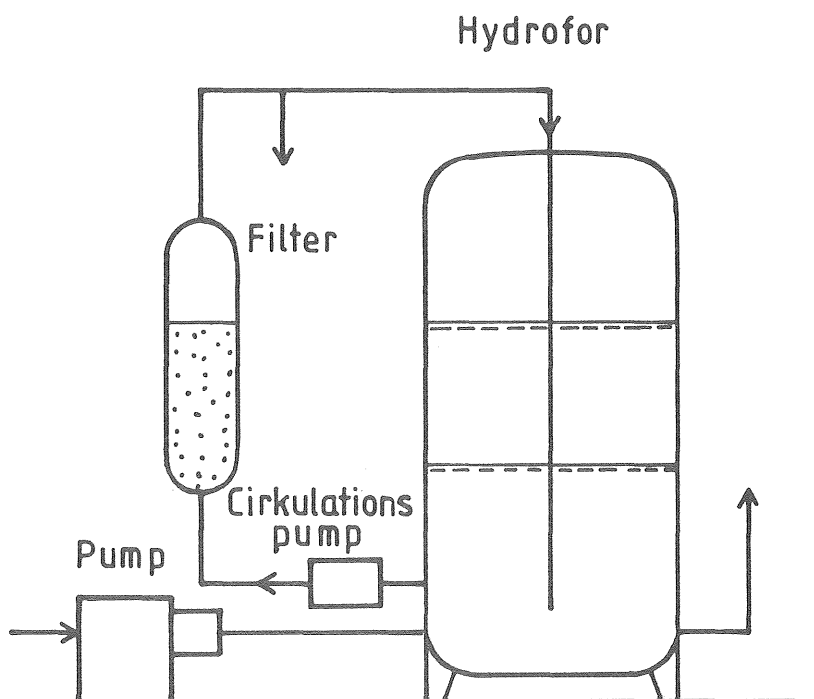


OM ALKALISKA FILTER FÖR SURA BRUNNSVATTEN

Torsten Hedberg



Nyckelord: Alkaliska filter, pH-höjning, kalciumkarbonatmassa, dolomitmassa,
surt vatten, rening av brunnsvatten.



OM ALKALISKA FILTER FÖR SURA BRUNNSVATTEN

Torsten Hedberg

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	<u>Sid</u>
FÖRORD	
BAKGRUND	1
KRAV PÅ VATTENKVALITET	4
NATURLIG GRUNDVATTENKVALITET OCH VATTENKVALITETS- PARAMETRAR	5
Vattnets innehåll av kolsyra	6
Vattnets buffertkapacitet	7
Kalk-kolsyrajämvikt	9
AVSYRNINGSPRINCIPER	14
Luftning	14
Kemikaliedosering	15
UNDERSÖKNING AV ALKALISKA FILTER	18
Omfattning	18
Etapp 1 Inledande laboratorieförsök	19
Massornas reaktionshastighet och erhållet slut-pH-värde	21
Cirkulationshastighetens betydelse	26
Vattnets buffertkapacitet	26
Etapp 2 Försök i hydroforsystem	27
Etapp 3 Undersökning i fält	31
Etapp 4 Alternativa utformningar av filterenhet	38
Etapp 5 Försök som underlag till matematisk modell	42
MATEMATISK MODELL	45
SLUTSATSER	57
PRAKTISKA SYNPUNKTER	60
SAMMANFATTNING	61
REFERENSER	63

FÖRORD

Föreliggande rapport kan ses som en fortsättning på en tidigare rapport "Undersökning av alkaliska filtermassor". Vissa av de tidigare redovisade alkaliska massorna har nu använts och studerats ytterligare i speciella filterenheter. Dessutom har naturliga vatten studerats och de två rapporterna ger därför en fullständig bild av användning av alkaliska massor i syfte att höja ett surt vattens pH-värde.

Projektet har genomförts vid institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, CTH försöksstation på Lackarebäckverket och i fält.

Projektet har finansierats av Statens Naturvårdsverk, anslaget för åtgärder mot försurning.

BAKGRUND

Många enskilda brunnar i Sverige har ett surt eller försurat vatten. Detta medför att problem uppstår vid användningen av vattnet. Problemen kan vara av både hälsomässig och teknisk art. Höga kopparhalter, gropfrätning på rör med vattenskador som följd är problem som finns.

För att åtgärda ett surt vatten finns olika tekniska lösningar att tillgå.

I en broschyr "Surt dricksvatten i brunnen" från Statens Naturvårdsverk framgår att man i huvudsak kan skilja mellan:

förebyggande åtgärder i tillrinningsområdet

luftning i brunnen eller i speciella tekniska anordningar

filtrering genom avsyrningsmassor

Föreliggande rapport behandlar endast sistnämnda teknik, även om man i praktiken kan finna den bästa lösningen genom en kombination av de olika åtgärderna.

Det vanligaste sättet att använda ett avsyrningsfilter är illustrerat i fig 1.

Avsyrningsfilter för hushållsbruk finns i olika storlekar. Filtren fylls vanligen med en avsyrningsmassa av halvbränd dolomit.

Variationer i dimensioneringen av filtrens hydrauliska kapacitet förekommer och de värden som står att finna i broschyrer varierar mellan 10-47 m³/m² h. Filtermaterialets bäddjup är mellan 0,6-1,0 m. Detta betyder att kontakttiden mellan vatten och filtermaterial blir mycket kort ca 1-2 min. Denna korta reaktionstid kräver en reaktionssnabb alkalisk massa. En sådan är

halvbränd dolomit. På vissa vatten kan dock denna typ av massa ge alltför höga pH-värden.

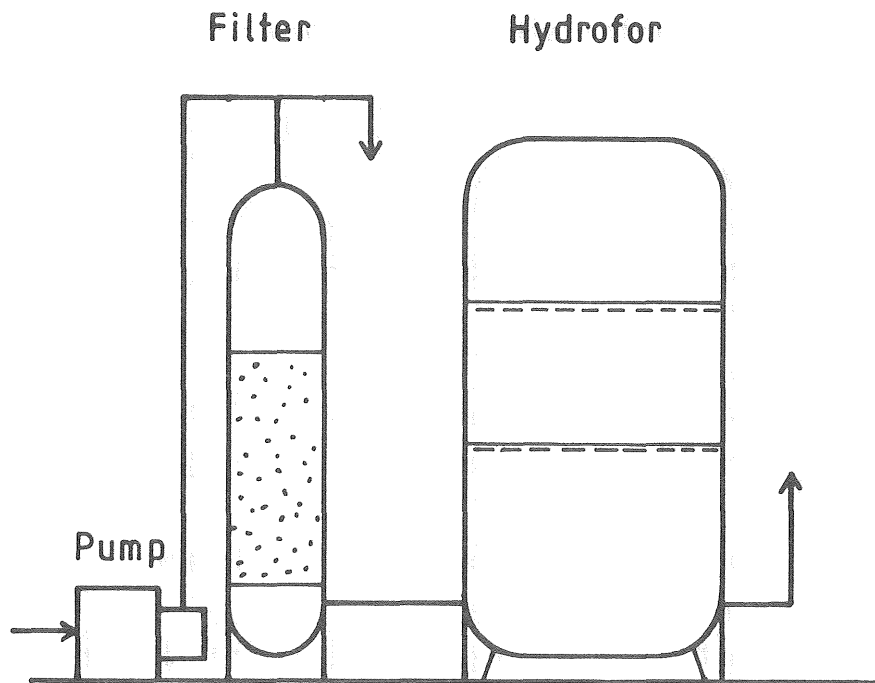


Fig 1. Avsyrningsfilter av genomströmningstyp inkopplat före hydrofor.

I ett enskilt hushåll har man i regel en hydrofor. Dess funktion är att minska frekvensen av pumpens från- och tillslag men den vattenvolym som finns kan även användas som reservoar. Istället för att i pH-höjande syfte ha ett genomströmningsfilter före hydroforen kan man ha ett filter parallellkopplat till hydroforen, fig 2. Medelst en cirkulationspump kan vatten cirkuleras upprepade gånger genom filtret. Vattenvolymen i hydroforen användes som magasin och en mindre reaktionssnabb alkalisk massa kan användas för att höja vattnets pH-värde.

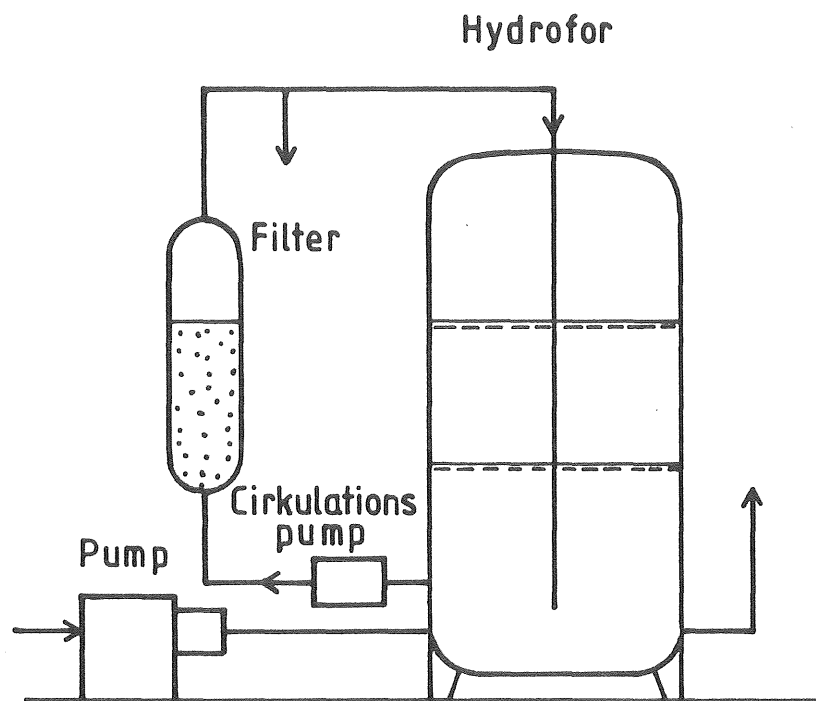


Fig 2. Avsyrningsfilter inkopplat parallellt med hydrofor och genom vilket vatten cirkuleras.

KRAV PÅ VATTENKVALITET

Det största problemet med surt vatten är att det orsakar korrosion på rörmaterial och armaturer. Korrosionen leder förutom till att rören går sönder, till förhöjda halter av i första hand koppar, järn och zink.

Koppar används numera i stor utsträckning som material i ledningar i såväl varmt som kallt vatten. Detta för att koppar har god korrosionsbeständighet. I vissa fall sker gropfrätning i varmvatten. Mattsson och Fredriksson (1) har vid praktikfallsundersökningar funnit att gropfrätning inträffat i ett flertal fall i vatten med ett pH-värde mellan 5 och 7, men att inga fall inträffat vid $\text{pH} > 7,4$. De vatten som orsakade gropfrätning hade vanligen låg vätekarbonathalt ($\text{HCO}_3^- < 29 \text{ mg/l}$) medan vatten med 100-300 mg HCO_3^-/l inte orsakade gropfrätning.

Genomförda modellförsök visade att skyddande beläggning bildas under förutsättning att pH och HCO_3^- -halten var tillräckligt hög. Skyddsskiktetsbildningen kunde störas av en hög sulfathalt. Av dessa studier formulerades ett önskemål: pH-värde bör vara $> 7,4$ och $(\text{HCO}_3^-) / (\text{SO}_4^{2-}) \geq 1$. Halterna är i mg/l.

Efter ytterligare studier av Lindman och Mattsson (2) har detta krav ändrats något och lyder: För att undvika gropfrätning i varmvattenledningar av koppar och för att hålla halten utlöst koppar i vattnet så låg som möjligt bör man eftersträva

- ett pH-värde av minst 7
- en HCO_3^- -halt av minst 100 mg HCO_3^-/l
- så låg SO_4^{2-} -halt som möjligt och aldrig högre än HCO_3^- -halten

Eftersom koppar är det dominerande rörmaterialiet vid inomhusinstallationer numera tas ovanstående krav som riktvärden vid bedömning av resultaten i denna rapport.

NATURLIG GRUNDVATTENKVALITET OCH VATTENKVALITETSPARAMETRAR

För enskilda hushåll är det nästan uteslutande grundvatten som används för dricksvatten.

Stora lokala skillnader kan förekomma i grundvattnets surhetsgrad till följd av variationer i topografi, bergarter och jordarters beskaffenhet. Ytligare grundvatten är surare än djupare grundvatten. Brunnsvatten i mark av sand och grus har ofta lägre pH än vatten i moränmark och framför allt än vatten i lerområden.

Brunnar i jord av svårvittrat mineral har naturligt lägre pH än brunnar i lättvittrat mineral t ex skiffer och kalksten. Brunnar där vattnet omsättes snabbt är surare än brunnar med långsamt vattenutbyte.

Försurningen har givit vissa påtagliga förändringar i grundvattnets sammansättning. Hårdheten, dvs vattnets innehåll av kalcium och magnesium, har ökat relativt vätekarbonathalten. Det tyder på att en urtvättning av utbytbara katjoner pågår i marken. Grundvattnen har även blivit sulfatrikare. Alkaliniteten minskar och halten kolsyra ökar. I enskilda brunnar är pH-värden under 6 inte ovanliga.

Undersökningar av Norton och Henriksen (3) i Norge visar följande samband mellan pH-värde och HCO_3^- -halt.

$$\text{pH} = 9.85 + 0.95 \log (\text{HCO}_3^-) \quad (r = 0.87)$$

där koncentrationen är angiven i mol/l

I det följande beskrives några begrepp som har betydelse för alkalisering eller neutralisering av kolsyra. Dessa begrepp är:

vattnets innehåll av kolsyra
vattnets buffertkapacitet
kalk-kolsyrajämvikten

Vattnets innehåll av kolsyra

Normalt är vattnets halt av kolsyra bestämmande för vattnets surhetsgrad och följaktligen av avgörande betydelse vid behandling av sura vatten

Kolsyra dissocieras enligt:



och jämviktsekvationen kan skrivas:

$$\text{H}_2\text{CO}_3 = \frac{1}{K_{a1}} (\text{H}^+)(\text{HCO}_3^-)$$

där Koncentrationerna är i mol/l

K_{a1} är kolsyrans första dissociationskonstant som är temperaturberoende.

$$\log K_{a1} = - 356,3094 - 0,06091964T + 21834,37/T + \\ + 126,8339 \log T - 1684915/T^2$$

där T är absoluta temperaturen i $^{\circ}\text{K}$.

Efter Plummer N, Busenberg E. (4).

Ovanstående ekvation används för att beräkna ett vattens halt av fri kolsyra. Sambandet illustreras i fig 3.

Som framgår av fig 3 är en exakt bestämning av pH av avgörande betydelse för att bestämma den fria kolsyran. Med andra ord; pH bör eller måste bestämmas på platsen.

Figuren visar också att vätekarbonatrika vatten vid låga pH-värden innehåller mycket höga kolsyrhalter. Detta betyder att fri kolsyra i sådana vatten måste analyseras, ej beräknas via pH-värde.

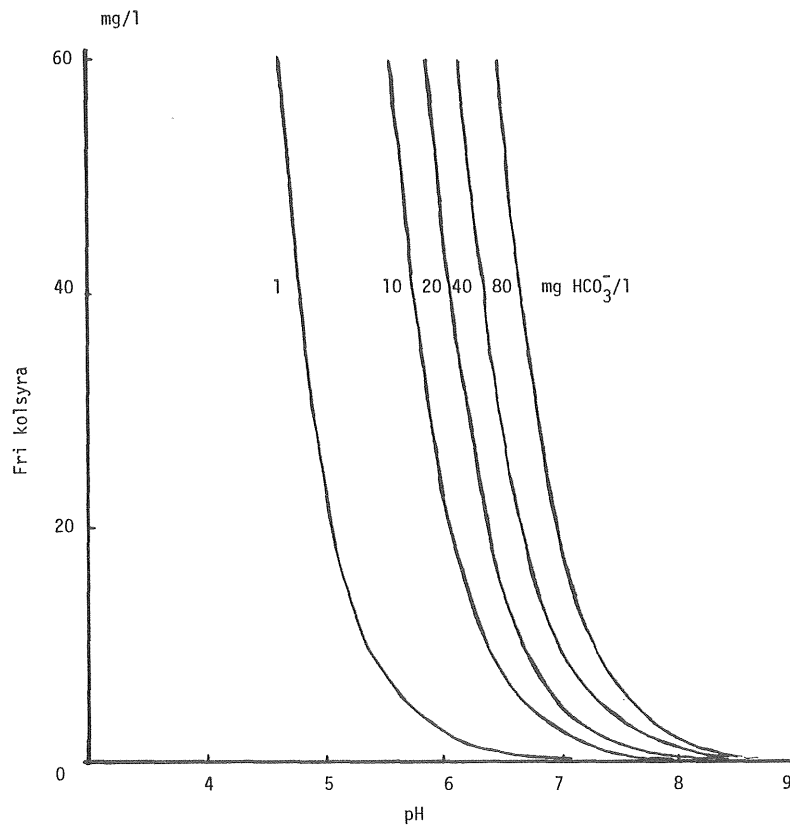


Fig 3. Fri kolsyra som funktion av pH vid olika vätekarbonat-halter.

Vattnets buffertkapacitet

En annan viktig faktor i detta sammanhang är vattnets buffertkapacitet. Ett vattens buffertkapacitet är dess förmåga att motstå pH-förändringar då syra eller bas tillföres vattnet.

Vid definitionen av en enhet för mätning av buffertverkan uttryckes den tillsatta mängden av stark bas i ekvivalenter per liter lösning och betecknas med C_b . Buffertverkan vid tillsats av en stark bas blir proportionell mot derivatan dC_b/dpH . Man väljer denna derivata som ett mått på buffertverkan och benämner den buffertkapacitet β .

$$\beta = \frac{dC_b \text{ ekv/lit}}{dpH \text{ pH-enhet}}$$

Enligt denna definition är β alltid positiv, emedan pH alltid ökar vid tillsats av en bas.

Vattnets buffertverkan vid ett visst pH-värde är lika med summan av alla närvarande syrabaspars bidrag vid detta värde. Bidraget är störst vid parets pK_a -värde ($pK_a = -\log K_a$ där K_a är syrans jämviktskonstant). Det sjunker hastigt på båda sidor härom. Det är också så att bidraget vid ett och samma pH-värde är proportionellt mot parets totalkoncentration.

Enbart närvaro av $H_3O^+ - OH^-$ i vatten ger hög buffertverkan i närheten av $pH = 0$ och 14 . Detta illustreras i fig 4.

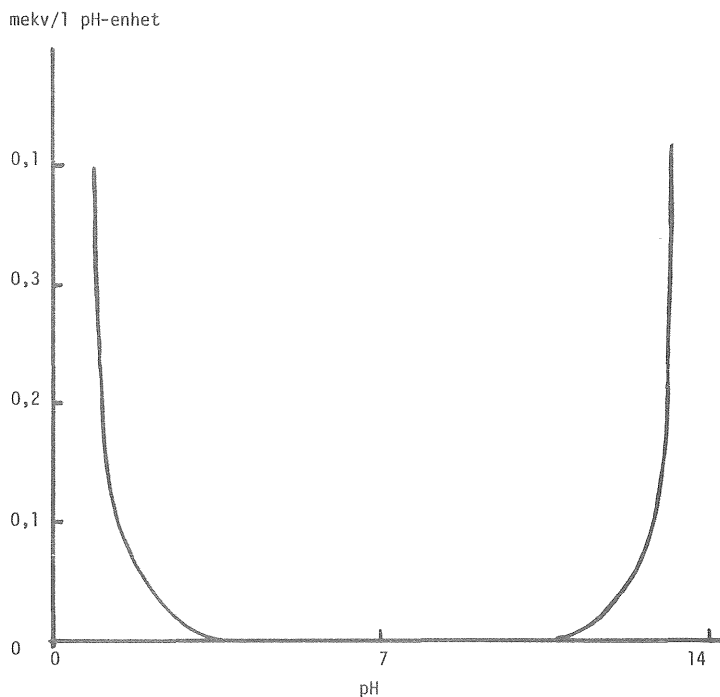


Fig 4. Buffertkapacitet för vatten utan buffrande ämnen vid olika pH.

Tillkommer svaga protolyssystem så ökar buffertkapaciteten främst vid parets pK_a -värde. Ett sådant svagt protolyssystem är $H_2CO_3 - HCO_3^-$ och $HCO_3^- - CO_3^{2-}$ med ett pK_{a1} -värde $\sim 6,4$ och pK_{a2} -värde $\sim 10,3$.

Ekvationen för detta system kan skrivas:

$$\beta = 2,303 \left[(H^+) + (OH)^- + \frac{(H_2CO_3)(HCO_3^-)}{(H_2CO_3) + (HCO_3^-)} + \frac{(HCO_3^-)(CO_3^{2-})}{(HCO_3^-) + (CO_3^{2-})} \right]$$

där koncentrationerna är angivna i mol/l.

I fig 5 är buffertkapaciteten beräknad och avsatt som funktion av pH för en totalkoncentration av 0,001 mol/l.

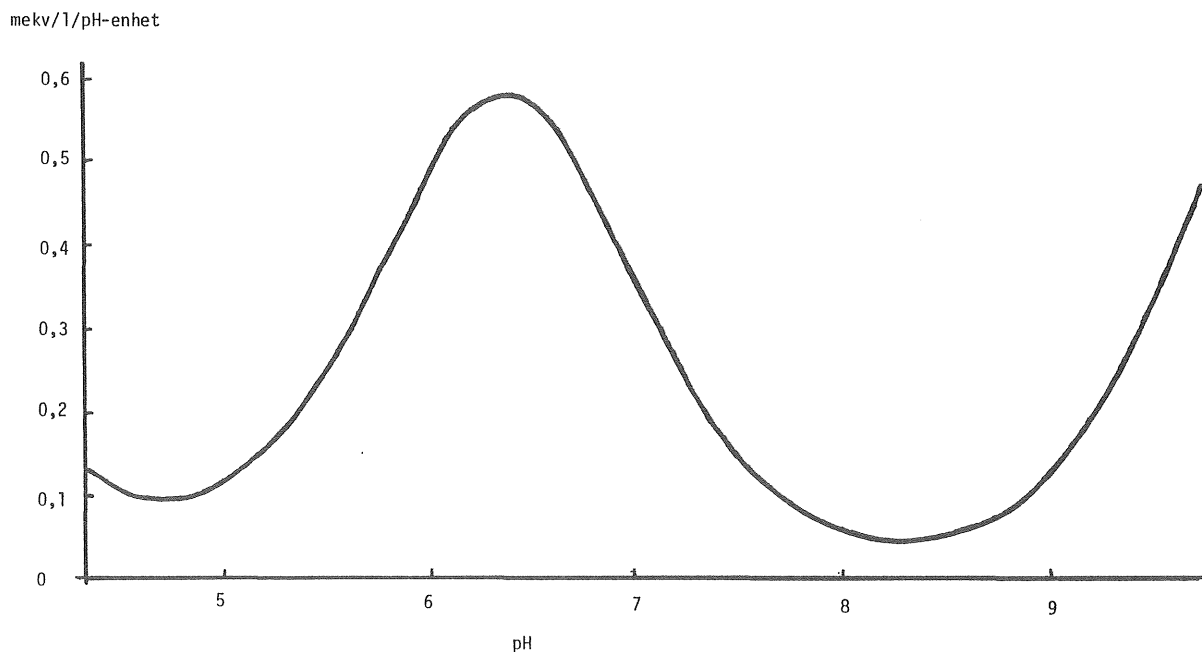


Fig 5. Buffertkapacitet mot pH för $H_2CO_3 - HCO_3^-$, $HCO_3^- - CO_3^{2-}$ - systemet. Totalkoncentration 10^{-3} mol/l.

Av figuren framgår att buffertkapaciteten har ett maximum runt pH 6,4 och sitt lägsta värde vid pH 8,3. Detta betyder att det är svårast eller går åt mer syra eller bas att ändra pH på ett vatten vars pH ligger omkring 6,4.

