



CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik
412 96 GÖTEBORG
Tel 031 - 772 10 00

Nyckelord:: **granulert aktivt karbon**
drikkevann
naturlig organisk stoff
NOM
EBCT
spesifikk overflate

A decorative horizontal band with a wavy, scalloped edge, filled with a light gray stippled or halftone pattern, spans across the width of the page.

EXAMENSARBETE / Dricksvatten

Aktivt karbon innen vannbehandlingsteknikken

GEORG FINSRUD

Examensarbete 1997:3

Forord

Pilotforsøket ble utført ved Lackarebäck reningsverk. Oppbyggingen av anlegget gikk greit med hjelp fra forskningsingeniør Lars Ove Sörman. Arbeidet med å få alt til å fungere tilfredsstillende var lærerikt og morsomt.

Under eksamensarbeidet har min handlerer Åsa Edell fungert som en kunnskapskilde, god støttespiller og vært enormt hjelpsom med litteratur og inspirasjon.

Hovedveileder professor Torsten Hedberg har bidratt med råd og svart på spørsmål når jeg har måttet trenge det.

Alle jeg har vært i kontakt med på VA- teknik ved CTH har vært hyggelige og hjelpsomme under hele prosjektets gang.

Interconsult A/S i Norge har bidratt med verdifulle opplysninger, og vært hjelpsomme når det gjelder kommunikasjonen med avdelningen for VA-teknikk ved CTH.

En hjertelig takk til dere alle !

Eksamensarbeidet har vært lærerikt og gitt inspirasjon til videre arbeid innen feltet VA-teknikk.

Abstract

The presence of dissolved organic components in potable water supplies is not only causing aesthetically problems as taste and odour, but also giving a variety of quality problems hazardous to health.

It is known that granular activated carbon (GAC) represents an important technology for removal of organic components. It is therefore important to understand adsorption processes onto GAC.

This study investigates the importance of the specific surface area and Empty Bed Contact Times (EBCT) when operating GAC filters.

Results are presented for the removal of Natural Organic Matter (NOM) with three different types of GAC and two EBCT, 5 and 30 minutes. The GAC types had different specific area varying from 900 to 1200 m²/g. The columns were equipped with six sampling ports to allow detailed studies of NOM variations with filter bed depth. The NOM was characterised by measurements of UV absorbance at 254, 265 and 280 nm, and total organic carbon (TOC). The ratio UV absorbance to TOC was also used for studying the GAC process. Feed water to the columns was sand filtered water from lake Delsjön, a raw water source for the city of Göteborg.

NOM removal on columns of GAC showed no dependence on material type or surface area. However, NOM removal was found to be dependent on EBCT with significant removal for 30 minutes and significantly reduced removal for 5 minutes. For the columns where NOM breakthrough had occurred EBCT had little effect. No difference was seen in removal of lignin-type products, measured as UV at 265 nm and 280 nm, and humic substances, measured as UV at 254 nm. The breakthrough of NOM is shown to be a critical parameter in GAC function.

Ord forklaring

Absorpsjon	Fenomen der molekyler tas opp inne i mediet de kommer i kontakt med.
Adsorbat	Enhver substans som kan adsorberes til en adsorbent.
Adsorbent	Et fast stoff som har evnen til å ta opp en stor konsentrasjon av substans på dens overflate. Aktivt karbon er en adsorbent.
Adsorpsjon	Fenomen der molekyler festes til overflaten som de kommer i kontakt med.
Adsorpsjons isoterm	Et mål på adsorpsjonskapasiteten, som fås ved å variere mengden karbon eller mengden forurensinger ved konstant temperatur.
Aktivt karbon	Aktivt karbon er et brent karbonmaterial med innhold av en stor mengde forskjellige porestørrelser.
BAC	Biological Activated Carbon. Ved hjelp av mikroorganismer vil organiske forurensinger brytes ned i GAC filteret.
BOD	Biological Oksigen Demand. Et mål på mengden oksygen som brukes for å bryte ned organisk materiale.
COD	Chemical Oksigen Demand. Den mengden oksygen som brukes ved kjemisk totaloksidasjon av løste og suspenderte stoffer til uorganiske sluttprodukter.
DOC	Dissolved Organic Carbon. Mengden løst karbon som er tilgjengelig.
Desorpsjon	Det motsatte av adsorpsjon, når forurensinger fjernes fra adsorbenten.
EBCT	Empty Bed Contact Time. Vannets kontaktid med et GAC filter.
GAC	Granular Activated Carbon. Aktivt karbon benyttet som stasjonert filter medie. GAC kan reaktiveres.
MTZ	Mass Transfer Zone. Sonen hvor forurensinger adsorberes, overflyttes, fra en løsning til adsorbenten.
NOM	Natural Organic Matter. Fellesbetegnelse på mange organiske foreninger i vann inkludert humusstoff.
Organiske mikroforurensinger	Organiske forbindelser som finnes i små konsentrasjoner i vann, f.eks. syntetisk fremstilte produkter som pestisider.
PAC	Powderd Activated Carbon. Aktivt karbon i pulverform. Brukes som tilsetningsmiddel, og kan ikke reaktiveres.

Pesticider	Kjemisk vekstbekjempningsmiddel.
Reaktivering	Når GAC er mettet kan det reaktiveres for å få tilbake adsorberingskapasiteten. Forurensingene fjernes fra karbonet.
THM	Trihalometaner. Dannes ved klorering av vann som inneholder organiske sammensetninger som for eksempel humusstoff.
TOC	Total Organic Carbon. Et mål på innholdet av organisk stoff i f.eks.en vannprøve.

Sammendrag

Exsamensarbeidet er delt inn i tre hoveddeler:

1. Bruken av GAC innen vannbehandlingsteknikken. Generell beskrivelse av adsorpsjon og bruken av GAC.
2. Pilotforsøk med ulike GAC og driftsvilkår. Utførelse, resultater og diskusjoner.
3. Eksempel på kostnadsberegning av nytt GAC system ved eksisterende drikkevannrensaneanlegg.

Del 1.

Første del sammenfatter bruken av GAC og noen av de fenomen som ligger bak adsorpsjon av organiske sammensetninger på GAC, brukt innen vannbehandlingsteknikken. Beskrivelsene er kortfattende og tar ikke hensyn til mange av de innviklede prosesser som påvirker adsorpsjonen. Forskning rundt GAC prosesser og hva som påvirker adsorpsjon pågår stadig, og mange resultater er avvikende. Fremtidige studier og erfaringer ved bruk av GAC vil kunne gjøre det mulig med bedre bedømme av bruken, for å oppnå best mulig resultat.

Del 2.

Del 2 av studiet ser på adsorpsjonen av NOM i et pilotanlegg. Dette forsøket viser at:

- GACs overflateareal ikke er av betydelse for reduksjon av NOM målt med UV absorpsjon og TOC.
- EBCT er av stor betydelse for hvilken kvalitet som er ønskelig på filtrert vann, og for hvor lenge filterne kan driftes før reaktivering.

Formålet med undersøkelsen var å kunne bedømme adsorpsjonen av alt naturlig organisk stoff, (NOM) på «granular activated carbon» (GAC). Sandfiltrert råvann ble benyttet. Hele pilotanlegget besto av seks filterkollonner fylt med 1,0 meter høye GAC filtersenger. Det ble benyttet tre ulike typer GAC som alle er vanlige innen vannbehandlingsteknikken. De tre typene hadde innbyrdes ulikt overflateareal og var produsert av ulike råmaterialer. I tillegg til tre ulike GAC ble to Empty Bed Contact Time (EBCT), 5 og 30 min. benyttet. Studiet skulle gi svar på om GAC overflateareal og EBCT har noen betydning på adsorpsjonen av NOM.

NOM ble karakterisert ved hjelp av UV absorpsjon og TOC. Analyser ble foretatt på ulike dyp i filterkollonnen for å kunne bedømme hvor en eventuell Mass Transfer Zone (MTZ) ville befinne seg avhengig av driftstiden. Forsøk på å analysere frem vannets organiske sammensetning ble utført med UV absorpsjon ved tre ulike bølgelengder (254, 265 og 280nm). En slik karakteristikk ville gi svar på hvilke organiske sammensetninger som var lettest adsorberbare på GAC. Karakteristikkene ga ingen svar på vannets organiske sammensetninger.

Resultatene viser at GACs overflateareal ikke har noen betydning for adsorpsjon av NOM målt med UV absorpsjon og TOC. UV absorberende organiske sammensetninger adsorbertes bedre enn organisk stoff målt som TOC. Årsaken kan være at TOC inkluderer organiske sammensetninger som ikke kan adsorberes til GAC. Forholdet UV_{254}/TOC ble brukt for å karakterisere kapasiteten på GAC filterne.

For filterne med EBCT 30 min. (som ikke hadde fått gjennombrudd) minsket forholdet på de første 10 cm av filterne. Filterne hvor gjennombrudd hadde inntruffet viste ingen forskjell i adsorpsjonen av organisk stoff målt med UV absorpsjon eller målt som TOC.

EBCT viste seg som en styrende faktor når det gjelder vannets ønsket kvalitet. EBCT på 30 min. viste bedre resultater for alle filterkolonner uavhengig av GAC type. Det ble ikke oppdaget noen forskjell i fjerning av ligninsammensetninger målt med UV_{280} og UV_{265} og humusstoff målt med UV_{254} .

I ettertid kan det sies at tilbakespylingsintervallene var for korte (hver uke), noe som kan ha påvirket de ulike MTZ i filterne og gjort at gjennombrudd ble påskyndet.

Filtratorb 300 med EBCT 30 min. ga best adsorpsjonsresultater. Årsaken kan være at aktiveringsprosessen for dette GAC skiller seg fra de to andre typene slik at pore-sammensetningen er bedre egnet for adsorpsjon av NOM for dette råvannet. Aquasorb BG-09 og Aquasorb CX kan være karbon som har en større andel mikroporer og dermed egner seg bedre for adsorpsjon av organiske sammensetninger med mindre molekylvekter. Ved EBCT på 30 min. kan en reduisering av organisk stoff forventes å skje ved biologisk nedbrytning på karbonet, Biological Activated Carbon (BAC). Da skjer fjerning av NOM både ved adsorpsjon og biologisk nedbrytning.

Forsøket viser at det er viktig å teste ulike GAC med tanke på fjerning av NOM og andre forurensinger i nærver av NOM. Gjennombrudd av NOM er en kritisk parameter for GACs adsorpsjonskapasitet.

Del 3.

I del tre gis et eksempel på bruk av et GAC filtreringssystem plassert som siste trinn ved et kjemisk fellingsanlegg. Det er benyttet mange forenklinger ved kostnadsberegningen. Det som er forsøkt vist er at en slik investering ikke nødvendigvis bør koste mye per. m^3 rensset vann. GAC er en billig investering med tanke på sikkerhen det gir for å kunne opprettholde en god drikkevannskvalitet i fremtiden. Overflatevann forurenses, og i dag finnes ikke noe bedre alternativ for reduisering av mikroforurensinger enn GAC.

Fremtidig forskning vil kanskje kunne gjøre det mulig å produsere et GAC egnet spesielt for adsorpsjon av de forurensinger som ønskes fjernet.

INNHOLDSFORTEGNELSE	SIDE
1. GENERELT OM AKTIVT KARBON	1
1.1 PERSPEKTIV, HISTORIKK	1
2. AKTIVT KARBON TEKNOLOGI	3
2.1. ADSORPSJONSTEORI	3
2.2. FAKTORER SOM PÅVIRKER ADSORPSJON	4
2.2.1. VÅN DER WAALS KREFTER	5
2.2.2. ADSORPSJONSLIKEVEKT	6
2.2.3. ULIKE ADSORPSJONSISOTERMER	6
2.2.4. FREUNDLICH'S ADSORPSJONSISOTERM	7
2.2.5. LANGMUIR'S ADSORPSJONSISOTERM.	8
2.2.6. AKTIVT KARBON SOM ADSORBENT	8
2.2.7. KARBONETS STRUKTUR	9
2.2.8. NATURAL ORGANIC MATTER (NOM)	10
2.2.8.1. ADSORPSJON AV ORGANISK STOFF	10
2.2.9. PRODUKSJON AV AKTIVT KARBON	11
2.2.10. REAKTIVERING AV AKTIVT KARBON	13
2.3. AKTIVT KARBON INNEN VANNBEHANDLINGSTEKNIKKEN	14
2.3.1. BRUK AV PAC	14
2.3.2. BRUK AV GAC	14
2.3.2.1. MASS TRANSFER ZONE (MTZ) I GAC FILTRE	15
2.3.3. ERFARINGER FRA PROSESSER MED GAC FILTRE	16
2.3.3.1. MÜLHEIM PROSESSEN	17
2.3.4. REDUKSJON AV LUKT OG SMAK	18
2.3.5. ERFARINGER VED ADSORPSJON PÅ GAC FILTRE	19
2.3.6. SPESIELLE FORHOLD KNYTTET TIL GAC FILTRE	20
2.4. BIOLOGISK VEKST I LEDNINGSNETTET	20
2.5. KONSTRUKSJON AV ET GAC FILTERSYSTEM	21
2.6. BIOLOGISK AKTIVT KARBON (BAC)	22
2.6.1. FORDELER VED BRUK AV BAC	23

3. PILOTFORSØK VED LACKAREBÄCK DRICKEVANNSANLEGG	24
3.1. FORMÅL MED UNDERSØKELSEN	24
3.2. OPPBYGGING AV PILOTANLEGGET	24
3.3. TEKNISKE DATA	25
POREFORDELINGEN FOR DE ULIKE KARBONTYPENE ER:	26
3.3.1. BESKRIVELSE AV FILTERKOLONNENE	26
3.3.2. UTTAK AV PRØVER	27
3.4. ANALYSERINGSMETODER	27
3.4.1. UV SPEKTROFOTOMETRI	27
3.4.2. TOTAL ORGANIC CARBON (TOC)	28
3.4.3. PH	29
3.4.4. ALKALITET	29
3.4.5. BRUKEN AV UV OG TOC ANALYSER	29
3.5. MÅLINGER OG ANALYSER	30
3.6. BEHANDLING AV ANALYSERESULTATENE	31
3.6.1. MTZ I FILTERNE	32
3.6.2. GAC KOLONNENES ADSORPSJONSKAPASITET	34
3.6.3. UV_{254}/TOC VURDERING	40
3.7. ANBEFALINGER OG DISKUSJON	42
3.8. DIMENSJONERINGSFORSLAG PÅ GRUNNLAG AV FORSØKENES RESULTATER	43
3.9. FORSLAG TIL VIDERE STUDIER	43

4. FORENKLET EKSEMPEL PÅ DIMENSJONERING OG KOSTNADSBEREGNING AV GAC FILTRE.	45
4.1. DAGENS SYSTEM	45
4.2. NYTT RENSETRINN VED FOV (GAC FILTRE)	46
4.3. GRUNNLAG FOR DIMENSJONERING OG KOSTNADSBEREGNING AV GAC FILTRE	46
4.3.1. DIMENSJONERINGSGRUNNLAG	46
4.3.2. KOSTNADSGRUNNLAG (ALLE PRISER I NORSKE KRONER)	47
4.4. VALG AV KARBONTYPE	48
4.5. EKSEMPEL PÅ BEREGNING	48
4.5.1. ANLEGGSKOSTNAD	48
4.5.2. ÅRSKOSTNAD	49
4.6. KOSTNADSBEREGNING MED EBCT SOM VARIABEL	49
4.7. KOSTNADSBEREGNING MED FILTERHØYDEN SOM VARIABEL	50
REFERANSER	52
BILAG:	
1. MTZ FOR AQUASORB BG - 09 MED EBCT 5 OG 30 MIN. (UV)	55
2. MTZ FOR FILTRASORB 300 MED EBCT 5 OG 30 MIN. (UV)	56
3. MTZ FOR AQUASORB CX MED EBCT 5 OG 30 MIN. (UV)	57
4. MTZ FOR AQUASORB BG - 09 MED EBCT 5 OG 30 MIN. (TOC)	58
5. MTZ FOR FILTRASORB 300 MED EBCT 5 OG 30 MIN. (TOC)	59
6. MTZ FOR AQUASORB CX MED EBCT 5 OG 30 MIN. (TOC)	60
7. SUVA FOR AQUASORB BG - 09 MED EBCT 5 OG 30 MIN	61
8. SUVA FOR FILTRASORB 300 MED EBCT 5 OG 30 MIN	62
9. SUVA FOR AQUASORB CX MED EBCT 5 OG 30 MIN	63

1. Generelt om aktivt karbon

1.1 Perspektiv, historikk

De gode effektene karbon har på drikkevann har vært kjent i mange århundrer. Adsorpsjon på aktivt karbon har blitt beskrevet så tidlig som 1550 f.kr. på papyrus ruller fra det gamle Egypt. Mantel (1951) siterer fra et gammelt manuskript skrevet ca. år 200 f.kr. : «Det er bra å distribuere drikkevann i kobberør, gjøre det tilgjengelig for sollys, og filtrere det gjennom aktivt karbon».

