reduktionen får ett negativt värde. Differenser har beräknats som skillnad mellan halt i slutklorerat vatten UTG och halt i råvatten INK.

Förteckning över diagram och tabeller:

Driftparametrar försök med ozon och ozon/väteperoxid, tabell 1:1

Driftparametrar övriga försök, tabell 1:2

AOC, diagram 1:1

AOC-reduktion, diagram 1:2

TOC, diagram 1:3

TOC-reduktion, diagram 1:4

COD_{Mn}-reduktion, diagram 1:5

Ext 254-differans, diagram 1:6

AOX, diagram 1:7

AOX-reduktion, diagram 1:8

THM, diagram 1:9

THM-differens, diagram 1:10

THMP, diagram 1:11

THMP råvatten, diagram 1:12

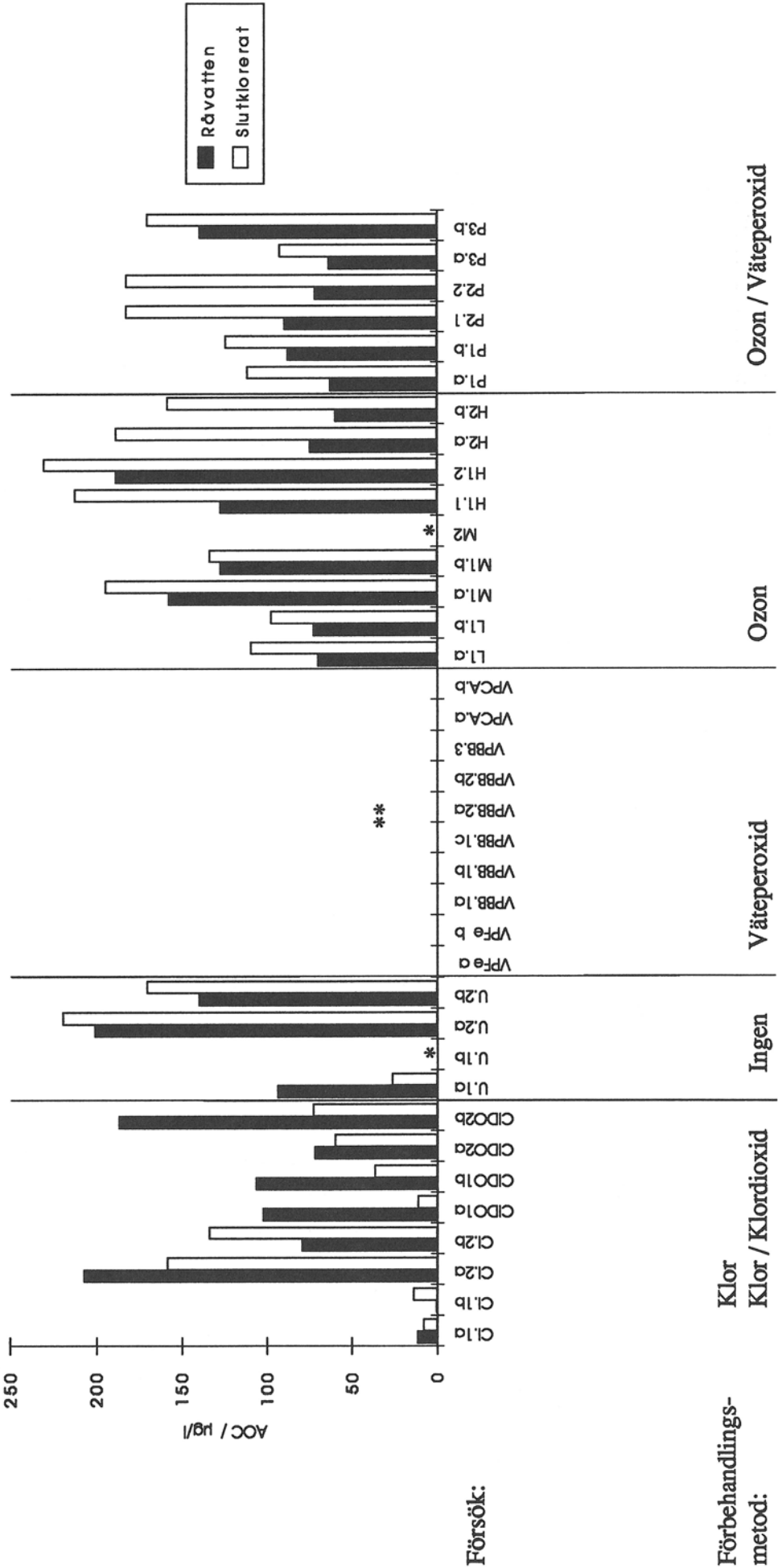
Dafnia magna -undersökningar pilotförsök 1991, tabell 1:3

Dafnia magna -undersökningar pilotförsök 1992, tabell 1:4

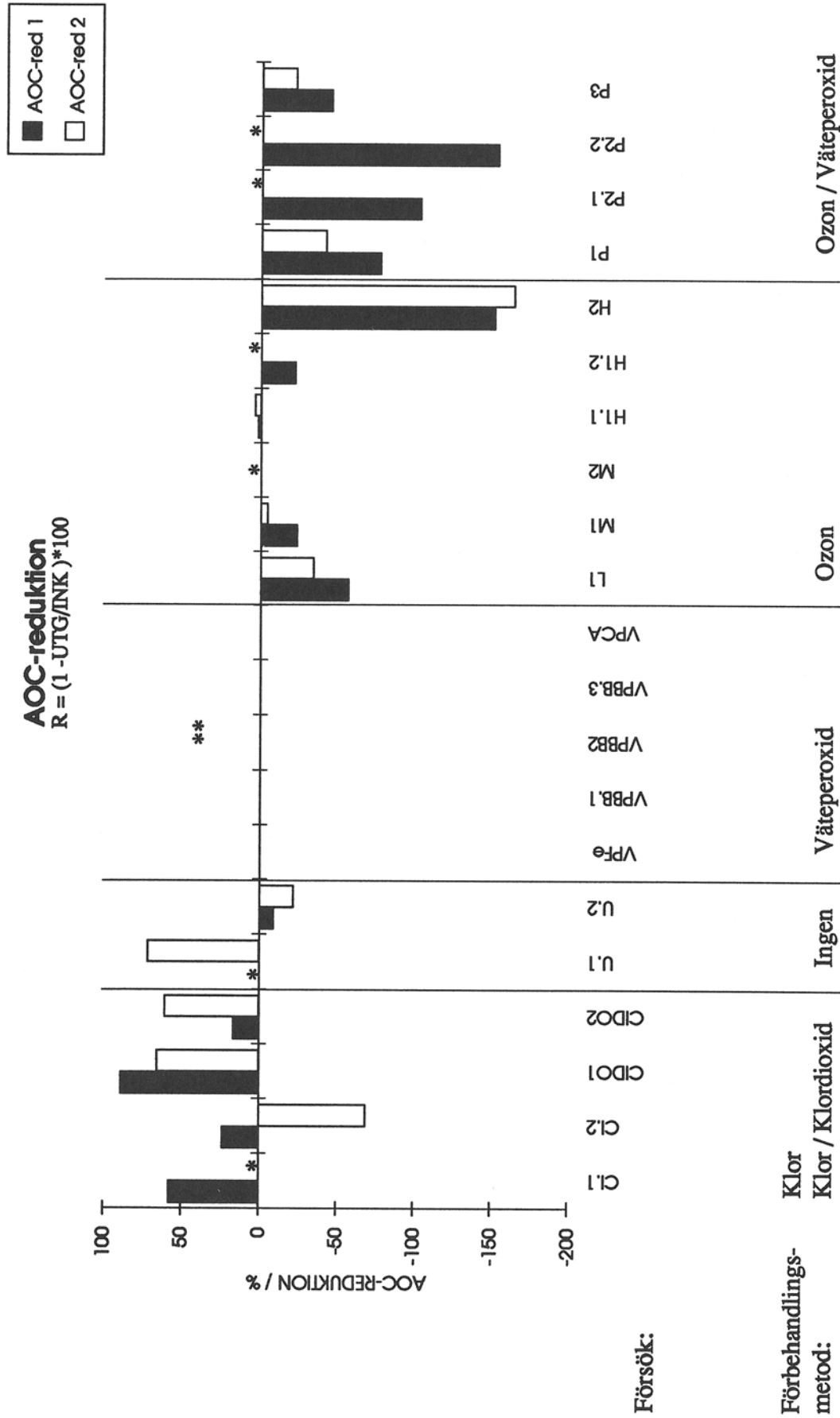
Ozonaggregat:		Förbehandling:			Flockning:		Slutklorening:	
Försök	Strömshycka	Q-luft	Konc O3 in Tom	Dos O3	Dos VP	Dos Al2(SO4)	Dos Cl/ClO2	Cl-överskott Slutkloretrat
	A	l/h	mgO3/ l luft	gO3/ m3 H2O	gH2O2/ m3	g/m3	mg/l	mg/l
L1	1,9	805	4,1	0,7	-	35	0,3	0,22
M1	2,7	900	5,7	1,0	-	33	0,3	0,20
M2	2,1	805	5,0	1,0	-	44	0,3	0,25
H1.1	4	830	11,4	2,2	-	44	0,3	0,22
H1.2	3,8	800	12,8	2,6	-	44	0,3	0,23
H2	3,6	812	10,3	3,0	-	35	0,3	0,19
P1	2,8	845	5,3	0,9	0,8	35	0,3	0,17
P2.1	3,4	600	12,9	2,8	1,5	35	0,3	0,12
P2.2	3,6	795	13,3	4,0	0,9	35	0,2	0,16
P3	3,5	798	13,0	4,0	2,8	35	0,3	0,26

Försök	Förbehandling:		Slutklorering:		Driftdata:		Q-ut	pH	Temp råvatten	Turb process	Belastning:	
	Des.medel	Dos	Överskott Des.medel (mättpunkt)	Dos Cl/ClO2	Cl-överskott Slutklorerat	Q-rå					Yibelastning	Sandfilter
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	m3/h	m3/h	-	°C	FNU	m/h	
CL1	klor	0,3	(filtrat) 0,1	0,25	0,3	5	1,5	6,4	4	0,8-1,0	5,3	
CL2	klor	0,3	(fack 1) 0,2-0,3	0,4-0,5	0,2-0,4	5	1,4	6,5	15	0,1	5,0	
CLD01	klor/klordioxid	0,3	(filtrat) 0,1	0,4-0,5	0,4	5	1,5	6,4	12	0,3-0,4	5,3	
CLD02	klor/klordioxid	0,4	-	0,4-0,5	0,2-0,3	5	1,2	6,3	12	0,6-0,8	4,2	
U1	-	-	-	0,4-0,5	0,2-0,3	5	1,5	6,3	12	0,5	5,3	
U2	-	-	-	0,3	0,15	5	1,4	6,5	13,5	0,2	5,0	
VPFE	väteperoxid jämsulfat	20 10	(filtrat) 8,3-9,5 -	0,4	0,3-0,7	5	1,5-1,6	5,8-6,9	7	0,6-2,3	5,3-5,6	
VPBB1	väteperoxid jämsulfat	11,-20 10	(fack 1) 0,5-6,7 -	0,5	0,02-0,3	5	1,5	5,5-6,7	8,5	1,6-1,9	5,3	
VPBB2	väteperoxid jämsulfat	12,-14 10	(filtrat) 3,4-4,8 -	0,3-0,4	0,4-0,5	5	1,5	6,1-6,3	14,5	1,6-2,0	5,3	
VPBB3	väteperoxid jämsulfat	9,5 10	(filtrat) 3,4 -	0,4	0,1-0,4	5	1,5	5,6	12,0-16,0	1,1	5,3	
VPCA	caros syra	5	(filtrat) 3,4-7,8	0,5-0,7	1,0-8,9	5	1,5-1,6	7,1-8,0	10	0,1-0,8	5,3-5,6	