Kalk-kolsyrajämvikt

Om ett kolsyrarikt surt vatten tillåts vara i kontakt med kalciumkarbonat inställer sig så småningom en jämvikt, s k kalk-kolsyrajämvikt.

En kalciumkarbonatmassa höjer vattnets kalciumhalt som tillsammans med vattnets vätekarbonathalt är viktigt för, och reglerar jämvikts-pH i vattnet.

Kalciumkarbonat är svårslösligt i vatten men med hjälp av kolsyra kan man överföra kalciumkarbonat i vätekarbonat. Avlägsnas den kolsyra som håller karbonatet i lösning faller kalciumkarbonat ut igen i fast form. Den kolsyra som finns i vattnet när det är i jämvikt med kalciumkarbonat brukar kallas tillhörande kolsyra.

I ett vatten där det varken faller ut eller upplöses kalciumkarbonat råder det s k jämvikts-pH-värdet eller tecknat pH_s .

Vattnets pH_s kan beräknas enligt följande förenklade ekvation.

$$pH_s = pK_{a2} - pK_s - \log(Ca^{2+}) - \log(HCO_3^-)$$

där

(Ca^{2+}) , (HCO_3^-) är resp ämnes koncentration i mol/l.

K_{a2} och K_s är temperatur- och jonstyrkeberoende konstanter.

$$\log K_{a2} = - 107,8871 - 0,03252849T + 5151,79/T + 38,92561 \log T - 563713,9/T^2$$

$$\log K_s = - 171,9773 - 0,077993T + 2903,293/T + 71,595 \log T$$

Efter Plummer, N., Busenberg, E. (4).

Denna ekvation är illustrerad i fig 6 där pH_s är ritad som funktion av kalciumkoncentration.

Av figur 6 framgår att jämviktsvärdet minskar vid ökad kalciumhalt och vätekarbonathalt. De kraftigaste förändringarna erhålls naturligt om koncentrationerna från början är låga.

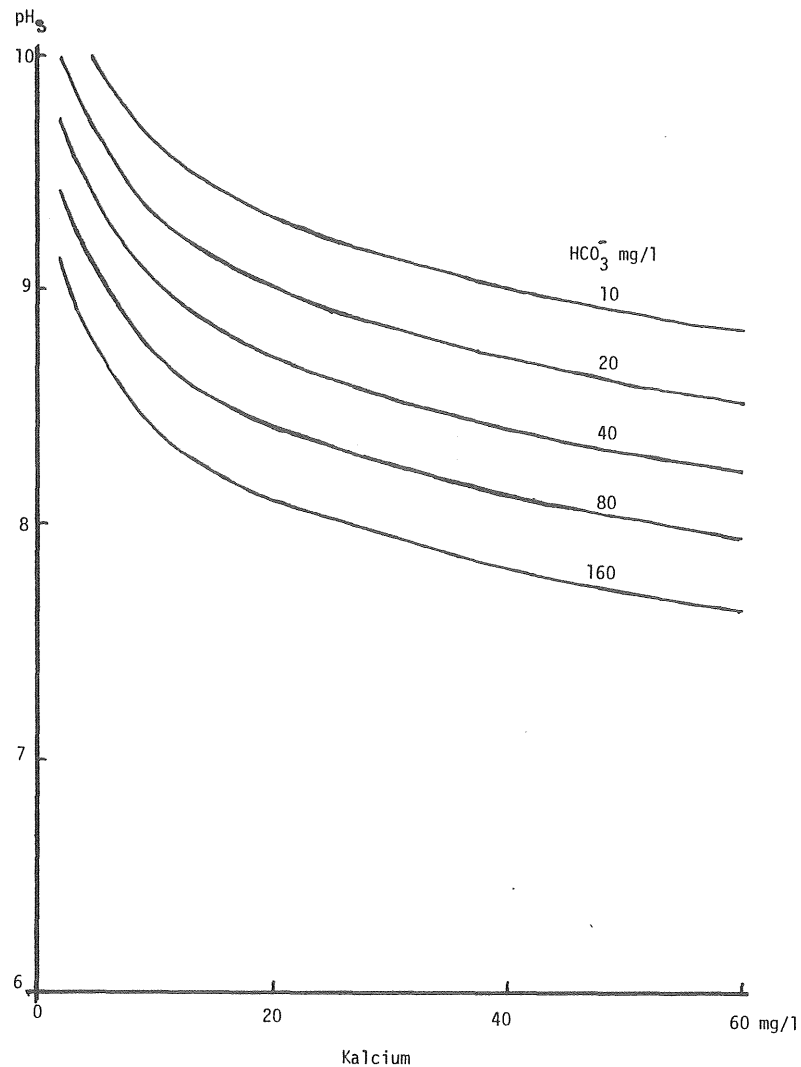


Fig 6. Jämvikts-pH som funktion av kalciumkoncentration vid olika vätekarbonathalter.

Jämvikten mellan kalciumkarbonat och kolsyra har undersökts experimentellt mycket tidigt av Tillmans. Tillmans teori som är förenklad kan ändå användas för att illustrera vad som händer med vattnet då dess kolsyra avlägsnas på olika sätt.

Med de förenklingar som gjorts av Tillmans, beskriver kolsyra i jämvikt med kalciumkarbonat - den sk tillhörande kolsyran - en tredjegradskurva om den avsätts mot vätekarbonathalten, fig 7.

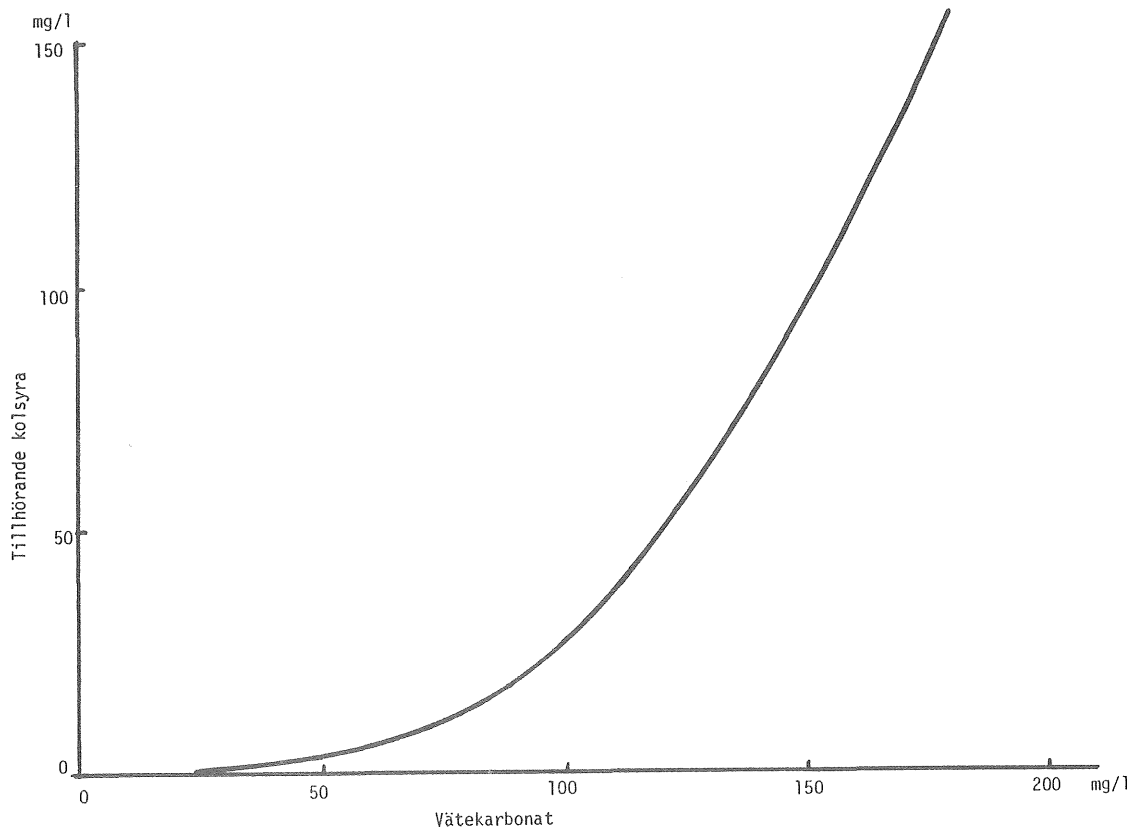


Fig 7. Tillmans' kurva.

Vattnets halt av fri kolsyra kan analyseras eller beräknas. Den del av kolsyran i vattnet som överstiger den tillhörande kolsyran kallas aggressiv kolsyra. Det är den aggressiva kolsyran - skillnaden mellan fri och tillhörande kolsyra - man vill minska. Detta kan ske på olika sätt:

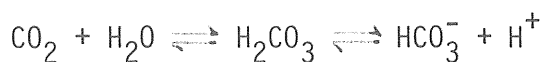
- Luftning: På teknisk väg driva av kolsyra ned till den halt som motsvarar den tillhörande kolsyran. Är vattnets vätekarbonathalt från början låg, <100 mg HCO_3 , erhåller man således inte den önskade vattenkvalitet som nämndes på sid 4 i denna skrift (jfr fig 8). Endast pH-värdet höjes medelst luftning.
- Kemikaliedosering: Låta vattnet passera alkaliska massor som neutraliserar kolsyran samtidigt som vätekarbonathalten höjes. Härvid neutraliserar en mol kalciumkarbonatmassa en mol kolsyra.

Dolomitmassa reducerar kolsyrainnehållet effektivare och i och med att vattnets kalciumhalt ej ökar lika mycket är det möjligt att nå ett högre jämvikts-pH-värde. Men - och det bör observeras - i och med att massans magnesiumoxid snabbt övergår till hydroxidform kan vattnets pH-värde höjas över jämviktsvärdet och då fälls kalciumkarbonat ut i massan och dolomitmassan har blivit en karbonatmassa.

AVSYRNINGSPRINCIPER

Luftning

På teknisk väg genom luftning drivs kolsyra av till en viss halt. Eftersom kolsyra är en "sur gas" höjes pH-värdet då kolsyra avlägsnas i enlighet med



Normal luft innehåller omkring 0.03 volymprocent koldioxid. Enligt Henrys lag är kolsyrans löslighet i vatten proportionell mot dess partialtryck i luftfasen. Kolsyrans löslighet vid 1 atm. och 0°C, 5°C och 10°C är 3371 mg/l, 2808 mg/l och 2360 mg/l respektive. Den lösta mängden vid 5°C är då vid jämvikt $0.0003 \cdot 2808 = 0,84$ mg CO₂/l och 0.71 mg CO₂/l vid 10°C. Vid

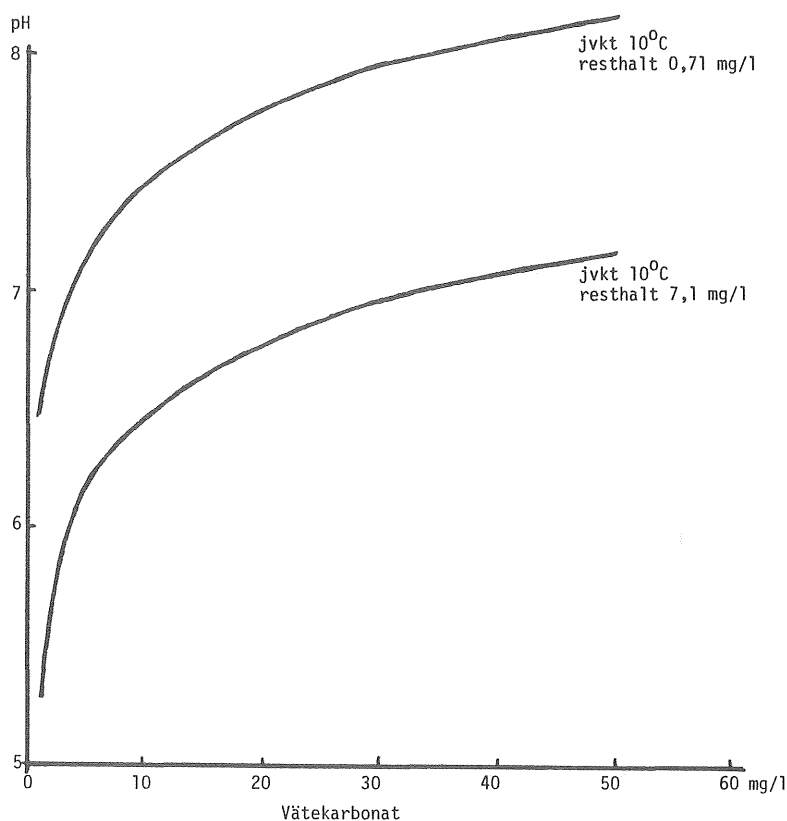


Fig 8. pH-värde efter luftning, dels till jämvikt med atmosfärens koldioxidhalt dels vid en resthalt av 7.1 mg CO₂/l, 10°C, som funktion av vattnets HCO₃⁻-halt.

Luftning är det i praktiken inte möjligt att nå dessa låga resthalter. Avskiljningseffekter på 70% kan dock uppnås. Praktiskt kan man i regel nå resthalter i storleksordningen 5-10 mg CO₂/l. pH-värde efter luftning till olika resthalter för vatten med olika vätekarbonathalt är illustrerat i fig 8.

Av figuren framgår att det endast är meningsfullt att lufta vatten som har en ganska hög HCO₃⁻-halt om ett högt pH eftersträvas.

Kemikaliedosering

Genom att låta vatten passera alkaliska massor eller genom dosering av alkali neutraliseras vattnets kolsyrahalt. De kemikalier som normalt användes är

Halvbränd dolomit	MgO·CaCO ₃	} Massor
Marmor	CaCO ₃	
Rådolomit	MgCO ₃ ·CaCO ₃	
		} Lösningar
Kalk	CaO eller Ca(OH) ₂	
Natronlut	NaOH	
Soda	Na ₂ CO ₃	

För behandling av enskilda vatten är den första gruppen av kemikalier vanligast. Halvbränd dolomit är utvecklad så att den snabbt neutraliserar vattnets halt av kolsyra utan att ge nämnvärd ökad kalciumhårdhet till vattnet.

Man anger vanligen följande bruttoformel för reaktionen mellan halvbränd dolomit och kolsyra:



Av reaktionen framgår att vattnets halt av både magnesium och kalcium ska öka. Den verksamma beståndsdelen i dessa material är dock magnesiumoxiden. Den övergår i kontakt med vatten till magnesiumhydroxid.

Halvbränd dolomit förekommer under flera handelsnamn. Produkterna är något olika effektiva eller verksamma (5).

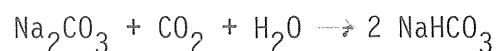
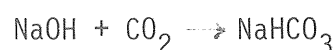
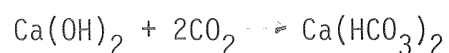
Kalciumkarbonatmassor finns liksom dolomiter under olika produkt-namn alltefter ursprung eller bildningsätt. För kalciumkarbonats reaktion med kolsyra anges vanligen



Denna typ av massa är betydligt långsammare varför den inte blivit lika använd som dolomitmassa. Den höjer vattnets kalciumhårdhet och vid kolsyrarika vatten kan en hög hårdhet nås. Användning av rådolomit är veterligen inte hittills tillämpad.

Användning av kalk i släckt form, natronlut eller soda tillämpas huvudsakligen vid vattenverk även om utrustning nu finns för dosering även i mindre system. Fördelen med dosering av kemikalielösning är att det är möjligt att tillsätta just så mycket man behöver för att nå ett visst pH-värde. Man är inte beroende av reaktionstider och varierande uppehållstider i filter eftersom reaktionen är mycket snabb. Nackdelen är att något ökad tillsyn krävs.

Kalk, natronlut och soda avlägsnar kolsyra enligt



Skillnaden mellan kemikalierna är den att kalk ger ökad hårdhet medan lut ej ökar vattnets hårdhet. Natronlut och soda är i enskilda små system enklare ur doseringssynpunkt än kalk .

De olika avsyrningsmetodernas verkan på vattenbeskaffenheten kan illustreras i det tidigare nämnda Tillmanns diagram, fig 9.

Det aktuella vattnets fria kolsyra avlägsnas vid luftning utan vätekarbonathöjning. Med kalciumkarbonat eller kalk övergår kolsyra i vätekarbonat.

De olika metodernas teoretiska möjligheter och skillnader har ovan beskrivits i ett system i jämvikt. I praktiska anläggningar är tillgängliga uppehållstider och de fysikalisk-kemiska reaktionernas hastigheter av avgörande betydelse för den vattenkvalitet man kan få.

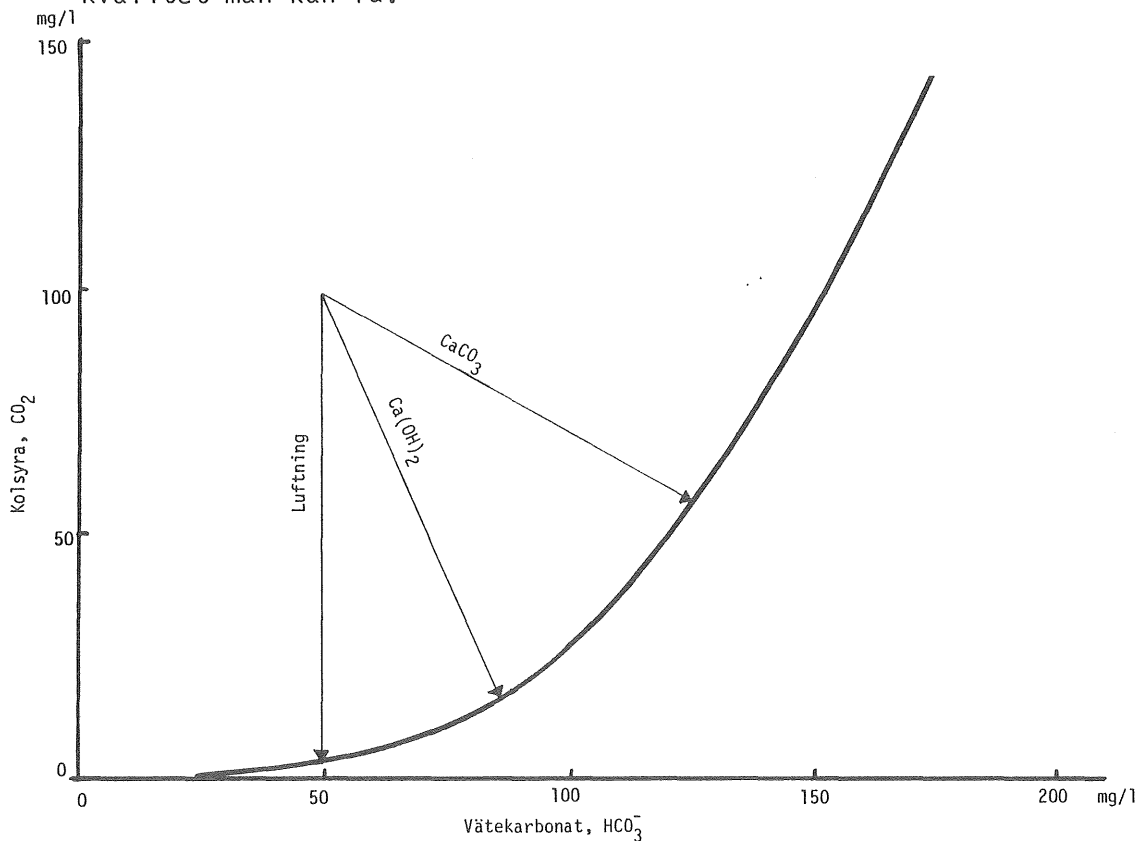


Fig 9. Tillmanns jämviktskurva där olika avsyrningsåtgärders inverkan på vattenkvaliteten illustreras.

Sammanfattningsvis kan då sägas att luftning reducerar vattnets halt av fri kolsyra samtidigt som pH-värdet stiger. Vattnets halt av andra ämnen påverkas ej. Vid tillsättning av kalk eller lut reduceras kolsyran lika effektivt av båda kemikalierna. Skillnaden är att då kalk användes ökas vattnets hårdhet. Vid användning av marmor eller motsvarande reduceras kolsyran och vattnets kalciumhårdhet höjes. Dolomitmassor avlägsnar kolsyra effektivare utan nämnvärd höjning av vattnets kalciumhårdhet. Vattnets magnesiumhalt höjes dock, vilket ger en ökad totalhårdhet.

UNDERSÖKNING AV ALKALISKA FILTER

Omfattning

Den experimentella delen av undersökningen har omfattat följande etapper.

Etapp 1. Inledande laboratorieförsök.

Undersökning av pH förändring i vatten vid cirkulation av vatten genom olika alkaliska filter. Tre olika cirkulationshastigheter har studerats samt inverkan av vattnets hårdhet. Förloppet har studerats vid atmosfärstryck.

Etapp 2. Försök i hydroforsystem.

Undersökning i laboratorium av cirkulation av vatten genom en kalciumkarbonatmassa under tryck i ett hydroforsystem.

Etapp 3. Undersökning i fält.

Undersökning i fält av olika vatten i ett hydroforsystem med cirkulation av vatten genom kalciumkarbonatmassor.

Etapp 4. Alternativa utformningar av filterenhet.

Undersökning av vissa systemuppställningar i laboratorium under mer preciserade förhållanden i jämförande syfte.

Etapp 5. Försök som underlag till matematisk modell för kalciumkarbonat massor.

Undersökning av kalciumkarbonatmassor.

Etapp 1. Inledande laborieförsök

I laboratorium studerades inledningsvis flera typer av alkaliska massor och dess förmåga att förändra pH-värdet på ett mjukt vatten. Undersökningen avsåg att simulera ett hydroforsystem med ett filter genom vilket vatten från hydroforvolymen ständigt cirkulerades. Tömningar ur en hydrofor simulerades genom vattenbyte.

Försöksanläggningen framgår av fig 10.

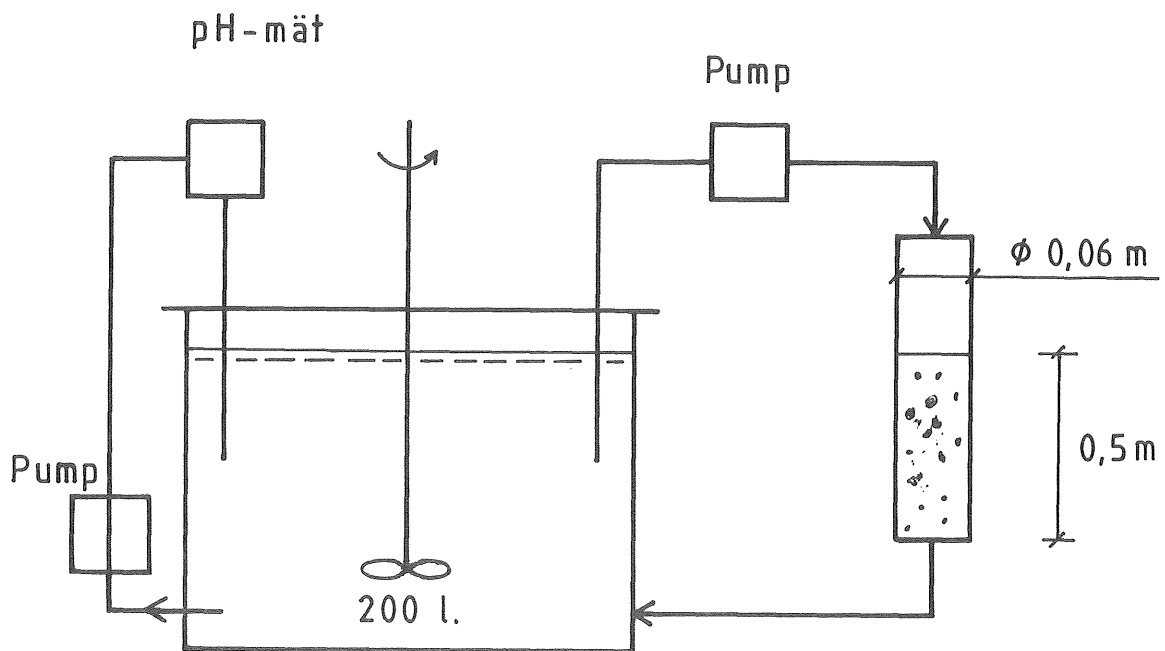


Fig 10. Försöksanläggning etapp 1.