Adsorpsjonsprosesser ble først oppdaget i forbindelse med gasser av Scheele i 1773, og av Lowitz i 1785. Etter disse oppdagelser har vår moderne sivilisasjon gjort seg helt avhengig av adsorpsjonsprosesser.

Den første prosessen, tatt i bruk for å rense drikkevann med aktivt karbon, ble patentert i 1862. Etter dette har utviklingen gått fort, og det ble oppdaget mange nye råmaterialer som egnet seg for produksjon av aktivt karbon. To prosesser for produksjon av aktivt karbon, som benytter vegetabiliske materialer, ble patentert av Raphael von Ostrejko:

- En «lav temperatur» prosess, 600-700°C, hvor aktiveringen framkommer i nærvær av metallklorider under karboniseringen.
- En « høy temperatur» prosess, 1000-1100°C, hvor aktiveringen framkommer i nærvær av karbondioksyd eller damp.

I dag benyttes nesten alltid en av disse to metodene for fremstilling av aktivt karbon.

Under første verdenskrig førte behovet av gassmasker til en videre utvikling for å finne det beste råmaterialet og for å forbedre prosessens teknologi. Dette førte til oppdagelsen av kokosnøttskall som råmateriale. Produktet er ekstremt godt egnet for gassadsorpsjon. Under årene som følger får industrien opp øynene for aktivt karbon, som nå benyttes innen mange velkjente prosesser, f.eks. katalysatorer, i drikkevannsanlegg etc.

Under andre verdenskrig ble store mengder aktivt karbon produsert for installering ved ventilasjonsanlegg i tilfluktsrom som beskyttelse mot radioaktive stoff. Etter at spenningen mellom vest og øst hadde avtatt i 1960 måtte produsentene av aktivt karbon se seg om etter et nytt marked. Problemet med hva den stadig økende industrialiseringen forårsaket av skader på vårt miljø (luft og vann) var blitt velkjent. Denne bekymringen gjelder spesielt våre drikkevannskilder, og man begynte for alvor å se på bruken av aktivt karbon innen VA sektoren. Dette skulle bli et nytt viktig marked for produsentene av aktivt karbon.

Man gikk først inn i drikkevannssektoren, som hadde opplevd en negativ påvirkning på mange kilder. En gruppe forskere fremsto som ledende for utviklingen av aktivt karbon innenfor dette området, nemlig professor Heinrich Sontheimer og hans team fra Karlsruhe.

Prisen for aktivt karbon var fortsatt høy på grunn av engangsbruk. Videre fremskritt førte til produksjon av Granular Activated Carbon (GAC), som kan reaktiveres.

Fortsatt var prisene høye på grunn av energikostnad, installasjonskostnad, og en del spill av GAC.

Det foregikk også stor utvikling innen analytisk kjemi, blant annet ble måleinstrumentene bedre. Nå kunne man oppdage komponenter med konsentrasjoner som tidligere var ukjente. Utviklingen førte blant annet til oppdagelsen av formasjoner av klorerte hydrokarboner, trihalometaner (THM), som var et resultat av kloreringsprosesser i nesten alle vannverk. Dette utgjorde en trussel for konsumentene.

Teknikken tok igjen inn bruken av aktivt karbon som reduserer innholdet av disse forurensningene. Aktivt karbon er derimot ikke egnet til å minske innholdet av alle forurensninger, og det er kjent at ved nærvær av ulike komponenter, som Natural Organic Matter (NOM), pesticider, smak- og luktstoffer, oppstår en konkurransesituasjon hvor kun de mest egnede komponentene adsorberes.

I dag finnes ingen andre alternative adsorpsjonsmedia av forurensninger enn aktivt karbon for benyttelse innen drikkevannsrensing. Bruken er fortsatt dyr, men en stadig økende grad av forskning, og økende behov vil nok føre til at prisene i framtiden kommer til å reduseres. I USA ble det for eksempel foreslått at alle drikkevannsanlegg som forsyner mer enn 75000 pe. må benytte aktivt karbon som et rensetrinn (Faust *et al* 1981). Teknologien gjennomgår en rask utvikling ved at slike storskalaprojekt gjennomføres. Kanskje utviklingen vil gi GAC sjansen til å vise hvilken nytte den egentlig kan gjøre.

Bruken av aktivt karbon for å begrense forskjellige forurensninger er fortsatt et nytt område, og i framtiden vil man kanskje kunne produsere karbon som et skreddersydd adsorpsjonsmiddel for de hovedkomponentene som reduserer kvaliteten på et drikkevann (Halmö 1981).

2. Aktivt karbon teknologi

2.1. Adsorpsjonsteori

Adsorpsjon fra en væske ble først oppdaget av Lowitz i 1785, og denne prosessen ble snart benyttet for å fjerne farge fra sukker under fremstillingsprosedyren. Rensing av vann som inneholder Natural Organic Matter (NOM) ved bruk av adsorpsjon med et fast stoff som adsorbent (GAC) har en relativt kort historie sammenlignet med andre adsorpsjonsprosesser.

Ved rensing av drikkevann skjer adsorpsjonen mellom væske og fast stoff (f.eks. aktivt karbon). Adsorbenten er karbonet, mens adsorbatet er det som væsken inneholder av løst organisk stoff, f.eks. mikroorganiske forurensninger, humusstoff etc.. Dynamikken bak adsorpsjon med aktivt karbon kan forenklet beskrives med fire trinn (se også fig. 1) :

1. Transport av substans fra løsningen til overflaten på aktivt karbon
2. Substansens diffusjon til det indre av porene i karbonet. Noen av stoffene vil adsorberes på overflaten.
3. Adsorpsjon av substans i løsningen til det indre av karbonets porer og kapilærplass. Dette trinnet er trolig en likevekts reaksjon.
4. Substansen er adsorbent fra løsningen.

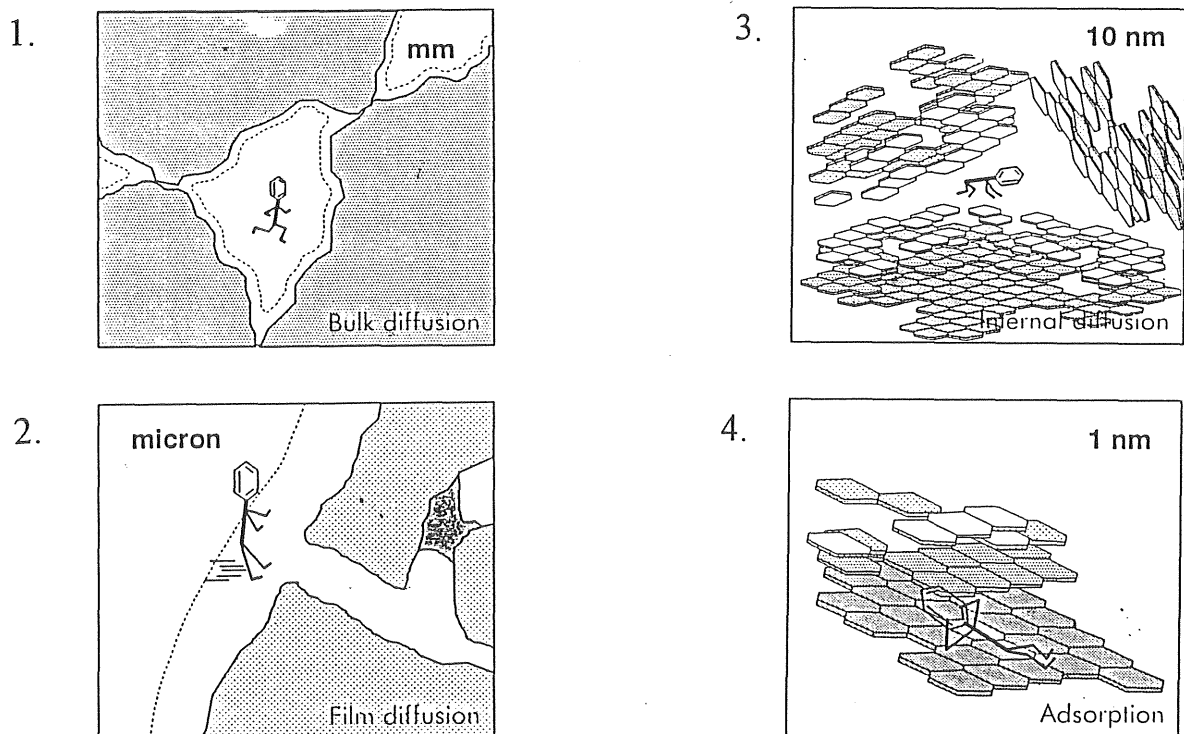


Fig. 1 Dynamikken bak adsorpsjon med aktivt karbon (Chemviron).

Adsorpsjon er et overflatefenomen, og kan fundamentalt skilles av to metoder:

1. *Fysisk adsorpsjon*
2. *Kjemisk adsorpsjon.*

Begge metoder finner sted når molekylene attraheres til overflaten på det faste stoffet, her: AC.

Fysisk adsorpsjon forekommer når molekylene festes fysisk til adsorbentmolekylene. Dette er et resultat av energiforskjeller og/eller forskjellig elektrisk ladede krefter. Innen vannbehandlingsteknikken er det ofte interessant og oppnå adsorpsjon av et organisk adsorbat fra en polar løsning (vann) til en ikke polar adsorbent, aktivt karbon (AC). En fysisk adsorpsjon kan reverseres hvis de motsatt rettede kreftene mellom adsorbatet og adsorbenten er svake. Fenomenet kalles *desorpsjon*.

Kjemisk adsorpsjon forekommer når det dannes en kjemisk forbindelse mellom de adsorberte molekylene og adsorbenten. Prosessen er irreversibel, da det trengs energi for å danne en ny kjemisk sammensetning på overflaten av adsorbenten, hvilket tilsier at energi må tilføres for å reversere prosessen.

Når det gjelder adsorpsjon av stoff fra væske til fast adsorbent, er det fysisk adsorpsjon som er det vanligste.

2.2. Faktorer som påvirker adsorpsjon

Det er mange faktorer som påvirker adsorpsjonen til aktivt karbon. Dette er som nevnt fortsatt et nytt felt innen vannbehandlingsteknikken, og det stilles hele tiden nye spørsmål etterhvert som forskningen gir nye resultater. Kort sammenfattet kan noen av de faktorene som påvirker adsorpsjonen beskrives som følger:

1. Fysisk og kjemisk karakter hos adsorbenten, d.v.s. overflateareal, porestørrelse, kjemisk sammensetning.
2. Fysisk og kjemisk karakter hos adsorbatet, d.v.s. molekylstørrelse, polaritet, kjemisk karakter.
3. Konsentrasjon av adsorbatet i væskefasen.
4. Væskefasens karakteristik, (pH,temp, osv)
5. Kontakttider for systemet adsorbat-adsorbent.

Det er kjent gjennom litteraturstudier at innhold av forskjellige organisk stoff forårsaker konkurranse om adsorpsjonsplassene på aktivt karbon (Faust *et al* 1987).

Aktivt karbon ble tidlig brukt for redusering av lukt- og smakstoffer (Sontheimer *et al* 1988). I dag omfatter bruken i stor grad også redusering av syntetiske og naturlige organiske sammensetninger.

Lukt og smak problemer skyldes de store agentene Geosmin og 2-methylisoborneol (MIB). Aktivt karbon (AC) fungerer som en god adsorbent av disse stoffene (Herzing *et al* 1977). Forsøk viser derimot at ved innhold av andre organiske sammensetninger reduseres adsorpsjonskapasiteten for geosmin og MIB. Konklusjonen blir:

Ved bruk av aktivt karbon kan det ikke forventes en reduksjon av lukt-/smakstoffer i like stor grad ved nærvær av NOM.

Et forholdsvis nytt felt innen vannbehandlingsteknikken er problemet med å redusere innhold av pesticider. Pesticider defineres her som et kjemikalie brukt som vekstbekjempningsmiddel. Pilotskalaforsøk gjort for å bedømme aktivt karbons evne til å adsorbere pesticider viser de samme erfaringene som for geosmin og MIB. Når det gjelder adsorpsjon i nærvær av NOM minsker karbonets adsorpsjonskapasitet for pesticider (Sontheimer *et al* 1987).

Litteraturstudier viser at humussubstanser reduserer adsorpsjonskapasiteten på aktivt karbon for organiske mikroforurensninger, inkl. pesticider. Dette er undersøkt både i laboratorier og fullskala prosjekter med GAC (Faust og Aly 1987). For å kunne forbedre GACs adsorpsjonskapasitet for fjerning av pesticider og andre organiske mikroforurensninger er det derfor viktig å kunne forstå de mekanismer som er ansvarlige for denne reduksjonen.

Ved utvikling av stadig forbedrede analysemetoder er det lettere å oppdage nye forurensende sammensetninger i vannprøver. Dette stiller krav til forbedret renseteknologi. GAC kan være et egnet medium for bekjempelse av disse forurensningene. Videre forskning vil kunne gi resultater som øker vår kunnskap, og dermed føre til at retningslinjene blir mer allment forståelige.