AOC

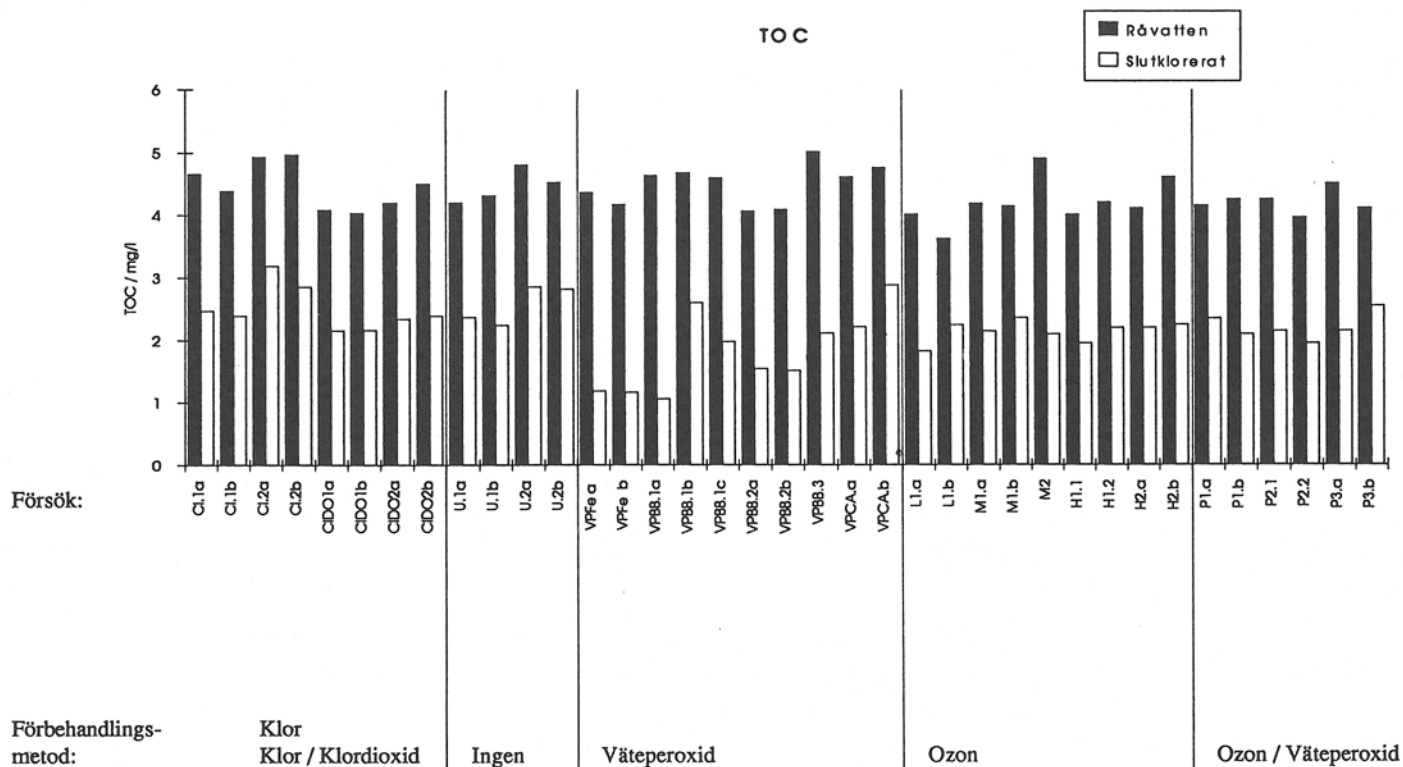


* = ej analyserat
** = osäkra värde p g a väteperoxidrest i utgående vatten



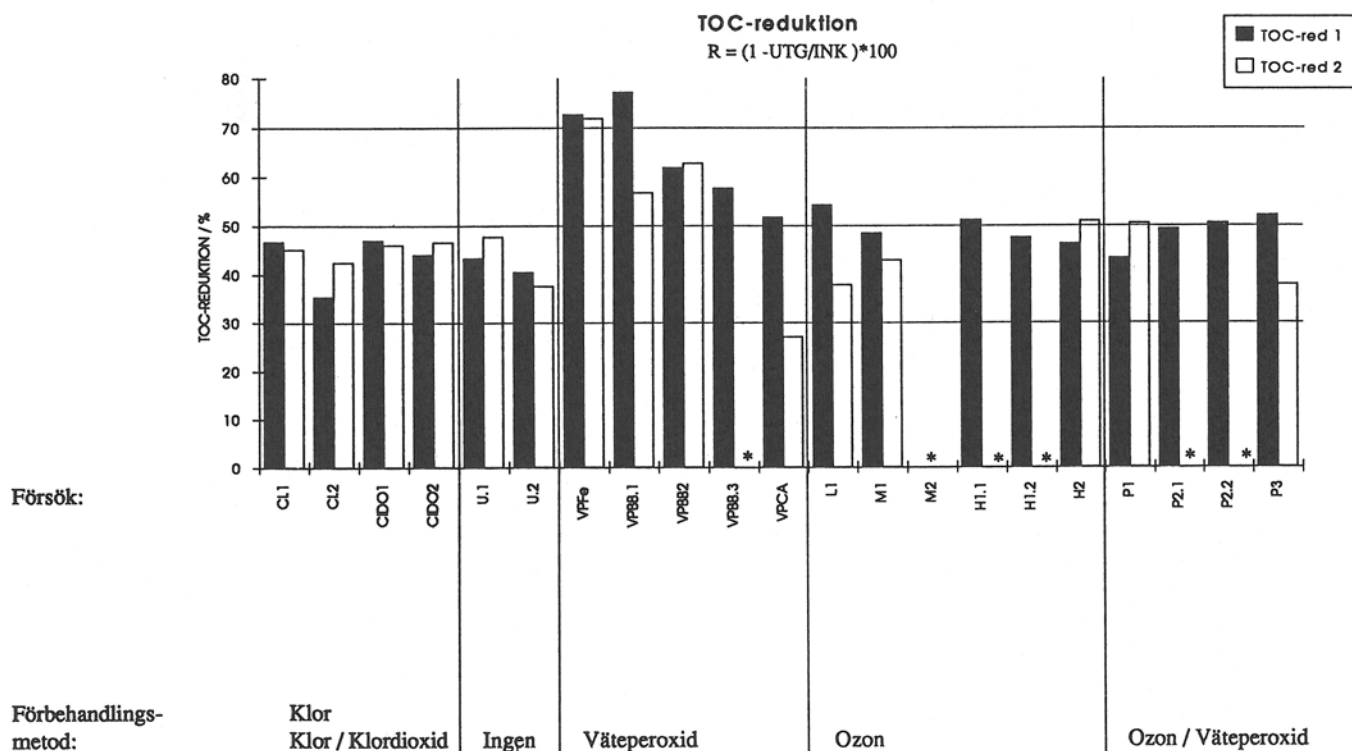
* = ej analyserat
** = osäkra värde p g a väteperoxidrest i utgående vatten