De två vatten som studerades under etapp 1 hade följande sammansättning.

	Mjukt vatten	Hårt vatten
pH	6.3-6.4	5.7-5.8
HCO ₃ mg/l	8-10	135
Ca _{tot} mg Ca/l	10	55

Det mjuka vattnet användes även i en tidigare rapport "Undersökning av alkaliska massor Publ. 83:6" (5).

Försöken utfördes vid 3 olika cirkulationshastigheter genom det alkaliska filtret, 5, 10 resp. 20 m/h vilket motsvarar ett flöde av $Q = 0,25, 0,5$ resp $1,0$ l/min. Detta betyder att "hydroforvolymen" dvs 200-literskärlet omsattes på ca 13, 6 och 3 timmar respektive.

Uttag ur "hydroforvolymen" simulerades genom att nytt "brunnsvatten" pumpades in under 10 minuter med ett flöde av ca 10 l/min, vilket då betyder att halva "hydroforvolymen" byttes ut.

pH-värdet registrerades kontinuerligt. Prov för vattenanalys uttogs då jämvikt uppnåtts.

Följande massor har undersökts. Massorna är beskrivna i Publ. 83:6.

<u>Massa</u>	<u>Typ av massa</u>
Akdolit I	Halvbränd dolomit
Filtercarb	Kalciumkarbonat
Corallina	- " -
Corallg	- " -
Aquaring	- " -
Marmor-dolomit 00	Rå dolomit
Marmor-dolomit 0	- " -
Marmor-dolomit F5	- " -

Resultatet från alla försök presenteras i en form som redovisar förändringar av olika parametrar (pH , HCO_3^- , Ca^{2+}) i utgående som funktion av tid. En sådan principfigur visas i fig 11.

Resultatet från försök redovisas under etapp I i nedanstående diagram där framför allt skillnader mellan de olika massornas reaktionshastigheter vid olika vattenhårdhet är intressant, fig 12-19.

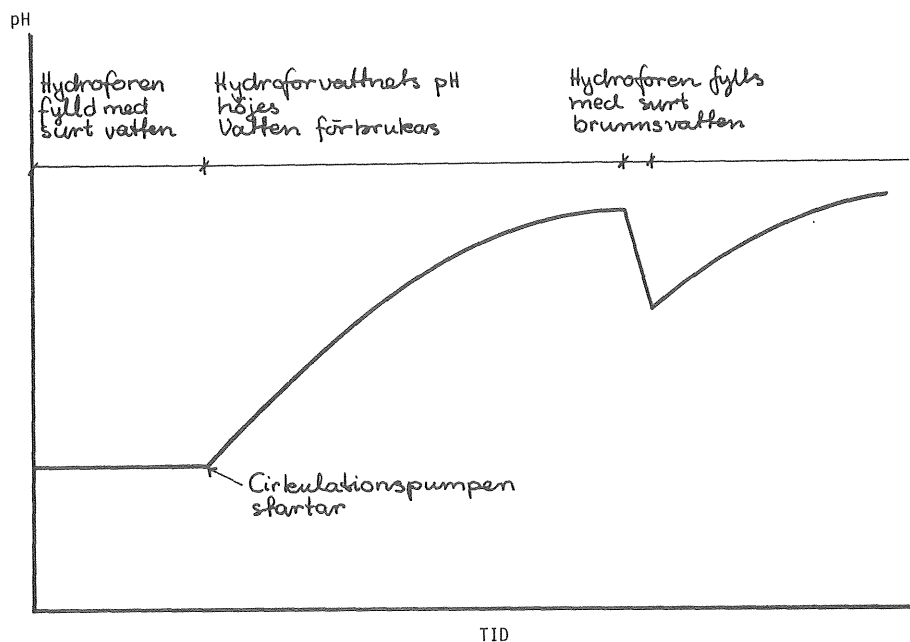


Fig 11 Principbild över hur vattenkvaliteten i hydroforen förändras när vatten cirkuleras genom ett alkaliskt filter och vad som sker då nytt brunnsvatten pumpas in i hydroforen.

Massornas reaktionshastighet och erhållet slut-pH-värde

Det råder skillnader, mellan de olika massorna i deras reaktionshastighet. I mycket mjukt vatten höjde halvbränd dolomitmassa mycket snabbt vattnets pH-värde till ett pH över 12. Kalciumkarbonatmassorna och framförallt rådolomitmassorna var betydligt långsammare och det erhållna slut-pH-värdet var för dessa massor mellan 7.5 - 8.5.

I kolsyrarikt, hårt vatten erhöles inga påtagliga skillnader mellan halvbränd dolomit och kalciumkarbonatmassor. Slut-pH-värdet blev väsentligt lägre. Här måste påpekas att försöksanordningen hade brister i och med att kolsyra till viss del kunde avgå även om åtgärder för att så inte skulle ske hade vidtagits.

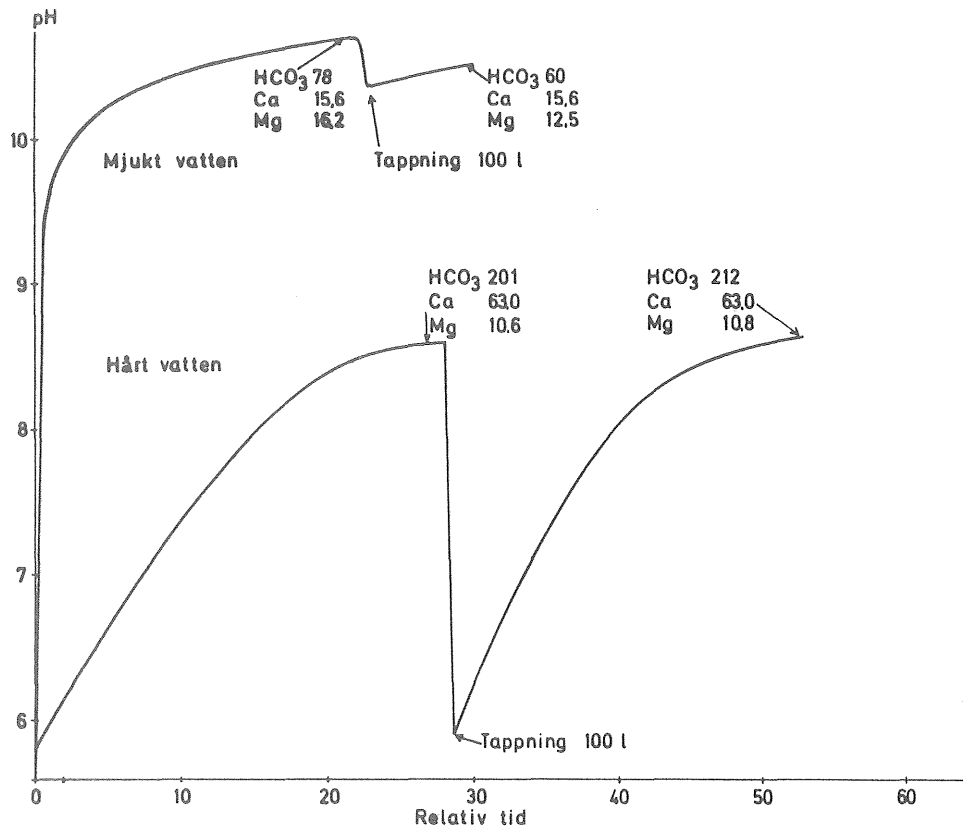


Fig 12. Försök med Akdolit. Halter i mg/l.

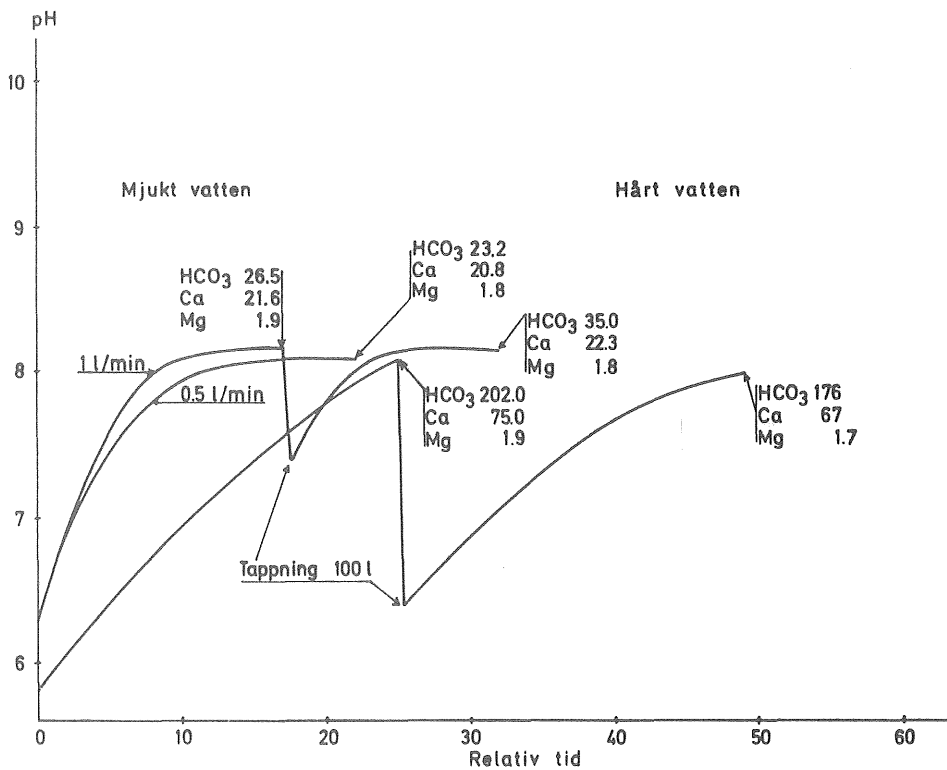


Fig 13. Försök med Filtercarb. Halter i mg/l

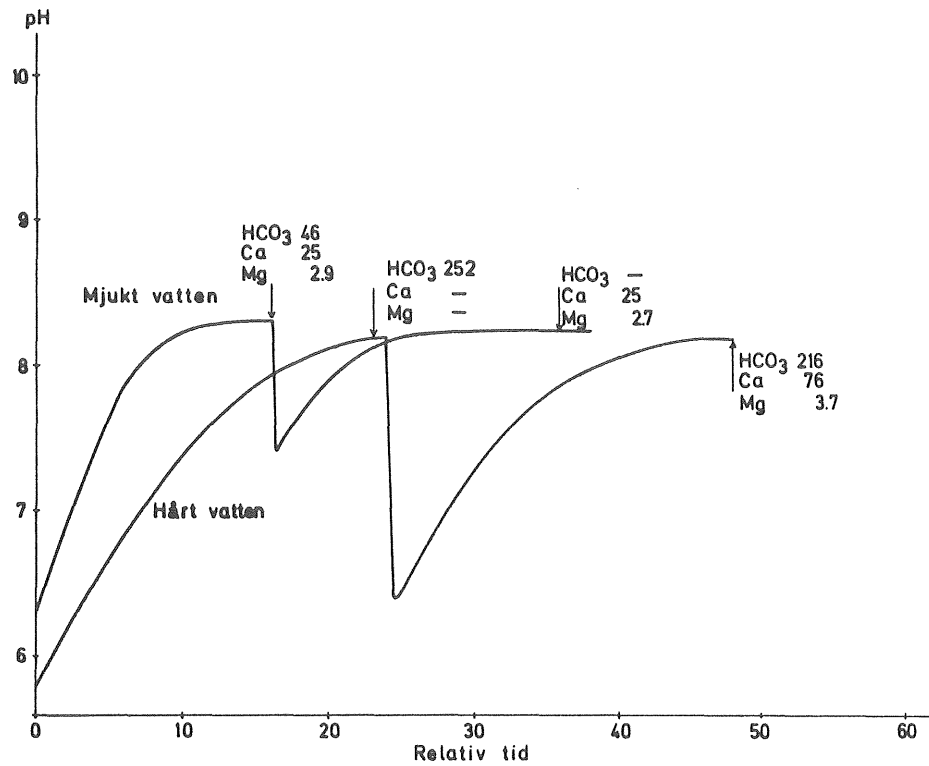


Fig 14. Försök med Corallina. Halter i mg/l.

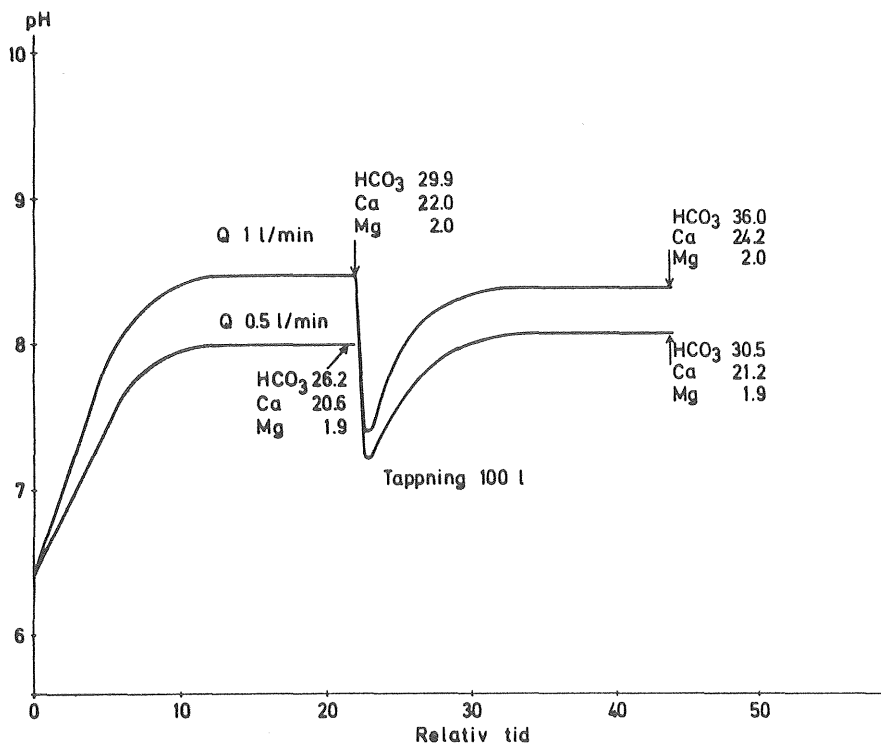


Fig 15. Försök med Corallg. Halter i mg/l.

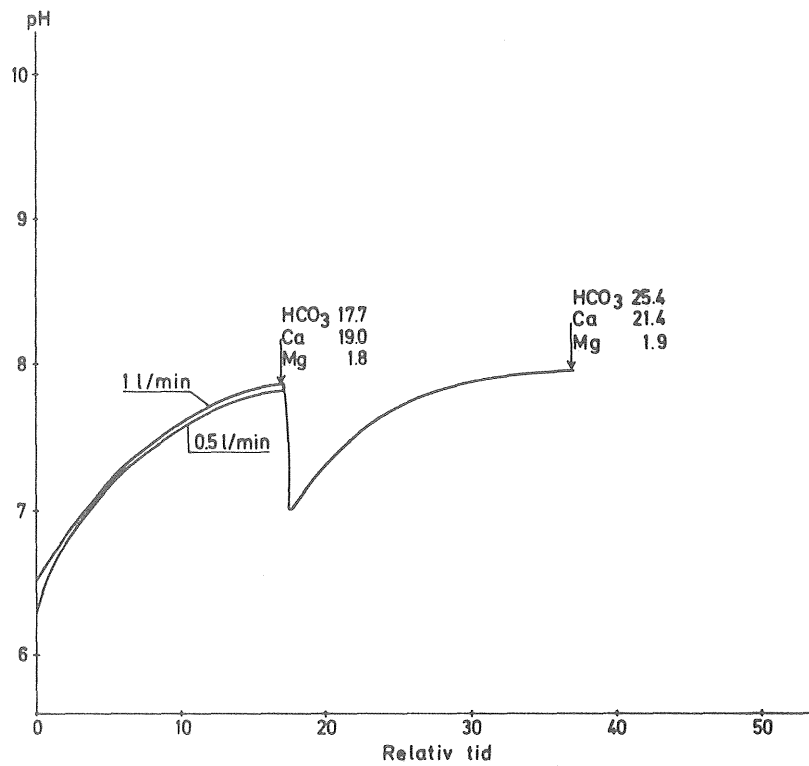


Fig 16. Försök med Aquaring. Halter i mg/l.

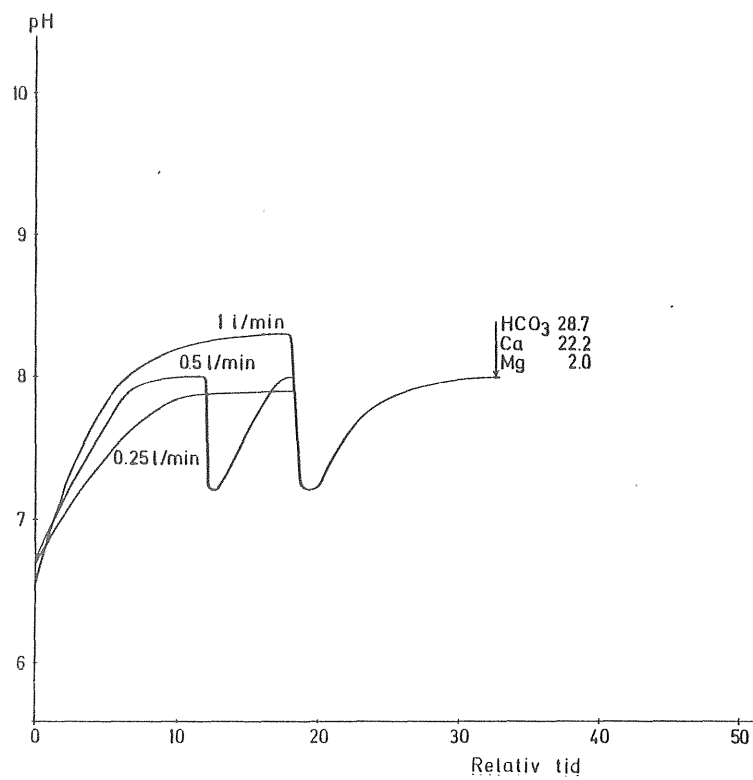


Fig 17. Försök med marmor-dolomit 00. Halter i mg/l.

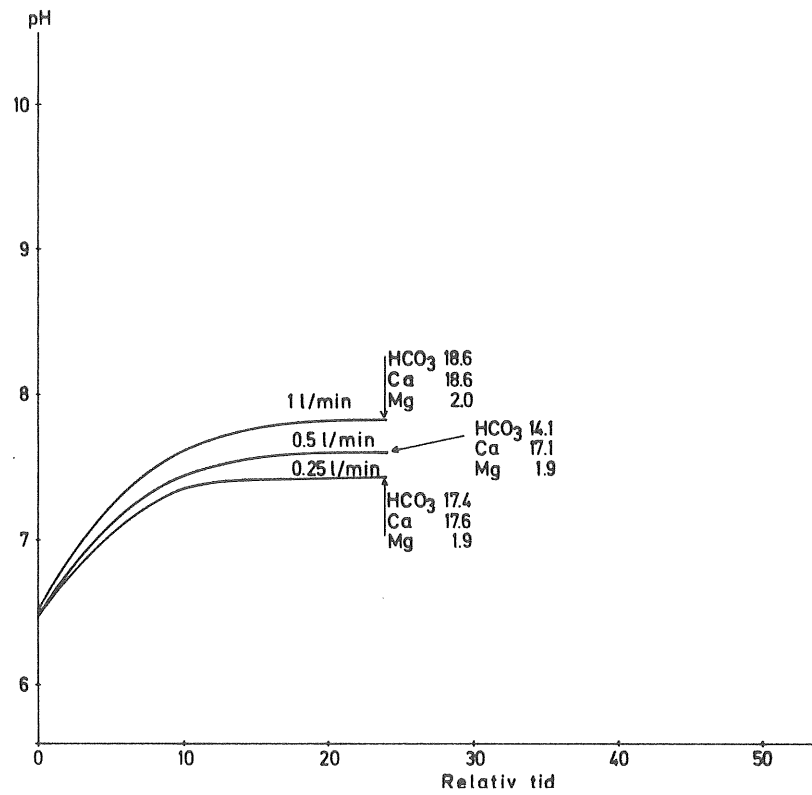


Fig 18. Försök med Marmor-dolomit 0. Halter i mg/l.

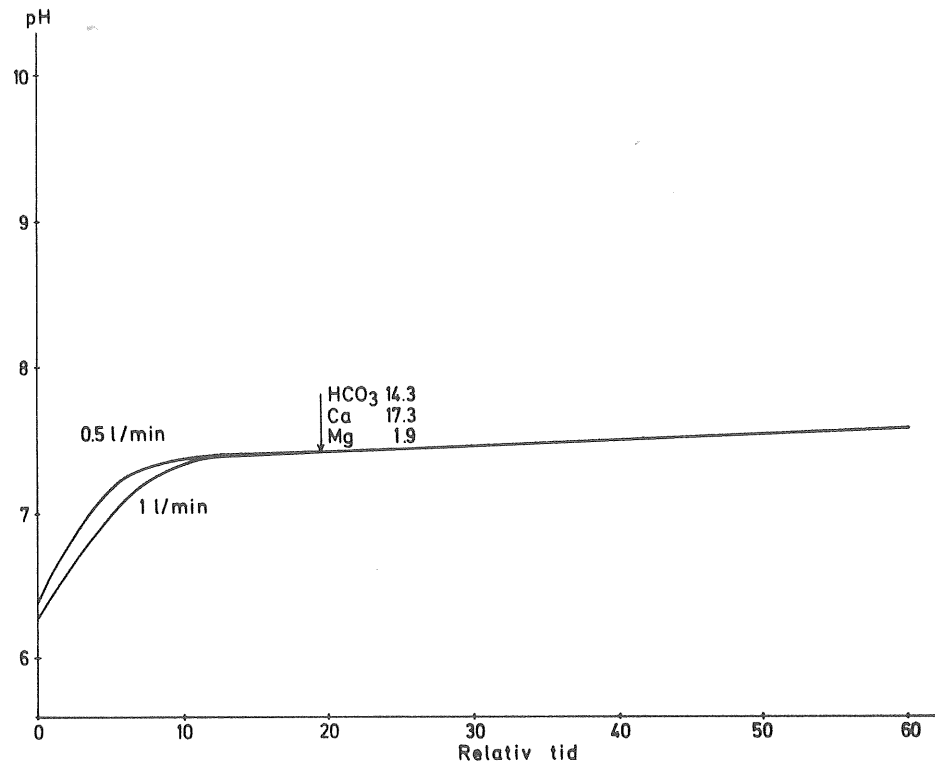


Fig 19. Försök med Marmor-dolomit F5. Halter i mg/l.

Cirkulationshastighetens betydelse

En ökad genomströmningshastighet genom massan gav en snabbare pH-höjning och ett högre slut-pH-värde för finkorniga massor medan hastigheten inte hade betydelse för grovkorniga massor. I de finkorniga massorna rådde laminär strömning och turbulent i de grovkorniga. Vid en genomströmning av 20 m/h i ett material med en kornstorlek av 1 mm vid 5⁰C är Reynolds tal 5 och vid 5 mm stora korn är Reynolds tal 25. Reynolds tal <5 indikerar laminära flödesförhållanden. Man kan anta att tjockleken av det gränsskikt som omger varje kalciumkarbonatkorn och genom vilket diffusion av kalcium- och karbonatjoner sker blir tunnare med ökad hastighet inom det laminära området medan det är oberoende av hastigheten inom det turbulenta området.

Slutsatsen blir att hastigheten har betydelse för finkorniga massor men ej för grovkorniga.

Vattnets buffertkapacitet

I försöken har en avtappning ur "hydroforen" simulerats genom att halva vattenmängden utbytts mot "ursprungligt brunnsvatten" då jämvikt nåtts. Som framgår av bilderna erhöles en större eller mindre pH-förändring. Förändringens storlek är beroende på de olika vattnens buffertkapacitet, fig 4 och fig 5.