2.2.1. Van der Waals krefter

Van der Waals krefter er elektrostatiske, motsatt rettede krefter, som virker mellom atomer og molekyler uansett hvor ulike de er. Fysisk adsorpsjon til et ikke polart stoff avhenger av svake motsatt rettede krefter mellom den faste overflatens og adsorbatets molekyler.

Innen vannbehandlingsteknikken er ofte det primære målet adsorpsjon av organiske forurensninger (hydrokarbon kjeder). De fleste organiske forurensninger karakteriseres av at de er ikke polare sammensetninger. Vann er en polar løsning. Mindre polare sammensetninger blir lettere adsorbert bort fra vannet. Ikke polare adsorbater blir mindre stabilisert av hydrogen-dipol eller av dipol¹ - dipol binding til vannet.

¹ dipol - like store elektriske ladninger, en positiv og en negativ plassert nær hverandre.

Konklusjonen blir:

En ikke polar sammensetning, f.eks. NOM, adsorberes lettere bort fra vannet og attraheres bedre til en ikke polar adsorbent, f.eks. aktivt karbon.

Ovennevnte er grunnen til at aktivt karbon er et bedre adsorpsjonsmiddel for NOM enn f.eks. aluminium eller bauxitt, som er polare sammensetninger (Lambert og Graham 1995).

2.2.2. Adsorpsjonslikevekt

Adsorpsjon fra væskeløsninger skjer med hensyn på konsentrasjonen av løsningen på overflaten av aktivt karbon (Chemviron Carbon). Ettersom adsorpsjonsprosessen fortløper vil det løste stoffet desorbere til væsken igjen. Avhengig av tid vil forholdet mellom konsentrasjonen adsorbert stoff / desorbert stoff bli 1,0. Denne tilstanden kalles *adsorpsjonslikevekt*.

Ved å øke mengden AC (adsorbent) vil adsorpsjonslikevekten forskyves. Vanligvis øker mengden adsorbert stoff fra løsningen. Ved å presentere mengden adsorbert stoff pr. volumenheter adsorbent som en funksjon av likevektskonsentrasjoner ved konstant temperatur fås en adsorpsjons isoterm. Adsorpsjonsisotermens form gir informasjon om mengde karbon som er nødvendig for å redusere væskens innhold av forurensninger til en ønsket konsentrasjon.

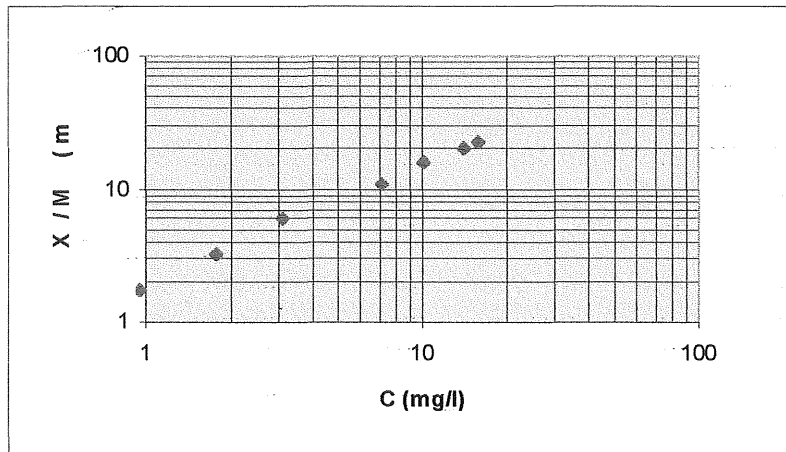
2.2.3. Ulike adsorpsjonsisotermer

Det er utviklet ulike modeller for karakterisering av adsorpsjonsdata. De mest vanlige er *Langmuirs* og *Freundlichs* adsorpsjonsisotermer. Fremgangsmåten for å få data for plotting av en adsorpsjonsisoterm kan kort beskrives på følgende måte:

- Nøyaktig bestemte volum av væsken, og kjent vekt av karbonet som skal prøves blandes.
- Blandingen ristes ved konstant temperatur. Dette pågår til likevektsadsorpsjon er oppnådd.
- Karbonet fjernes ved filtrering, og gjenværende forurensing i løsningen bestemmes.
- Denne fremgangsmåten kan nå gjentas, med samme volum av væsken men med forandret vekt av karbon i løsningen.

Dataene plottes i et log - log diagram. Plotten karakteriserer karbonets evne for adsorpsjon av de forurensningene væsken inneholder. Isotermforsøk gjennomføres ofte som et første steg med hensyn på å skaffe adsorpsjonsdata. Senere kjøres kolonneforsøk slik at forholdene ved et fullskala renseanlegg kan etterlignes.

Eksempel på plotting av Freundlich's adsorpsjonsisoterm vises i figur 2.



X/M = mengden forurensing adsorbent (X) pr. vektenhet av karbon (M)
C = likevekts konsentrasjon etter adsorpsjon

Fig.2 Adsorpsjons isoterm (Chemviron Carbon).

2.2.4. Freundlich's adsorpsjonsisoterm

Når det gjelder adsorpsjon fra vann er det Freundlich's adsorpsjonsisoterm som gir best matematisk beskrivelse av adsorpsjonen (Faust *et al* 1987).

Freundlich's formel:
$$\frac{x}{m} = KC_e^{1/n}$$

x = mengden adsorbent stoff ved likevekt [mg]
m = adsorbentens vekt [g]
C_e = løsnings likevektskonsentrasjon [mg/l]
K og 1/n = konstanter som karakteriserer hele systemet

Freundlich's ligning er et *empirisk uttrykk* for heterogeniteten² av overflaten på karbonet, og lokaliteten av porer og deres energipotensiale.

Ligningen kan altså brukes til å beregne hvor stor mengden aktivt karbon som behøves for å redusere inngående konsentrasjon av forurensninger (C₀) til en forutbestemt slutt-konsentrasjon (C_e). Volumet av væsken, vannet (V).

På logaritmisk form fås:
$$\log\left(\frac{C_0 - C_e}{m} \cdot V\right) = \log K + \frac{1}{n} \log C_e$$

Freundlich's adsorpsjonsisoterm gir vanligvis en rettlinjett plott i et log-log diagram. Utfra en slik karakteristikk kan ulike karbontyper sammenlignes med hensyn på forskjellig pH og temperatur.

² heterogeniteten - det å være uensartet.

2.2.5. Langmuirs adsorpsjonsisoterm.

Ved kjemisk adsorpsjon kan vanligvis ikke adsorbatet attraheres i akkumulerte molekyllagre. Et molekyllager benevnes *monolager*. Årsaken er den kjemiske bindingen som skjer mellom adsorbatet og adsorbenten, noe som ikke kan forekomme mellom adsorbat og adsorbat. Molekylene adsorberes altså til bestemte «plasser» på adsorbenten (Faust *et al* 1987).

Hovedantagelsene bak Langmuirs adsorpsjonsisoterm er:

1. Molekylene adsorberes til bestemte plasser på adsorbenten.
2. Hver plass kan adsorbere i bare et molekyllager (monolager).
3. Plassens areal er konstant, basert på overflatens geometri.
4. Adsorpsjonsenergi³ er den samme for alle plassene.

For adsorpsjon mellom væske og fast stoff er Langmuirs adsorpsjonsisoterm gitt ved:

$$X = \frac{X_m b C_e}{1 + b C_e}$$

- X = x/m, mengden adsorbent fra løsningen (x) pr. vektenhet adsorbent (m) ved likevekt [mg/g]
 C_e = likevekt konsentrasjonen av løsningen [mg/l]
 X_m = mengden av løsningen som adsorberes pr. vektenhet av adsorbenten for at et monolager skal dekke overflaten [mg/g].
 b = system konstant.

Monolagerkapasiteten (X_m) bestemmer kapasiteten for adsorbenten av en spesifikk type adsorbat. Utfra denne variabelen kan også den spesifikke overflaten hos en adsorbent bestemmes, ved at en løsning som inneholder kjente molekylstørrelser adsorberes til overflaten.

2.2.6. Aktivt karbon som adsorbent

En adsorbent karakteriseres av tre hovedparametre (Cheremisinoff *et al* 1978):

1. overflateareal
2. porestørrelse
3. overflatens kjemiske sammensetning og overflatens karakteristikk

Et stort overflateareal pr. vektenhet krever at materialet er porøst. Mindre porer gir derfor større overflate pr. vektenhet.

³ Adsorpsjonsenergi - henviser til termodynamikkens andre lov. Adsorbatet har lavere fri energi ved overflaten hos et aktivt karbon enn i væskeløsningen. En materies energitilstand kan ikke økes uten at det tilføres energi utenfra.

Overflatearealet er derfor nært knyttet til pore størrelsen. Den kjemiske karakteristikk for en overflate bestemmes av hvilken aktiveringstype som benyttes for å skape porene, og derfor også overflatearealet hos adsorbenten.

Overflatearealet hos adsorbenten er av stor betydelse. Hvis hele overflatearealet er tilgjengelig for adsorbentet, vil adsorpsjonskapasiteten være proporsjonal med overflatearealet, hvis alle andre påvirkningsfaktorer holdes konstant (Cheremisinoff *et al* 1978). Overflatearealet hos aktivt karbon spenner fra $500 \text{ m}^2/\text{g}$ til $1600 \text{ m}^2/\text{g}$. For bruk innen vannbehandling bør aktivt karbon inneha en viss mengde makroporer. Disse porene dannes på bekostning av at noen mikroporer kollapser (dette for å danne større porer, som fører til at overflatearealet minsker). Det er nødvendig å optimere forholdet for å oppnå et produkt som passer for vannbehandling.

2.2.7. Karbonets struktur

Karbonets porer deles inn i tre intervaller. Disse er (Halmö 1981)

1. Mikroporer, $R < 20 \text{ \AA}$
 2. Mesoporer, $20 \text{ \AA} < R < 1000 \text{ \AA}$
 3. Makroporer, $R > 1000 \text{ \AA}$
- (Ångström, $1 \text{ \AA} = 10^{-7} \text{ mm}$)

Eksempel på hvordan en karbonpartikkels porestruktur kan se ut vises i figur 3.

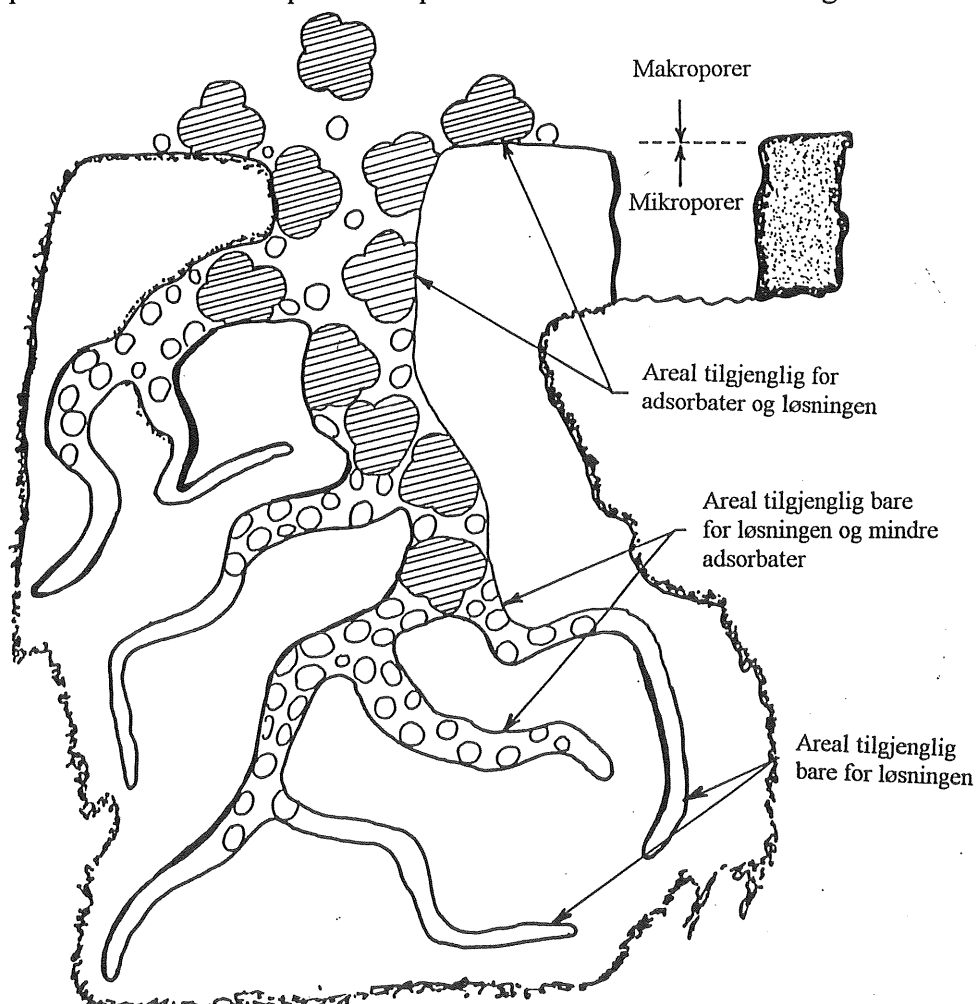


Fig.3 Eksempel på en karbonpartikkels porestruktur (Cheremisinoff *et al* 1978)

2.2.8. Natural Organic Matter (NOM)

Før en generell diskusjon om adsorpsjon av organisk stoff følger en kort gjennomgang om organiske forbindelser som finnes i de fleste råvannskilder.

Organiske sammensetninger består av karbonforbindelser. Det finnes mange ulike karbonforbindelser, og i moderne organisk kjemi behandles både naturlige- og syntetiske-organiske sammensetninger. Da det finnes et stort antall karbonforbindelser er det hensiktsmessig å foreta en gruppeinndeling. En slik gruppe er hydrokarbonforbindelser, hvor hovedkomponentene er hydrogen og karbon. Denne gruppen kan igjen deles inn i to hovedundergrupper: *alifatiske* og *aromatiske* forbindelser (Atkins *et al* 1992). De alifatiske sammensetningen kjennetegnes av store rettlinjede kjeder av karbonatomer. De inneholder alkaner, alkener og alkyner. De aromatiske sammensetningene kjennetegnes av sluttete karbonringer. Sammenbinding av en hydroksylgruppe og en aromatisk gruppe kan danne phenol som f.eks. brukes i plastindustrien.

NOM er en fellesbetegnelse på mange organiske foreninger som finnes i vannet, inkludert humussyrer og fulvosyrer (Edzwald 1992). Molekylvektene spenner fra 500 - 250 000 (Newcombe 1993).