DIAGRAM 1:3



* = ej analyserat

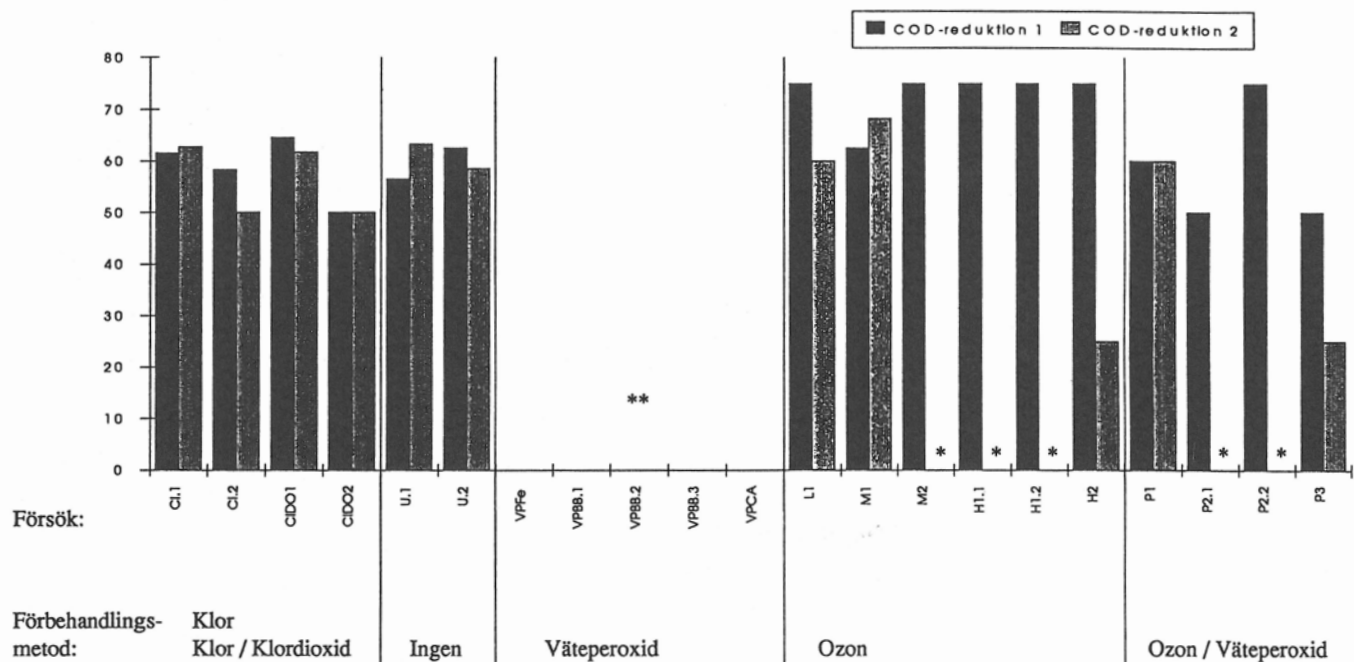
DIAGRAM 1:4



* = ej analyserat

COD_{Mn}-reduktion

$$R = (1 - \text{UTG}/\text{INK}) \cdot 100$$



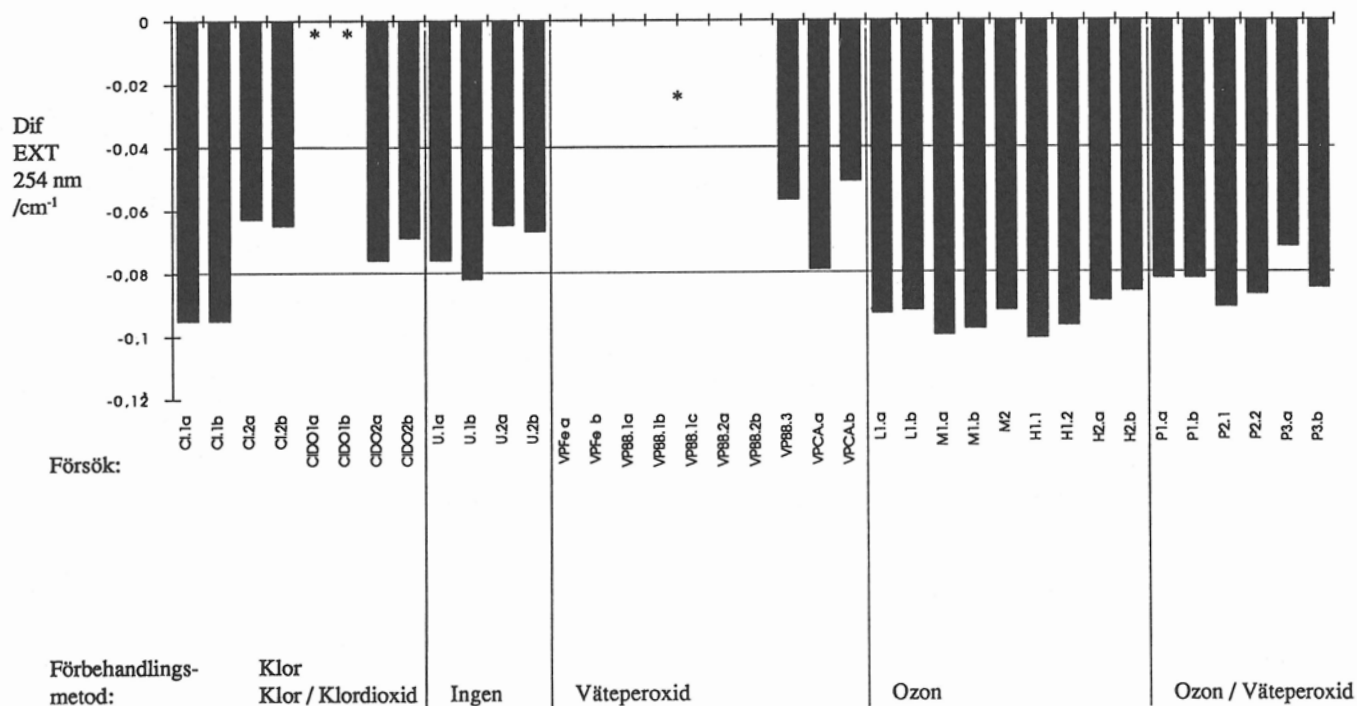
* = ej analyserat

** = osäkra värde p g a väteperoxidrest i utgående vatten

DIAGRAM 1:6

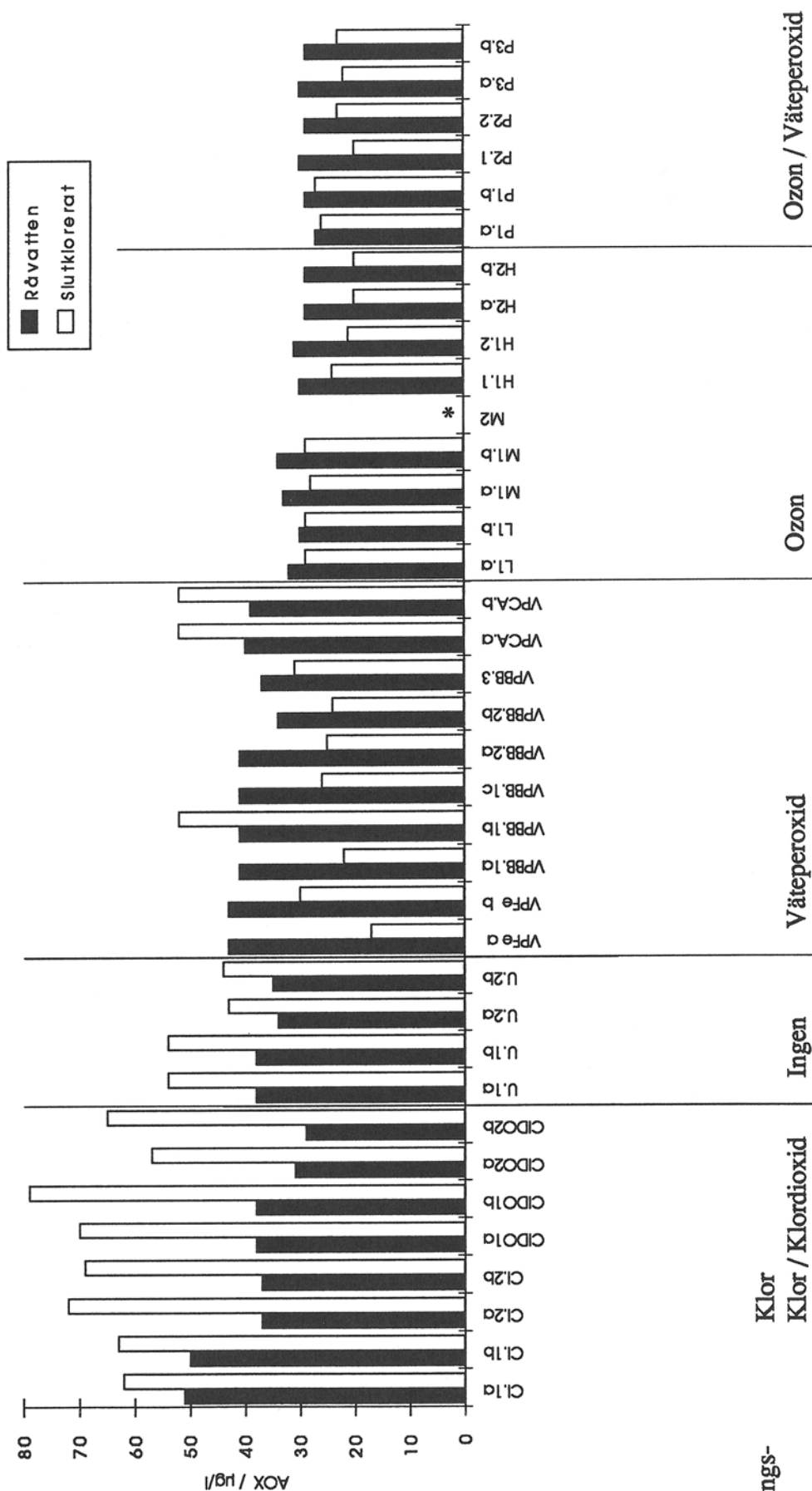
EXTINKTION 254 nm - Differens

$$\text{Differens} = \text{UTG} - \text{INK}$$



* = ej analyserat

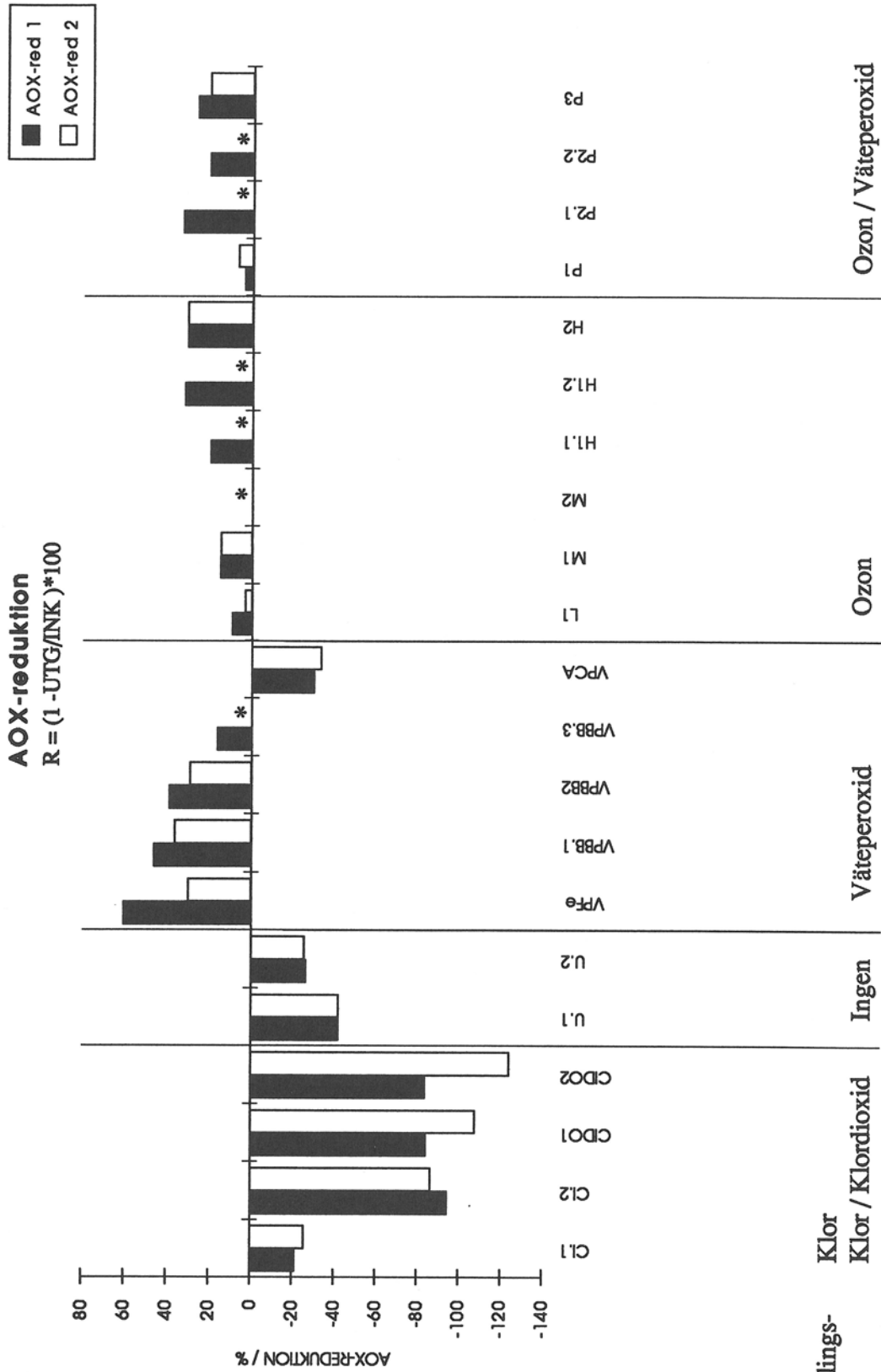
AOX



* = ej analyserat

Försök:

Förbehandlingsmetod:

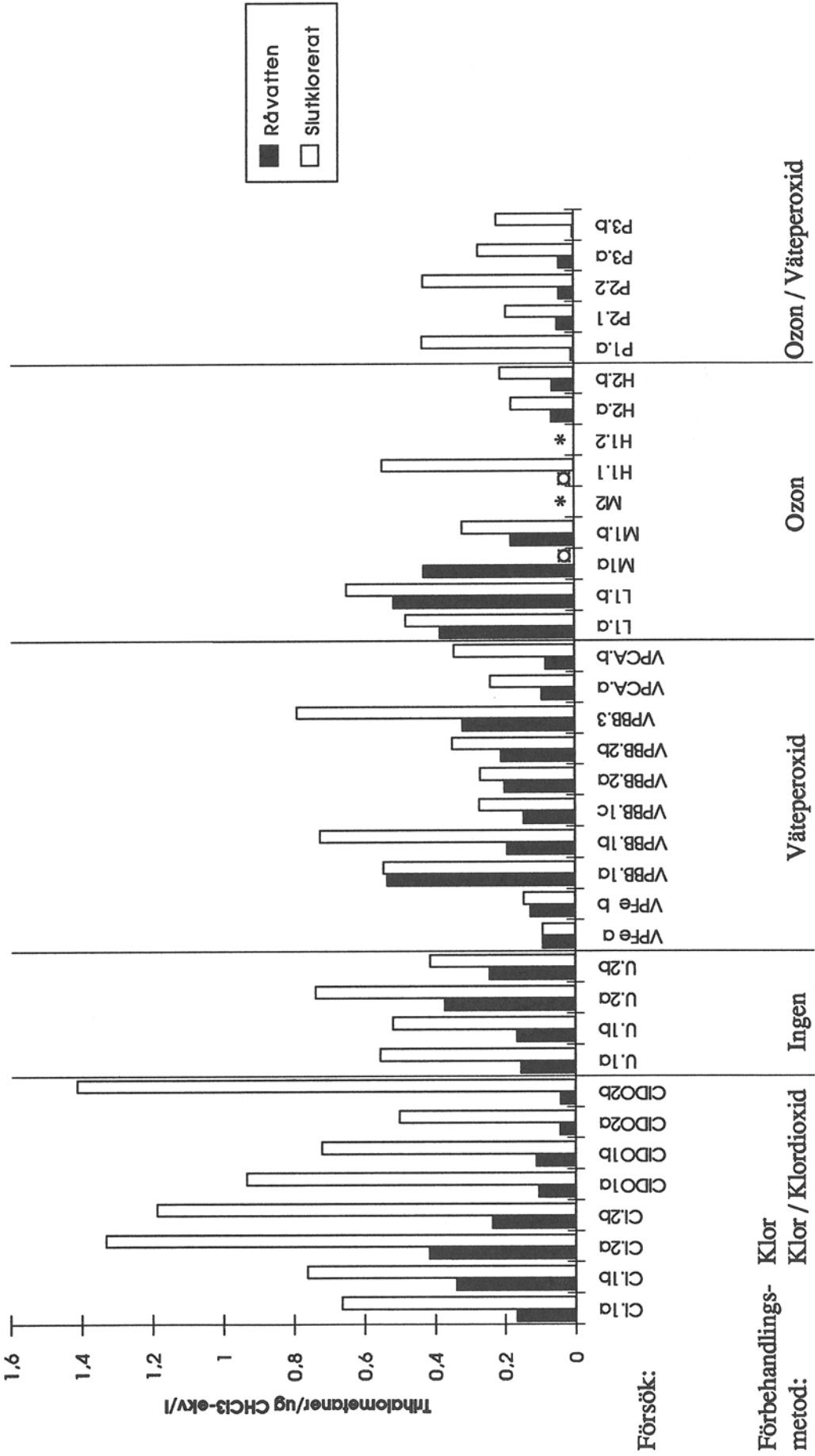


Försök:

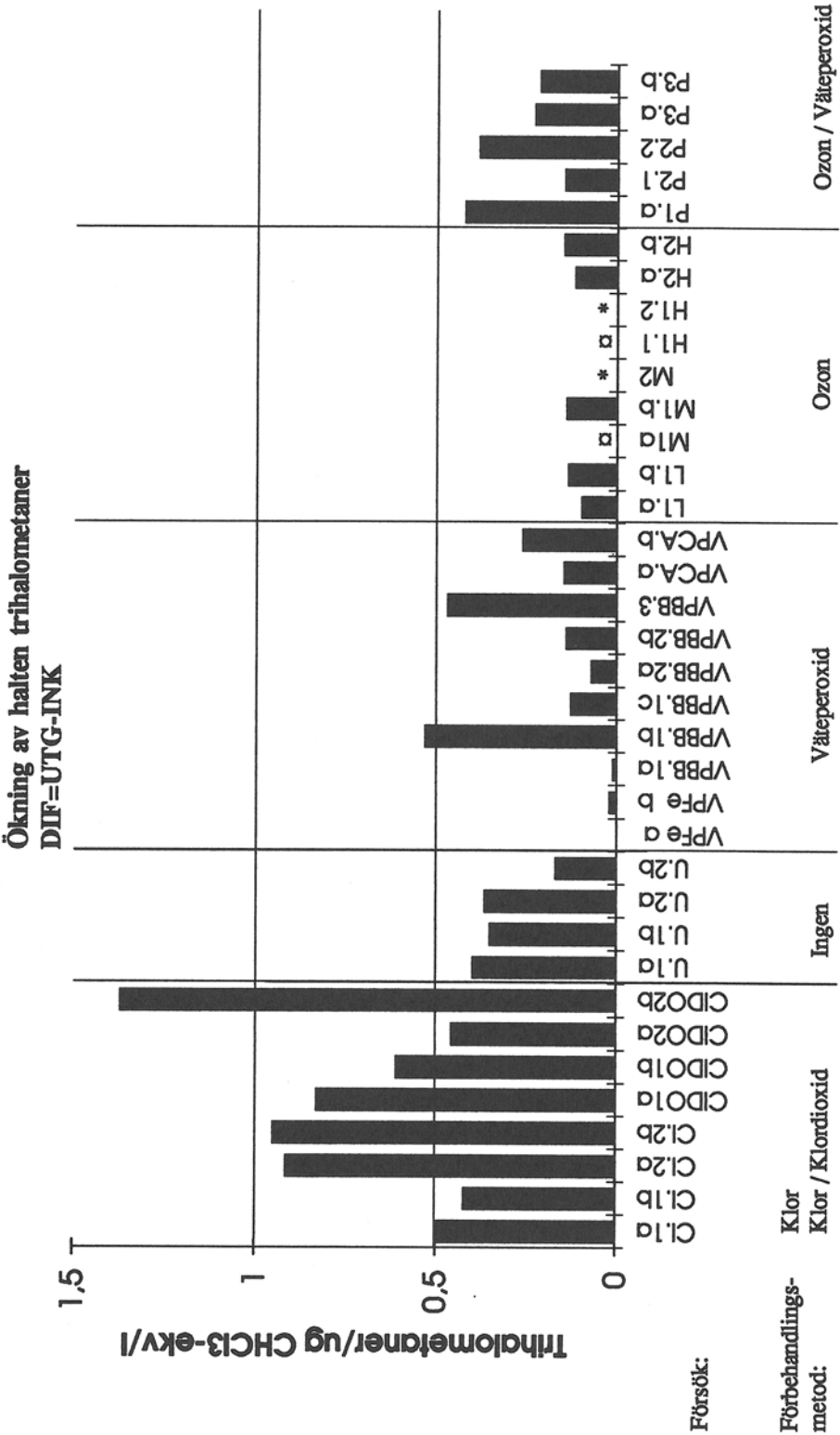
Förbehandlingsmetod:
Klor / Klordioxid
Klor / Väteperoxid
Ozon / Väteperoxid
Ozon