Små förändringar erhålles om ett vätekarbonatfattigt vatten blandas med ett vätekarbonathaltigt vatten med mycket högt pH, ex i fig 12.

Något större förändringar erhålles om ett vätekarbonatfattigt vatten blandas med ett vätekarbonathaltigt vatten med pH kring 8-8,5 ex i fig 13.

Stora förändringar erhålles då ett vätekarbonatrikt vatten med pH kring 6-6,5 blandas med ett likaledes vätekarbonatrikt eller t o m vätekarbonatrikare vatten men med ett pH kring 8-8,5 ex i fig 12, 13 och 14.

För att undvika pH-förändringar vilket är önskvärt, kan mängden vatten som tillförs hydroforen vid varje tillfälle, göras liten i förhållande till reservoarvolymen, eller kan vatten ledas genom cirkulationsfiltret innan det leds in i hydroforen. Även om genomströmningshastigheten genom filtret blir hög får man viss effekt.

En konsekvens av dessa pH-förändringar blir att vattnet i ledningssystemet kan få ett lågt pH-värde och därför bör man en viss tid efter stora tappningar spola genom ledningen så att inte vatten med lågt pH blir stående i densamma.

Etapp 2 Försök i hydroforsystem

På Lackarebäcks försöksstation studerades en massa, Corallg, som förberedelse till fältförsöken i ett hydroforsystem, enligt fig 18.

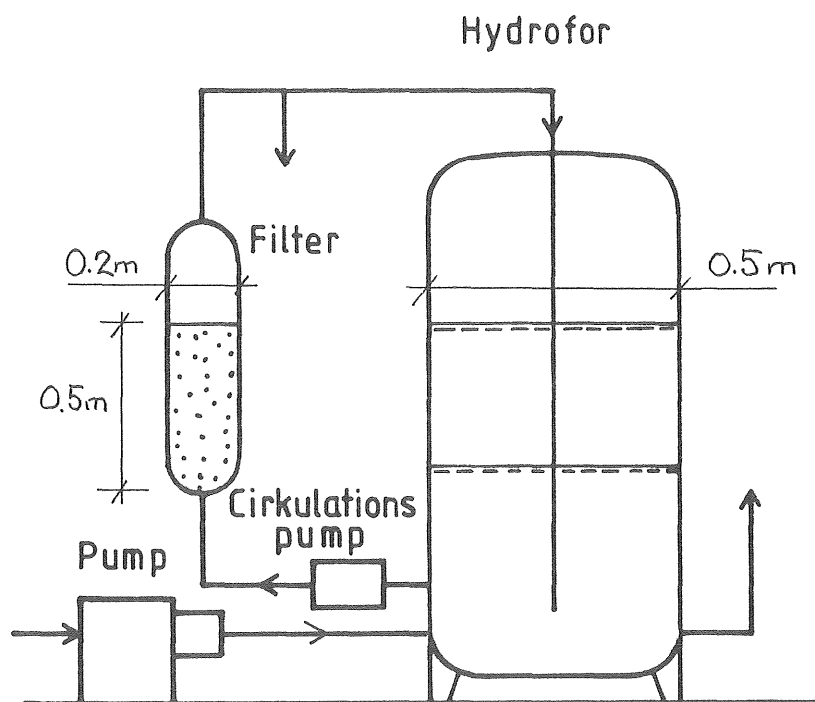


Fig 20. Hydroforanläggning.

I ovanstående försöksanläggning studerades pH-höjning med Corallg vid en cirkulationshastighet av 9.4 m/h.

Försöken utfördes med 3 olika vattentyper enligt tabell 1.

Tabell 1. Vattentyper vid Lackarebäcks försöksstation.

Vattentyp	Analysvärden i mg/l				
	pH	HCO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CO ₂ ber.
1	6.4	8	10	1.8	5
2	6.1	46	30	1.8	100
3	6.0	97	44	1.8	250

Vid start rymmer hydroforen ca 100 liter vatten och filtrets totala volym är ca 30 liter varav massan upptar 15 liter med 0.5 m bäddhöjd.

Resultatet från försöken med Corallgmassa visas i fig 21-22.

Resultatet visar att stora skillnader föreligger mellan olika vattentyper. Vatten med en kalciumhalt av > 30 mg Ca²⁺/l och höga kolsyrahalter gav snabbt en hög vätekarbonathalt men slut-pH-värdet nådde ej de krav som uppställts på sid 7.

Massan kan även ändra karaktär om exempelvis hårt vatten körts genom den. Detta framgår genom skillnader i resultat redovisade i fig 21 och 24.

Slutsatsen blir att vattnets innehåll av kalcium, vätekarbonat och kolsyra är av avgörande betydelse för hur snabbt och till vilket pH-värde man kan nå genom att leda vatten över en kalciumkarbonatmassa.

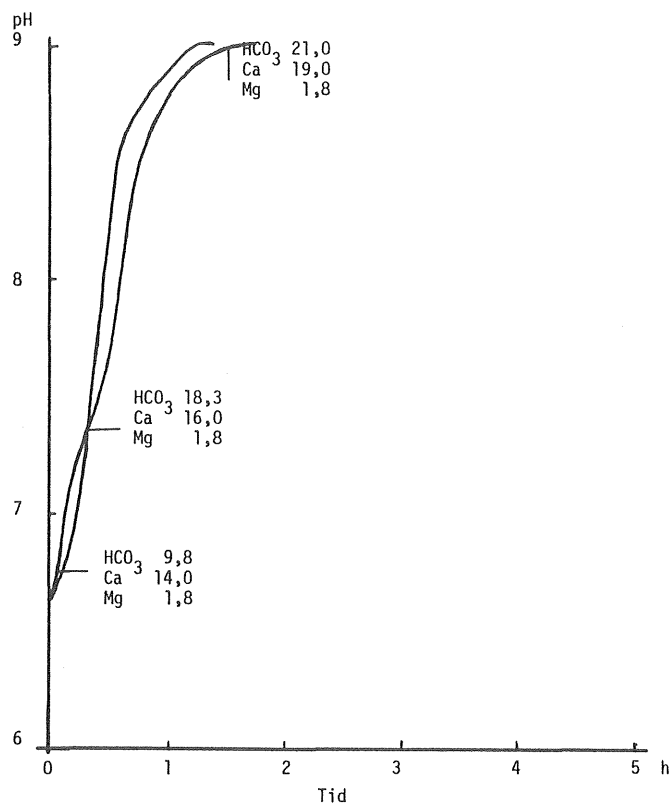


Fig 21. Försök med Corallmassa och vattentyp 1. Två försök. Halter i mg/l.

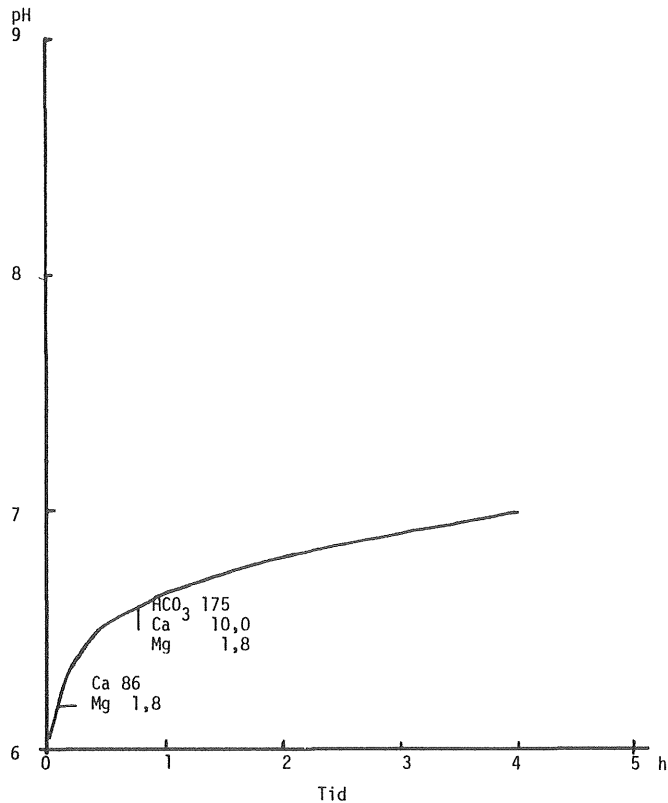


Fig 22. Försök med Corallmassa och vattentyp 2. Halter i mg/l.

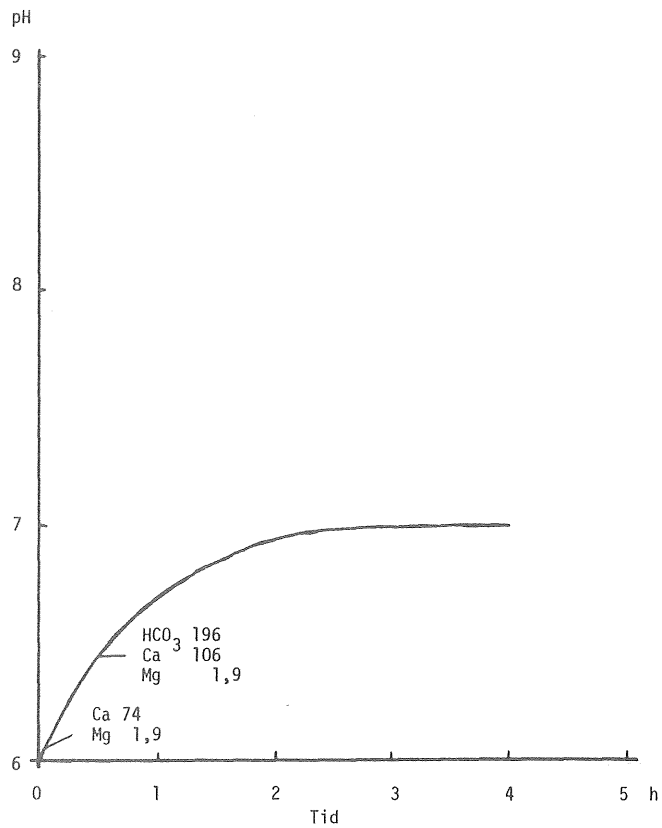


Fig 23. Försök med Corallmassa och vattentyp 3. Halter i mg/l.

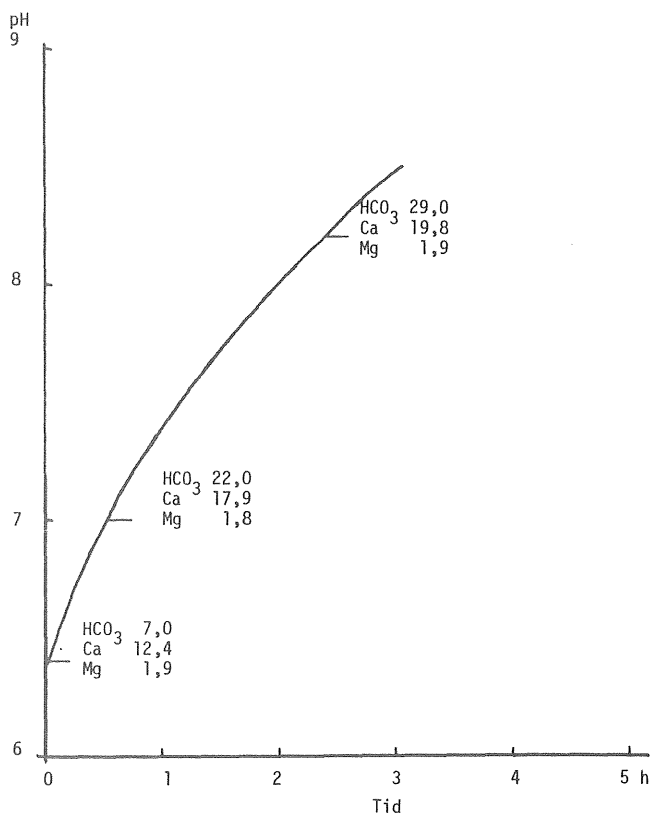


Fig 24. Försök med Corallmassa och vattentyp 1 men efter det att försök med hårt vatten genomförts i samma system som visas i fig 21. Halter i mg/l.

Ettap 3 Undersökning i fält

Fem olika brunnsvatten har testats i fält med samma utrustning som beskrivits. Brunnsvattnen som testats framgår av tabell 2.

Tabell 2. Brunnsvatten. Värden i mg/l.

Analyser i mg/l	TAHULT			LANDVETTER	LERUM					KUNGÄLV		LACKAREBACK	
	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)	8)	9)	10)	11)	12)	13)
pH	8,02 ^x	5,9	5,8	6,8	4,4	5,2	4,8	5,3	6,3	6,2	6,5	6,4	5,9
pH efterluftning	-	8,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kalcium	9,5	16,8	17	29,3	-	-	-	-	8,0	7,5	11,0	12,0	14,0
Magnesium	1,6	3,9	3,9	3,7	-	-	-	-	4,0	3,7	2,4	2,6	2,0
Totalhårdhet	1,7	-	-	-	1	<1	1,1	2,5	-	-	-	-	-
Vätekarbonat	21	46	53	84	0	-	0	-	26	19	50	55	20
Kolsyra fri													
analys	-	-	-	22	-	-	-	-	-	-	-	-	-
beräknad	-	140	200	32	-	-	-	-	32	29	38	55	60
Järn	0,62	0,10	0,23	<0,1	0,12	0,08	0,09	<0,1	<0,1	<0,1	0,71 ^x	<0,1	<0,1
KMnO ₄	19	-	-	-	16	53	41	24	-	-	-	-	-
TOC	-	4,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
UV 254 nm		5,9	5,9	2,0	-	-	-	-	10,7	15	2,9	1,6	-
Klorid	18	17,5	19	36	27	18	16	-	31	35	42	39	-
Sulfat	-	19,5	15,5	21	-	-	-	-	-	-	23	18	-

^{x)} provet stått på lab

1) VVL 820231	5) Göteborgs Förorter 811217	9) VA-teknik, CTH
2) VA-teknik, CTH	6) Göteborgs Hälsovårdsförvaltning 821201	10) - " -
3) - " -	7) Göteborgs Förorter 830124	11) - " -
4) - " -	8) Vattenteknik 831017	12) - " -
		13) - " -

Undersökningen har tillgått så att vatten från brunnen har pumpats in i hydroforen tills ett stabilt lågt pH erhållits. Därefter har cirkulationspumpen startats och det "sura" hydroforvattnet har pumpats genom en filtermassa typ Corallg. Vattenomsättningen har varit ca 200 l/h. Eftersom hydroforvattenvoly-men har minskat under mättiden har nytt surt brunnsvatten tillförts. Detta registreras av den kontinuerliga pH-mätningen.

Helt olika pH-förlopp har kunnat iakttagas för de olika vattnen, som framgår av fig 25, 26, 27, 28, 29.

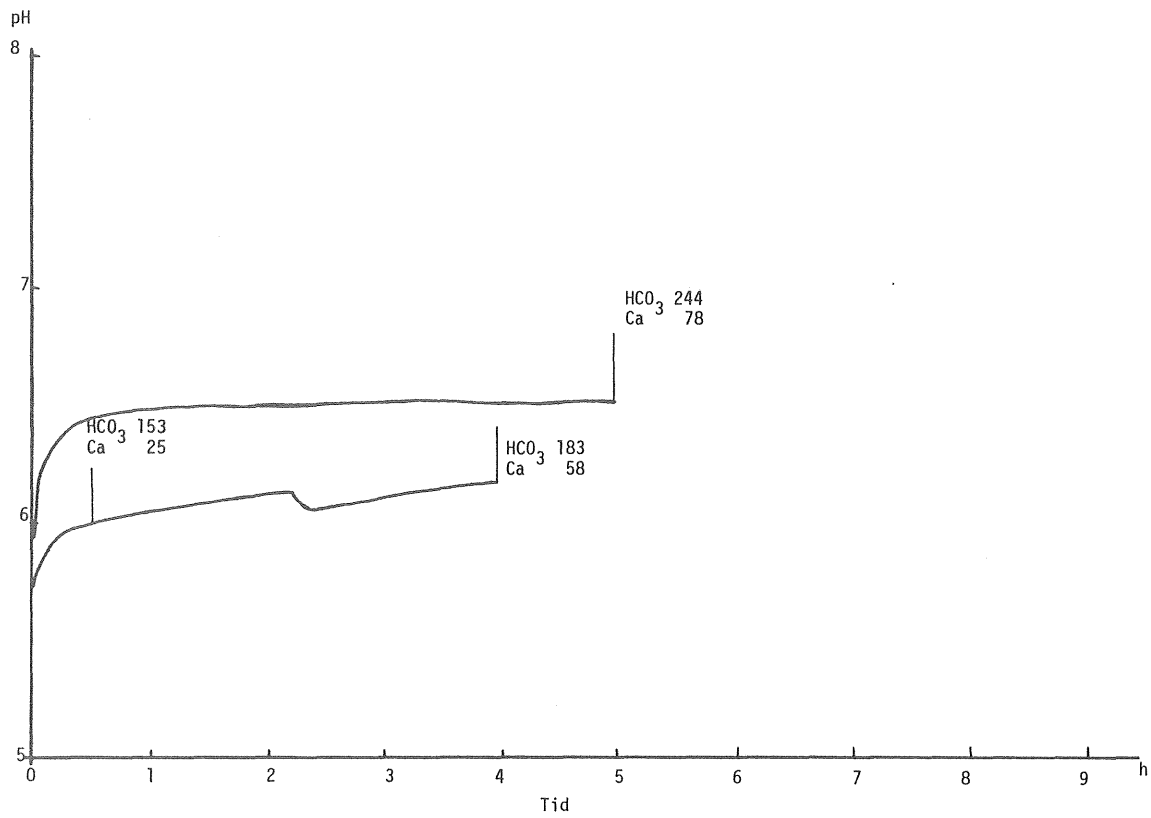


Fig 25. Fältförsök Tahult. Halter i mg/l.

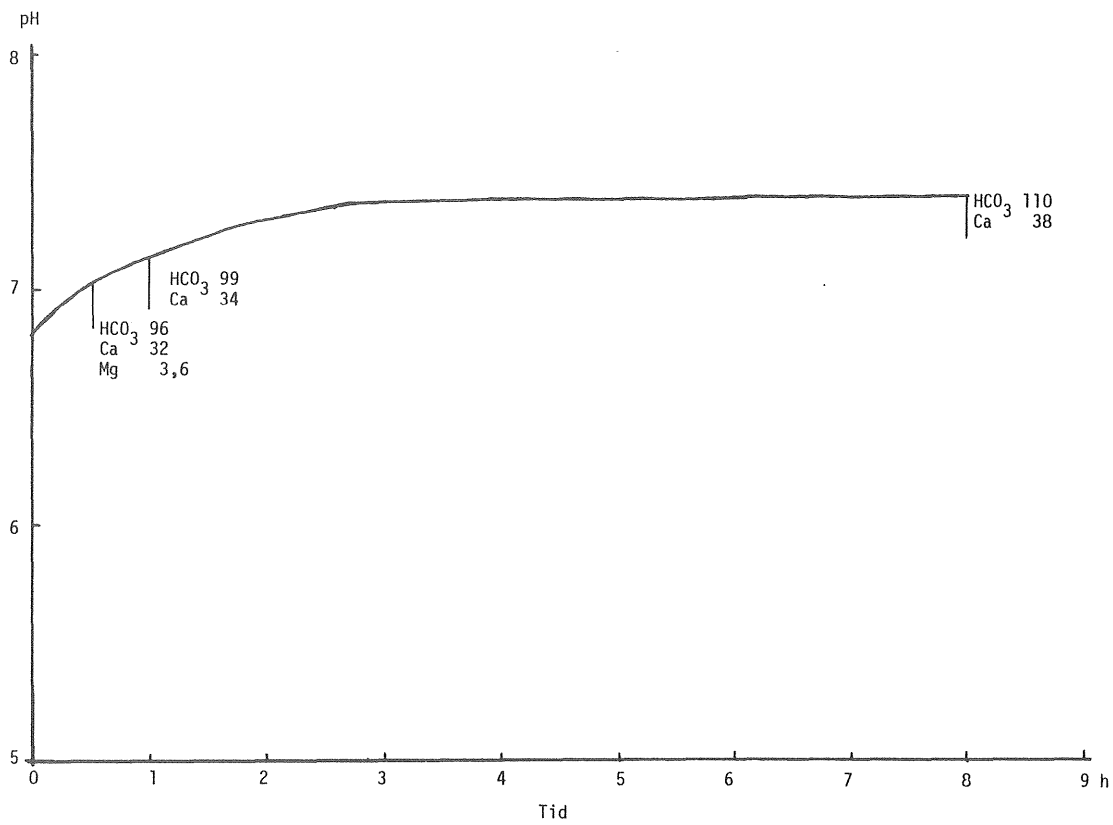


Fig 26. Fältförsök Landvetter. Halter i mg/l.

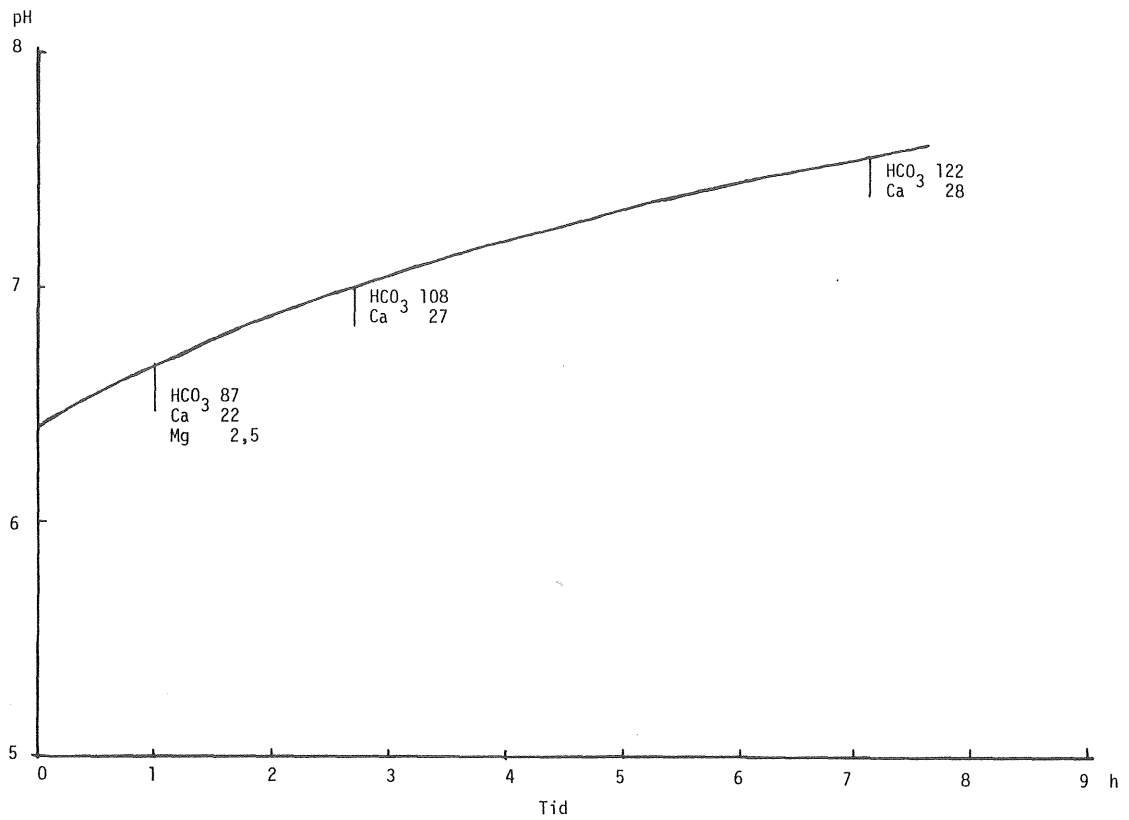


Fig 27. Fältförsök Kungälv. Halter i mg/l.