Humussubstanser dannes når plante- og dyrerester brytes ned biologisk i naturen, eller når molekyler reagerer med hverandre og danner molekylforbindelser med høyere vekt (Newcombe 1993). Humussubstanser finnes i de fleste ferskvann, og består av store molekyler. De kan deles inn i to hovedgrupper:

- Fulvosyrer, er løslige i syrer (feller ut ved pH 2) og baser.
- Humussyrer, er løslige bare i baser.

Selv innefor disse gruppene er humussubstanser en lite definert blanding av molekyler, og blandingens sammensetning beror i høy grad på miljøets påvirkning.

Årstidsvariasjoner, geografiske, vegetasjonsmessige og hydrologiske forhold påvirker NOMs karakter og kan også ha betydning for sammensetningen (Newcombe *et al* 1993). Gruppens karakteristikk kan kort sammenfattes med følgende punkter:

- De har en høy molekylvekt, vanligvis mellom 500 - 250 000, og kan være både alifatiske og aromatiske (Newcombe *et al* 1993).
- Fulvosyrer har generelt lavere molekylvekt, har lavere karbon innhold, og inneholder et mindre antall syre-forbindelser enn humussyrer.

2.2.8.1. Adsorpsjon av organisk stoff

Når det gjelder drikkevann er det sjelden ønskelig å fjerne en bestemt type forurensing. I de fleste tilfeller inneholder vannet en stor mengde forurensninger som konkurrerer om adsorpsjonsplassene i karbonet.

Et stort antall organiske sammensetninger kan påvises ved hjelp av følgende analyser:

Ultraviolet absorpsjon	(UV)
Biologisk oksygenforbruk	(BOD)
Kjemisk oksygenforbruk	(COD)
Total organisk karbon	(TOC)

Disse parameterne gir en god innsikt i vannkvaliteten, men ingen opplysninger om hvilke organiske stoffer vannet inneholder. Det er gjort mange forsøk med hensyn på hva som påvirker adsorpsjonen av organisk stoff. De fleste av disse forsøkene er gjort i laboratorier eller i pilotanlegg. Konsekvensen er at resultatene i noen tilfeller ikke overensstemmer med hva som gjelder ved fullskala vannverk (Collins *et al* 1986).

Ved analysering av forurensninger i vannet er det nødvendig å kunne skille de helsefarlige foreningene ut fra de ikke helsefarlige, ved bruk av disse ikke spesifikke analyseringsmetodene. Dette må gjøres in-situ, p.g.a. at de organiske foreningene varierer med hensyn på vannverkstype (McGuire *et al* 1981). Ut fra helsesynspunkt bør det legges vekt på å kunne vurdere de halogengruppene⁴ som dannes.

Adsorpsjonen gjelder ofte fjerning av organiske sammensetninger som ikke finnes i store konsentrasjoner og varierer med årstiden. Dette kan være lukt- og smakstoffer, pesticider, giftige alger o.s.v. (Newcombe 1993). Humusstoffer derimot finnes uavhengig av årstidene og forandres lite i konsentrasjon. Overflaten hos AC vil forandre karakter ettersom ulike sammensetninger adsorberes. Humusstoff kan minske adsorpsjonskapasiteten av andre organiske sammensetninger (Montgomery 1987). Disse molekylene har mange kontaktpunkter med adsorbenten og får høy adsorpsjonsenergi selv om noen punkter er svakere adsorbent (Montgomery 1987).

Adsorpsjon av humussubstanser er avhengig av væskens pH. To ekstremtilfeller er forsøkt med pH 3.1 og 7.1 (Newcombe *et al* 1994). Det viser seg at ved pH 3.1 er den elektrostatiske effekten neglisjerbar, noe som øker adsorpsjonen. Når det kjøres tester med lave pH verdier er det viktig å være klar over at det bør brukes syrevasket karbon. Dette anbefales fordi deler av et ikke syrevasket karbon vil kunne oppløses ved lave pH verdier (Newcombe *et al* 1994).

Gode forundersøkelser kreves før det tas beslutninger angående oppbygging av et aktivt karbon trinn. Det er viktig å definere klare mål for hva ønskelig effekt skal være.

2.2.9. Produksjon av aktivt karbon

Aktivt karbon produseres av ulike organiske materialer, eksempelvis torv, tresorter, steinkull eller kokosnøttskall.

Disse materialene aktiveres gjennom en serie av prosesser som inkluderer (Cheremisinoff *et al* 1978):

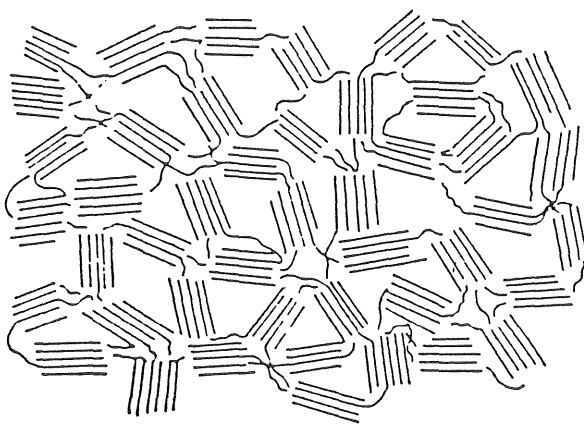
1. Dehydratasjon (fjerning av alt vann).
2. Overføring av organisk stoff til karbon, fjerning av alt ikke karbon (karbonisering).
3. Brenne vekk tjære og poredannelse (aktivering).

⁴ halogengruppe - gruppe av organiske sammensetninger som kan være helsefarlige.

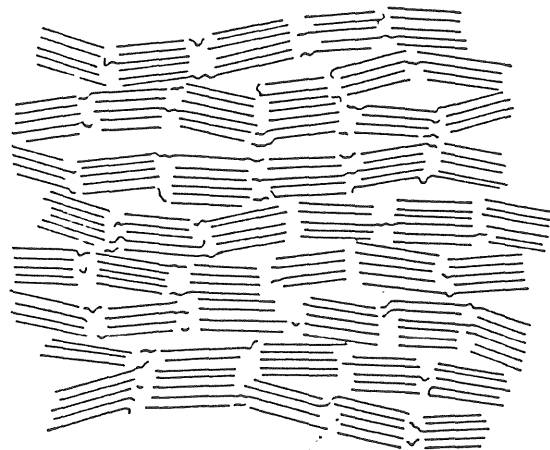
Trinnene kan beskrives på følgende måte:

Først drives alt vann vekk fra materialet ved 170°C. Deretter økes temperaturen for å fjerne CO₂ og CO. Ved temperatur over 275°C separeres materialet og tjære, metanol og andre biprodukter dannes. Nesten 80% av karbonet påvirkes deretter av en temperatur på 400-600°C. Karbonet som dannes ved karbonisering har som regel en liten total overflate, noe som egner seg dårlig for adsorpsjon. Aktivering av dette produktet utføres så med damp eller CO₂ som aktiveringsagenter. Den oppvarmede dampen, 750-950°C passerer karbonet, og brenner vekk alle biprodukt blokkeringer. Dette utvider og forlenger porstrukturen hos karbonet.

Egenskapene til aktivt karbon bestemmes av hvilken karbonkilde, og hvilken prosess som benyttes ved framstilling. Et eksempel på ulike AC strukturer vises i figur 4.



Ikke grafittisert.



Grafittisert

Fig.4 Eksempel på ulike AC strukturer (Halmö 1981).

2.2.10. Reaktivering av aktivt karbon

Reaktivering av aktivt karbon må foretas når karbonet er mettet av forurensinger. Forurensingene blir desorbtert, og karbonet kan brukes på nytt. Prosessen er vanligvis termisk, og kan kort beskrives på følgende måte (Cheremisinoff *et al* 1978): Det mettede GAC tas ut av filterne som en karbon slurry, og fraktes til reaktiveringsanlegget. Første trinn her er avvanning i en sentrifuge. Temperaturen ligger vanligvis rundt 900-980 °C. Alt vann fordamper fra karbonet og adsorbatene blir oksidert. Oksygeninnholdet holdes konstant for at oksidasjonen skal skje av adsorbent material og ikke av karbonet. Etter termisk reaktivering bades karbonet (vaskes for å fjerne løse forurensninger) og sendes tilbake til filterkolonnen. Hele denne prosessen tar ca. 30 min.

I tillegg til reaktiveringsanlegget finnes et anlegg hvor forurensingene fra karbonet blir renset slik at avgassene kan ledes til atmosfæren. Denne prosessen kan kort beskrives på følgende måte (Nedre Romerike Vannverk (NRV) i Norge): Etter at alle adsorbatene er fjernet fra karbonet ved høy temperatur ledes avgassene til en etterbrenner. Etterbrenning skjer ved 850 °C for å brenne opp støv og desorbtert materiale. Avgassene ledes til rensing og avkjøling for deretter å slippes ut til atmosfæren. Hele dette prinsippet vises i figur 5.

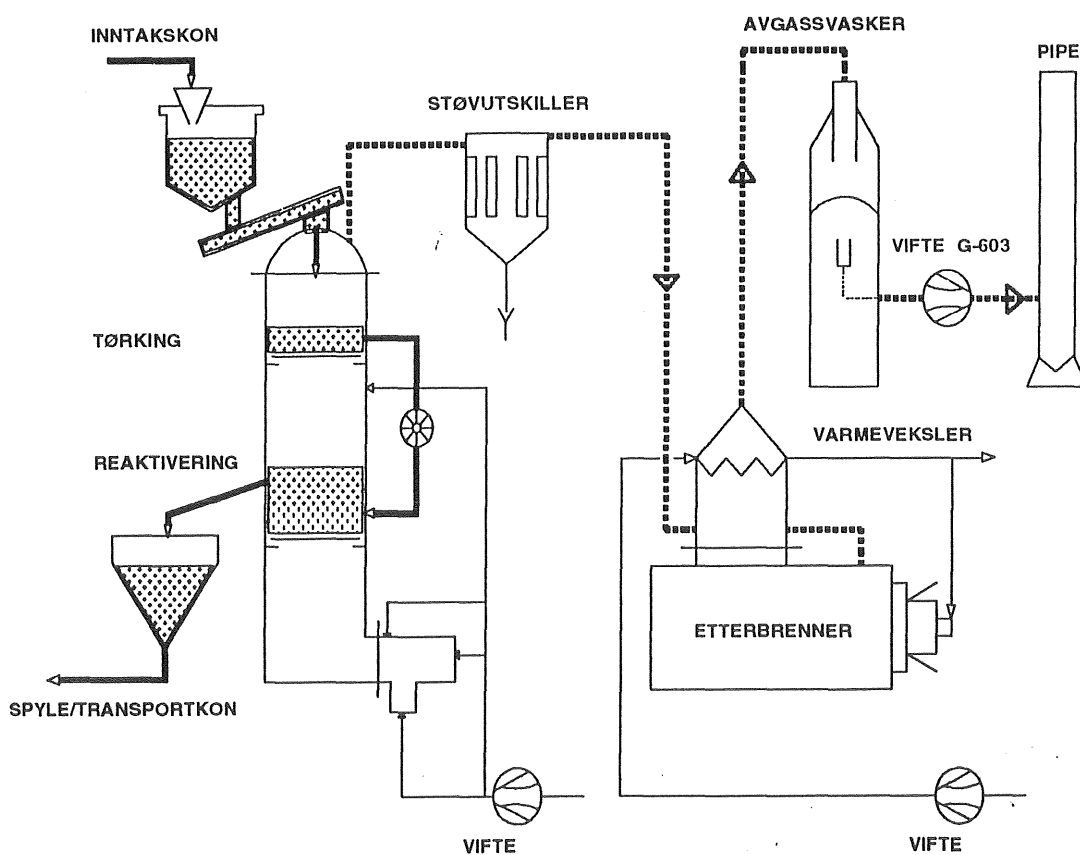


Fig. 5. Eksempel på reaktiveringsprosess (NRV publikasjon).

2.3. Aktivt karbon innen vannbehandlingsteknikken

To hovedtyper AC benyttes innen vannbehandlingsteknikken:

- aktivt karbon i pulverform (PAC).
- granulert aktivt karbon (GAC).

2.3.1. Bruk av PAC

PAC ble brukt for å minske lukt- og smak problemer for første gang i Chicago av Baylis(1929). Etter at resultatene fra noen suksessfulle anlegg var blitt kjent økte interessen for PAC, og bare noen år senere (1937) hadde over 400 vannbehandlingsanlegg i USA inkludert PAC i rensetrinnet. Eksempel på alternative tilsetningspunkter av PAC i en renseprosess vises i figur 6.

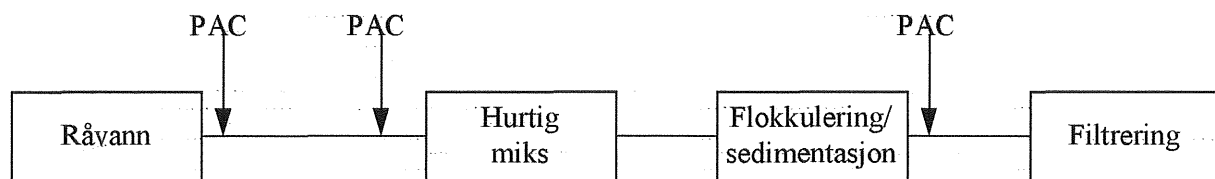


Fig. 6 Bruk av PAC (Sontheimer et al 1987).

PAC kan ikke reaktiveres og anvendes i dag mest ved små renseanlegg, hvor konsentrasjonen av forurensninger er liten, for eksempel bare til visse årstider når algeoppblomstring skaper lukt- og smak problemer. Ved å benytte PAC er en utvidelse av anlegget unødvendig. En bakdel ved bruk av PAC er at avfallsproduktet etter rensingen ikke kan gjenbrukes.

I dag er det mange renseanlegg som bytter fra PAC til GAC. Karbonet kan da resirkuleres (reaktiveres) og benyttes flere ganger, noe som gir sparte naturressurser.

2.3.2. Bruk av GAC

GAC var i 1970 installert i rundt 40 drikkevannrensianlegg i USA. Dette tallet økte raskt til ca. 150 anlegg, hovedsakelig som garanti mot lukt og smaks problemer (McGuire et al 1981). I Norge benytter 22 renseanlegg GAC i dag (kursdagene NTH, 1995). I Sverige er det vanligere å benytte GAC teknologi enn i Norge.

Ved kontinuerlige prosesser som f.eks. AC filtrering benyttes vanligvis GAC. Normalt er det større anlegg som benytter denne typen. Eksempel på prosess med GAC som et rensetrinn vises i figur 7.