* = ej analyserat

Trihalometaner

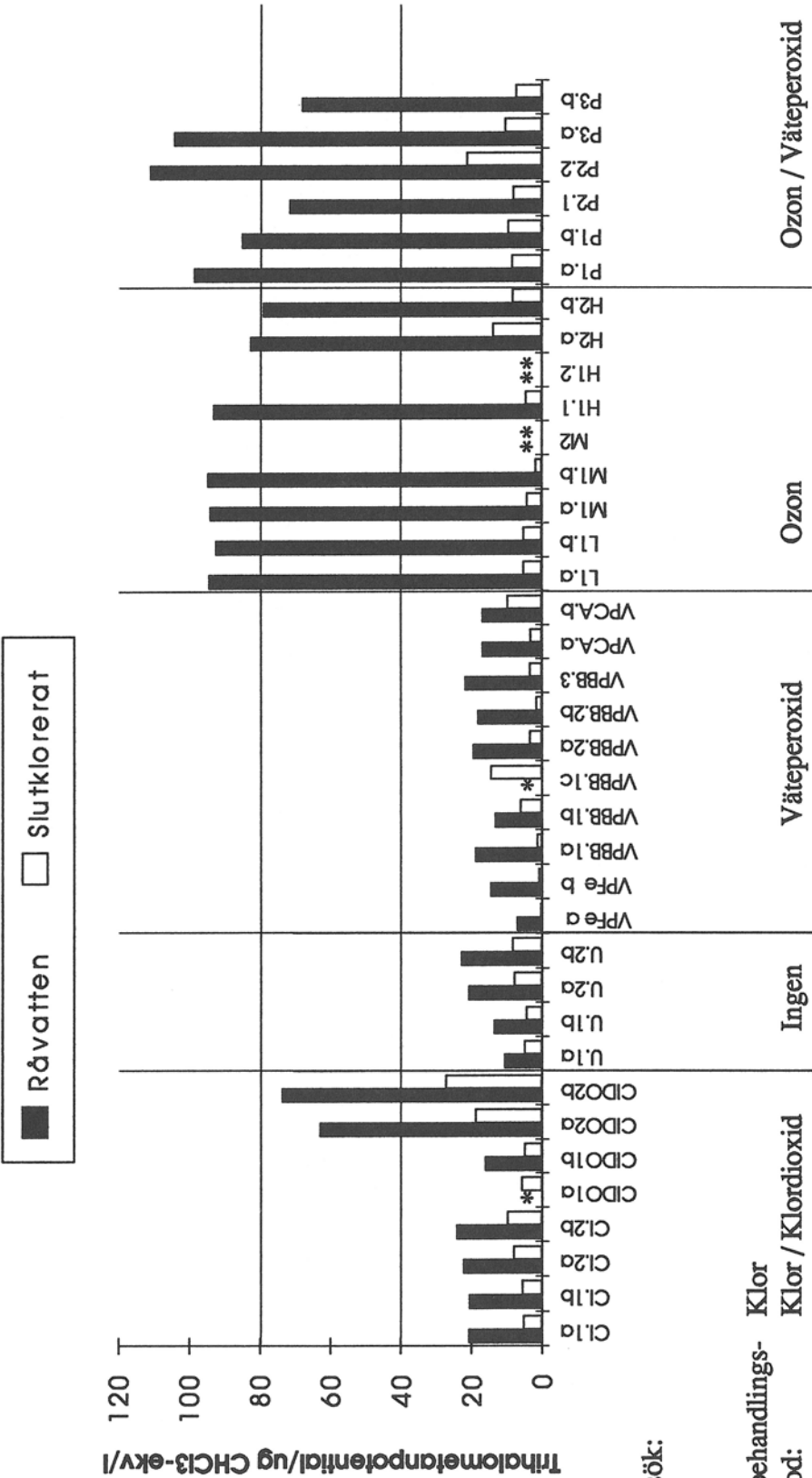


* = ej analyserat
□ = mätvärdet uteslutet på grund av misstanke om kontaminering av provet



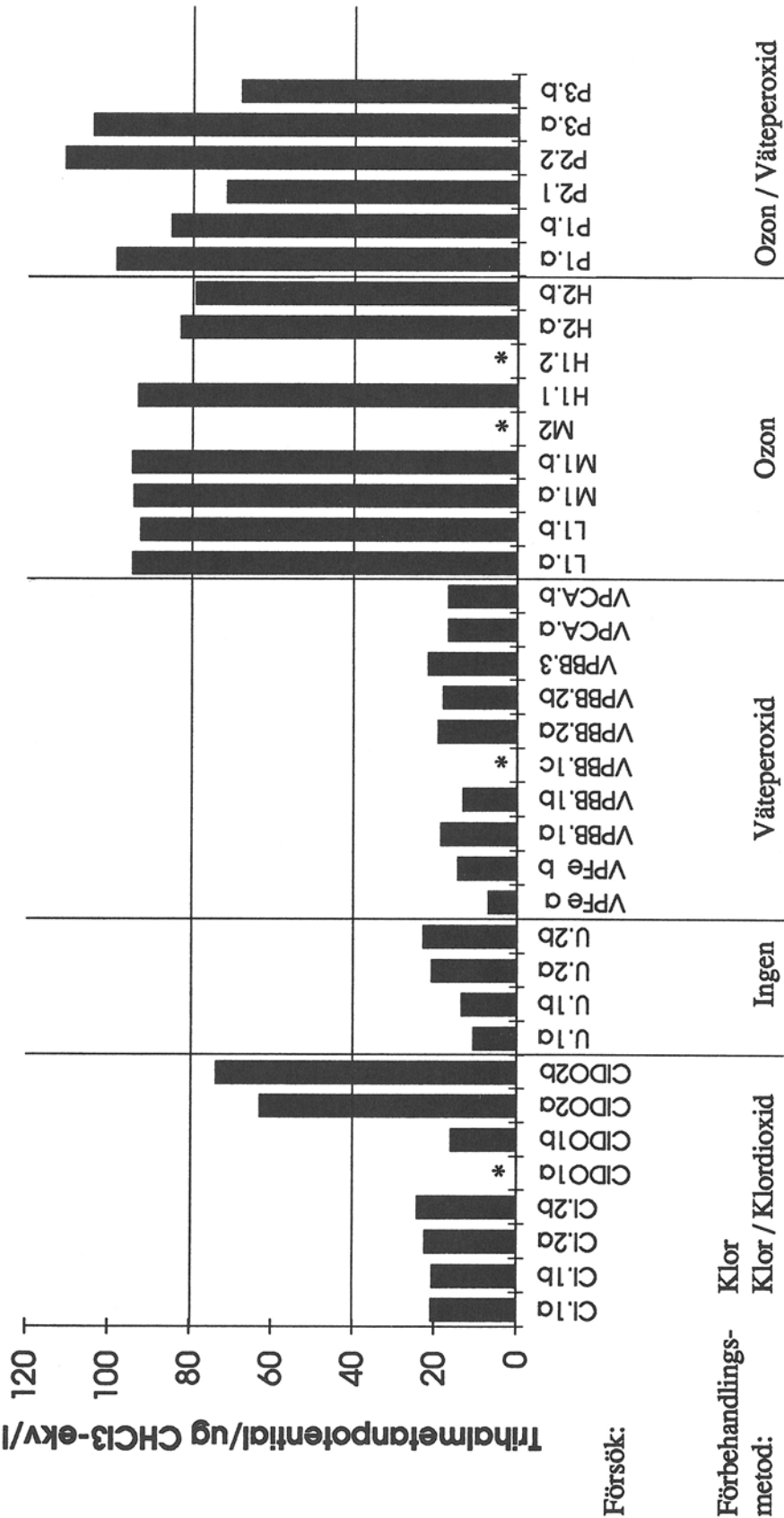
* = ej analyserat
□ = utesluter mätvärde på grund av misstanke om kontaminering av prov

Trihalometanbildningspotential



* = ej analyserat

Trihalometenbildningspotential i råvatten



* = ej analyserat

Dafnia Magna		Spädvatten				Katalas	Effekter i kontroller		Känslighet för K2Cr2O7/ mg/l		
Resultat 1991 EC-50 värden		Delsjövatten		Standardvatten			Delsjövatten			Standardvatten	
Datum	Försök	A	B	A	B		A	B	A	B	
910320	CI1	>100		>100			0/40		0/45		1,5
		24 h					23/40		4/45		
910424	VPFe	100		>100		x	0/40	1/41	1/41		1,5
		24 h					13/40	1/41	1/41		
910424	VPFe	71		71		x	3/40	0/40	1/40		
		24 h					20/40	1/40	1/40		
910502	VPBB 1	>100		58		x	6/40	0/40	0/40		
		24 h					15/40	2/40	2/40		1,5
910502	VPBB 1	87		>100		x	0/40	0/40	0/40		
		24 h		92			0/40	0/40	0/40		
		48 h		54			14/40	5/40	5/40		
910515	VPCA	>100		>100		x	1/40		1/80		2,4
		24 h					5/40		1/80		
910515	VPCA	>100		>100		x	1/40		0/80		
		24 h		55			1/40		0/80		
		48 h		52			1/40		1/80		
910521	U1	>100	82	75	75		0/40	0/40	0/80		2,4
		24 h					1/40	1/80	1/80		
910521	U1	71	66	75	64		0/40		0/80		
910529	CIDO1	>100		>100			0/40		1/80		1,6
		24 h					4/40		3/80		
910925	CI2	>100	>100	>100	>100		16/41	4/40	4/78		1,0
		24 h					27/41	7/40	8/78		
911002	U2	ca 100	>100	>100	>100		0/40	0/40	0/80		3,0
		24 h					19/40	23/40	2/80		
		48 h									

Katalas x=katalas tillsatt för att eliminera väteperoxidrest

Daphnia Magna			Spädvatten				Effekt i kontroller				Känslighet för K2Cr2O7/ mg/l
Resultat våren 92: EC-50 värden			Delsjövatten		Standardvatten		Delsjövatten		Standardvatten		
Datum	Försök		A1	B1	A2	B2	A1	B1	A2	B2	
92-03-18	M1	24	>100	>100	>100	>100	12/40	10/40	0/40	3/40	1,1
		48	eb	eb	53	67	27/40	40/40	6/40	11/40	
92-03-25	L1	24	>100	>100	>100	>100	38/40	34/40	4/40	4/40	0,9
		48	eb	eb	eb	46	40/40	40/40	8/40	8/40	
92-04-01	H1	24	>100	>100	>100	>100	12/40	6/40	0/40	0/40	1,2
		48	eb	eb	61	71	38/40	34/40	10/40	3/40	
92-04-27	P1	24	>100	>100	>100	>100	4/40	5/40	3/40	1/40	1,6
		48	eb	eb	eb	eb	31/40	22/40	19/40	23/40	
92-05-06	H2	24	50-100	50-100	71	80	29/40	33/40	0/40	0/40	0,9
		48	eb	eb	54	31	40/40	40/40	16/40	8/40	
92-05-13	P2	24	>100	>100	>100	>100	2/40	1/40	2/40	4/40	1,4
		48	eb	eb	eb	eb	36/40	20/40	12/40	16/40	
92-05-20	P3	24	>100	>100	>100	>100	0/40	0/40	0/40	0/40	1,5
		48	>100	>100	>100	>100	24/40	34/40	9/40	8/40	
92-05-25	CIDO2	24	<=100	<=100	~100	~100	8/40	14/40	2/40	1/40	0,9
		48	eb	eb	49	42	37/40	36/40	6/40	6/40	

eb=EC-50 värde ej bestämt p.g.a hög effekt i kontroller

Beskrivning av pilot- och ozoneringsanläggning

Pilotanläggning

Pilotanläggningen har en kapacitet på 5 m³/h. Detta motsvarar ca 1 promille av Lackarebäcksvätkets kapacitet. Anläggningen består av inblandningsdel för kemikalietillsatser, flockningsbassäng, lamellsedimentering och sandfilter. Slutkloeringen gjordes satsvis i 10 l glasflaskor vid provtagningstillfällena.

Råvatten till pilotanläggningen tas från Delsjöarna och flödet ställs in på ett konstant värde för respektive försök. Råvattnet leds in till inblandningslådan som är uppdelad i tre fack där varje fack är försedd med omrörare. I det första facket tillsätts de olika desinfektionsmedlen, i det andra facket sker en pH-justering med hjälp av natriumhydroxid och i det sista facket tillsätts flockningsmedel (aluminiumsulfat). Inblandningslådan totala volym är ca 0,22 m³. Med ett råvattenflöde på 5 m³/h ger detta en uppehållstid på knappt en minut i varje fack.

Efter inblandningslådan rinner vattnet ner i flockningsbassängen. Denna bassäng består av fyra kammare med en volym på cirka 1,7 m³/kammare. Den totala uppehållstiden är cirka 1,5 h. I varje kammare finns omrörare vars periferihastigheter minskar successivt från första till sista kammaren.

När vattnet passerat flockningsbassängen når det sedimenteringsdelen. Sedimenteringsdelen är av lamellsedimenteringstyp med sammanlagt nio lameller. Pilotanläggningens kapacitet begränsas av hur stor ytbelastningen är i detta steg och för att få en bra sedimentering bör inte flödet överstiga 5 m³/h.

Efter sedimenteringssteget bräddar vattnet till en ränna varifrån ca 1,5 m³/h fortsätter till ett sandfilter. Resterande vattenmängd går till avlopp. Sandfiltret har en diameter på 0,6 m och är fyllt med Rådasand ($d_{10}=0,8$ mm; $d_{60}=1,2$ mm). Ett flöde på 1,5 m³/h motsvarar en filterbelastning på ca 5 m/h. Bäddtjockleken är 1,5 m.