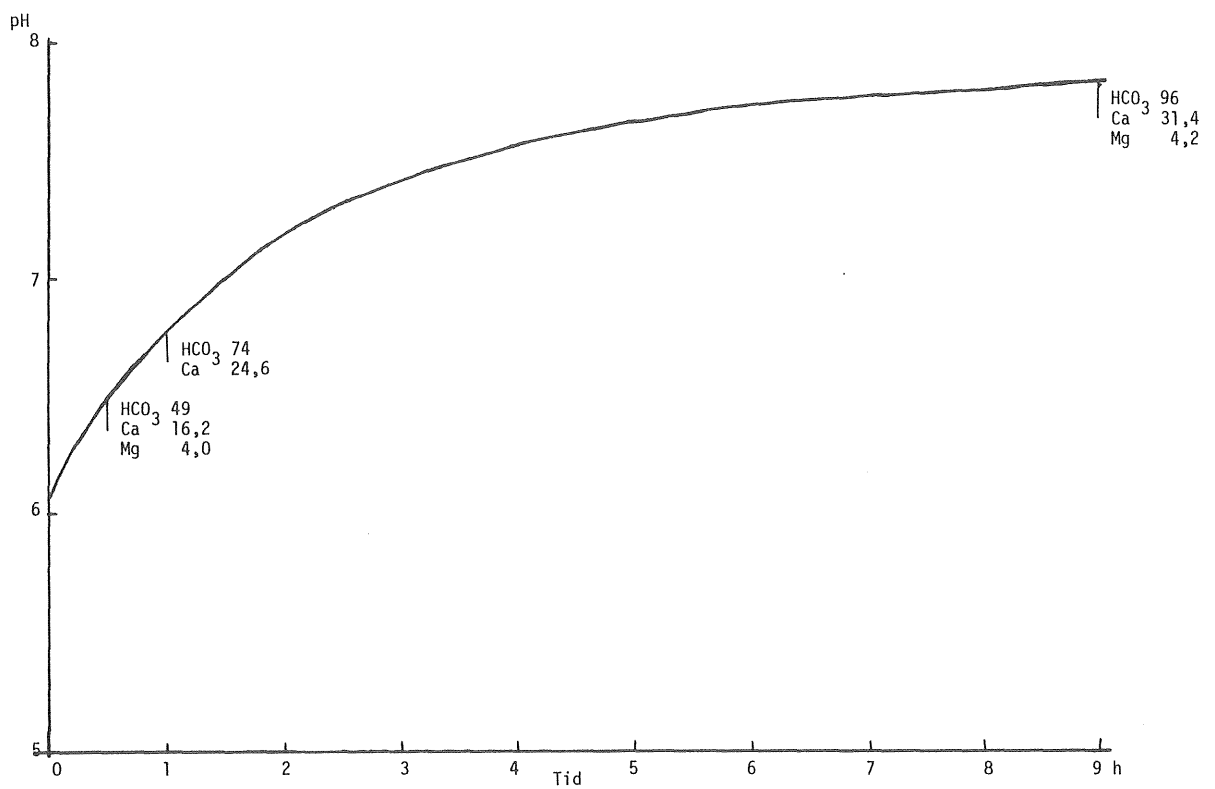


Fig 28. Fältförsök Lerum. Halter i mg/l.

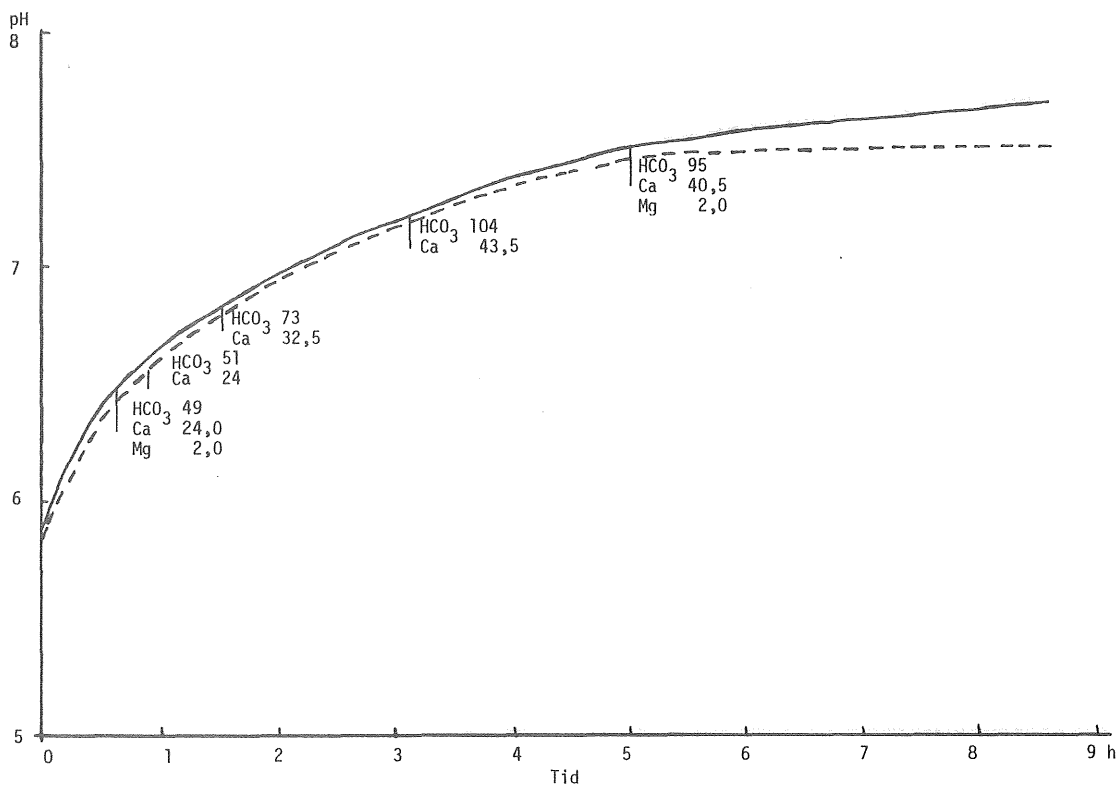


Fig 29. Fältförsök Lackarebäck, 2 försök. Halter i mg/l.

Den generella upplysning som man erhåller är den, att mjuka, kolsyrefattiga vatten når det högsta pH-värdet medan kolsyra-rika, vätekarbonatrika vatten relativt snabbt når ett jämvikts pH-värde som är väsentligt lägre och i vissa vatten inte når de krav om vattenkvalitet som uppställts på sidan 4 i denna rapport.

Nedan visas exempel på pH-variationer under normal användning av ett cirkulationsfilter, fig 30, 31. I fig 32 visas de variationer som kan erhållas direkt i brunnen vid ett förändrat uttag av vatten.

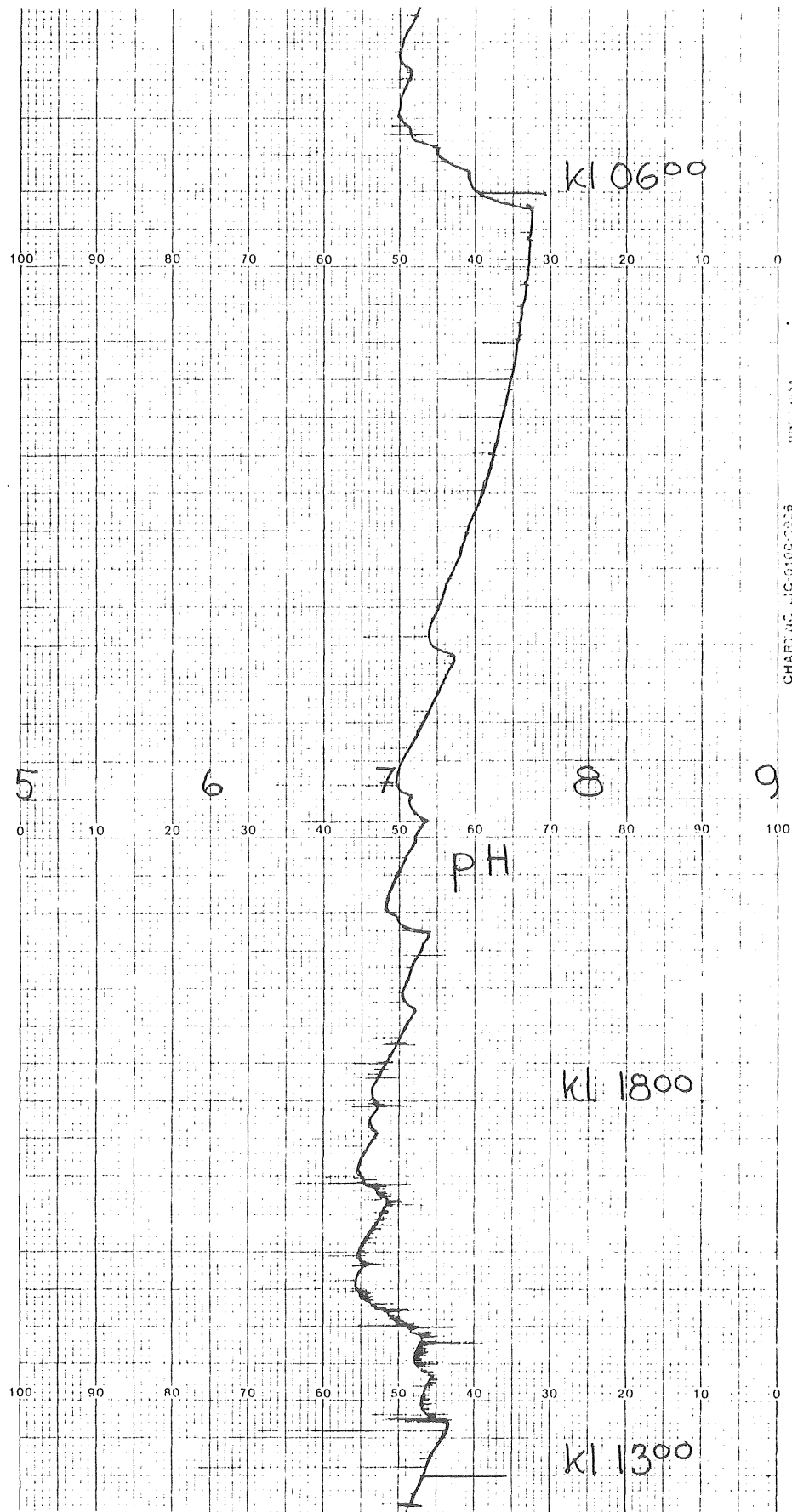


Fig 30. Uppmätta pH-variationer i alkaliserat vatten under normal drift, Kungälv. De snabba sänkningarna i pH-värde sker då brunnsvatten tas in i hydroforen.

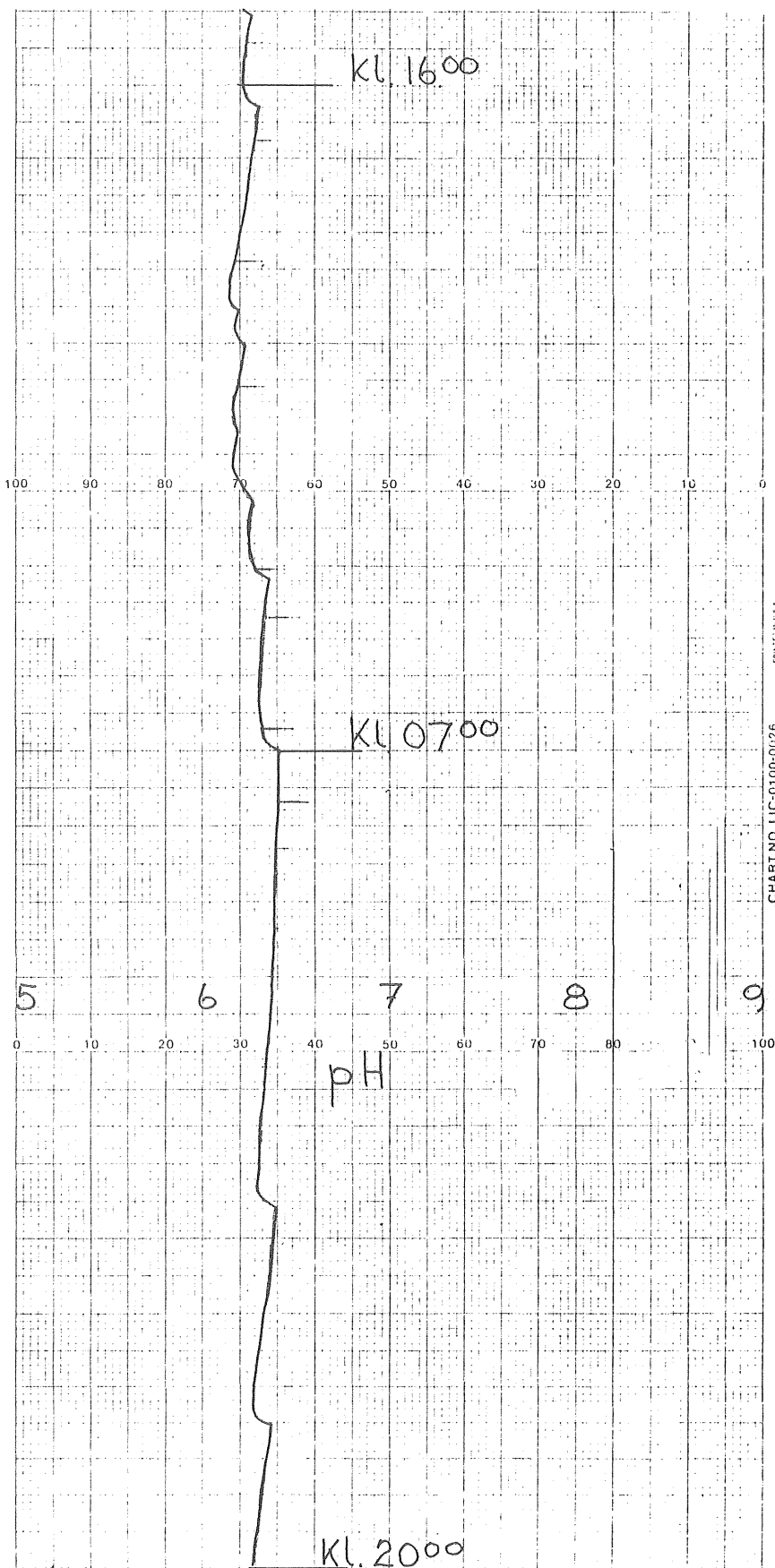


Fig 31. Uppmätta pH-variationer i alkaliserat vatten under normal drift, Tahult. De snabba sänkningarna i pH-värde sker då brunnsvatten tas in i hydroforen.

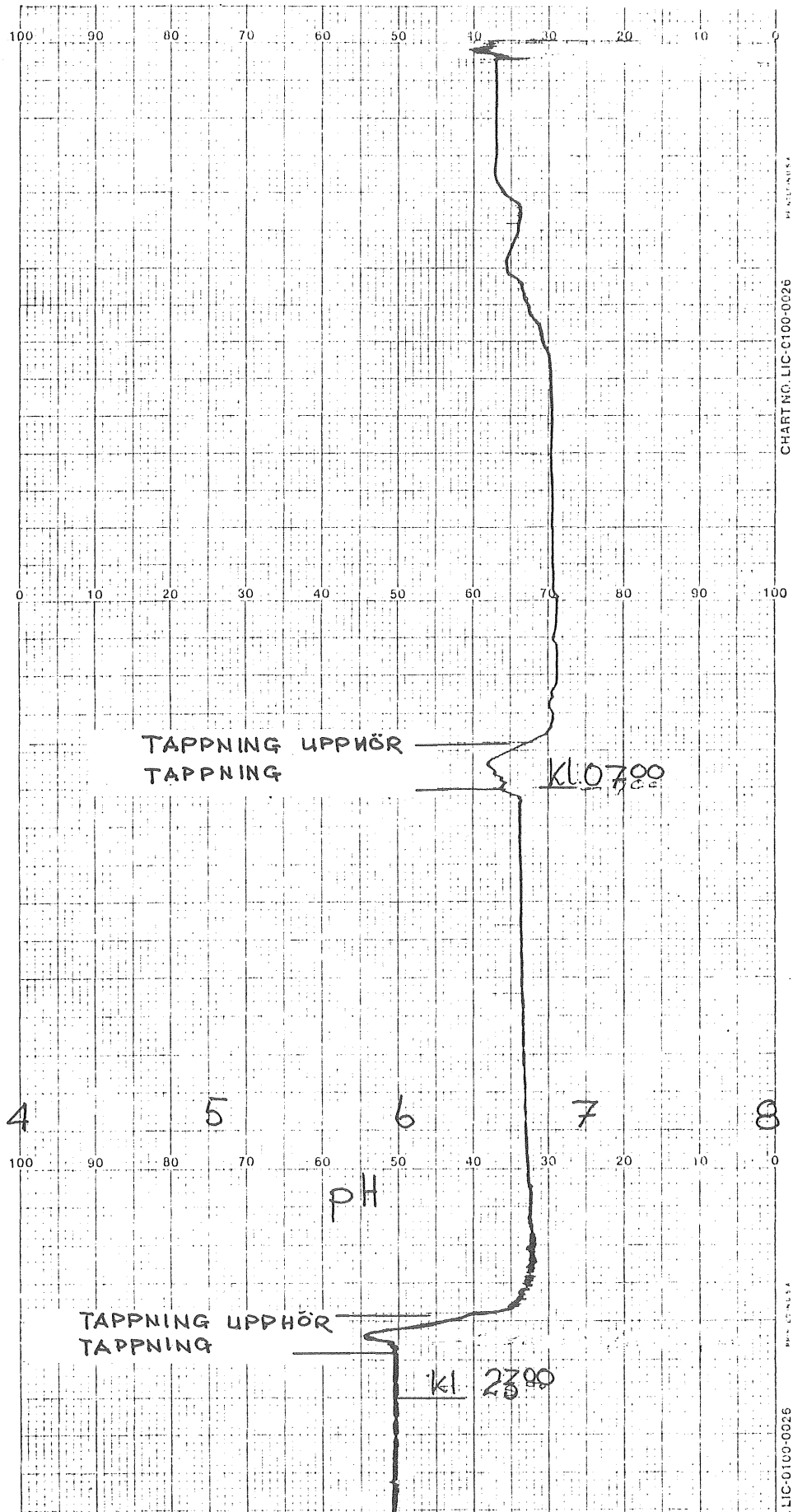


Fig 32. Uppmätta pH-variationer direkt i brunnsvatten under olika uttag inne i fastigheten.

Som framgår av figurerna kan pH-värdet variera avsevärt t o m redan i brunnen vilket har betydelse för utlösning av massa.

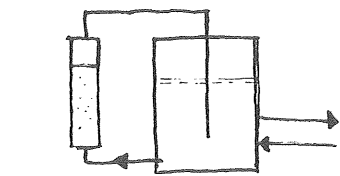
pH-variation i tappvatten varierar efter förbrukningssituationen och storleken är beroende på vattnets buffertkapacitet. I denna undersökning har observerats en pH-förändring på nära en pH-enhet.

Etapp 4 Alternativa utformningar av filterenhet

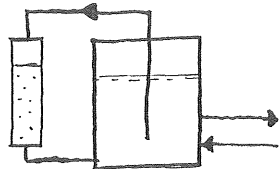
Vatten från Lackarebäck (renvatten till vilket doserats kolsyra till pH 6,1-6,2, kallat Lackarebäck I) har även använts för att studera alternativa utformningar av filter-hydroforsystemet.

Ett system enligt fig 2 har vissa begränsningar i och med att pH-variationer sker då inpumpning av brunnsvatten sker. Detta har visats i fig 30 och 31. Storleken på dessa variationer kommer att variera beroende på brunnsvattnets buffertkapacitet i relation till hydroforvattnets. Buffertkapaciteten är olika vid olika pH som tidigare visats i fig 5. Stor pH-förändring uppstår om hydroforvattnets pH är relativt högt eller omkring 8 och brunnsvattnets pH-värde är kring 6.5 med icke alltför låg vätekarbonathalt. I ett sådant fall kommer brunnsvattnet att dominera över hydroforvattnet. Om en långvarig tappning sker sent en kväll kommer således vatten med lågt pH-värde att stå kvar i ledningssystemet under en lång tid. Detta är icke önskvärt. Målsättningen måste därför vara att i hydroforvolymen ha ett så stabilt pH-värde som möjligt.

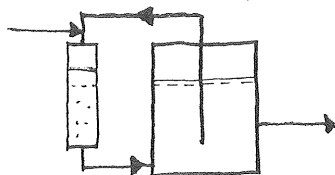
Den typ av filteruppställning som testas i denna undersökning kan enkelt modifieras och har undersökts i följande varianter för att illustrera effekten av olika åtgärder. Uppställningarna visas i fig 33.



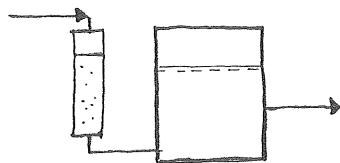
A
 Upströms filtrering med cirkulation genom filtret, ca 7 m/h.



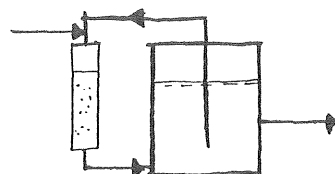
B
 Nedströms filtrering med cirkulation genom filtret, ca 7m/h.



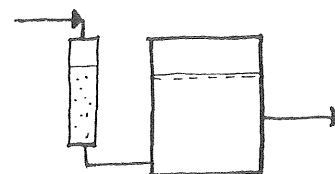
C
 Nedströms filtrering med cirkulation genom filtret, ca 7 m/h. Vatten tas in via filtret med en kapacitet av ca $35 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$.



D
 Nedströms filtrering utan cirkulation. Vatten tas in via filtret med en kapacitet av ca $35 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$.



E
 Samma som försök C men med annat vatten.



F
 Nedströms filtrering utan cirkulation. Vatten tas in via filtret med en kapacitet av ca 30 m/h. Filtermassa Akdolit. Vattentyp Lackarebäck I och II.

Fig 33. Olika uppställningar av filter-hydrofor.

Resultaten från de olika systemen är redovisade i det följande.

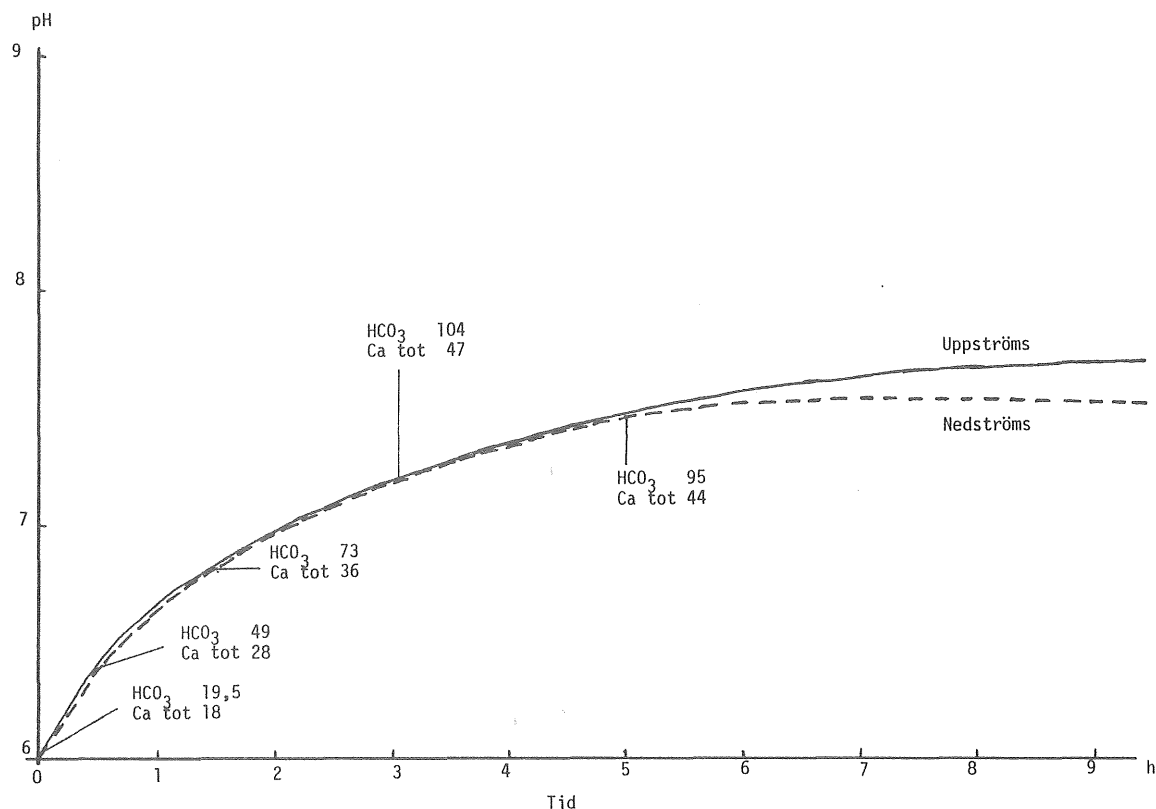


Fig 34. Resultat: Uppställning A och B enligt fig 33. Jämförelse mellan nedströms och uppströms cirkulation.