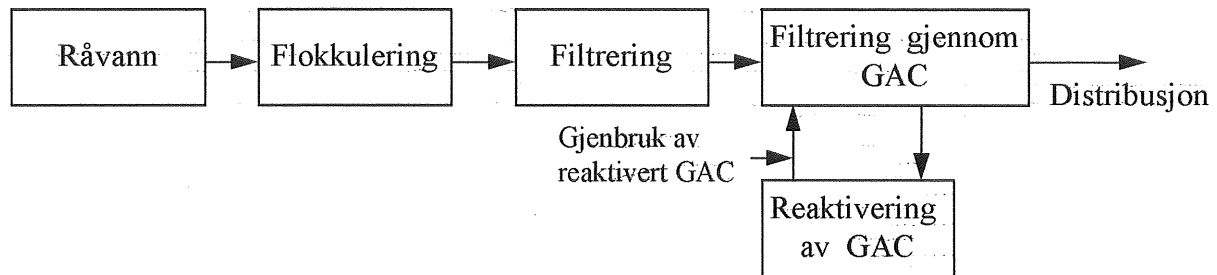


Fig. 7 Eksempel på bruk av GAC i en vannbehandlingsprosess.

2.3.2.1. Mass Transfer Zone (MTZ) i GAC filtre

Mass Transfer Zone (MTZ) er benevnelsen på reaksjonssonen i GAC filteret hvor adsorpsjonen av forurensninger skjer. Sonen forflyttes ned igjennom filteret avhengig av driftstid. Når konsentrasjonen av forurensninger inn til filteret er lik konsentrasjonen ut av filteret har reaksjonssonen nådd filterets uttaks nivå. Eksempel vises i figur 8.

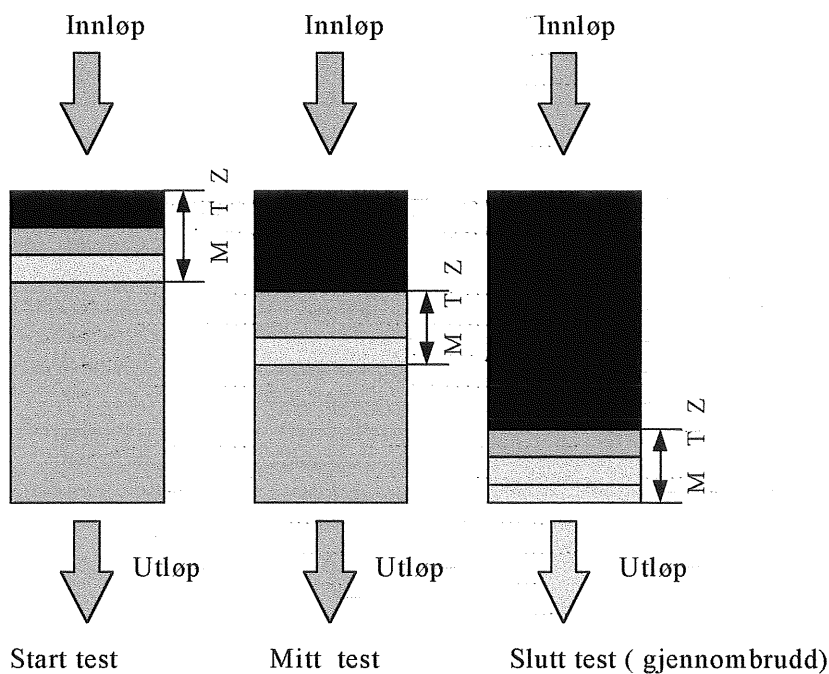


Fig.8 Illustrasjon av MTZ (Chemviron Carbon).

Under adsorpsjonsprosessen vil det øvre lageret i karbonet bli mettet av forurensninger først, mens det nedre laget fortsatt er fritt for forurensninger. Mellom disse to ekstrempunktene skjer den egentlige adsorpsjonen.

2.3.3. Erfaringer fra prosesser med GAC filtre

Hardheten er et viktig aspekt for GAC. Mye av driftskostnadene for GAC filtre beror på tap ved reaktivering og ødeleggelse ved transport (Montgomery 1977).

GAC filterets funksjon er å redusere vannets innhold av NOM og helsefarlige organiske foreninger. Disse helsefarlige organiske foreningene er bare en del av innholdet målt som TOC, COD etc. En analyse basert på disse parametrene gir derfor ikke noen indikasjon på reduksjonen av helsefarlig stoff. Det er kjent at ved nærvær av NOM reduseres adsorpsjonen av helsefarlig stoff (Montgomery 1977). Humussubstanser minsker adsorpsjonskapasiteten på AC for organiske mikroforurensninger inkludert pesticider⁵. Dette er studert både i laboratorie og fullskala prosjekt (Edell 1994). For å kunne forbedre GAC filtreringsteknikken for fjerning av pesticider og andre organiske mikroforurensninger er det derfor viktig å finne svar på hvilke mekanismer som er ansvarlige for denne minskingen av adsorpsjonskapasitet.

For å øke driftstiden av GAC filtre kan det være aktuelt å minske konsentrasjonen av TOC før filtrering.

Innhold av TOC i vannet minsker med ca. 30 % ved flokkulering og sandfiltrering (Fiessinger *et al* 1983). For å oppnå bedre driftsresultater bør derfor GAC ikke brukes som første filtreringstrinn der råvann inneholder store mengder NOM målt som TOC.

Ozon (O_3) er et oksidasjons- og desinfeksjonsmiddel som kan benyttes i tilknytning til GAC filtrering. Ozon oksiderer cellene så sterkt at de lyserer (oppløses) og molekylstørrelsen reduseres. Dette kan føre til at driftstiden på GAC forlenges.

Ozon kan også fungere som et desinfeksjonsmiddel når innholdet av organisk stoff er minimalt. Det er ikke registrert bieffekter ved bruk av ozon med hensyn på helsefare, slik tilfellet er med klor som danner THM ved nærvær av NOM (Hedberg *et al* 1984).

Forsøk har vist at bruk av ozon før GAC filtre har en positiv effekt (McGuire *et al* 1981). Dette resultatet er ikke representativt for alle forsøk utført med bruk av ozon før filtrering gjennom aktivt karbon. Noen eksempler på ulike forsøk, med vekt på bruk av ozon i forbindelse med aktivt karbon, tas med i senere avsnitt.

Stadig økende forurensning av vannkilder i Europa førte til at vannverk, spesielt i Tyskland, benyttet høye klordoseringer som oksidasjonsmiddel etterfulgt av deklorering i GAC filtre. I dag benyttes ikke lengre aktiv karbonfiltre som deklorineringsstrinn, da det har vist seg at haloformer og andre klorerte biprodukter dannes i filterne. Store klordoseringer kan føre til helsefare (Hedberg *et al* 1984).

⁵ Pesticider Pesticider defineres som et kjemikalie brukt som vekstbekjempningsmiddel. De vanligste er herbicider, insectider og fungicider.

Dette er et eksempel på hvordan tradisjoner innen drikkevannsrensning kan forandres ved at ny informasjon blir tilgjengelig gjennom bedre analyseringsmetoder.

2.3.3.1 Mülheim prosessen

Mülheim prosessen er en forløper for utviklingen av dagens GAC systemer (Sontheimer *et al* 1988). Trinnene i den eksisterende prosessen var:

- Klorering - koagulering - sedimentering - infiltrasjon i bakken.

Etter utbygging med GAC fås følgende prosesstrinn:

- Klorering - koagulering - sedimentering - filtrering gjennom GAC - infiltrasjon i bakken -.
- Spørsmålet var om bruken av GAC filtre som et siste filtreringstrinn kunne hindre lukt og smak på drikkevannet? Sontheimers forsøk viste at man fikk tidligere gjennombrudd i GAC filterne når breakpoint chlorination⁶ (BC) ble brukt.

Årsak:

- BC minsket Dissolved Organic Carbon (DOC) reduseringen i koagulerings/sedimenterings-trinnet. Dette førte til at større konsentrasjoner DOC nådde GAC filterne.
- Biologisk aktivitet på karbonet minsket p.g.a adsorpsjon av lite biologisk nedbrytbare klorerte organiske substanser.
- Det antas at gjenværende klor i løsningen kan påvirke biologisk aktivitet.

I et GAC filter vil klorerte hydrokarboner, f.eks. THM adsorberes i en lite nøyaktig definert MTZ. Denne zonen forflyttes nedover i filteret avhengig av driftstiden.

Erfaringer med Mülheim-prosessen:

Rhinen var sterkt forurensset av NH_4^+ på 70-tallet. Før ikke klorert vann ble det oppnådd en reduseringseffekt av NOM på 80% målt med UV absorpsjon etter 8000 bed volum. Filterhastigheten var 10 m/h og GAC filternes bed dyp 2.5m (kontaktid 15 min.). Mülheim-prosessen var den første prosessen der det forurensede vannet i Rhinen ga en meget god drikkevannskvalitet uten bruk av klorering eller lang filtreringstid i bakken, men der tilsetning av ozon var en viktig faktor.

Selv om ozon er den dominerende faktoren, forbedres vannkvaliteten bemerkelsesverdig ved filtrering gjennom GAC. Det viktigste aspektet her er den biologiske oksidasjonen av ammonium (nitrifikasjon) i GAC filterne, hvilket er mulig selv ved lave temperaturer. Ved klorering av ammoniumholdig vann dannes kloraminer, og kloreringens bakteriedødende effekt minskes. Det trengs altså større mengde klor for å få ønsket resultat.

Andre studier har vist at for-ozonering ikke har noen stor betydning for minskingen av DOC. (Sontheimer *et al* 1988) konkluderer, utfra sine forsøk, med at for-ozonering øker den biologiske nedbrytningen, men minsker adsorpsjonen av substanser i vannet. Som en følge av dette studiet er for-ozonering bare effektivt ved lange filtreringstider, noe som gjør at biologisk nedbrytning blir ansvarlig for reduksjonen av DOC.

Erfaringne fra Mülheim-prosessen og forsøk gjort av Bendek (Sontheimer *et al* 1988) viser hvor kompleks vannbehandlingsteknikken kan være.

⁶ Breakpoint Chlorination (BC) - klordosering slik at vannets klorbehov er dekket.

Ved at faktorer som enda ikke er kjente påvirker behandlingen vil ulike erfaringer fås. En årsak kan være at analyseringsteknikken for vann fortsatt er for generell med hensyn på vannets innhold av ulike foreninger.

Det anbefales derfor å gjøre forsøk hvor ulike hypoteser blir testet for å oppnå best mulig bruk av GAC.

I noen studier har det vist seg at helt nye GAC filtre får gjennombrudd av organisk stoff målt med TOC (Faust og Aly 1987). Dette skyldes sannsynligvis elusjon av organisk stoff fra karbonet. Ved fullskala anlegg blir TOC i filtrert vann ofte målt til en konstant verdi, litt under TOC på inngående vann. Årsaken er at det fortsatt skjer en masse overføring (MT) inne i mikroporene på GAC. GAC fortsetter i lang tid å redusere innholdet av organisk stoff til en konstant verdi hvor $C_{inn} > C_{ut}$. GAC filterne er gode så lenge disse verdiene tilfredsstillende kravene på utgående TOC.

2.3.4. Reduksjon av lukt og smak

Herzing *et al* (1977) har vist at de to store lukt- og smak-sammensetningen geosmin og MIB adsorberes på AC.

Bruk av ozon som oksidasjonsmiddel før filtrering gjennom GAC har blitt undersøkt av bl.a. Faust og Aly (1987). Ved dette tilfellet ble reduksjonen av organisk stoff målt som COD og UV-absorpsjon. Resultatet viser at DOC målt med UV absorpsjon minsket med 11-38% ved bruk av for-ozonering. Målt med TOC fant man liten eller ingen reduksjon i innholdet av organisk material. Dette samsvarer med tidligere nevnte erfaringer gjort av Bendek (Sontheimer *et al* 1988).

Forsøk utført for fjerning av lukt- og smakstoffer ved Stange vannverk, der Mjøsa er råvannskilde, (Storhaug 1988) viste at ozonering og filtrering gjennom GAC pekte seg ut som den mest aktuelle metoden. Forsøkene viste at det gir en markert reduksjon av lukt-og smakstoffer målt som TOC. Hensikten med for-behandlingen med ozon var og gjøre en større andel av det organiske stoffet biologisk tilgjengelig slik at fjerning kunne skje både ved adsorpsjon og biologisk nedbrytning. Den siste metoden kalles biologisk aktivt karbon filtrering (BAC).

Når det gjelder reduksjon av lukt og smak i drikkevannet pågår det stadig nye forsøk for å komme frem til de beste driftsforholdene ved bruk av GAC. I Australia har Newcombe (1993) forsøk blant annet ført til disse konklusjonene:

- GAC filtre installert for reduksjon av lukt og smaksstoffer, MIB og geosmin, med en empty bed contact time (EBCT) på 6.5 og 13 min. har oppnådd en effektiv driftstid på 10 måneder.
- Driftstiden for GAC filtre med EBCT på 20 min. oppgis til mindre en 18 måneder når det gjelder reduksjon av 2-MIB. Ved redusering av geosmin oppgis en effektiv driftstid på mer enn 18 måneder.

Det pågår forskning med GAC filtrering, med tanke på å kunne forlenge driftstiden (tid før reaktivering må utføres) ved Australian Center for Water Quality Research.

2.3.5. Erfaringer ved adsorpsjon på GAC filtre

ODW, Office of Drinking Water i USA konkluderer med at bruk av GAC vil være den beste metoden for å sikre en god vannkvalitet (McGuire *et al* 1981). GAC i kombinasjon med andre rensetrinn har gjentatte ganger vist gode resultater for redusering av forurensninger. Det stilles derimot spørsmål ved en del driftsaspekter, reaktiverings frekvens og hydrauliske forhold.

Organiske sammensetninger som består av store molekyler har en mindre evne til rask adsorpsjon, hvilket gjør at MTZ blir større (Sontheimer *et al* 1988). En ikke polar forbindelse adsorberes lettere til karbonet. Et lengre molekyl bestående av hydrokarbonkjeder vil være mer ikke polar, hvilket vil øke adsorpsjonskapasiteten til karbon (Montgomery 1977). Sammenhengen mellom de to ovennevnte utsagnene er at organiske sammensetninger adsorberes lett til aktivt karbon, men at adsorpsjonen er avhengig av at oppholdstiden er optimert i prosessen.

Aromatiske stoffer gir en kraftig adsorpsjon målt med UV_{254} (Dobbes *et al* 1972). Dette kan være grunnen til at ozon gir en stor reduksjon i adsorpsjon målt med UV_{254} hvor slike forbindelse er nærværende. Ozon gjør at sammensetningene forandrer karakteristikk og ikke lenger har egenskaper for UV_{254} adsorpsjon.

Forsøk har vist at ozon ikke virker inn på mengden organisk stoff målt med TOC (Faust og Aly 1987). En sikker indikasjon på at de tilstedeværende organiske forbindelser oksideres til forbindelser med færre dobbeltbindinger⁷ og til mer stabile forbindelser som for eksempel organiske syrer (Beck *et al* 1983). De organiske forbindelsene gjennomgår ikke en fullstendig nedbrytning til CO_2 og vann ved ozonering. Dette gir seg utslag i forholdet UV_{254}/TOC som indikerer om det oppstår en forandring på vannkvaliteten.