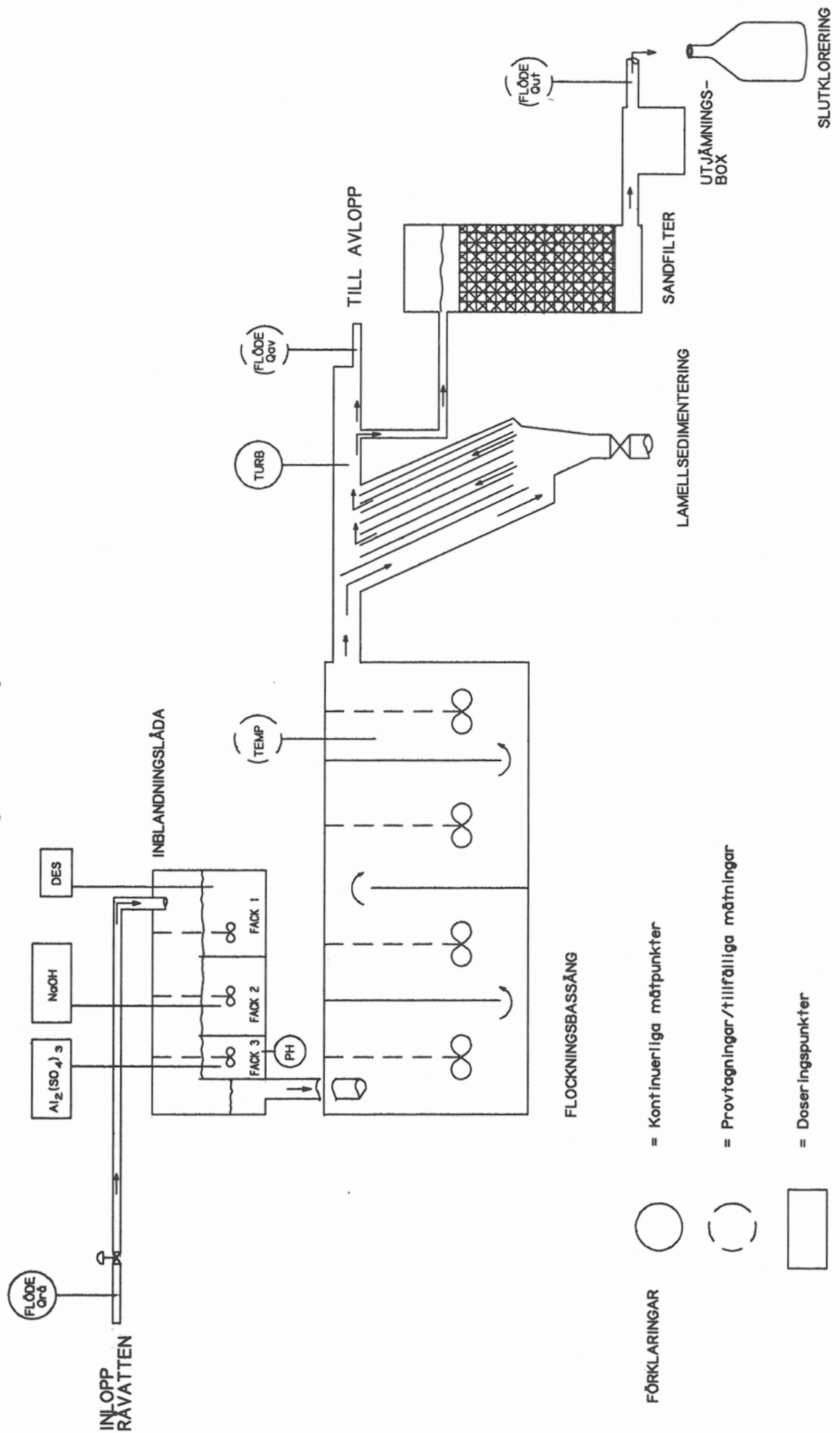
Vid provtagning slutkloreras vattnet satsvis med klor/klordioxid. Filtrat tas ut i 10 liters glasflaskor och klor/klordioxid-lösning tillsätts.

För att få en bra flockning ska pH-värdet vara stabilt. Doseringen av natriumhydroxid styrs därför med hjälp av en pH-mätare/regulator. pH-givaren sitter i tredje facket i inblandningslådan.

Flödet genom sandfiltret regleras med en box med ett frigolitblock. Vid ökat flöde flyter frigoliten upp mot en mjuk slang så att utflödet stryps. Boxen fungerar som en filtermotståndsutjämnare så att filterhastigheten hålls konstant.

PROCESSHEMA PILOTANLÄGGNING

DES : Cl_2
 Cl_2/ClO_2
 Väteperoxid + Fe^{2+}
 Ingen förbehandling



Ozoneringssystem

Ozoneringssystemet består dels av ozonaggregatet där ozonet produceras och dels av kontaktornet där ozonet tillsätts till råvattnet.

Ozonaggregat

Ingående luft till ozonaggregatet förtorkas med silicagel och komprimeras därefter. Den trycksatta luften fortsätter till en ackumulatortank som fungerar som en tryckjämnare före ozonaggregatet.

Ozonaggregatet består av två delar. Den första delen är en högrycksdel där luften torkas i trycktorkar. Därefter reduceras trycket och luften fortsätter till lågtrycksdelen. Här sker själva ozongenereringen då luften passerar mellan två högspänningselektroder. Den värme som utvecklas kyls bort med vatten. Ozongenereringen sker vid lågt tryck och ozonluften måste därför sugas från aggregatet till kontaktornet med hjälp av en ejektor. Ozonaggregatets maximala produktionskapacitet är strax över 10 g/h.

Ejektor och kontaktorn

Ejektorn drivs av en delström, cirka 25 procent, av råvattnet som tryckhöjs med en tryckstegringspump. Det skapas på så sätt ett undertryck i ejektorn och ozonluften sugas in i ejektorn. Ozonvattnet leds ned i botten av kontaktornet varefter ozonluften stiger upp genom tornet och möter huvudflödet av råvattnet. För att få en ökad kontaktyta mellan råvattnet och ozonet och därmed bättre inblandning av ozonet är tornet fyllt med keramiska fyllkroppar. Kontaktornet har en diameter på 0,6 m och ett vattendjup på 4 m. Med ett råvattenflöde på 5 m³/h blir uppehållstiden i tornet 14 minuter.

Det ozonbehandlade vattnet rinner med självfall vidare till inblandningslådan i pilotanläggningen. Vattenytorna i kontaktornet och inblandningslådan är på samma nivå.

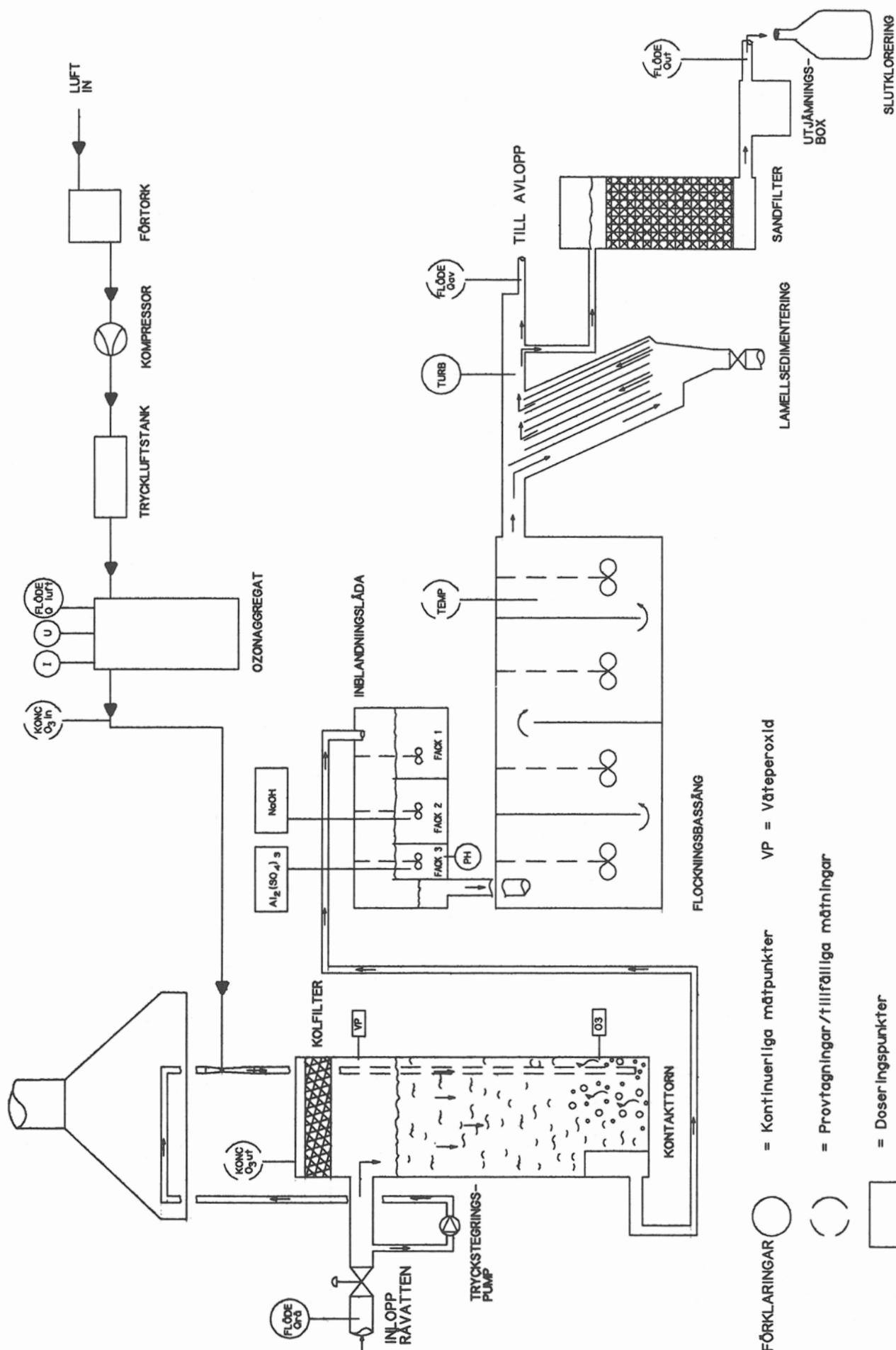
Restozon

Utgående luft som bubblat upp genom kontaktornet passerar ett kolfilter och sugas därefter ut via fläktsystemet. Anledningen till att luften får passera ett kolfilter är att eventuell oreagerad ozon skall förstöras.

Bestämning av ozonrest i vatten.

För att se om det fanns någon ozonrest i vattnet efter kontaktornet togs stickprov på vattnet i inblandningslådans första fack. Vattnet analyserades efter standardmetod 423 A (Standard Methods, 1975, 14:e upplagan). I stort sett går denna metod ut på att vattenprovet genombubblas av kvävgas så att ozonet som är löst i vattnet drivs av. Kvävgasen leds därefter ner i en kaliumjodidlösning så att ozonet oxiderar jodiden till fri jod. Kaliumjodidlösningen titreras därefter med natriumtiosulfatlösning.

PROCESSHEMA OZONERINGSSYSTEM OCH PILOTANLÄGGNING



Beskrivning av pilotförsök

Under 1991 genomfördes 10 försök där råvattnet förbehandlades med desinfektionsmedel som klor, klor/klordioxid, Caros syra samt väteperoxid och tvåvärt järn. Det genomfördes även två försök utan fördesinfektion då endast natriumhydroxid och aluminiumsulfat tillsattes till vattnet.

Förfarande vid provtagningarna:

Varje försök pågick i ca en vecka med provtagningar måndagar och onsdagar eller i vissa fall tisdagar. Uppläggen för försöken var i stort sett densamma med förberedelser på söndagen vilket innebar att lamellsedimenteringen tömdes, sandfiltret backspolades samt att driftdata noterades. Provtagningsdagarna inleddes med att sandfiltret backspolades och att desinfektionsmedelsrester mättes i olika delar av pilotanläggningen. Driftdata såsom pH-värde i inblandningslådan, turbiditet i dekantat, vatten- och lufttemperatur och flöden noterades. Klor-klordioxidlösningen för slutklorering tappades ned till anläggningen från Lackarebäcksvverkets kloreringssystem och klorhalten i lösningen bestämdes.

Råvatten och filtrat fylldes i 10 liters glasflaskor och filtratet slutklorerades. Beroende på variationer av klorhalten i klor-klordioxidlösningen varierade slutkloreringsdosen mellan 0,3 och 0,5 mg klor/l. Prov av råvattnet och filtratet togs ut och skickades för analyser till respektive laboratorium.

I samtliga försök låg råvattenflödet runt 5 m³/h vilket är maximalt flöde för att få en bra sedimentering. Flödet genom sandfiltret varierade mellan 1,2 och 1,6 m³/h vilket ger en ytbelastning för filtret runt 5 m/h. Doseringspumpen för tillsats av aluminiumsulfat var inställd på 35 mg/l under alla försöken.

En översiktlig sammanställning över driftdata för de olika försöken redovisas i bilaga 1 tabell 1:2.

Klorförsöken

Två försök genomfördes med klorvatten som desinfektionsmedel. I båda försöken doserades klorvattnet till inblandningslådans första fack.

Försök C11

Försöket utfördes vecka 12, 1991 med provtagningar måndag och onsdag. Prov på slutklorerat vatten togs ut även på tisdagen. Klordosen låg runt 0,3 mg/l och kloröverskottet i inblandningslådans första fack varierade mellan 0,24 och 0,28 mg/l och låg runt 0,1 mg/l i filtratet.

Turbiditeten i dekantatet varierade mellan 0,8 och 1,0 FNU. Detta tyder på att flockningen inte fungerade optimalt trots att fällnings-pH låg runt 6,4. Vattentemperaturen var låg, ca 4 °C, vilket gör att inblandningen av aluminiumsulfaten försämrades och att flockbildningen sker långsammare.

Försök C12

Detta försök genomfördes vecka 39, 1991 med provtagningar måndag och onsdag. Även denna gång togs prov på slutklorerat vatten på tisdagen. Klordosen låg runt 0,3 och kloröverskottet i inblandningslådans första fack varierade mellan 0,22 och 0,26 mg/l.

Flödet genom sandfiltret var något lägre än vid första klorförsöket.

Klor/klordioxidförsöken

Två försök har genomförts då klor/klordioxid användes både för förbehandling och slutklorering. Det första försöket utfördes under vecka 22 1991 och det andra försöket ett år senare under vecka 22 1992. Klor/klordioxid-lösning som tappats ned från Lackarebäcksvverkets kloreringsanläggning pumpades från ett doseringskärl till inblandningslådans första fack.