Två försök utfördes med en uppställning enligt fig 33 C, där vatten från brunnen tas in via filtret och där betydelsen av vattencirkulationsriktningen studerades. Ingen skillnad i effekt märktes.

Jämförelse mellan system C och D d v s med och utan cirkulation, fig 35, visade att vid en kontinuerlig avtappning av vatten med samtidig cirkulation nåddes ett slut pH-värde av 6.7, en hårdhet av 40 mg Ca/l, en vätekarbonathalt på ca 80 mg HCO₃⁻/l. Utan cirkulation blev pH 6.4, hårdheten 28 mg Ca/l och vätekarbonathalten 44 mg HCO₃⁻/l.

Om vattenkvaliteten förändras till ett mjukt (hårdhet ~1.7 d⁰ kolsyrafattigt vatten (system E, Lackarebäck snabbfiltrat pH 6.4,

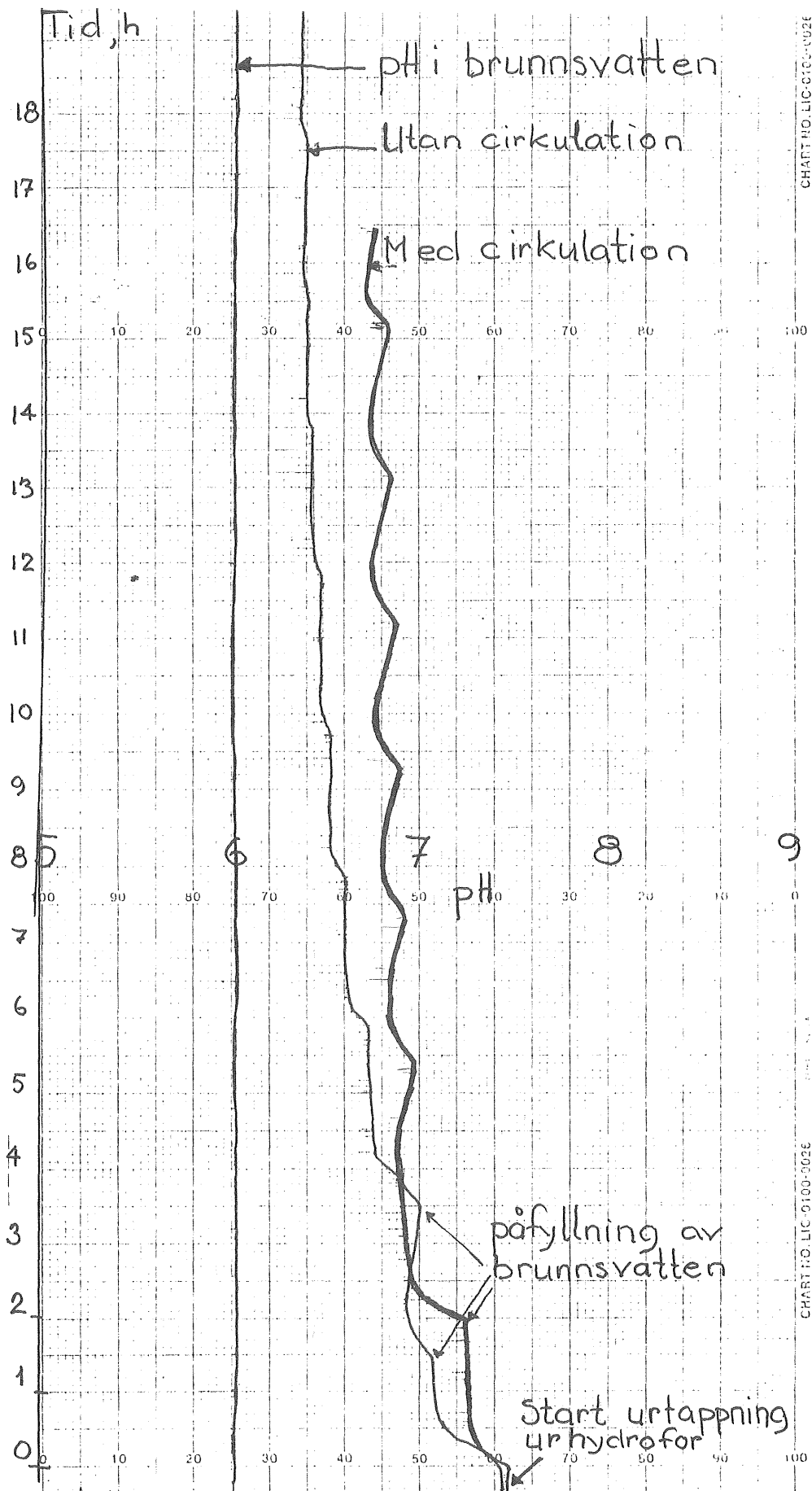


Fig 35. Jämförelse mellan användning av cirkulation och direkt genomströmning vid kontinuerlig avtappning med intermittent påfyllning av surt vatten.

kallat Lackarebäck II) blir slut pH-värdet med cirkulation och ständig urtappning betydligt högre eller ca 7.6. Vätekarbonathalten blir naturligtvis på ett sådant vatten lägre eller i detta fall ca 30 mg HCO_3^- /l.

När filtermassan byttes till en akdolit, system F och med vattentyp Lackarebäck II, blev pH omedelbart 10.3. Totalhårdenheten var då 41 mg Ca/l med fördelning på magnesium 17.2 mg/l och på kalcium 9.9 mg/l. Vätekarbonathalten blev 82 mg HCO_3^- /l. På ett surt något hårdare vatten (Lackarebäck I, revvatten med pH 6,0) blev pH 9.5. Magnesiumhalten 25.5 mg Mg/l och kalciumhalten 10.3 mg Ca/l. Vätekarbonathalten blev 117 mg HCO_3^- /l.

Från de olika försöksuppställningarna kan följande slutsatser dras.

- Det blev ingen väsentlig skillnad i vattensammansättning mellan nedströms resp uppströms filtrering.
- Vid tillämpning av nedströms filtrering kan man låta brunsvattnet passera filtret under uppfyllningsfasen. Detta bidrar till att något minska pH-variationerna i utgående vatten. Genom att i ett sådant system ha så låg påfyllnadskapacitet som möjligt och/eller högre filterhöjd kan man ytterligare minska pH-variationer i utgående vatten från hydroforen. Eftersom kalciumkarbonatmassa är en "långsam" massa är cirkulation av vatten genom densamma nödvändig åtminstone då massavolymen är liten.
- Aktdolitmassa är väsentligt "snabbare" än en kalciumkarbonatmassa och höjer även ett kolsyrarikt vattens pH högt.

Etapp 5 Försök som underlag till matematisk modell för kalciumkarbonatmassor

För att kunna förklara och modellera de iakttagelser som gjorts framför allt i fält utfördes undersökningar med följande vatten-

kvaliteter. Undersökningarna utfördes enligt uppställningen visad i fig 20. Enbart Filtercarb-massan har använts.

Tabell 3 Konstgjorda vatten baserade på Lackarebäcksvverkets snabbfiltrat och renvatten till vilka kolsyra doserats för att erhålla olika pH-värden.

Analysvärden i mg/l	Vattentyper			
	1	2	3	4
pH	6.1	5.7	5.5	6.2
Vätekarbonat, HCO_3^-	8.5	4.0	15.0	13.0
Kolsyra, CO_2	4.0	10.0	33	7.3
Kalcium, Ca^{2+}	7.6	10.0	13.0	13.5
Magnesium, Mg^{2+}	1.9	2.0	2.0	2.0
Temperatur, $^{\circ}\text{C}$	2.5	2.5	5.0	5.0

Under dessa försök registrerades pH-värdet kontinuerligt men förutom detta analyserades fri kolsyra, vätekarbonat, kalcium och magnesium regelbundet. Resultatet visas i fig 36.

Även med dessa måttliga variationer i vattensammansättning kan stora skillnader i pH-höjning som funktion av tid noteras.

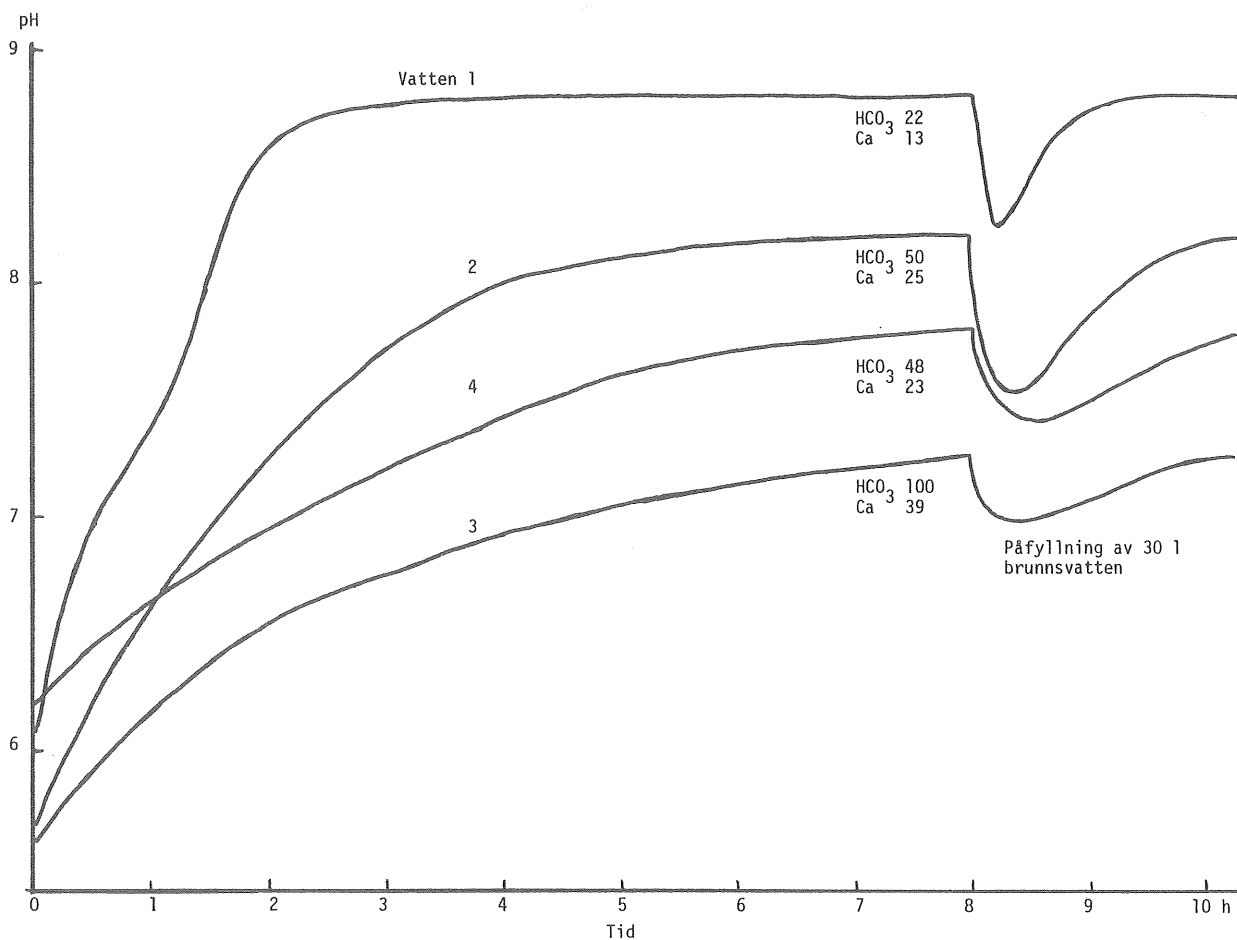


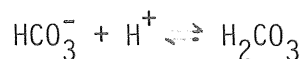
Fig 36. Resultat av pH-höjning med Filtercarb. En påfyllning av "brunnsvatten" är även illustrerad. Vattentyper se tabell 3.

Dessa resultat kan tjäna som en första grund för en matematisk modell för kalciumutlösning och därmed pH-förändring i vatten med olika vattenkvaliteter.

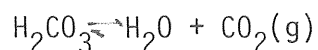
MATEMATISK MODELL

Hastigheten för upplösning av kalciumkarbonat beror på ett flertal faktorer som tidigare visats i denna rapport och som redovisats i litteraturen, såsom hydrodynamiska förlopp och hastigheten av den sammansatta reaktionen på mineralytan. Flera författare har studerat dessa reaktioner. (6, 7, 8, 9, 10).

I allmänhet gäller för reaktioner mellan fast fas och vätska att adsorptions- eller desorptionssteg är hastighetsbegränsande fastän diffusion i vissa fall är avgörande. Vissa reaktioner såsom



sker snabbt medan andra



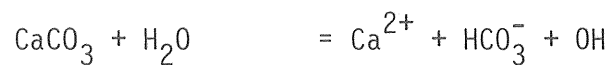
är långsamma, heterogena reaktioner som alltså är hastighetsbestämmande för neutralisationen.

Här genomförda försök är inte tillräckliga för att bestämma den sammansatta utlösningshastigheten av kalcium från kalciumkarbonatet.

Plummer et al (10) anger att vid lågt pH-värde är utlösningen huvudsakligen beroende av vätejonkoncentrationen; vid något högre pH, $\text{pH} > 5$, beror utlösningen av kolsyrakoncentrationen; vid ytterligare högre pH är utlösningen oberoende av pH och kolsyrakoncentrationen.

Den utlösta mängden kalcium och bildad vätekarbonat påverkar eller bromsar utlösningen och en sammanlagd reaktionshastighet, R, har föreslagits av Plummer et al (10).

Denna reaktionsmodell ger då följande möjliga samtidiga reaktioner på partikelytan.



Här utförda experiment har visat att för varje utlöst kalciumjon bildas en ekvivalent mängd vätekarbonatjoner enligt den andra ekvationen utom vid vatten med låg totalhalt kolsyra, där reaktionen i begynnelsestadiet förlöpte enligt den första ekvationen.

Med detta som bakgrund är det möjligt att medelst en matematisk modell beskriva pH-förändringen då olika vatten neutraliseras med ett kalciumkarbonatfilter.

Modellens allmänna utseende är

$$\frac{dm}{dt} = R \cdot A$$

där

$\frac{dm}{dt}$ är utlöst kalcium per tidsenhet

R är massans reaktionshastighet i $\text{kgCa}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$

A är massans yta i m^2

Plummer et al har visat att massans reaktionshastighet, R kan uttryckas

$$R = k_1 \cdot (H^+) + k_2(CO_2) + k_3(H_2O) - k_4(Ca^{2+}) \cdot (HCO_3^-)$$

där

() betecknar resp ämne i mol/l

k_1, k_2, k_3, k_4 är temperaturberoende koefficienter

där

$$\log k_1 = 0.198 - 444/T$$

$$\log k_2 = 2.84 - 2177/T$$

$$\log k_3 = -5.86 - 317/T \quad T < 298^0\text{K d v s } < 25^0\text{C}$$

$\log k_4$ är komplex och visas i fig 37.

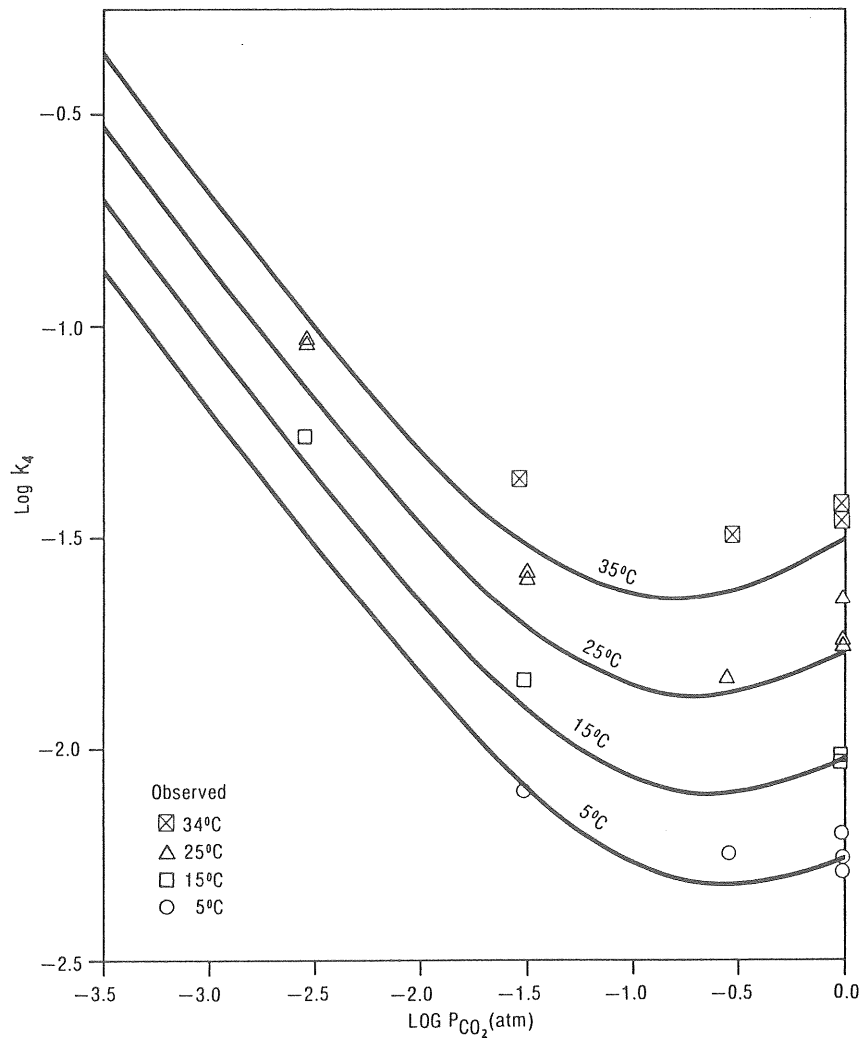


Fig 37. Jämförelse mellan teoretiska och observerade värden på $\log k_4$ (efter Plummer et al (10)).

I föreliggande studie med en given försöksanordning enligt fig 20 har följande modell testats.

$$\frac{dCa}{dt} = k_0 \left[k_1(H^+) + k_2(CO_2) + k_3 - k_4 (Ca)(HCO_3^-)/(CO_2) \right]$$

där

k_0 är en systemkonstant för filterstorlek, hydroforstorlek, massatyp

k_1 - k_3 är koefficienter enligt Plummer et al

k_4 varierar rätlinjigt med CO_2 -koncentrationen mellan 0,01 - 0,1 vid här aktuella temperaturer kring 5°C.

Olika värden på k_0 har uppskattats för två massor Corallg ($k_0 = 400$) och Filtercarb ($k_0 = 600$) i det givna systemet.

Utgångsvärden för modellen är

Kalcium mg Ca^{2+} /l

Kolsyra mg CO_2 /l

Vätekarbonat mg HCO_3^- /l

Vattnets ursprungs-pH-värde kan mätas eller beräknas enligt

$$H^+ = \frac{H_2CO_3}{HCO_3^-} \cdot k_{a1}$$

$$pH = - \log(H^+)$$

där

k_{a1} = kolsyrans första dissociationskonstant. (Se sid 6).

Då vatten cirkuleras genom massafiltren antages vattnets kolsyrainnehåll reagera med massan enligt



vilket i sin tur bestämmer vattnets nya pH-värde, kalciumhalt, kolsyrehalt och vätekarbonathalt osv.

Överensstämmelser mellan observerade värden och beräknade värden för vattentyp 2, 3 och 4 enl tabell 3 eller fig 36 visas nedan. Vattentyp 1 visar ett avvikande reaktionsmönster varför det ej medtages i denna matematiska jämförelse.

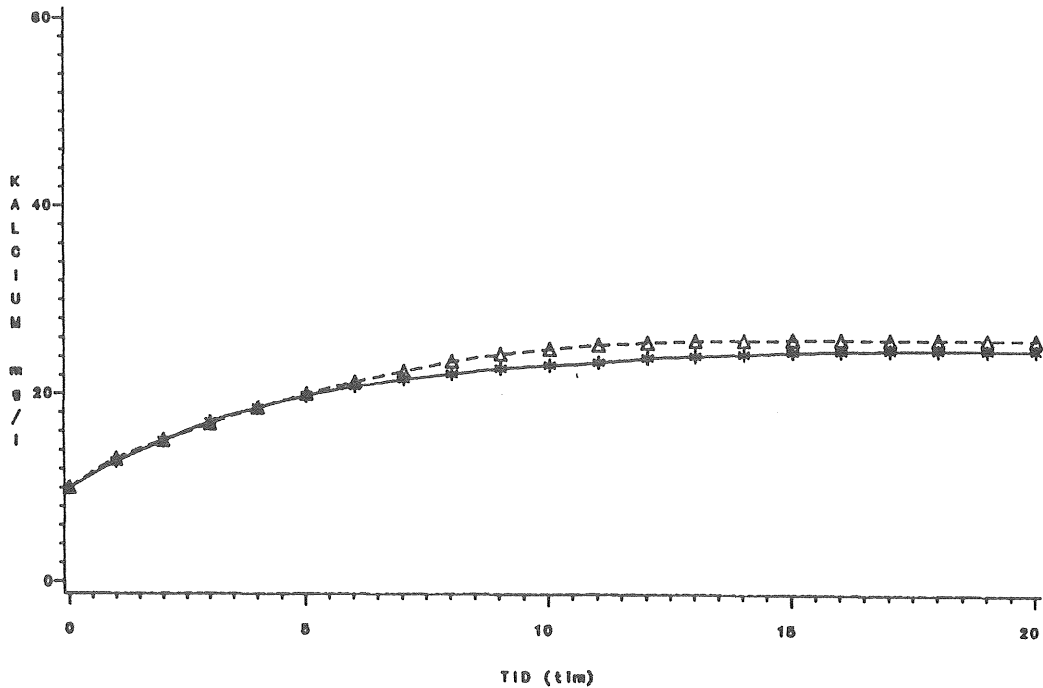


Fig 38. Jämförelse mellan beräknad (streckat) och uppmätt kalciumpåvaro för vattentyp 2.