Få studier har vært gjort med hensyn på å relatere den fysiske karakteren hos et karbon til dens adsorpsjonskapasitet. Simpson og McLeod (1991) studerte ti forskjellige aktive karbontyper med hensyn på fjerning av geosmin og MIB i nærvær av DOC. De konkluderer med at adsorpsjonskapasiteten kan relateres til karbonets garvesyrenummer. Garvesyre fremstilles med bark som råmateriale (engelsk: *tannin*). Karbon med størst evne for adsorpsjon av garvesyrenummer er også det karbonet som var best egnet for adsorpsjon av geosmin og MIB.

GAC blir brukt for å fjerne THM. THM finnes i fire former: kloroform, bromo-diklorometan, dibromklorometan og bromoform. Forsøk har vist at adsorpsjonseffektiviteten øker med økende innhold av bromin (Faust og Aly 1987). Det er også vist at adsorpsjonskapasiteten kan minske fra 100 % til mindre en 10 % på noen ukers drift (Roberts *et al* 1982). Generelt er kloroform den første THM som får gjennombrudd i GAC filtre. Andre forsøk har vist at THM ikke adsorberes når humusstoff og andre klorerte biprodukter finnes i løsningen (Sontheimer *et al* 1988).

⁷ dobbeltbinding -

i forbindelse med UV adsorpsjon er det vist at organisk stoff karakterisert av karbon-karbon og oksygen-karbon dobbeltbinding absorberes av UV lys.

Reaktivert GAC har vist mindre adsorpsjonskapasitet av THM enn nytt aktivt karbon. Forsøk med resin⁸ som adsorbent viste at THM fjernes over lengre tid enn hva som var tilfellet ved bruk av GAC (Symons 1981).

2.3.6. Spesielle forhold knyttet til GAC filtre

Drift og vedlikehold av GAC filtre skiller seg fra hva som er praksis med andre filtermedia. Noen parametre som det bør rettes ekstra oppmerksomhet på er:

Tilbakespyling:

GAC filtrene bør ikke tilbakespyles med for korte intervaller. Bakgrunnen er at det kan forekomme blanding av de ulike lagene i filteret, dette vil resultere i en forflytting av MTZ. Erfaringer, fra anlegg hvor GAC filtre er installert som erstatning for sandfiltre/to-mediafiltre viser at det må foretas tilbakespyling med korte intervaller, hvilket beror på at filtrene belastes med for store mengder partikler (personlig kommunikasjon, 1995). Som nevnt tidligere bør ikke GAC filtrene fungere med hovedvekt på partikkel utskilling, men som adsorbent av uønskede forurensninger i vannet. Det er derfor beklagelig at økonomiske hensyn fører til at en fullstendig utnyttelse av GAC filternes funksjon ikke blir gjennomført.

Redusering av turbiditeten i vannet vil redusere tilbakespylingsfrekvensen for GAC filtrene. Derfor bør vann filtreres gjennom allerede eksisterende to media filtre før GAC-filtrering (Sontheimer *et al* 1988).

Ved tilbakespyling av GAC filtre anbefales at det ikke benyttes luftinnblanding (Faust og Aly 1987). Årsaken er at sannsynligheten for tap av GAC korn øker. Forsøk viser at der hvor GAC kornene er pakket, slik at de ikke løsrives fra hverandre, kan luft brukes alene som en forbehandling (Sontheimer *et al* 1988).

Reaktivering:

Filternes reaktiveringsfrekvens kan bestemmes ved at det foretas målinger med jevne intervaller på inngående vann til GAC filtrene, og utgående filtrert vann. På denne måten vil filternes effektivitet kunne kontrolleres. Adsorpsjonskapasiteten kan kontrolleres ved å analysere innhold av NOM som TOC og UV₂₅₄.

2.4. Biologisk vekst i ledningsnett

Biologisk vekst i ledningsnett kan medføre lukt, smak og farge på drikkevannet hos forbrukeren, i tillegg til øket korrosjon i selve ledningen. Generelt kan det sies at biologisk vekst i ledninger fører til dårligere vannkvalitet hos forbrukeren.

Det er derfor av stor betydning at biologisk aktivitet ikke får utvikle seg. Ved valg av prosess er det viktig å benytte rensemetoder som reduserer mengden biologisk tilgjengelig stoff til et minimum.

⁸ Resin -

hardpiks

Forsøk har vist at GAC-filtrering kan benyttes med positiv virkning (Storhaug *et al* 1988). Utførte forsøk konkluderer med at vann filtrert gjennom GAC ikke inneholder potensiale for biologisk vekst i ledningsnett.

2.5. Konstruksjon av et GAC filtersystem

Et nytt GAC system bør ikke bestemmes utfra erfaringer gjort ved andre vannverk. Forholdene som påvirker adsorpsjonen forandres individuelt, og beror på mange faktorer. Det finnes ulike måter for å bestemme et nytt GAC system. Noen av parametrene som trengs kan fås gjennom disse forsøkene:

- Lab. forsøk - 1. likevektsadsorpsjon
 2. adsorpsjonsisoterm
- Pilot forsøk- For simulering av fullskala prosess for å få frem gjennombruddskurver.
 Menge karbon beregnes.
- Kontakttiden- Må bestemmes, og kan gjøres utfra økonomisk synsvinkel med hensyn på mengde karbon som benyttes ved filtrering (hvor ofte karbonet må reaktiveres). Erfaring viser at økning av kontaktiden gir liten besparelse av mengden karbon (Chemviron Carbon). Dette vises i figur 9. EBCT er av stor betydelse for ønsket adsorpsjonseffekt.

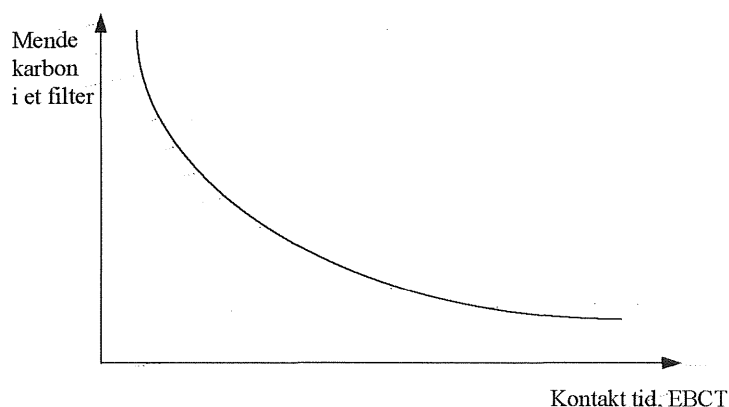


Fig. 9 Eksempel på hvordan EBCT varierer med mengden karbon (Chemviron Carbon).

Figur 9 refererer til «EBCT metoden» av Chemviron Carbon, og er en oversiktlig måte for å bestemme størrelsen på en GAC filterseng. Økonomisk sett er det viktig å optimalisere forholdet EBCT mot mengde karbon. Kravet på adsorpsjon av ønskede substanser bør selvfølgelig være det primære målet i en slikt vurdering, så lenge disse kravene er realistiske. EBCT vil påvirke reaktiveringsintervallene og bør bestemmes utfra hva som kan forventes i konsentrasjonsreduksjoner. Uansett valg av metode bør bestemmelsen av filtersengen gjøres utfra et pilotforsøk som simulerer parametrene: vannmengde, GAC type, EBCT etc., slik at virkeligheten blir forsøkt gjengitt best mulig. Det finnes ingen standardiserte adsorpsjonstester som gir svar på adsorpsjonskapasiteten. Fra leverandøren av de fleste GAC typer følger en rekke indikasjoner på hvilke resultater som kan forventes.

GAC systemet avgjøres hovedsakelig utfra MTZ lengden, karbonets metningsgrad og filtreringshastigheten (dimensjoneringskriterium i følge Chemviron Carbon). Når et flytskjema er bestemt, velges karbontype og EBCT som gir optimale resultater til lavest mulig pris. Driftskostnadene avhenger av driftstiden et filter kan ha før gjennombrudd fås.

Med tanke på reaktivitet og transport av GAC er den fysiske karakteren viktig, slik at kostnadene for tap blir minimert.

2.6. Biologisk aktivt karbon (BAC)

GAC er godt egnet som grobunn for mikroorganismer fordi bakterier festes lett til den ujevne flaten som karakteriserer en karbonpartikkel. Denne påstanden annonsertes av McCreay og Snoeyink (1977). Ved at bakterier (mikroorganismer som lever av løste karbonforbindelser) gis gode levevilkår kan de øke effektiviteten hos GAC ved å redusere innholdet av NOM og ammonium fra drikkevann og avløpsvann (Sontheimer *et al* 1988). Biologisk aktivt karbon fås ved å tilsette løst oksygen, dissolved oxygen (DO), til vannet før passering gjennom GAC filteret. Så lenge vannet inneholder nok oksygen for å opprettholde aerobe forhold og nok karbon forbindelser, vil bakteriene trives i dette miljøet. Det er foreslått to mekanismer for hvordan biologisk aktivitet i BAC filtre fungerer (Faust *et al* 1987):

- Biologisk nedbrytning av organisk stoff.
- Adsorpsjon av organisk stoff på andre plasser, som gjøres tilgjengelig, i karbonet.

En forklaring til punktene er: Mikroorganismer finnes både på overflaten av karbonet og inne i karbonets porer. Organisk stoff vil adsorberes både på karbonets overflate og inne i karbonets porer, og gjøres dermed tilgjengelig for biologisk nedbrytning i begge tilfeller. Som tidligere nevnt vil NOM med liten molekylvekt kunne adsorberes lettere til GAC p.g.a. poresammensetningen. Det er derfor nødvendig at det benyttes GAC med stor spesifikk overflate og poresammensetning slik at det finnes plass for adsorpsjon av NOM som nettopp er mest forekommende i drikkevann. Ved at NOM adsorberes til GAC vil bakteriene kunne få nok tid til å bryte ned de større organiske sammensetningene til CO₂ og vann. Ettersom EBCT som regel er for kort til at dette kan oppnås må sammensetningen adsorberes slik at det gis nok tid for bakteriene til nedbrytning. Ved å benytte for-ozonering vil en del organiske sammensetninger som ikke er lett nedbrytbare forandres til lettere nedbrytbare stoffer slik at større kapasitet oppnås. Ozon vil i tillegg gi vannet et høyere innhold av oksygen, hvilket favoriserer bakterietilveksten (Cheremisinoff *et al* 1978).

I en BAC prosess hvor for-ozonering brukes er det viktig at ozon ikke kommer i kontakt med GAC filterne. Ozon som er et sterkt oksidasjonsmiddel vil kunne ødelegge bakterieaktiviteten i filterne. I tillegg antas at ozon vil kunne reagere med karbonpartiklene slik at disse brytes opp til mindre partikler (Maloney *et al* 1984). Ozon må fjernes før det kommer i kontakt med GAC filterene ved at vannet får en oppholdstid i en tank mellom ozoneringstrinnet og filterne. Det anbefales at oppholdstiden bør være fra 10 til 20 minutter (Chrostowski *et al* 1982).

Makroporer representerer ca. 1% av overflatearealet for de fleste GAC. Mikroorganismer finnes i de store porene på AC nær overflaten.

Løste organiske sammensetninger blir derfor adsorbent på denne overflaten (i makroporer og i mikroporer hvor det ikke finnes noen bakterier p.g.a. deres størrelse).

2.6.1. Fordeler ved bruk av BAC

Erfaringer ved bruk av BAC bygger på studier gjort ved pilotskala-anlegg i Europa. *Ozon ble tilført vannet før filtrering gjennom GAC*. Fordelene er sammenfattet av Sontheimer *et al* (1988):

- Effektiviteten for redusering av DOM økte med opp til 200% ved bruk av BAC.
- Øket kapasitet av karbonets evne til å adsorbere organiske stoffer.
- Øket levetid for karbonet før reaktivering var nødvendig.
- Reduserer innholdet av organiske forurensninger mer effektivt, hvilket hindrer biologisk aktivitet i distribusjonssystemet.

Mange av disse standpunktene baseres på pilotforsøk. Fremtidig forskning og utprøving av BAC vil kunne gi mer sikre indikasjoner på hva som kan forventes av forbedret vannkvalitet ved innføring av dette systemet.

For drikkevannsanlegg som har problem med å opprettholde høy kvalitet vil det kunne være aktuelt å innføre et BAC system.

3. Pilotforsøk ved Lackarebäck drikkevannsanlegg

3.1. Formål med undersøkelsen

En økende trussel for drikkevannskvaliteten skyldes dannelsen av organiske foreninger som kan være helsefarlige. GAC har vist seg å være en god adsorbent av slike foreninger. Teknologien bør utvikles for å kunne forstå de prosesser som påvirker GACs adsorpsjonskapasitet bedre. Pilotforsøket ved Lackarebäck har sett på reduksjon av NOM. Tre ulike typer GAC med innbyrdes varierende spesifikk overflate er benyttet. GAC typene er produsert av to forskjellige råmaterialer som er vanlige innen vannbehandlingsteknikken. To forskjellige EBCT ble benyttet, 5 og 30 min. Tilsammen var det 6 filterkollonner fylt med 1 meter GAC.

Formålet var å få svar på hvor mye GACs spesifikk overflate og EBCT påvirker adsorpsjonen av NOM.

3.2. Oppbygging av pilotanlegget

Pilotanlegget ble bygget i forsøkshallen som Chalmers Tekniska Högskola (CTH) har ved Lackarebäck drikkevannsanlegg. Oppbyggingen foregikk under en 14 dagers periode i slutten av September 1995.

Råvannet tas fra Göta älv/Delsjön, drikkevannskilden for 250.000 innbyggere i Göteborg (vann fra Göta älv pumpes til Delsjön). Prinsippet vises i figur 10.