Dosen kontrollerades genom att mäta viktminskningen för doseringskärlet. Klormängden i lösningen bestämdes som klorekvivalenter enligt DPD-metoden.

Försök CIDO 1

Provtagningar måndag och onsdag. För slutklorerat vatten togs prov även på tisdagen. Klor/klordioxiddosen vid förbehandlingen var 0,3 mg/l. Kloröverskottet varierade mellan 0,1 och 0,2 i inblandningslådans första fack och låg runt 0,1 i dekantatet.

Försök CIDO 2

Provtagningar på måndag och tisdag. Klor-klordioxiddosen vid förbehandlingen var 0,4 mg/l. Turbiditeten i dekantatet låg runt 0,6-0,8 vilket var högre än vid första försöket. Flödet genom filtret var lågt, 1,2 m³/h, vilket ger en betydligt lägre ytbelastning på filtret än under första försöket. Detta påverkade dock inte de fysikalisk-kemiska parametrarna som uppmättes till ungefär samma värden i de båda försöken.

Förbehandling utan desinfektionsmedel

Två försök gjordes utan fördesinfektion och då endast flockningsmedel, aluminiumsulfat och natriumhydroxid för pH-justering tillsattes i inblandningslådan. Vattnet slutklorerades i vanlig ordning.

Försök U1

Försöket utfördes under vecka 21 1991. Prover togs ut måndag och onsdag. Vid försökstillfället saknades automatisk pH-justering. Turbiditeten i dekantatet varierade mellan 0,5 och 0,6 FNU. Råvattnets turbiditet var cirka 0,8 FNU.

Försök U2

Det andra försöket utan förbehandling utfördes under vecka 40 1991 med provtagningar måndag och tisdag. Under försöket styrdes doseringspumpen för natriumhydroxid av en pH-mätare/regulator. pH-givaren var placerad i inblandningslådans tredje fack. Turbiditeten i dekantatet låg runt 0,2 FNU. Råvattnets turbiditet var cirka 1,0.

Väteperoxidförsök

Totalt har fem försök med väteperoxid som desinfektionsmedel genomförts.

Fentons reagens VPFe

Vid detta försök som genomfördes vecka 17 1991, doserades väteperoxid och järn(II)sulfat till inblandningslådans första fack. De tvåvärda järnjonerna fungerar som katalysator eftersom väteperoxiden är ett starkt men långsamt oxidationsmedel. I första facket var omröraren inställd på högt varvtal för att få en effektiv inblandning. Natriumhydroxiddoseringen flyttades till tredje facket. På så sätt förlängdes tiden med lågt pH-värde och därmed reaktionstiden mellan väteperoxid och järnsulfat.

Doseringen av natriumhydroxid var inte pH-styrd vid detta försök vilket gjorde att pH-värdet i inblandningslådan svängde kraftigt (5,2-7,5). Detta medförde att fällningen fungerade sämre och turbiditeten i dekantatet varierade på måndagen och tisdagen mellan 1,8 och 2,3 FNU.

På onsdagen hade turbiditeten stigit till 12,4 FNU varför sedimenteringsbassängen tömdes. Därefter sjönk turbiditeten till 0,5-0,7 FNU. Då filtret backspolades var spolvattnet kraftigt färgat av järn. Även detta visar att flockningen fungerade otillfredställande.

Väteperoxidhalten varierade mellan 13 och 25 mg/l i inblandningslådans första fack och mellan 8,8 och 14 i tredje facket. I dekantatet låg väteperoxidhalten runt 9 mg/l och i filtratet var resthalten väteperoxid 8,3-9,5 mg/l.

Kloröverskottet i det slutklorerade vattnet uppmättes till 0,7 mg/l på tisdagen. Detta värde är långt över tillsatt dos och beror troligen på störningar från resthalter av väteperoxid.

Berghults blandning VPBB 1-3

Berghults blandning innebar att väteperoxid och järnsulfat blandades innan kemikalierna tillsattes till vattnet för att på så sätt ytterligare påskynda bildningen av hydroxylradikaler genom att hålla hög koncentration av väteperoxid och järn i reaktionslösningen. Två försök med olika blandningsförfarande genomfördes.

VPBB 1

Försöket genomfördes vecka 18 1991. Vid detta försök pumpades väteperoxid och järnsulfat var för sig till en separertratt som var placerad över inblandningslådans först fack. I separertratten blandades kemikalierna och blandningen droppade ned till råvattnet. För att få en effektivare blandning mellan väteperoxid och järnsulfat var separertratten delvis fylld med glaskulor.

Provtagningar på råvatten och slutklorerat vatten genomfördes måndag och onsdag. På tisdagen togs prov på slutklorerat vatten. Väteperoxiddosen varierade något under de tre dagarna. På måndagen och tisdagen låg dosen på 11- 12 mg/l. På onsdagen var dosen 20 mg/l.

Vid detta försök doserades natriumhydroxiden utan automatisk pH-reglering vilket innebar att fällnings-pH svängde kraftigt, pH 5,5-8,3. Turbiditeten i dekantatet var hög, 1,4-1,9 FNU

I det slutklorerade vattnet uppmättes höga färgvärden och hög järnhalt. Orsaken till detta är att filtret överbelastades då flockningen inte fungerade.

VPBB 2

Försöket utfördes vecka 25 1991. Provtagningar på råvatten och slutklorerat vatten genomfördes måndag och onsdag. På tisdagen togs prov på slutklorerat vatten. I detta försöket blandades väteperoxiden och järnsulfaten i en T-koppling innan kemikalierna doserades till råvattnet. Väteperoxiddosen varierade mellan 12 och 14 mg/l.

Fällnings-pH låg stabilt, mellan 6,0 och 6,3 men turbiditeten var trots detta hög, 1,5-2,0 FNU. Då sandfiltret backspolades var spolvattnet mycket brunt vilket tyder på en hög järnhalt. Uppmätta värden på turbiditet, färg och järnhalt i det slutklorerade vattnet var dock låga.

VPBB 3

Liksom i ovanstående försök blandades väteperoxid och järnsulfat i en T-koppling innan blandningen doserades till råvattnet.

Dosen av väteperoxid var lägre än i tidigare försök, 10 mg/l. Försöket utfördes vecka 41 1991 med provtagning måndag och tisdag. I försöket användes järnsulfat som fällningskemikalie i stället för aluminiumsulfat. Järnsulfat doserades i inblandningslådans tredje fack. Natriumhydroxiddoseringen var pH-styrd och fällnings-pH låg stabilt runt 5,6. Turbiditeten i dekantatet varierade mellan 1,1 och 1,3 FNU.

Caros syra VPCA

I detta försök användes Caros syra som förbehandlingskemikalie. Försöket genomfördes vecka 20 1991 med provtagning på råvatten och slutklorerat vatten på måndag och tisdag samt onsdag enbart på slutklorerat vatten.

Caros syra framställs genom att väteperoxid och svavelsyra blandas. Syran framställdes satsvis med en koncentration av cirka 50 g/l. Vid försöket tillsattes 500 ml/h av den koncentrerade syran till ett råvattenflöde på 5 m³/h. Detta motsvarar en dos på 5 mg/l. Desinfektionsmedelsresten i filtratet mättes genom jodometrisk titrering på samma sätt som vid väteperoxidförsöken och uppmättes till värden mellan 3,4 och 7,8 mg H₂O₂/l i filtratet.

pH-värdet var mycket instabilt, variationer mellan 2,9 och 3,8 i inblandningslådans första fack och mellan 4,8 och 8,5 i tredje facket. Turbiditeten i dekantatet varierade mellan 0,1 och 0,8 FNU.

Ozon, ozon/väteperoxid

Under våren 1992 genomfördes 10 försök där råvattnet förbehandlades med ozon och ozonväteperoxid. Uppläggningsen av försöken var i stort sett den samma som under 1991.

Provtagningsdagarna inleddes med att sandfiltret backspolades och driftdata noterades. Ozonkoncentrationen i ozonluften till kontakttornet mättes ca 2 timmar innan prov togs ut. Det bör vara mest representativt att utgå från detta värde vid beräkning av vilken ozondos som tillsattes till vattnet som provtogs eftersom uppehållstiden i anläggningen är ungefär 2 timmar.

Under alla försöken styrdes doseringspumpen för natriumhydroxiden med hjälp av pulser från en pH-mätare/regulator. Givaren var placerad i inblandningslådans tredje fack. Därmed låg fällnings-pH stabilt runt 6,3-6,4 under samtliga försök.

Då ozonkoncentrationen i ozonluften till kontakttornet mättes påverkades driftförhållanden för ozonaggregatet och stömstyrka, spänning samt luftflöde sjönk. Detta innebär att mätningarnas absolutnivåer kan skilja sig något från verkliga ozonkoncentrationer. Förhållandena mellan doserna vid de olika försöken påverkas dock inte av detta. Beräkningen av den ozondos som tillsätts till råvattnet är baserat på den uppmätta ozonkoncentrationen och ett medelluftflöde genom ozonaggregatet före provtagningen. En beskrivning av provtagningsförfarandet finns i bilaga 4.

För att se hur mycket av ozonet som reagerat mättes ozonkoncentrationen i luften före kolfiltret i kontakttornet. Mätpunkter redovisas i processschemat som ingår i bilaga 2b. Effektiviteten för ozonöverföring i kontakttornet varierade mellan 88 och 98 procent. Medelvärdet för överföringseffektiviteten var 94 procent. Överföringseffektiviteten beräknades som 1- kvoten av ozonkoncentration i utgående luft från kontakttornet och ozonkoncentration i luft efter ozonaggregat.

$$N = (1 - [O_3]_{\text{UTG}} / [O_3]_{\text{INK}}) * 100$$

Stickprov visade att det inte fanns någon ozonrest kvar i vattnet i inblandningslådans första fack. Belastningen på anläggningen beror av hur stort råvattenflödet är. För att kunna jämföra försök med olika råvattenflöden beräknades följande relativa belastningstal för de olika försöken:

Relativa belastningen på sedimentering

aktuellt flöde / maximalt flöde ; maximalt flöde = 5 m³/h

Ytbelastning på sandfilter

aktuellt flöde / tvärsnittsarean.

En sammanställning över driftdata för de olika försöken redovisas i bilaga 1 tabell 1:1.

Ozon

M1, medeldos ozon

Försöket utfördes vecka 12 1992 med provtagningar måndag och onsdag. Ozondosen var en medeldos som låg stabilt runt $1,0 \text{ g O}_3/\text{m}^3_{\text{H}_2\text{O}}$.

Råvattenflödet var $5 \text{ m}^3/\text{h}$ och aluminiumsulfatdosen var 35 g/m^3 . Turbiditeten i dekantatet var cirka 1,0 FNU vid båda provtillfällena.

L1, lågdos ozon

L1 var ett lågdosförsök som utfördes vecka 13 1992 med provtagningar tisdag och onsdag. Dosen varierade mellan 0,6 och $0,8 \text{ g O}_3/\text{m}^3$. Ozonaggregatet justerades efter första provtagningen eftersom ozonhalten var för hög. Strömstyrka, spänning och luftflöde genom ozonaggregatet var relativt stabila under försöket.

Råvattenflödet var $5 \text{ m}^3/\text{h}$ och aluminiumsulfatdosen ca 35 g/m^3 . Fällningen fungerade bra och turbiditeten i dekantatet låg stabilt runt 0,6-0,7 FNU under försöket.

H1.1 och H1.2, högdos ozon

De båda försöken var högdosförsök och pågick vecka 14 och 15 1992 med provtagningar på onsdagen i respektive vecka. Ozondoserna varierade mellan 2,3 och $2,4 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ i H1.1-försöket och var $2,6 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ i H1.2-försöket.

Eftersom doserna till vattnet var så höga var ozonaggregatet maximalt belastat. Detta ställde till problem och ozonproduktionen bröts vid ett par tillfällen på grund av överbelastning. En del reparationer var tvungna att göras innan försöken kom igång. Kontakttornet och sandfiltret togs därför ur drift och tömdes på vatten under tiden.

Strömstyrka, spänning och luftflöde genom ozonaggregatet varierade under försöken och ozonproduktionen avbröts mellan försöken. Före provtagningstillfällena fungerade dock aggregatet bra med stabil drift i cirka 12 timmar innan prover togs ut.

Ozonaggregatet som användes hade en begränsad kapacitet. För att det skulle vara möjligt att få de önskade ozondoserna till vattnet sänktes därför råvattenflödet till $4 \text{ m}^3/\text{h}$, aluminiumsulfatdosen låg runt 44 g/m^3 . Turbiditeten i dekantatet var 0,5 FNU vid första försöket och till 0,4 FNU vid det andra försöket.

M2, mellandos ozon

För att se hur det minskade råvattenflödet ($4 \text{ m}^3/\text{h}$) och därmed en minskad belastning för anläggningen påverkade vattenkvaliteten genomfördes ett mellandosförsök med endast ett provtagningstillfälle. Analysprogrammet var mindre omfattande och trihalometaner, AOC, AOX och TOC analyserades inte. Ozondosen låg stabilt runt $1,0 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ och ozonaggregatet fungerade bra. Aluminiumsulfatdosen var ca 44 g/m^3 och turbiditeten i dekantatet uppmättes till 0,4 FNU. Efter M2-försöket stängdes hela pilotsanläggningen av och tömdes på vatten.

En jämförelse mellan försöken M1 och M2 visar att TOC- och COD-reduktion var något högre samt att klorförbrukningen vid slutkloreringen var lägre vid försöket M2. En minskad belastning på anläggningen bidrog alltså till en ökad avskiljning av organiskt material.

H2, högdos ozon

Detta försök var ett högdosförsök för att kontrollera effekten av en ändrad dos av flockningsmedel vid oförändrad förbehandling. Vid detta försök var aluminiumsulfatdosen 35 g/m^3 . Ozondosen varierade mellan 2,7 och $3,0 \text{ g O}_3/\text{m}^3$.