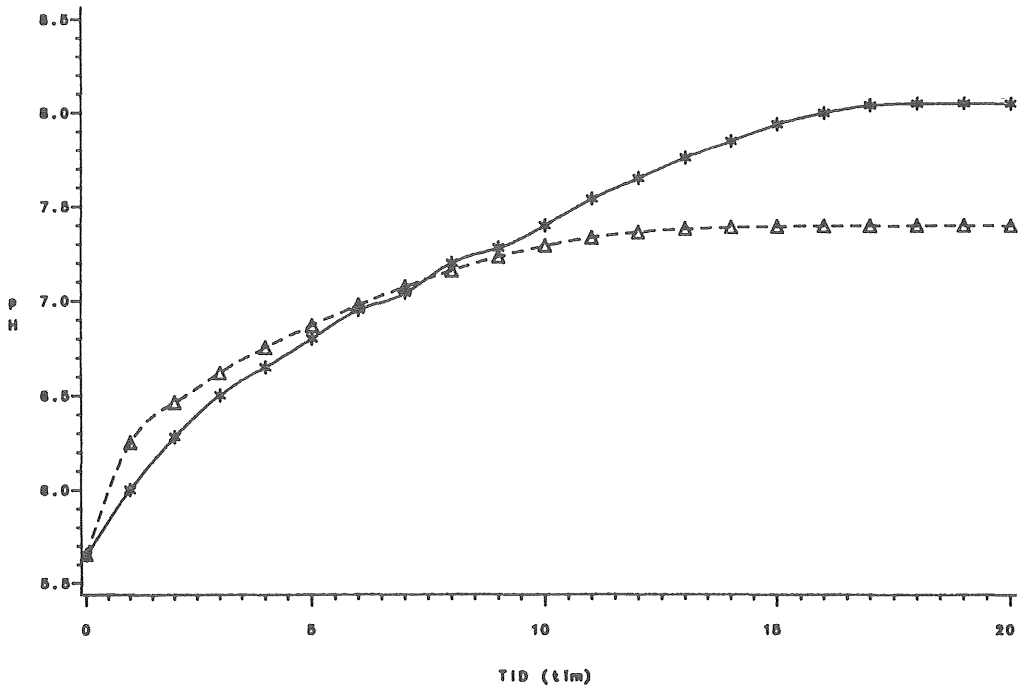


Fig 39. Jämförelse mellan beräknat (streckat) och uppmätt pH-värde för vattentyp 2.

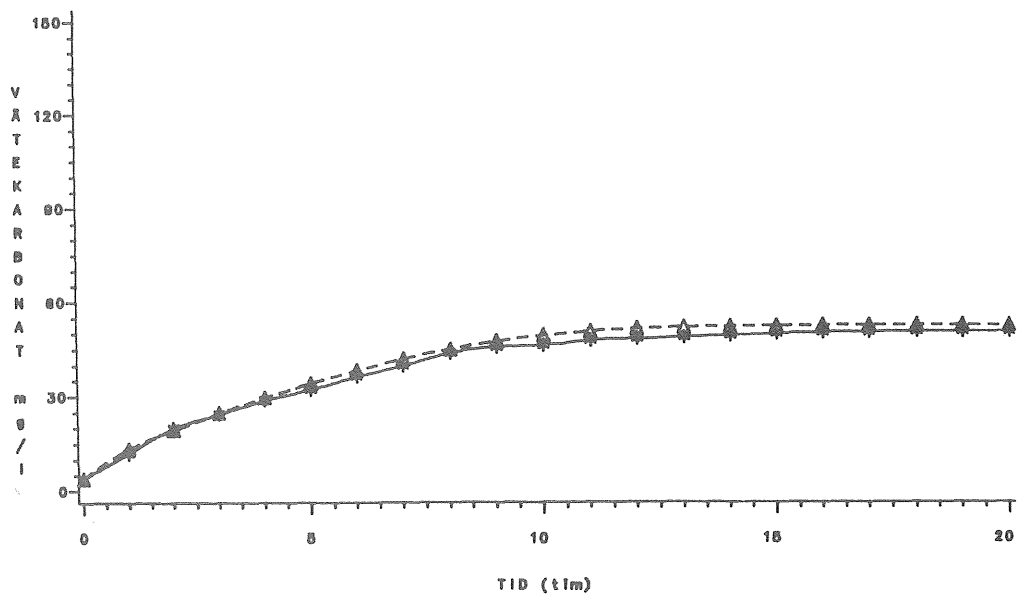


Fig 40. Jämförelse mellan beräknad (streckat) och uppmätt vätekarbonathalt för vattentyp 2.

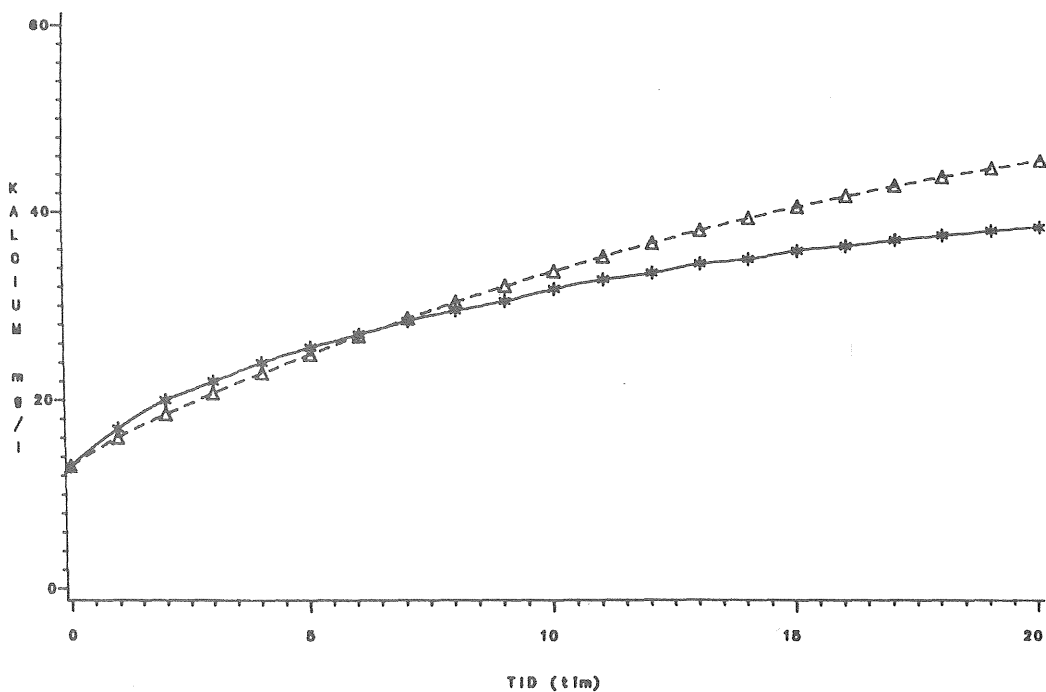


Fig 41. Jämförelse mellan beräknad (streckat) och uppmätt kalciumhalt för vattentyp 3.

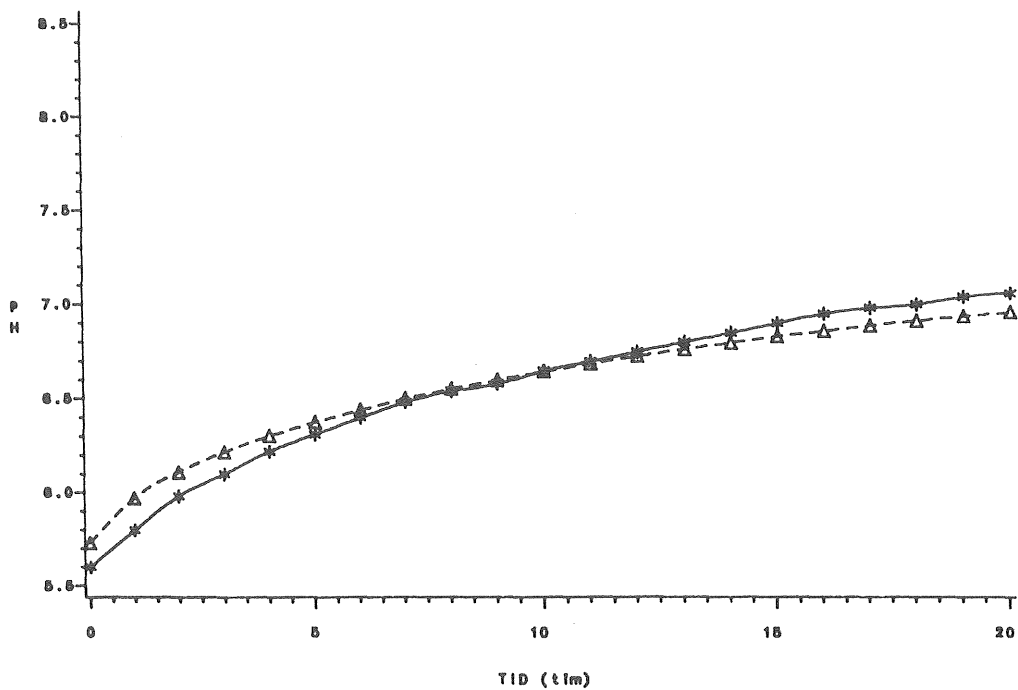


Fig 42. Jämförelse mellan beräknat (streckat) och uppmätt pH-värde för vattentyp 3.

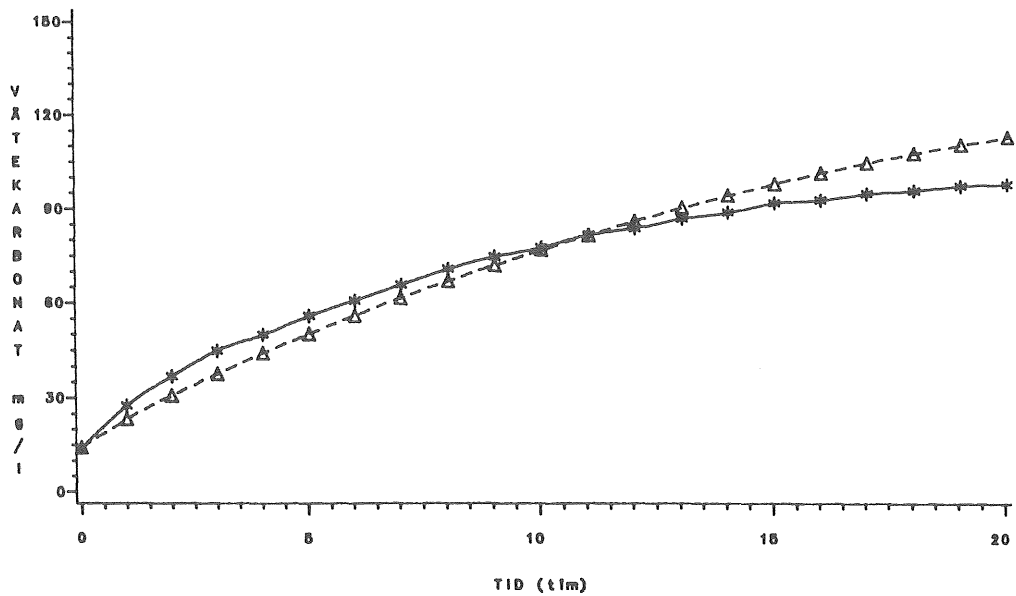


Fig 43. Jämförelse mellan beräknad (streckat) och uppmätt vätekarbonathalt för vattentyp 3.

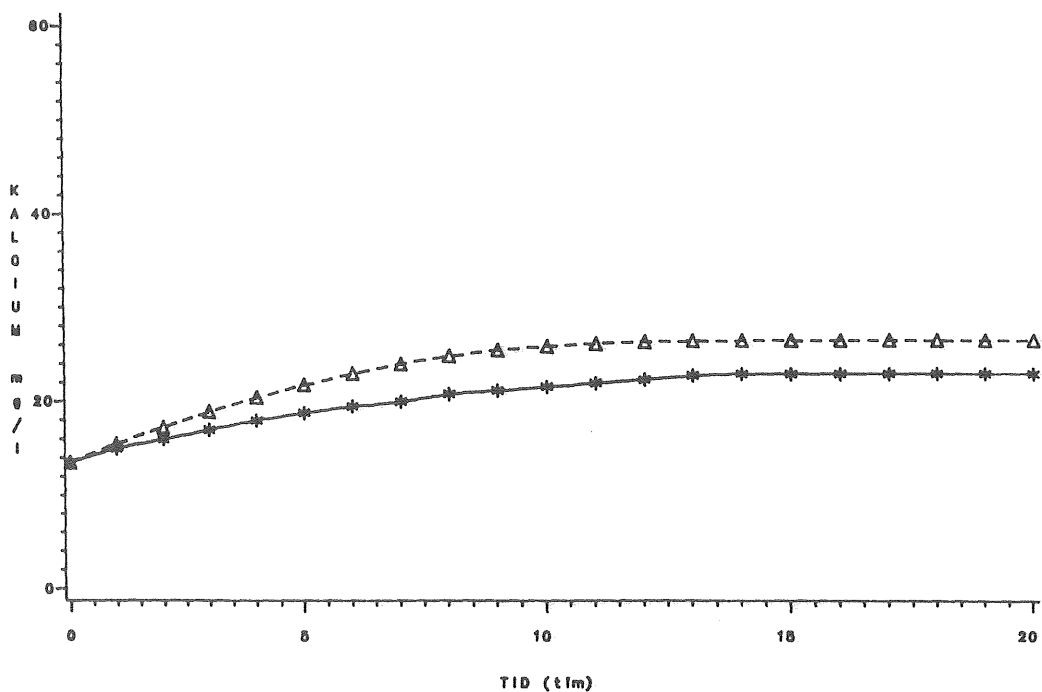


Fig 44. Jämförelse mellan beräknad (streckat) och uppmätt kalciumpåhalt för vattentyp 4.

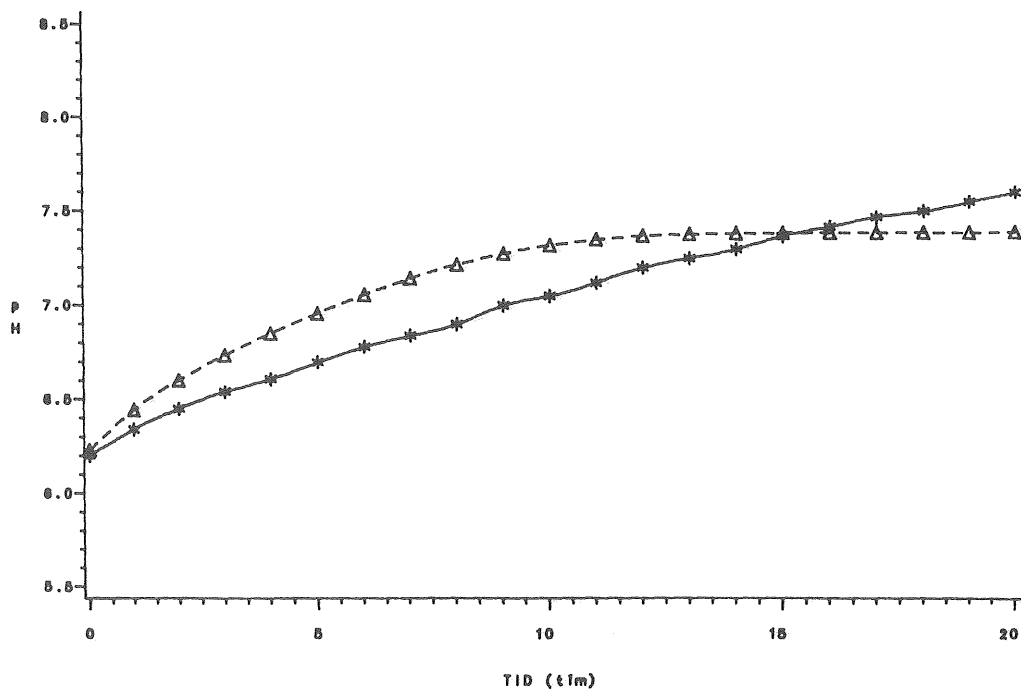


Fig 45. Jämförelse mellan uppmätt (streckat) och beräknat pH-värde för vattentyp 4.

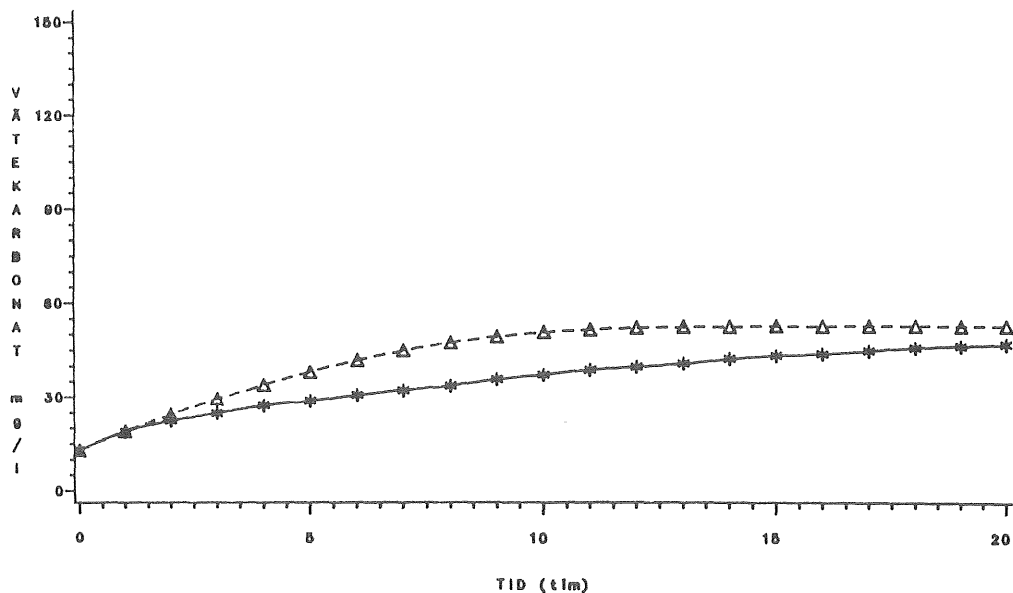


Fig 46. Jämförelse mellan beräknad (streckat) och uppmätt vätekarbonathalt för vattentyp 4.

Överensstämmelsen är tillfredställande för vattentyp 2, 3 och 4. Vattentyp 1 som är ett mycket mjukt, kolsyrafattigt vatten reagerar med massan på ett annorlunda sätt. pH-värdet stiger väsentligt snabbare. Den kemiska modellen kräver en komplettering till vilket ej tillräckligt material här föreligger.

Den framtagna matematiska modellen har även provats på de praktikfall som undersöktes. Nedan redovisas pH-kurvor observerade och beräknade, fig 47-50.

Kurvornas utseende är tillfredställande med tanke på de stora variationer i brunnsvatten som föreligger. Vid praktikfallen har Corallg-massa använts som är något "snabbare" än Filtercarb. Detta framgår av Fig 13 och Fig 15. I den matematiska beräkningen har därför konstanten k_0 ändrats.

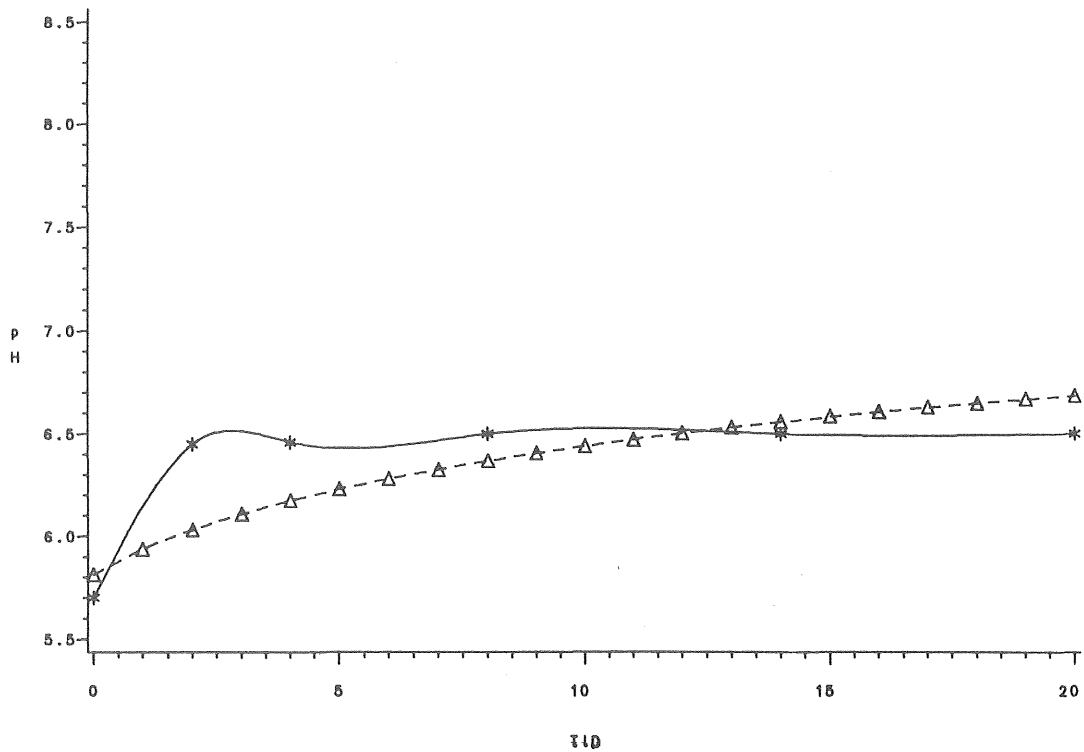


Fig 47. Jämförelse mellan beräknat (streckat) och uppmätt pH-värde i Tahult.

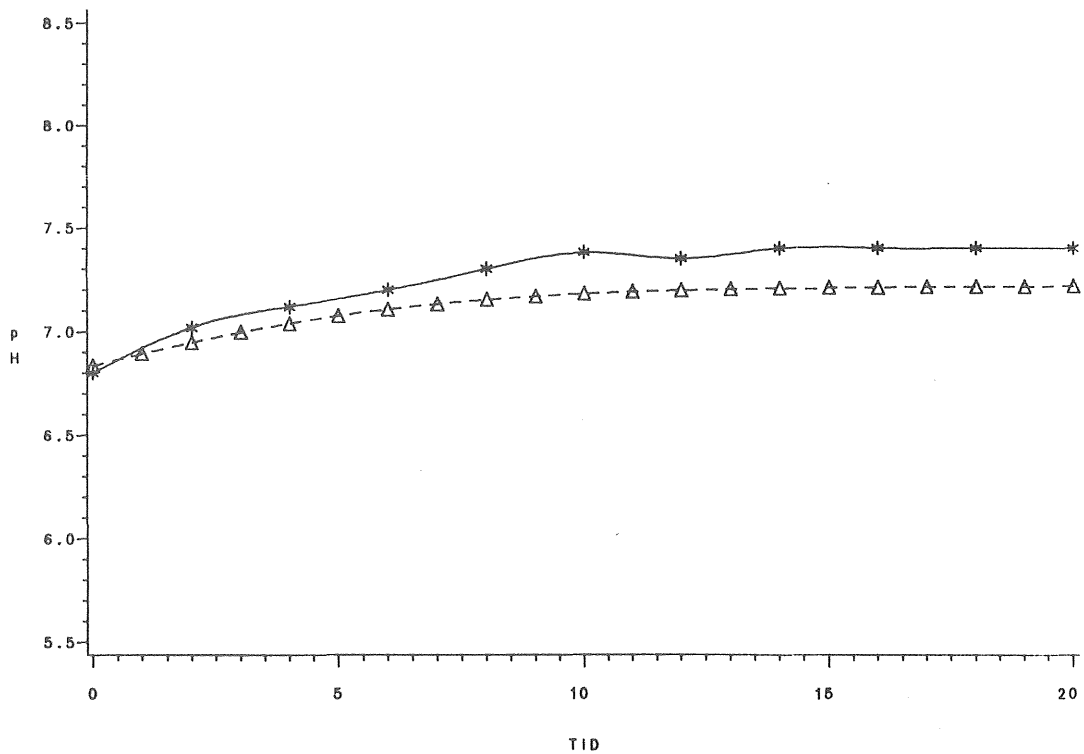


Fig 48. Jämförelse mellan beräknat (streckat) och uppmätt pH-värde i Landvetter.