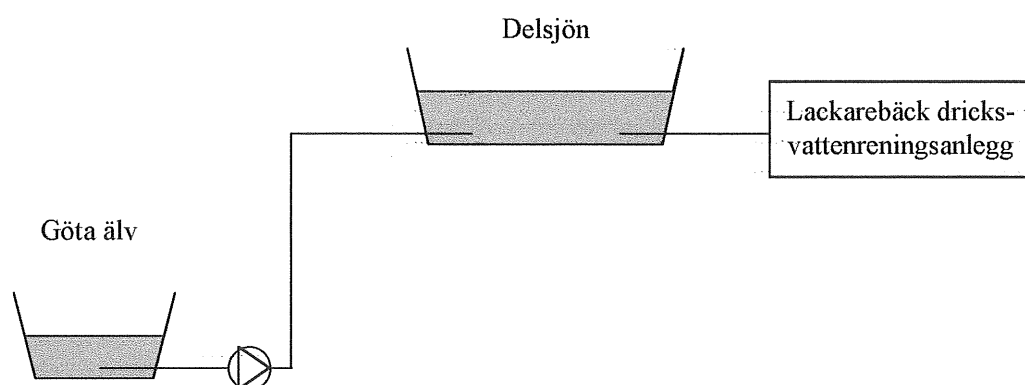
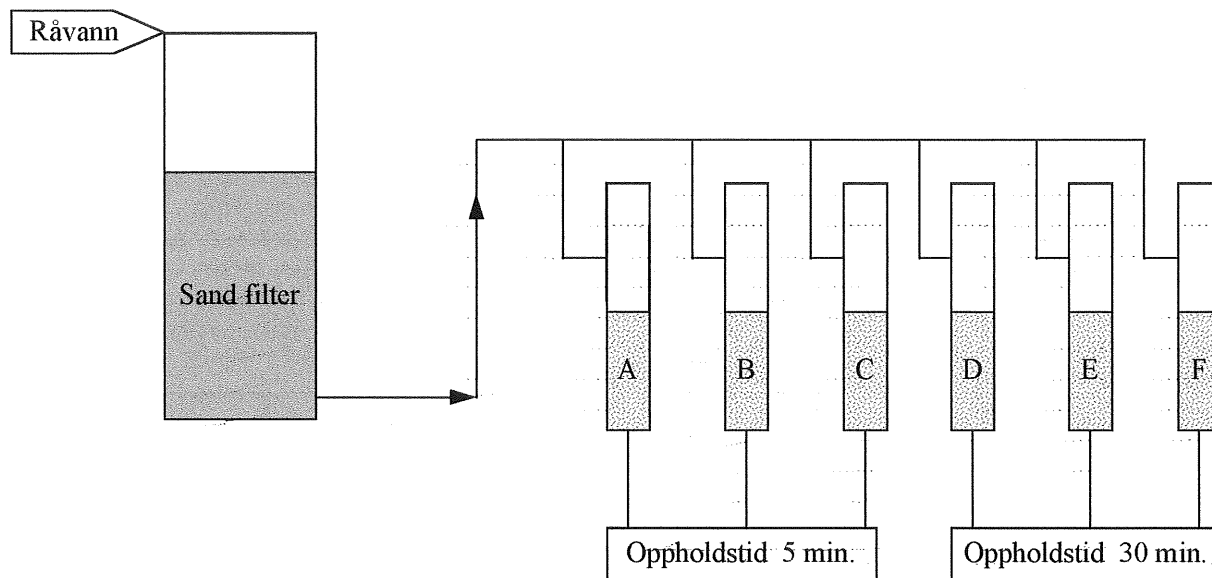


Fig. 10 Prinsipp over råvannstransporten fra Göta älv til Lackarebäck.

Råvann ble først filtrert gjennom et sandfilter (kornstørrelse 0.8 - 1.2 mm). Dette for å unngå at de største partiklene skulle nå karbon filterne og påvirke resultatene negativt. Etter filtrering gjennom sand ble vannet pumpet kontinuerlig til en fordelingskasse over karbonfilterne. EBCT ble justert ved uttak av karbon-filtrert vann. Det ble montert målerør for å kunne se forandring av trykktap gjennom filterne avhengig av driftstiden. En prinsippsskisse over pilotanlegget illustreres i figur 11.



GAC typer:

A og D - Aquasorb BG - 09

B og E - Filterasorb F 300

C og F- Aquasorb CX

Fig. 11 Prinsipp av pilotanlegget.

3.3. Tekniske data

Filterkollonnene var fylt med vann før fylling av karbon. Dette for å unngå luftrom i filterne. Det er viktig å være klar over dette, slik at det ikke dannes favoriserende veier ned gjennom filteret, hvilket vil minske karbonets virkningsgrad. Ved fullskala anlegg skjer fylling av filterne etter at karbon og vann er blandet til en slurry. Dette gir samme effekt som nevnt i forbindelse med pilotanlegget.

De ulike filterkollonnene vil heretter benevnes A, B, C, D, E, F hvor filter A, B, C har EBCT 5 min. mens filter D, E, F har EBCT 30 min.(se figur 11).

Typiske egenskaper for de tre karbontypene vises i tabell 2. Opplysningene er innhentet hos leverandørene: Chemviron og Jacobi (data til tomme kolonner angis ikke hos respektive leverandør).

Typiske egenskaper		Aquasorb BG - 09	Filtratorb 300	Aquasorb CX
Råmaterial		Stenkull	Stenkull	Kokosnøtt- kull
Spesifikt overflate- areal	m^2/g	1000	950	1200
Våtdensitet	kg/m^3	400	460	425
Kornstørrelse	mm	0,425-1,40	0,80-1,0	0,60-1,40
Hardhet	%	95		98
Partikkeldensitet (våt)	g/ml		1,2	
Ulikformighets- koeffisient			1,8	

Tabell 2. Karbontypenes egenskaper.

Porefordelingen for de ulike karbontypene er:

Kull type	Mikro ($r < 1nm$)	Meso ($r 1-25nm$)	Makro ($r > 25nm$)
Aquasorb BG - 09	0,24	0,33	0,37
Filtratorb F300	0,34	0,21	0,36
Aquasorb CX	0,39	0,11	0,20

Alle enheter i ml/g.

Tabell 3. Karbontypenes porefordeling.

3.3.1. Beskrivelse av filterkolonnene

Filterkolonnenes dimensjoner:

Tot. høyde	m	2,5
Karbon høyde	m	1,0
Innvendig dim.	m	0,125
Volum karbon	m^3	0,125

Prøveuttakene var plassert slik figur 12 viser. Med seks uttakspunkter, nummerert som 1, 2, 3, 4, 5, 6 fås detaljerte studier om hvordan konsentrasjonen av NOM varierte gjennom filteret. Uttakspunktene plassering :

- 1 - 4 er plassert med 10 cm avstand.
- 4 - 6 er plassert med 20 cm avstand.

3.3.2. Uttak av prøver

Det ble tatt ut totalt 44 prøver for hvert analyseringstilfelle. Dette inkluderer:

- 36 prøver, 6 i hver filterkollonne på varierende dyp.
- 6 prøver av GAC filtrert vann (ut av filterne).
- 2 prøver, av råvann og sandfiltrert vann.

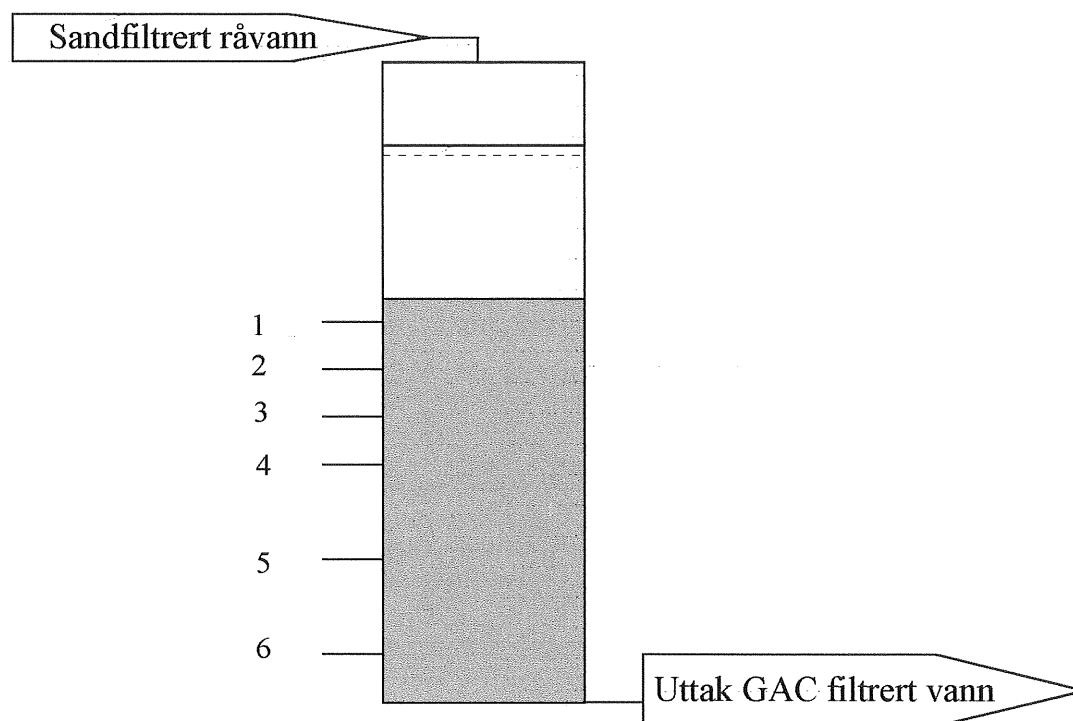


Fig. 12. Filterkollonne

3.4. Analyseringsmetoder

3.4.1. UV spektrofotometri

UV absorpsjon er en enkel måling for å bestemme vannets konsentrasjon av organisk karbon. Mange av de organiske substanser som finnes i råvann har den karakteristiske egenskapen at de absorberer ultrafiolett lys (Bølgelengdene er da 100 - 400nm). UV absorpsjonen er karakteristisk for substanser med karbon-karbon og karbon-oksygen dobbel binding (Dobbs *et al* 1972).

Organiske sammensetninger som er aromatiske absorberer UV lys (Dobbs *et al* 1972). UV absorpsjon gir derfor en god indikasjon på et vanns innhold av humusstoffer, da disse inneholder aromatiske egenskaper. I sjøer er humus den dominerende formen for organisk stoff (Faust *et al* 1987). Som oftest brukes kun en bølgelengde, 254 nm, for bestemmelse av UV absorpsjon. Det er derimot kjent at ulike bølgelengder kan gi svar på enkelte typer av UV absorberende komponenter i en vannprøve (Dobbs *et al* 1972). Forsøk for å kunne bestemme en vannprøves innhold av ulike typer organisk stoff er blant annet utført av Sontheimer og Wagner (1977). Disse viser at vann som inneholder ligninsyrer vil få en maksimumsverdi for absorpsjon ved 280 nm, og en minimumsverdi ved 265 nm. Humussyrer gir en lineær karakteristikk mellom 250 og 300 nm. Testresultat for ulike råvann har bekreftet at metoden er pålitelig. Andre lignende forsøk viser at nitrater får en maksimumsverdi for absorpsjon ved 203 nm og 302 nm (Dobbs *et al* 1972).

Prøvenes pH påvirker UV absorpsjonen av organisk substans ved 254 nm. Edzwald (1985) rapporterte om en 15% minskning i absorpsjonen når pH minket fra 10 til 2. Selv om denne pH forandringen er stor, bør ikke pH variere ved sammenligning av analyseresultater.

Det bør fremheves at i de fleste av de vannkilder som i dag benyttes til drikkevann finnes organiske forbindelser med en slik karakteristikk at en analyse basert på UV absorpsjon gir et tilfredsstillende svar på innholdet av organisk stoff.

3.4.2. Total Organic Carbon (TOC)

Dette er den nøyaktigste parameteren for analysering av organisk stoff i vannet. TOC er et mål på karboninnholdet i både løst og partikulært bundet form. TOC gir ingen informasjon om type organisk materiale. Analysen bygger på oksidasjon av organisk karbon, og bestemmelse av mengden dannet karbondioksid, CO₂. Uorganisk karbon (IC) må fjernes fra prøven, hvis ikke fås isteden total karbon (TC). $TOC = TC - IC$.

Måling av TOC utføres som følger:

Først bestemmes mengden TC. Dette skjer ved oppvarming av prøven til 680 °C. TC omdannes til CO₂. Prøven avkjøles og tørkes. Innholdet av CO₂ vil bli plottet, hvilket resulterer i en karakteristisk topp. En dataprosessor regner ut arealet under kurven, som samsvarer med prøvens innhold av TC.

IC fås på samme måten, nå ved at prøvens innhold analyseres med hensyn på ikke organisk karbon. Det er grupper av karbonater⁹ som elimineres fra prøven. Tilslutt kan regnestykket $TOC = TC - IC$ utføres.

En annen måte å påvise innhold av TOC er Non-purgeable Organic Carbon (NPOC), hvilket betyr ikke avdriftsbart organisk karbon.

⁹ karbonater - karbonater er f.eks. HCO₃⁻.

IC komponenter luftes bort, og det gjenværende er TOC. En bakdel er at organisk stoff som lukt- og smakstoffer ofte er flyktige og kan dermed luftes bort fra prøven ved nevnte prosess.

3.4.3. pH

pH måles som den negative logaritmen til $[H^+]$ ioner. En økning av $[H^+]$ ioner gir altså en lavere pH. pH er en viktig parameter i tilknytning til AC teknologi og vannbehandling generelt.

3.4.4. Alkalitet

Alkaliteten er et mål på vannets bufferegenskap, og uttrykker evnen til å motstå en forsuring (økning av $[H^+]$ ioner). Det er først og fremst ioner som hydrogenkarbonat, karbonat og hydroksidioner som påvirker alkaliteten. Alkaliteten uttrykkes i mmol HCO_3 . Et vann med alkalitet > 0.5 mmol/l har en god bufferegenskap (Bydén *et al* 1992).

3.4.5. Bruken av UV og TOC analyser

Organiske sammensetninger i en vannprøve kan påvises både ved UV absorpsjon og målt som TOC. Forskjellen er at organisk stoff målt med UV absorpsjon bare viser innholdet av organiske stoffer med egenskap for UV absorpsjon. Dette er som nevnt tidligere organiske stoffer med aromatiske egenskaper. Organisk stoff målt som TOC viser derimot innholdet av alle organiske sammensetninger hvor det inngår en karbonforbindelse. UV absorpsjon angir derfor bare en del av de organiske forbindelsene.

I og med at UV absorpsjon er en enkel parameter var det ønskelig å kunne bruke denne for å få frem verdier for TOC. Det er gjort mange forsøk for å vise at det finnes en sammenheng mellom disse parametrene, blant annet av Dobbs *et al* (1972). Dette forsøket ble utført på vann filtrert gjennom GAC filter kolonner. Resultatene viser en lineær sammenheng mellom de to parametrene.

Andre forsøk som viser sammenhengen mellom UV_{254} og TOC er utført av Edzwald (1985) som konkluderer med at UV absorpsjon gir svar på hvor mye TOC reduksjonen gjennom aktivt karbon har vært.

McCarty og Aieta (1984) har gjort forsøk som viser at TOC fungerer som en parameter på hvor effektivt en renseprosess virker. Samme forsøk konkluderer med at UV_{254} kan brukes som erstatning for TOC analysering.

Bruken av UV absorpsjon resulterer i en forenkling og tidsbesparing ved analysering av TOC. Ved å plote UV_{254} mot TOC vil en tilnærmet rett linje kunne fås. Fremgangsmåten ved analyseringen kan være at det tas regelmessige UV_{254} analyser og noen få TOC analyser slik at en karakteristikk for en rett linje fås. Senere kan da UV_{254} analyser brukes for å avlese nye TOC verdier.