Försöket genomfördes vecka 19 1992 med provtagningar måndag och onsdag. Råvattenflödet sänktes till ca 3 m³/h på grund av störningar i ozonaggregatet. Före provtagningarna fungerade aggregatet bra med relativt stabil drift under cirka 12 timmar innan prover togs ut. Turbiditeten i dekantatet låg runt 0,2 FNU. Försöket visade att den hydrauliska belastningen på pilotanläggningen hade större betydelse för reningsresultatet än dosen av flockningsmedel.

Ozon/väteperoxidförsöken

P1, mellandos ozon; förhållande ozon/vp 1:1

I detta försök kombinerades en mellandos av ozon med en mellandos av väteperoxid. Ozondosen varierade mellan 0,8 och 1,0 g O₃/m³ och väteperoxiddosen låg runt 0,8 g H₂O₂/m³. Detta innebär ett molförhållande mellan ozon och väteperoxid runt 1:1. Försöket utfördes vecka 18 1992 med provtagningar måndag och onsdag.

Strömstyrka, spänning och luftflöde till ozonaggregatet varierade något under försöket. Detta orsakade variationer i ozondoseringen. Råvattenflödet var 5 m³/h och turbiditeten i dekantatet låg runt 0,6 FNU vid båda provtagningarna.

P2.1 och P2.2, högdos ozon; förhållande ozon/vp 1:1,5 och 1:3

I de båda försöken kombinerades en hög ozondos med en mellandos av väteperoxid. Försöken utfördes i samma vecka (12) med provtagning måndag och onsdag. I första försöket (P2.1) varierade ozondosen mellan 2,8 och 3,4 g O₃/m³ och väteperoxiddosen låg runt 1,5 g H₂O₂/m³. Detta ger ett molförhållande mellan ozon och väteperoxid runt 1:1,5. I det andra försöket var ozondosen något högre, 3,7-4,0 g O₃/m³. Väteperoxiddosen låg runt 1,0 g H₂O₂/m³. Molförhållandet blev då knappt 1:3.

Strömstyrka, spänning och luftflöde till ozonaggregatet varierade något under försöket men före provtagningstillfällena fungerade aggregatet bra med stabil drift. Råvattenflödet låg runt 3 m³/h och turbiditeten i dekantatet varierade mellan 0,2 och 0,3 FNU under försöken.

Under försöket P2.2 uppträdde en del störningar i fällnings-pH under kvällen och natten före provtagning. pH-värdet varierade mellan 6,2 och 6,6 men stabiliserades runt 6,3 ca 6 timmar innan provtagningen. Den låga turbiditeten under försöket tyder dock på att det något instabila pH-värdet inte påverkat fällningen.

P3, hög ozondos; förhållande ozon/vp 1:1

I försöket kombinerades en hög ozondos med en hög väteperoxiddos där doserna var 3,9 g O₃/m³ och 2,8 g H₂O₂/m³. Molförhållandet mellan ozon och väteperoxid låg runt 1:1. Ozonaggregatet fungerade bra med stabil drift. Försöket utfördes vecka 21 1992 med provtagningar måndag och onsdag.

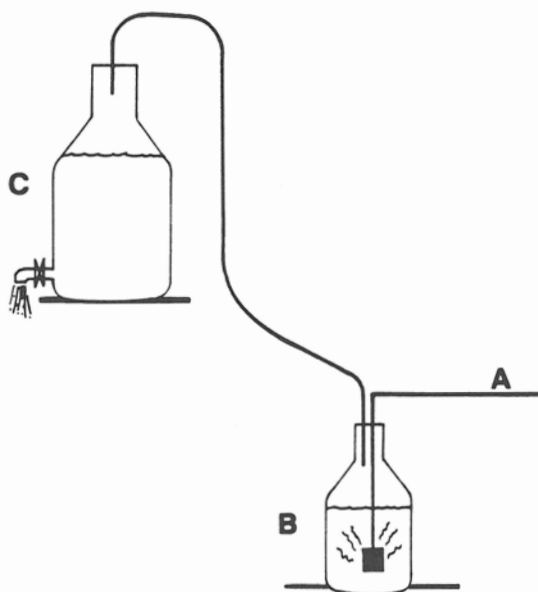
Råvattenflödet var ca 3 m³/h och turbiditeten i dekantatet var vid första provtillfället 0,3 FNU. Vid andra provtillfället hade turbiditeten stigit till 0,75 FNU. Detta är ett högt värde med tanke på det låga flödet och att fällnings-pH var stabilt under hela försöket.

Bestämning av ozondos

Analys av ozonkoncentration i utgående luft från ozonaggregatet.

Principen för den metod som användes för att bestämma ozonhalt i luft är att bubbla ozonluften genom en kaliumjodidlösning. Ozonet oxiderar därvid jodiden till jod. Mängden frigjord jod bestäms genom titrering med natriumtiosulfatlösning. Joden reduceras till jodid vilket ger ett färgomslag då stärkelse används som indikator för jod i lösningen.

För att bestämma ozonkoncentrationen i luften från ozonaggregatet användes följande uppställning:



Ozonluften från aggregatet (A) drogs genom en flaska med kaliumjodidlösning (B). Understrycket skapades då vattenflaskan (C) tömdes. För att få en så bra reproducerbarhet som möjligt bubblades samma mängd ozonluft genom kaliumjodidlösningen vid varje mättillfälle.

Ozonkoncentrationen i luften beräknades enligt följande formel:

$$\text{Ozonkonc (g O}_3\text{ / l}_{\text{luft}}) = V_{\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3} * m_{\text{O}_3} * M_{\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3} / V_{\text{ozonluft}} ;$$

där m = molvikt

M = molaritet

$V_{\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3}$ = vid titrering förbrukad 0,005 N natriumtiosulfatlösning

V_{ozonluft} = volym ozonluft som bubblat genom kaliumjodidlösningen

Beräkning av ozondos.

Då luftflödet genom ozonaggregatet är känt kan ozondosen som tillsätts till råvattnet beräknas enligt följande formel:

$$\text{Ozondos (g O}_3\text{ / m}^3_{\text{H}_2\text{O}}) = \text{Ozonkonc i luft} * \text{luftflöde fr. ozonaggregat} / \text{råvattenflöde}$$

Vattenkvalitetsparametrar

Inom ramen för desinfektions/oxidationsprojektet har det använts flera kvalitetsparametrar som normalt inte analyseras rutinmässigt. För att underlätta tolkning av analysresultaten ges här kortfattade kommentarer om innebörd och analysmetoder för dessa parametrar.

Innebörden av fysikalisk-kemiska och mikrobiologiska standardparametrar kommenteras inte. Analysmetoderna som har använts är de standardmetoder som normalt används vid ordinarie driftkontroll på vattenverk. Analyserna utfördes av Göteborgs va-verks laboratorium, Lackarebäckverket.

Assimilerbart organiskt kol, AOC

Analysen bygger på mätningar av hur kontrollerade bakterierstammar som tillsätts till provet tillväxer. Analysen som är mycket känslig och kräver specialkompetens har utförts av Statens Bakteriologiska Laboratorium. AOC-halten är ett mått på koncentrationen i vattnet av kolföreningar som kan utnyttjas som föda för bakterier. För att minska riskerna för tillväxt av bakterier på ledningsnätet ska man sträva efter låga AOC-halter i dricksvattnet som leveras ut från vattenverken.

Olika bakteriestammar kan ge olika AOC-värden beroende på förmåga att tillgodagöra sig olika föreningar i vattnet. Normalt används bakterier av typen *Pseudomonas* P17. Vid undersökningarna inom ramen för desinfektion/oxidationsprojektet har det dessutom i en del fall gjorts kompletterande undersökningar där man även undersökt tillväxt av *Spirillum* NOX och bakteriefloran från råvattnet.

Adsorberbara organiska halogenider AOX

Ett annat vanligare förekommande namn på organiska halogenider är klorerade organiska ämnen. Halogener är ett samlingsnamn på en grupp grundämnen med liknande egenskaper. Förutom klor ingår också fluor, brom, jod och astat i gruppen. AOX är ett methodspecifiserat samlingsmått på i första hand klorerade organiska föreningar, bidraget från övriga halogener är i dricksvattensammanhang oftast försumbart.

Eftersom AOX är en samlingsparameter kan den inte användas för att göra hälsoeffektbedömningar, på grund av detta har meningen med att mäta AOX i dricksvatten ifrågasatts. Fördelarna med metoden är att analysen är väl standardiserad och har varit i bruk under några år. Det börjar alltså byggas upp en bank av referendata. Trots nackdelarna med samlingsparametrar måste AOX anses vara en användbar parameter för rutinmässiga mätningar av kloreringsbiprodukter och vid utvecklingsarbete där ett stort antal prover måste tas ut. Vid behov av ett fullständigare underlag kan AOX-mätningar kompletteras med mätningar som ger möjlighet att identifiera och kvantifiera enskilda desinfektionsbiprodukter. AOX-analyserna som ingår i desinfektion/oxidationsprojektet har utförts av Tema Vatten vid Linköpings Universitet.

Trihalometaner THM

Trihalometaner är en grupp organiska ämnen med liknande struktur och egenskaper. I trihalometaner har tre av väteatomerna i en metanmolekyl (CH_4) ersatts av klor- eller bromatomer. Det var upptäckten av det gick att påvisa kloroform (CHCl_3) i klorerat dricksvatten som i mitten på sjuttioalet startade en debatt om klorering av dricksvatten. Trihalometaner bestäms med gaskromatografi efter upparbetning genom extraktion med hexan. Trihalometananalyserna har utförts av institutionen för VA-teknik på CTH.

Trihalometanbildningspotential THMP

Utöver att mäta hur mycket trihalometaner som bildas direkt vid en klorering är det också av intresse att veta hur stor andel av det organiska materialet i vattnet som kan reagera med klor och bilda klorerade organiska ämnen. Trihalometanbildningspotentialen bestäms genom att överskottsdos av klor tillsätts till ett vattenprov och mängden bildade trihalometaner analyseras efter en betstämnd reaktionstid. Bestämningarna av trihalometanbildningspotential har utförts av institutionen för VA-teknik på CTH.

Totalt organiskt kol TOC

Jämfört med andra samlingsmått för organiskt material har TOC fördelen att resultatet uttrycks direkt i koncentration av organiskt kol i provet och inte vilken syremängd som förbrukas vid en viss grad av oxidation av kolet i provet. TOC-analysen är också mindre störningskänslig än COD_{Mn} och BOD.

Metoden för att bestämma den totala mängden organiskt kol bygger på att organiskt material i vattenprovet oxideras fullständigt. Hur oxidation görs skiljer sig mellan instrument från olika tillverkare. I den fall sker oxidationen katalytiskt, i andra instrument används starka oxidationsmedel som exempelvis ozon. Organiskt kol omvandlas vid oxidationen till koldioxid. Mängden bildad koldioxid bestäms genom att mäta absorbansen av infrarött ljus.

Huvuddelen av TOC-analyserna har utförts av institutionen för Va-teknik på CTH. En del kompletterande analyser gjordes på frysta prover. Dessa analyser som utfördes av Alcontroll AB.

Extinktion 254 nm

Naturligt förekommande organiska ämnen i absorberar ljus inom det ultraviolettera våglängdsområdet. På grund av detta kan mätningar av UV-extinktion ge ett mått på innehållet av organiskt material. Mätningarna kan ses som ett komplement till andra mätmetoder. Bestämningen är enkel att utföra och lämpar sig för kontinuerliga mätningar. Analyserna utfördes av Göteborgs va-verks laboratorium, Lackarebäckverket.

Toxicitetstest med Daphnia magna

En vanligt förekommande parameter vid bedömning av avloppsvattenkvalitet är att bestämma immobiliteten hos hinnkräftan Daphnia magna. Toxicitetstestet ger ett EC_{50} -värde vilket är den koncentration av provvattnet då rörligheten har hämmats hos 50 procent av kräftdjuren.

Göteborgs va-verk driver tillsammans med Zoofysiologiska institutionen vid Göteborgs Universitet ett utvecklingsprojekt med syftet att undersöka metodens tillämplighet i dricksvattensammanhang. Genom detta samarbete blev det möjligt att undersöka eventuella toxiska effekter även i de vatten som framställdes vid pilotförsöken. Analyserna utfördes av Zoofysiologiska institutionen vid Göteborgs Universitet, enligt en utvidgning av standardmetoden. För varje prov kördes två parallella serier dels med spädvatten enligt svensk standard och dels med Delsjövatten som spädvatten.

Undersökningar av desinfektions/oxidationseffektivitet.

Sammanställningar över försöksbetingelser och resultat vid försök i laboratorieskala.