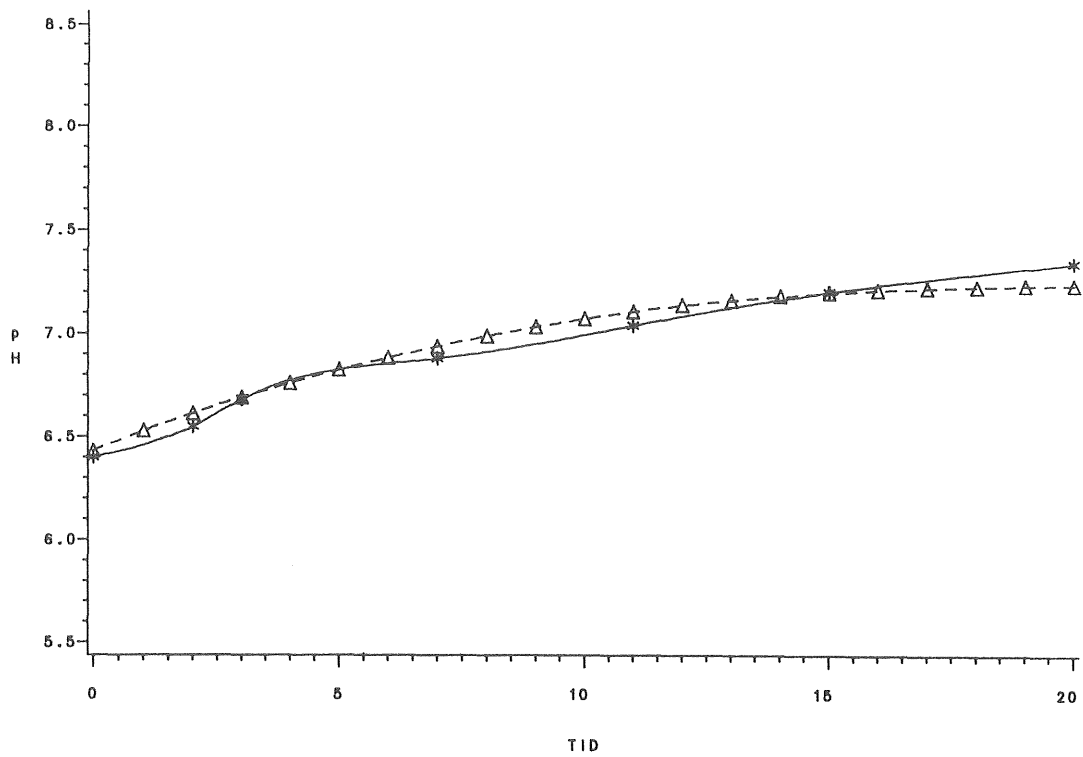


Fig 49. Jämförelse mellan beräknat (streckat) och uppmätt pH-värde i Kungälv.

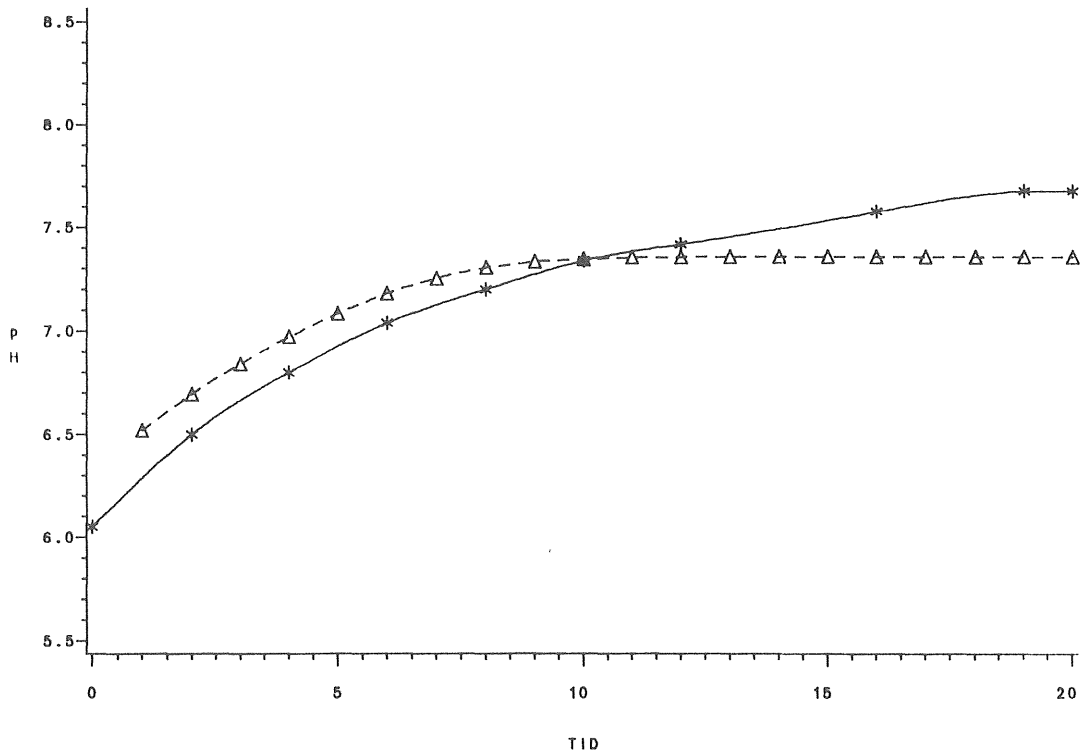


Fig 50. Jämförelse mellan beräknat (streckat) och uppmätt pH-värde i Lerum.

Den allmänna slutsats man kan dra är att denna modelluppbyggnad väl beskriver olika vattens möjlighet att lösa ut material från en kalciumkarbonatmassa.

Genom ytterligare försök under förbättrade och precicerade förhållanden och med varierande filterstorlekar kan säkrare och allmännare modeller utvecklas.

SLUTSATSER

De slutsatser man kan dra på basis av i detta projekt genomförda studier om en kalciumkarbonatmassas förmåga att höja vattens pH-värde är:

- Kalciumkarbonatmassa är endast lämplig för mycket mjuka, kolsyra- och vätekarbonatfattiga vatten
- För hårdare vatten med måttliga halter av vätekarbonat (förslagsvis 20-40 mg $\text{HCO}_3^-/1$) sker utlösningen långsamt.
- Vid ytterligare hårdare vatten (förslagsvis >30 mg $\text{Ca}^{2+}/1$) och kolsyrarika vatten (förslagsvis $\text{CO}_2 >50$ mg/l), vätekarbonatrika vatten (förslagsvis $\text{HCO}_3^- >100$ mg/l) sker ingen nämnvärd förändring.
- Beträffande reningsprincipen med cirkulation av vatten genom ett litet filter i förhållande till hydroforvolymen sker pH-förändringar då brunsvatten pumpas direkt in i hydroforen. Dessa kan minskas genom att låta vattnet först passera filtret.
- För att undvika pH-förändringar till följd av den stötvisa inpumpningen av brunsvatten synes ett större filter vara att föredraga framför ett litet cirkulationsfilter även om vattnet alltid passerar filtret.

att pH-värdet blir högt och dolomitfiltren övergår till att bli kalciumkarbonatfilter.

I området mellan mycket mjukt surt vatten och hårt surt vatten kan kombinationer av luftning och kalciumkarbonatfilter vara lämpligt eller enbart dolomitfilter som ju utvecklats för att effektivt höja pH-värdet utan att ge ökad kalciumhårdhet.

PRAKTISKA SYNPUNKTER

Under arbetet med filter för pH-kontroll har en rad praktiska synpunkter på filtrens funktion kommit fram.

Använder man ett filter för pH-justering måste filterenheten vara anpassad för regelbunden spolning av massan oavsett hur bra den inkommande vattenkvaliteten än är.

Byte eller komplettering av massa måste kunna ske enkelt utan komplicerade öppnings- och tätningssproblem av filterenheten. Stora öppningshål rekommenderas.

Används cirkulationspump genom filterenheten bör en indikator för flöde finnas för att man ska kunna kontrollera att cirkulationspumpen fungerar.

Separat filterenhet bör vara flexibelt ansluten till hydroforen och enkelt kunna tas ur drift och lossas för rengöring.

Ventilsystem bör vara anpassade med fasta lägen så att samma vattenflöde lätt kan ställas in för normal drift efter spolning. Kranar som ska öppnas "ett visst antal varv" för rätt flöde är ej tillfredställande.

SAMMANFATTNING

Många enskilda brunnar i Sverige har ett surt vatten vilket medför tekniska- och hälsomässiga problem.

I föreliggande rapport redovisas användande av alkaliskt filter, kopplat parallellt med en hydrofor, för att genom en ständig cirkulation av vatten genom filtret nå en acceptabel pH-höjning. Principen visas i fig 2.

De krav man kan ställa på ett behandlat enskilt brunnsvatten för att minska kopparkorrosion är:

pH större än 7

Vätekarbonathalt större än 100 mg $\text{HCO}_3^-/1$

Undersökningen har genomförts i olika etapper varvid undersökningen huvudsakligen studerat pH-höjning medelst kalciumkarbonatmassa. Försök i verkliga hydroforsystem i laboratorium med olika vattentyper visade entydigt att brunnsvattnets innehåll av kalcium, vätekarbonat och kolsyra är av avgörande betydelse för hur snabbt och vilket pH-värde man kan erhålla genom att låta vatten strömma genom ett kalciumkarbonatfilter.

Förutom undersökningar i laboratorium har verkliga vatten studerats. Vattens sammansättning framgår av tabell 2.

Vid behandling av de olika vattnen erhöles stora skillnader i resultat. För hårt kolsyrarikt vatten var det ej möjligt att nå önskvärt pH-värde. För mjukt relativt kolsyrafattigt vatten erhöles relativt snabbt ett pH över 7 och en vätekarbonathalt på 70-80 mg $\text{HCO}_3^-/1$.

En nackdel med ett parallellkopplat filter är att surt brunnsvatten och hydroforvatten blandas i hydroforen. Detta ger upphov till pH-förändringar. Exempel på detta visas i fig 30 och 31.

I undersökningen har en matematisk modell använts för att förutsäga resultatet av en vattenbehandling medelst en kalciumkarbonatmassa. Goda överensstämmelser mellan teori och praktiska försök har nåtts.

Studierna visar att kalciumkarbonatmassor endast är lämpliga för mycket mjuka, kolsyrafattiga vatten.

Ett till hydroforen parallellkopplat filter ger pH-förändringar i utgående vatten. pH-förändringarnas storlek är beroende på brunnsvattnets och hydroforvattnets sammansättning. För att undvika eller minska pH-förändringar kan filtret seriekopplas med hydroforen. Ett större filter har processtekniska fördelar men blir dyrare och utrymmeskrävande.

Studierna har givit synpunkter på val av massa i förhållande till brunnsvattnets sammansättning. Detta val har illustrerats i fig 51.

Mycket mjuka kolsyrafattiga vatten kan behandlas med kalciumkarbonatmassor. För mer kolsyrarika vatten kan kombinationer av luftning och filtrering genom kalciumkarbonatmassa vara lämpligt. Alternativ är att filtrera genom halvbränd dolomitmassa som är väsentligt snabbare än kalciumkarbonatmassa. I detta fall behövs ingen cirkulation genom ett parallellkopplat filter utan ett seriekopplat filter räcker.

För ett medelhårt, (och hårdare) vätekarbonatrikt och kolsyra-rikt vatten synes endast luftning krävas för att nå den vattensammansättning som önskas.

REFERENSER

- (1) Mattsson, E.
Fredriksson, A-M. Pitting corrosion in coppertubes
- cause of corrosion and counter-
measures.
Br. Corr. J. 13 (1968) 3, p 246.
- (2) Lindman, E-K.
Mattsson, E. Försurningens inverkan på korro-
sion i vattenledningar av koppar.
Kol. Hälsa. Miljö. Teknisk
rapport 44 (1982).
- (3) Norton
Henriksen The Importance of CO₂ in Evalua-
tion of Effects of Acid Deposi-
tion.
Vatten, 4, s 346-354 (1983)
- (4) Plummer, N.
Busenberg, E. The solubilities of calcite,
aragonit and vaterite in CO₂-H₂O
solutions between 0 and 90⁰C and
an evaluation of the aqueous
model for the system CaCO₃-CO₂-H₂O.
Geochimica et Cosmochimica Acta
Vol 46, pp 1011-1040 (1982).
- (5) Hedberg, T. Undersökning av alkaliska massor.
VA-teknik, CTH. Publ 83:6 (1983).
- (6) Sverdrup, H. Optimeringsbetraktningar på
kalkning i surt vatten.
Vatten, 3, s 341-344 (1982).
- (7) Sverdrup, H. The calcite utilization
efficiency and the long term
effect on alkalinity in several
Swedish lakes liming projects.
Vatten, 1, s 41-54 (1983).

- (8) Pearson, F. Neutralization of acidic wastes
McDonnell, A. by crushed limestone.
 Inst. for Research on Land and
 Water Resources. Pennsylvania
 State Univ. Research Publ. No.
 79 (1974)
- (9) Pearson, F. Evaluation of prototype crushed
McDonnell, A. limestone barriers for the
 neutralization of acidic streams.
 Inst. for Research on Land and
 Water Resources. Pennsylvania
 State Univ. Research Publ. No.
 80 (1974).
- (10) Plummer, N. Critical Review of the Kinetics
Parkhurst, D.L. of Calcite Dissolution and
Wigley, T. Precipitation.
 Amer. chem. ser. ACS symp. ser.
 Chemical Modeling in Aqua
 Systems, Vol 93, sid 537-573,
 1972.

INSTITUTIONENS NYA PUBLIKATIONS- OCH INTERNSKRIFTSSERIE

Publikationsserien

- 1:82 Arsrapport 1981.
- 2:82 Hedberg, T., Liljenzin, J.O., Fridemo, L.,
Sjölander, B.
Sätt att minska radonhalten i dricksvatten.
Forskningsrapport
- 3:82 Andersson, Ö., Hanaeus, J., Hedberg, T.
Kartläggning av vattenkvalitetsförändringar i distribu-
tionsnät, Stockholm 1981. Forskningsrapport
- 4:82 Sjölander, B., Hanaeus, J., Hedberg, T.
Kartläggning av vattenkvalitetsförändringar i distribu-
tionsnät, Malmö 1980. Forskningsrapport
- 1:83 Arsrapport 1982
- 2:83 Hedberg, T. Referat.
Hårdhetshöjning av mjuka vatten.
- 3:83 Lumley, D och Balmér, P
Analysis of Operational Data Collected at the
Eskilstuna Wastewater Treatment Plant
- 4:83 Kaffehr, B.
Naturliga organiska ämnen i integrerade vattensystem.
En litteraturstudie.
- 5:83 Jonasson, S.
Förstudie - Ledningsgravar
- 6:83 Hedberg, T
Undersökning av alkaliska filtermassor

- 7:83 Hedberg, T., Nilsson, U.
Röfnätsundersökning i samband med hårdhetshöjning vid Arvika vattenverk.
- 8:83 Horkeby, G.
Utprovning av metoder för bestämning av adenosintrifosfat (ATP) i aktivt slam.
- 1:84 Årsrapport 1983
- 2:84 Morrison, G.M.P.
Heavy Metal Speciation Studies of Natural Waters:
A review
- 3:84 Balmér, P.
Erfarenheter med fällning av kommunalt avloppsvatten med kalk.
- 4:84 Hedberg, T.
Om alkaliska filter för sura brunnsvatten.
- 5:84 Berg, P., Hultin, T. och Segerberg, B.
Avfallsgruppen rapport 4.
Återvinning av hushållsavfall genom sortering vid källan. Del IV Slutresultat.
- 6:84 Arehag, M., Berg, P., Hultin, T. och Segerberg, B.
Avfallsgruppen rapport 5.
Återvinning av hushållsavfall. Källsortering i Närabregionen.

Internskriftserien

- 1/82 Lund, A. och Ström, R. Examensarbete.
Urtvättning och transport av partikulära föroreningar från hårdgjorda ytor i samband med regn. "Modellförsök".
- 2/82 Nygren, Sven-Olof B. Examensarbete.
Betydelse av löst och partikulärt substrat för slamproduktionen vid aktivslamprocessen.
- 3/82 Nilsson, L. och Nord, L. Examensarbete.
Reduktion av organisk substans med makroporös jonbytare vid renvattenframställning.
- 4/82 Hedberg, Torsten. Förstudie
Dricksvatten från försurade sjöar. Ett försök i pilotskala att reducera aluminiumhalten.
- 5/82 Hedberg, Torsten. Föredrag
Förändring av vattenkvalitet i distributionsnät.
- 6/82 Hedberg, Torsten. IWSA 82
Water Quality in the Distribution Network.
- 7/82 Hedberg, T. och Andersson, Ö. Redovising
Funktionsbesiktning av Marstrands vattenverk.
- 8/82 Bäckström, L., Zetterberg, M. Examensarbete.
Privata avloppsserviser - en intervjuundersökning i 16 kommuner.
- 9/82 Bolinder, Lena och Ernbrink, Gudrun. Examensarbete.
Renvattenförbrukningens variationer.
- 10/82 Johansson, B., Jonsson, S., Rahm, I., Stening, B., Teiland, T. Examensarbete.
Föroreningsbelastning av dagvatten. Metodstudie tillämpad på Gullmarsfjorden.

- 11/82 Johansson, Thomas. Examensarbete.
Teknisk-ekonomisk uppföljning av vatten- och avlopps-
infodringar.
- 12/82 Andersson, Göran och Einarsson Fredrik. Examensarbete.
Undersökning av vattenkvalitetsproblem i ett bostads-
område, Våglängdsgatorna, Västra Frölunda.
- 1/83 Johnson, Bo. Examensarbete.
Rännstensbrunnars betydelse för dagvattnets förore-
ningsbelastning.
- 2/83 Bäckman, H och Svensson, G.
Utvärdering av kaliberingspunkter vid flödesmätning i
öppen ledning. - Presentation av en metod och ett
datorprogram för ABC80
- 3/83 Hallquist, C., Riemsdijk, A., Söderstam, G och
Wikström, I. Examensarbete
Driftstudier av reningsverk med Järn(II)sulfat fäll-
ning.
- 4/83 Arvidsson, M., Blomquist, U. Examensarbete.
Miljöfarligt gods över Gullmarn. (Utgivet av länssty-
relsen i Göteborgs och Bohus län, Naturvårdsenheten).
- 5/83 Söderstam, Gunilla. Examensarbete.
Kemisk fällning med järn(II)salter - Litteraturstudie.
- 6/83 Hedberg, Torsten. Föredrag.
Rening med hänsyn till distributionsnätet.
- 7/83 Johansson, E., Andersson, Ö., Hedberg, T. Utredning
Vattenkvalitetsförändringar i Distributionsnät, Stenung-
sund 1983.

- 8/83 Grane, Ingvar. Examensarbete
Teknisk-ekonomisk uppföljning av avloppsinfiltration.
- 1/84 Hedberg, Torsten
Försök med polyaluminiumsulfat (PAS) som fällnings-
kemikalie.
- 2/84 Bergström, T., Pourasghari, H. Examensarbete
Driftserfarenheter från markbäddar.

Publikationsserie A

Förteckning över publikationer

- 77:1 Malmqvist, P-A., Svensson, G. Åtgärder mot dagvattenförorening.
- 77:2 Hedberg, T., Hanaeus, J. Om lamellsedimentering.
- 77:3 Carlsson, L. Grundvattenpåverkan genom infiltration av behandlat avloppsvatten vid Änn, Jämtlands län.
- 78:1 Malmqvist, P-A. Dagvattnets föroreningskällor.
- 81:1 Hedberg, T., Kaffehr, B. Verfahrenstechnische Abstimmung einzelner Verfahrensschritte der Trinkwasseraufbereitung im Hinblick auf neue Forderungen an die Trinkwasserqualität. I
- 81:2 Hedberg, T., Kaffehr, B., Roos, C. Verfahrenstechnische Abstimmung einzelner Verfahrensschritte der Trinkwasseraufbereitung im Hinblick auf neue Forderungen an die Trinkwasserqualität. II
- 81:3 Adamsson, J., Balmër, P., Bäckman, H., Niste, O. Sewerage in Sweden.

Publikationsserie B

Förteckning över publikationer

- 76:1 Årsrapport 1975.
- 76:2 Berg, P. Behandling av slam från vattenverk. Del 1. Litteraturstudie och teori.
- 76:3 Berg, P. Behandling av slam från vattenverk. Del 2. Undersökningar.
- 76:4 Carlsson, L., Horkeby, B. Transport, utspädning och fastläggning av föroreningar i grundvatten: Föroreningstransport i grus och sand. Experimentella studier av adsorptionsförlopp av fosfor och vissa tungmetaller.
- 76:5 Hanaeus, J. Elektrolytisk dosering vid kemisk fällning av ytvatten . Del 1: Litteraturstudie.
- 76:6 Carlsson, L., Falk, J. Urban hydrologi. Översikt av forskningsbehovet.
- 77:1 Årsrapport 1976.
- 77:2 Berg, P. Aerob stabilisering II. Undersökningar.
- 77:3 Carlsson, L. Transport, utspädning och fastläggning av föroreningar i grundvatten: Infiltration av avloppsvatten i Änn, Jämtlands län, del 2.
- 77:4 Kaffehr, B. Utvärdering av driftsdata från kommunala avloppsverk. Bearbetning av SNV:s undersökningsmaterial 1971-1974.

- 77:5 Kaffehr, B. Studier av samband mellan BS och COD vid kommunala avloppsverk.
- 77:6 Kaffehr, B. Syreupptagningshastighetsmätningar. Genomförande och användbarhet.
- 78:1 Årsrapport 1977. (ej utgiven)
- 78:2 Hernebring, C. Flockning vid renvattenframställning - Kemisk fällning vid låg vattentemperatur.
- 79:1 Hanaeus, J. Elektrolytisk dosering vid kemisk fällning av avloppsvatten.
- 80:1 Hernebring, C. Driftstudier av vattenverk med kemisk fällning.
- 81:1 Årsrapport 1980.
- 81:2 Hanaeus, J. Kartläggning av vattenkvalitetsförändringar i distributionsnät. Göteborg 1980.
- 81:3 Avfallsgruppen vid Göteborgs Högskolor.
Berg, Per, Heitsch, Hilmar, Hultin, Torsten. Återvinning av hushållsavfall genom sortering vid källan. Del I Bakgrund och teori.
- 81:4 Avfallsgruppen vid Göteborgs Högskolor.
Berg, Per, Heitsch, Hilmar, Hultin, Torsten, Wallén, Göran. Återvinning av hushållsavfall genom sortering vid källan. Del II. Forskningsplaner.

- 81:5 Avfallsgruppen vid Göteborgs Högskolor.
Berg, Per, Heitsch, Hilmar, Hultin, Torsten, Jerkbrant, Birgitta. Återvinning av hushållsavfall genom sortering vid källan. Del III. Resultat från försöksverksamheten i Bagaregården.
- 81:6 Kaffehr, B. Industriella avloppsvattens giftverkan. Utveckling av metodik för bebömning av substansers och industriella avloppsvattens inverkan på kommunala reningsverk.

Publikationsserie C

Förteckning över publikationer

- 76:1 Malmquist, P-A. Dagvattenforskning i USA och Canada. Studieresa okt 1975.
- 76:2 Svensson, G. Planeringsmodeller för dagvatten.
- 77:1 Andersson, Ö., Lindvall, P. Jämförande studie av infiltrationsrör avsedda för små avloppsanläggningar.
- 78:1 Hernebring, C. Utvärdering av driftskontrolldata från GRYAAB:s regionala avloppsverk Ryaverket (Göteborg) 1974 -1976.
- 79:1 Andersson, Ö. Jämförande studie av infiltrationsrör avsedda för små avloppsanläggningar.
- 81:1 Gerenmark, B. och Jansson, C. Effektivitet hos luftningsutrustning vid avloppsreningsverk.

- 81:2 Ryberg, M. Slamproduktion vid aktivt slamprocessen med och utan försedimentering.
- 81:3 Hanaeus, J., Andersson, Ö., Hedberg, T. Vattenkvalitetsförändringar i mindre distributinsnät, Mölnlycke.
- 81:4 Hanaeus, J., Andersson, Ö., Hedberg, T. Vattenkvalitetsförändringar i mindre distributionsnät, Lerum-Floda.
- 81:5 Hanaeus, J., Andersson, Ö., Hedberg, T. Vattenkvalitetsförändringar i mindre distributionsnät, Landvetter.
- 81:6 Hanaeus, J., Andersson, Ö., Hedberg, T. Vattenkvalitetsförändringar i mindre distributionsnät, Kungälv.
- 81:7 Abrahamsson, Hans och Spetz, Per-Hugo. Utvärdering av riktlinjer för dimensionering av sedimenteringsbassänger för aktivt slam.