Försök med väteperoxid

Fenton serie A1 tabell 6:1

Fenton serie A2 tabell 6:2

Caros syra serie B tabell 6:3

Fenton serie C tabell 6:4

Berghults blandning serie D tabell 6:5

Caros syra serie E tabell 6:6

Försök med ozon och ozon/väteperoxid

Delsjövatten tabell 6:7

Göta älvvatten tabell 6:8

Försök A1: Fentonsreagens 910108-910109, 91014-910115										
Delsjövatten, låga bakteriemängder										
Reaktionstid 60 minuter, Temperatur 8 C										
Nr	VP-dos mg/l	R VP/Fe2+	pH	VP-rest mg/l	COD(Mn) mg O2/l	Het n/ml	Coll n/100ml	THMP ug/l	Baktred %	Kommentarer
1	20	-	3,8	20	4,4	8	3	2,4	27/70	
2	300	-	3,8	290	4,2	1	1	0,6	90/90	
5	20	2	3,3	15	3,9	6	0	1,9	45/100	
6	300	2	3,2	106	4,1	0	0	1,5	100/100	
0a	-	-	{7,1}	-	5,2	14	8	-	-	Råvatten 20 C
0b	-	-	{7,1}	-	5,2	22	7	-	-	Råvatten 8 C
(1,2) 0c	-	-	3,7	-	5,2	11	10	-	-	
(5,6) 0d	-	-	3,2	-	5,2	11	5	-	-	
9	20	10	3,7	19	3,5	15	1	1,5	17/75	
10	300	10	3,7	230	3,9	0	0	0,4	100/100	Baktprov på klarfas
13	20	2	7,1	16	3,6	1	0	2,3	95/100	Baktprov på klarfas
14	300	2	7,1	92	3,6	1	0	1,3	95/100	Baktprov på klarfas
17	20	10	7,1	20	3,5	26	6	2,7	0/0	
18	300	10	7,1	252	3,3	14	0	0,6	27/100	
(9,10) 0f	-	-	3,7	-	5,0	18	4	-	-	
(13,18) 0e	-	-	7,1	-	5,0	22	4	-	-	
27	50	2	5,1	41	3,2	1	1	4,3	98/93	Baktprov på klarfas
29	50	-	{6,1}	53	3,2	43	13	4,7	77/13	
(27) 31	50	2	4,8	30	3,5	0	0	4,6	100/100	27 efter 2,5 h, baktprov på klarfas
(29) 32	50	-	{6,8}	54	3,5	23	14	1,9	50/77	29 efter 2,5 h
(27-32) 0g	-	-	{7,1}	-	5,0	46	15	-	-	

Tabell 6:1

R=Viktförhållande VP:Fe2+

{ }=Utan pH-justering

Baktred X/Y=Bakterireduktion Het resp Coll

Försök A2: Fentonsreagens 910121 Göta älv vatten, höga bakteriemängder Reaktionstid 60 minuter, Temperatur 8 C										
Nr	VP-dos mg/l	R VP/Fe2+	pH	VP-rest mg/l	COD(Mn) mg O2/l	Het n/ml	Coli n/100ml	THMP ug/l	Baktred %	Kommentarer
33	50	2	5,1	30	4,4	930	40	-	57/95	
35	50	-	5	48	4,3	1610	340	-	25/62	
37	20	2	5	13	4,4	1500	75	-	31/92	
(33-37)39	-	-	5,1	-	5,0	2160	885	-	-	
(41) 0h	-	-	7,1	-	-	1670	1220	-	-	
0i	-	-	4,5	-	-	940	760	-	-	
41 (Cl2)	-	-	8,6	-	5,1	125	10	-	43/99	0,14 mg Cl2/l

Tabell 6:2

Försök B: Caros syra 910114 Delsjövattnen, låga bakteriemängder Reaktionstid 60 minuter, Temperatur 8 C										
Nr	Dos mg/l	pH	C.s.-rest 1h 4 h		COD(Mn) mg O2/l	Het n/ml	Coli n/100ml	THMP ug/l	Baktred %	Kommentarer
21	5	4,1	8	4	3,2	2	0	5,7	94/100	Störning vid COD-analys
23	1	6,3	1,3	1	3,9	5	0	17,4	85/100	Störning vid COD-analys
25 (Cl2)	-	8,2	-	-	5,0	6	0	24,8	83/100	0,15 mg Cl2/l
0j	-	7,1	-	-	5,4	35	8	-	-	
0k	-	4,2	-	-	5,4	35	10	-	-	

Tabell 6:3

C.s.-rest=Resthalt Caros syra angiven som mg H2O2/l

Försök C: Fentonsreagens 910305 Göta älv vatten, höga bakteriemängder Reaktionstid 60 minuter, Temperatur 8 C									
Nr	VP-dos mg/l	R VP/Fe2+	pH	VP-rest mg/l	COD(Mn) mg O2/l	Het n/ml	Coli n/100ml	Baktred %	Kommentarer
51	-	-	4,5	-	6,1	855	365	0/30	10 mg Fe2+/l
53	20	2	4,5	16	4,4	175	55	80/89	

Tabell 6:4

Försök D: Berghufts blandning 910306 Göta älv vatten, höga bakteriemängder Reaktionstid 60 minuter, Temperatur 8 C									
Nr	VP-dos mg/l	R VP/Fe2+	pH	VP-rest mg/l	COD(Mn) mg O2/l	Het n/ml	Coli n/100ml	Baktred %	Kommentarer
59	10	2	4,6	0	4,9	2200	250	0/50	
61	20	2	3,8	0	4,3	440	11	50/98	
0l	-	-	4,5	-	-	880	520	-	
0m	-	-	{7,1}	-	4,8	1300	67	-	
0o	-	-	{7,1}	-	5,2	1800	540	-	

Tabell 6:5

Försök E: Caros syra 910305 Göta älv vatten, höga bakteriemängder Reaktionstid 60 minuter, Temperatur 8 C									
Nr	C.s.-dos mg/l	C.s.-rest mg/l	pH	COD(Mn) mg O2/l	Het n/ml	Coli n/100ml	Baktred %	Kommentarer	
55	3	.1-2	6,2	3,7	1400	355	12./30		
57	3	.1-2	4,5	3,7	465	96	47/82		
63	1	1	{6,5}	4,0	1500	435	12./16		
65	5	3	{5,0}	3,9	385	90	56/83		

Tabell 6:6

R=Viktsförhållande VP:Fe2+

{}=Utan pH-justerig

C.s.-rest=Resthalt Caros syra angiven som mg H2O2/l

Ozonförsök Delsjövatten											
	Ozondos	Ozon- förbrukning	Vatten- temperatur	Het bakt 22°C/ml	Tot ant kolif. 35°C,MF	COD Mn	Ext 254 nm	Färgtal	pH	TOC	Turbiditet
	mgO3/l	mgO3/l	°C	antal/ml	antal/100ml	mgO2/l	cm-1	mgPt/l	-	mg/l	FNU
<i>Serie A</i>											
920218											
A:D0	0	0,00	6	30	7	4,3	0,142	15	7	6,45	1,14
A:D1	1,83	-	6	20	3	3,8	0,141	15	6,9	4,25	1,10
A:D2.1	1,03	0,74	6	20	3	4,0	0,131	15	7	4,15	1,15
A:D2.2	1,03	0,79	6	20	3	4,0	0,131	15	7	3,85	1,15
A:D3	0,52	-	6	30	4	4,2	0,134	15	7	5,80	1,17
<i>Serie B</i>											
920504											
B:D0.1	0	-	-	30	2	4,0	0,106	15	7,4	-	1,02
B:D0.2	0	-	-	30	1 *1)	4,0	0,106	15	7,4	-	1,03
B:D1	2,60	-	-	120	<1 *1)	5,0	0,101	15	7,4	-	1,03
B:D2	5,19	-	-	5	<1	4,0	0,089	15	7,4	-	1,11
B:D3	10,38	-	-	1	<1	3,0	0,071	10	7,3	-	1,08
Förklaring: *1): Påväxt											

TABELL 6:7

Ozonförsök Göta älvvatten														
	Ozondos	Ozon-	Vatten-	Het bakt	Tot ant kolif.	COD Mn	Ext	Färgtal	pH	TOC	Turbiditet			
	mgO3/l	förbrukning	temperatur	22°C/ml	35°C,MF		254 nm							
		mgO3/l	°C	antal/ml	antal/100ml	mgO2/l	cm-1	mgPt/l	-	mg/l	FNU			
Serie A														
920219														
A:G0	0	0,00	4,2	1700	2800	4,7	0,140	20	7,3	4,20	7,8			
A:G1	1,00	0,68	4,2	1200	1600	4,4	0,131	20	7,2	4,05	8,2			
A:G1.1	0,98	0,62	4,2	1000	1400	4,3	0,129	20	7,2	3,95	8,0			
A:G2	1,40	-	4,2	770	1000	4,3	0,127	20	7,2	4,85	7,8			
A:G3	0,49	-	4,2	2000	1800	3,8	0,134	20	7,2	4,15	7,8			
Serie B														
920506														
B:G0	0	-	-	2090	350	5,0	0,118	20	7,4	-	5,8			
B:G1	2,83	-	-	500	250	4,0	0,107	20	7,4	-	5,7			
B:G2	5,67	-	-	40	10	4,0	0,089	15	7,4	-	5,6			
B:G3	11,34	-	-	30	2	4,0	0,082	10	7,3	-	5,4			
												VP-dos	VP-rest	
Ozon/väteperoxid												mg/l	mg/l	
920310														
P0	0	0	8,3	-	-	4,7	0,126	25	7,4	4,50	7,1	0	0	
P1	0,64	-	8,3	-	-	5,3	0,134	20	7,3	4,25	6,2	2,08	1,3	
P2	1,77	-	8,3	-	-	5,1	0,139	20	7,2	4,25	6,5	2,08	1,3	

TABELL 6:8

Ozon: egenskaper och framställning

Egenskaper

Fysikaliska

Frys punkt (1 atm) -192,5 °C

Kokpunkt (1atm) -111,9 °C

Löslighet i vatten (25 °C, 1atm) ozon 0,05 g/100 g, syre 0,004 g/100 g

Densitet (0 °C, 1atm) 2,15 kg/m³

Relativ densitet (luft=1) 1,67

Kemiska

Oxidationspotential 2,07 V

Sönderfaller i vatten dels genom direkt reaktion mellan ozon och organiskt material och dels genom bildning av hydroxylradikaler.

Reaktionsprodukter som bildas då ozon reagerar med organiskt material i ytvatten är främst aldehyder och ketoner.

Biologiska

Luktgräns 0,03-0,1mg/m³.

Hygieniskt gränsvärde 0,2 mg/m³ 8-timmars exponering.

LC₅₀ inhalation råtta 4 timmar 5,6-12 mg/m³.

Ct-värden 99 procent inaktivering vid 5 °C

E-coli: 0,02 mg*min/l

Polio 1: 0,1-0,2 mg*min/l

Gardia lamblia cystor: 0,5-0,6 mg*min/l

Framställning

Ozon genereras genom elektriska urladdning vid hög spänning ~20 kV, 50-500 Hz. Bildningsentalpin för ozon är 0,85 kWh/kg. Eftersom verkningsgraden för ozongeneratorer normalt är 5-10 procent blir energiförbrukningen för ozonframställning 8-20 kWh/kg. 90 procent av den tillförda effekten kylv bort som kylmedia används oftast vatten.

Som råvara för ozonproduktion kan syre eller luft användas. Vid anläggningar med en ozonförbrukning större än 10 kg/timma brukar syre anges som det billigaste alternativet. Vilket som är den bästa lösningen måste dock avgöras från fall till fall.

Restozon kan på grund av ozonets giftighet och växtskadande egenskaper inte släppas ut till omgivningen. Restozon tas om hand genom termisk eller katalytisk destruktion.

Litteraturhänvisningar

Grimvall A., Dags för nya perspektiv på dricksvattenklorering och risker?, Vatten 43:269-281 (1987)

Langlais B., Reckhow D.A., Brink D.R., ed, Ozon in water treatment, AWWA Research Foundation, Compagnie Général des Eaux, LewisPublishers 1991.

IWSA Kongress Budapest 1993, International Report 6, Disinfection and disinfection by-products.

Montgomery J.M. ed, Water treatment principles and design, John Wiley & sons 1985.

Andersson Y., Dricksvattenburna sjukdomsutbrott i Sverige - i ett historiskt, hygieniskt och tekniskt perspektiv, Nordiska Hälsovårdshögskolan MPH 1992:7.

Kronberg L. et al, Klororganiska föreningar i dricksvatten, Nordiske seminar og arbejdsrapporter 1992:576.

Lindgren M., Pontén E., Användning av kloridioxid-Reaktorstudier och halter i distributions-system vid nio vattenverk. VA-FORSK rapport nr 1993-05.

Szewzyk U., Microbial ecology of drinking water distribution systems, Smittskyddsinsitutet.

AWWA, Disinfection by-products: current perspectives AWWA 1989.

EPA, Workshop on emerging technologies for drinking water treatment, EPA 1988.

Singer P.C, Assessing ozonation research needs in Water treatment, Journal AWWA, 78-88, oktober 1990.

Ferguson D.W et al, Comparing Peroxone and ozon for controlling taste and odor compounds, disinfection by-products and microorganisms, Journal AWWA, 181-191, april 1990.

Tobiason J.E et al, Effect of pre-ozonation on organics removal by in-line direct filtration, Wat. Sci. Tech vol 27 No 11 s81-90 1993.

Aeppli J, Introduction of double ozonation at the water plant Lengg, Zurich, Gas, Wasser, Abwasser, no 1207 1991.

Ahlberg K ed, AGA Gashandbok, AGA AB, 1982.

VA-FORSK

VA-FORSK är kommunernas eget FoU-program om kommunal va-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande en krona per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig och intresset från kommunernas sida har varit mycket stort. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-FORSK initierades gemensamt av Kommunförbundet och VAV. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning inom det kommunala va-området. Projekt bedrivs inom hela det va-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-FORSK styrs av en kommitté, som utsetts gemensamt av VAV och Kommunförbundet. Kommittén är underställd VAVs styrelse. Under perioden 1993-1995 har kommittén följande sammansättning:

Hans Mattsson, ordförande	Södertälje
Professor Peter Balmér	GRYAAB, Göteborg
Driftchef Sture Bergström	Gatukontoret, Skellefteå
Kommunalsråd Bert-Ove Bäckman	Lycksele
Avdelningschef Jane Cederqvist	Sv kommunförbundet
Tekn dr Jan Hultgren	Stockholm Vatten AB
Kommunalsråd Caisa Hörberg	Lidingö
Ordf i tekniska nämnden Thure Larsson	Gatukontoret, Visby
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
Va-chef Bengt L Persson	Gatukontoret, Malmö
Vd Lars Jansson	VAV
Forskningsledare Jan Falk, sekreterare	VAV

VA-FORSK
Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV
Regeringsgatan 86
111 39 STOCKHOLM
Tel: 08-23 29 35
Fax: 08-21 37 51