Forholdet UV_{254}/TOC defineres som: Specific UV Absorbance (SUVA) og uttrykkes i UV absorpsjon pr. m over konsentrasjonene TOC uttrykt i mg/l ($m^{-1}/mg/l$). Forholdet gir en god retningslinje for dimensjonering av vannbehandlingsprosesser (Edzwald 1993). Det er spesielt ved valg av koagulent og koagulanttilsetning SUVA kan brukes. Edzwald (1993) foreslår følgende retningslinjer:

- SUVA verdier på 4 til 5: Vannets innhold av TOC består for det meste av humusstoffer. Det organiske stoffet er relativt hydrofobisk¹⁰, aromatisk og består av høy molekylvekt sammenlignet med vann med lavere SUVA verdier.
- SUVA verdier mindre enn 3: TOC sammensetningen består hovedsakelig av ikke-humusstoffer. Det organiske stoffet er relativt hydrofilisk¹¹, mindre aromatisk, og består av mindre molekylvekt sammenlignet med vann med høyere SUVA verdier.

3.5. Målinger og analyser

UV absorpsjons analyser ble utført ved pilotanlegget. Ved målinger utført for dette studiet ble følgende utstyr benyttet:

Zeiss PM 6 med en 5cm kyvette.

NOM ble karakterisert ved tre forskjellige bølgelengder, 254, 265, og 280 nm. Prøvene ble samlet i 250 ml begre, og analysert in-situ. Fremgangsmåten var å kjøre alle prøvene på UV_{254} nm deretter omstille apparatet til å sende UV_{265} nm, og tilslutt UV_{280} nm. Alle prøver ble analysert to ganger og middelverdien ble ført opp som gjeldende resultat.

Ved nullstilling av apparatet ble det benyttet Nanopure vann som ga nøytral utgangsverdi. Nullstilling ble foretatt mellom endt analysering for hver filterkolonne. Gjennomsnittsverdien for UV målingene på råvannet var:

$$UV_{254} = 0,488 \quad UV_{265} = 0,416 \quad UV_{280} = 0,335$$

TOC prøvene ble analysert ved CTH, med instrument Shimadzem 5000. Det ble foretatt totalt 3 TOC anlyser under dette pilotforsøket. Gjennomsnittlig TOC for råvannet var 5.234 mgC/l. Råvannets karakteristikk vurdert utfra Edzwalds SUVA inndeling blir $UV_{254}/TOC = 1,86$, hvilket karakteriserer et vann med lite innhold av humusstoffer, lite aromatiske stoffer og små molekylvekt-sammensetninger.

¹⁰ Hydrofobisk- vannavstøtende, trekker ikke til seg vann.

¹¹ Hydrofilisk- vannilttrekkende.

Alkalitet målt på råvannet var 0,33 mmol $[\text{HCO}_3^-]/\text{l}$. Tilsvarende et vann med god buffer-egenskap (Bydén 1992). Fremgangsmåten ved analysering er: Titrer med saltsyre (HCl) for å tilføre hydrogenioner slik at det ikke finnes karbonat eller hydrogenkarbonat igjen i prøven.

Det anbefales at drikkevann, for distribusjon i ledningsnett, skal ha en alkalitet på 0,60-1,0 mmol $[\text{HCO}_3^-]/\text{l}$ for på best mulig måte å hindre korrosjon (antatt at andre påvirkende parametre samsvarer med hva som anbefales).

Karbondioksid drives bort gjennom bobling med karbondioksidfri luft. Målet på hvor mye HCl som måtte tilføres forholder seg til prøvens $[\text{HCO}_3^-]$.

pH målt på råvannet var 7,0. Det ble benyttet to bufferløsninger, pH 4,0 og pH 7,0 for kalibrering av måleutstyret.

3.6. Behandling av analyseresultatene

Pilotforsøkene ble startet 04.10.95. Ved oppstart ble trykktapet gjennom filteret avlest for at spyleintervallene kunne beregnes. Trykkdifferansen over tid følger et lineært samband for sandfiltre og tommedia filtre.

Følgende avlesninger ble gjort ved oppstart av filtrering gjennom GAC filterne:

Filter	A	B	C	D	E	F
Filterhastighet, m/h	12	12	12	2	2	2
Trykktap, cm.	27	18	23	4	1	1,5
Oppholdstid, min.	5	5	5	30	30	30

Etter syv dagers drift var trykktapene forandret til:

Filter	A	B	C	D	E	F
Trykktap, cm.	44	20	26	4	2	2,5
Trykkdifferanse, cm	17	2	3	0	1	1

Trykkdifferansen etter syv dagers drift ble mindre enn først antatt, hvilket kan skyldes at vannets innhold av store partikler er liten. Det ble likevel bestemt at spyling av GAC filterne skulle skje ved hvert analyseringstilfelle, det vil si med syv dagers intervaller. Dette ble også bestemt for at prøvene skulle bli likeverdige.

Nå i ettertid kan det stilles spørsmål til denne avgjørelsen. Tilbakespyling med så korte intervaller vil påvirke MTZ ved at de ulike karbonpartiklene ikke synker tilbake til samme nivå i filteret. Dette kan gjøre at gjennombrudd oppnås raskere, hvilket kan ha påvirket resultatene negativt.

Trykkoppbyggingen i sandfilteret skjedde raskere, hvilket resulterte i at spyling etter syv dagers drift var nødvendig for å kunne opprettholde en høy driftssikkerhet.

3.6.1. MTZ i filterne

Bare etter 5 dagers drift ga analyseresultatene varierende verdier på NOM målt med UV-absorbans og TOC. NOM gjennombrudd hadde da allerede skjedd for to av filterne, Aquasorb BG - 09 og Aquasorb CX med EBCT 5 min.. EBCT hadde stor betydelse for hvor MTZ i filterne var. Karbonets overflateareal så ikke ut til å ha betydning for reduksjonen av NOM.

I figur 13 og 14 vises en sammenligning mellom Filtrasorb 300 med EBCT 5 og 30 min. Her illustreres betydelsen av EBCT for kvaliteten på filtrert vann (kvaliteten på filtrert vann i betydningen innhold av NOM målt med UV absorpsjon og som TOC).

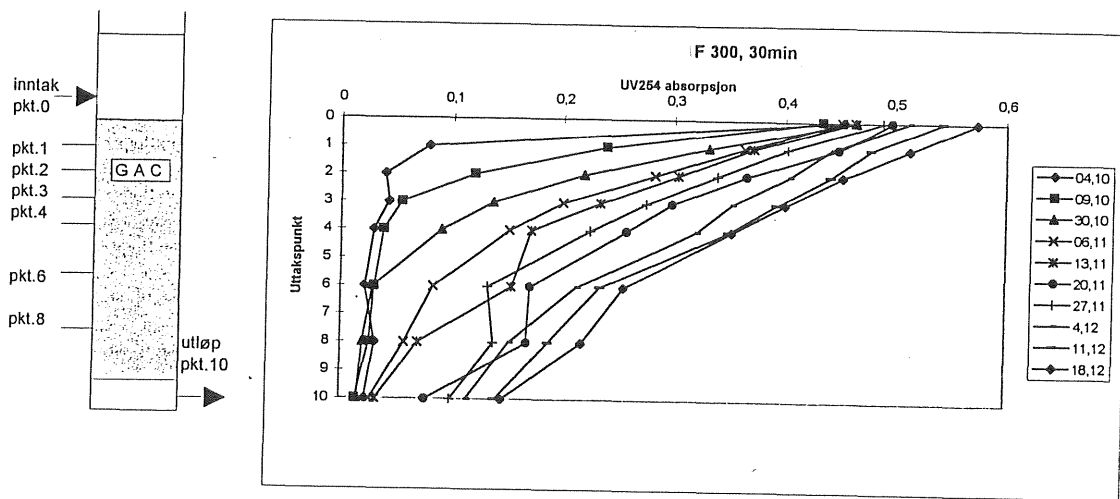


Fig. 13. MTZ profiler for Filtrasorb 300 med EBCT 30 min.

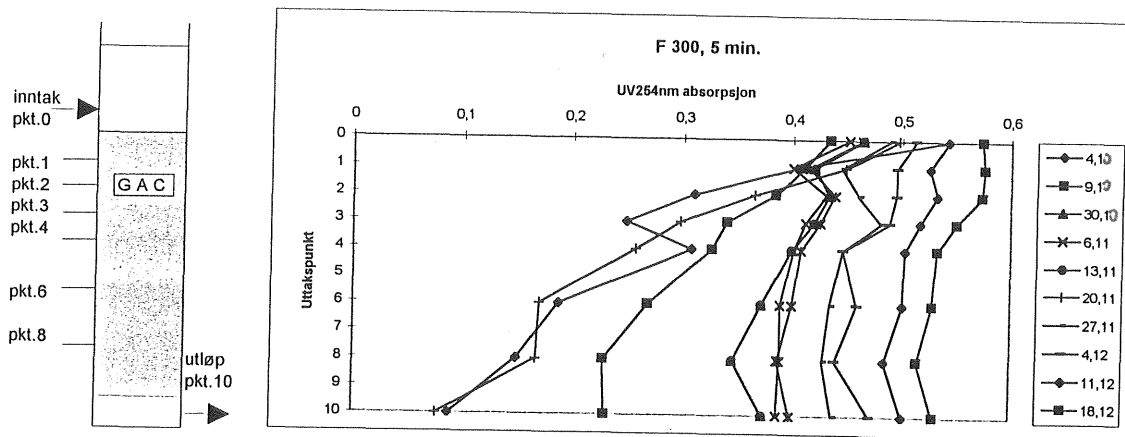


Fig. 14. MTZ profiler for Filtrasorb 300 med EBCT 5 min.

MTZ for Filtrasorb 300, EBCT 30 min. vises med en skarp profil i de øverste 10 cm av karbonet etter 5 dagers drift. MTZ flyttes gradvis nedover filtersengen ettersom metning inntreffer. Selv om ingen karakteristisk MTZ kan observeres etter 33 dagers drift skjer fortsatt en god adsorpsjon gjennom filteret. Under dette pilotforsøket var det bare kolonnen med Filtrasorb 300, EBCT 30 min., som viste en karakteristisk MTZ.

MTZ for Filtrasorb 300, EBCT 30 min. målt som TOC viser en mer ujevn profil gjennom filteret (se figur 15) sammenlignet med figur 13. Dette gjelder også for de andre filterkolonnene (se bilag 10-12). Årsaken til at NOM målt som TOC ikke gir en like skarp profil som NOM målt med UV absorpsjon kan være at det måles flere vanskelig adsorberbare stoffer med en TOC analyse (f.eks. lukt og smakstoffer, pesticider). Felles for begge metodene er at de viser en reduksjon av NOM gjennom GAC filterne.

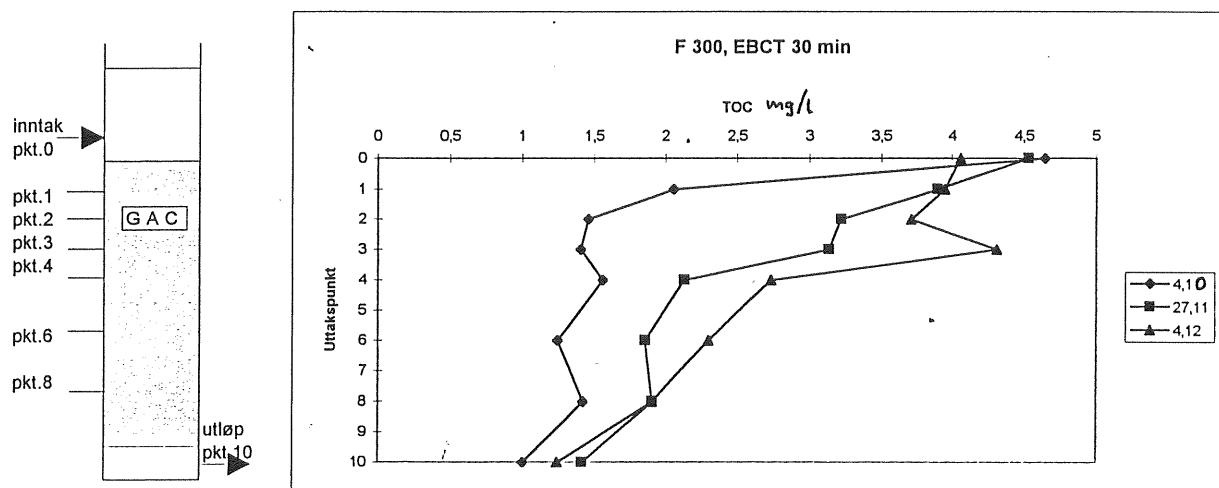


Fig. 15. MTZ profiler for Filtrasorb 300 med EBCT 30 min. målt som TOC.

Aquasorb CX, som er en karbontype med større overflateareal sammenlignet med Filtrasorb 300 og Aquasorb BG - 09 var ikke en bedre adsorbent. Generelt består GAC produsert av kokosnøttskall som råmateriale av en større andel mikro- og mesoporer (Mattson og Mark, 1971). NOM, som her for det meste består av humus- og fulvosyrer, karakteriseres av store molekyler, hvilket har en negativ effekt på adsorpsjonskapasiteten av mindre molekylevett-sammensetninger (Newcombe *et al* 1993). Resultatet blir at mange mindre porer gjøres utilgjengelige.

Karbontypen produsert av kokosnøttskall som råmateriale kan være egnet for reduksjon av andre forurensninger, som lukt og smakstoffer. Lukt og smakstoffer har som regel mindre molekylvekt, og er ikke lange kjedelige molekylsammensetninger (Newcombe *et al* 1993).

Antagelsen om et høyt innhold av humusstoff samsvarer lite med beregnede SUVA parametre på råvannet. SUVA har bekreftet at det finnes små molekyl sammensetninger i vannet. En annen mulig årsak til den store differansen i absorpsjonskapasitet kan skyldes at vannet inneholdt stoffer som ikke var målbare med de analyser som ble brukt. Disse stoffene ble i mindre grad adsorbent til Filtrasorb 300 enn til de to andre karbonene, og førte til en raskere metning. Slike stoffer kan være syntetisk fremstilt (ulike bekjempningsmidler) og stoffer som ikke inneholder hydrogen-karbon forbindelser.

I bilag 1 - 3 vises adsorpsjonskapasiteten gjennom filterne Aquasorb BG 09, Filtrasorb 300 og Aquasorb CX med EBCT 30 og 5 min. Her illustreres hvor MTZ befinner seg avhengig av driftstiden og sammenligningen viser hvor stor forskjell det er på de tre karbontypene.

3.6.2. GAC kolonnenes adsorpsjonskapasitet

Generelt for alle typer GAC brukt i dette pilotforsøket gjelder at reduksjon av lignin målt med UV_{265} nm og UV_{280} nm, ikke ga noen forskjell sammenlignet med reduksjon av humusstoffer målt med UV_{254} nm. Ved forsøket start var det forventet en forskjell i adsorpsjon av stoffer målt med ulik UV bølgelengde. Det viste seg derimot at antagelsen ikke kunne bekreftes, og måling med UV_{265} nm og UV_{280} nm ble derfor avbrutt før pilotforsøket slutt. En måling av et UV spekter ble foretatt på sandfiltrert vann og GAC filtrert vann fra Filtrasorb 300 og Aquasorb BG-09 med EBCT 30 min. Dette vises i figur 16.

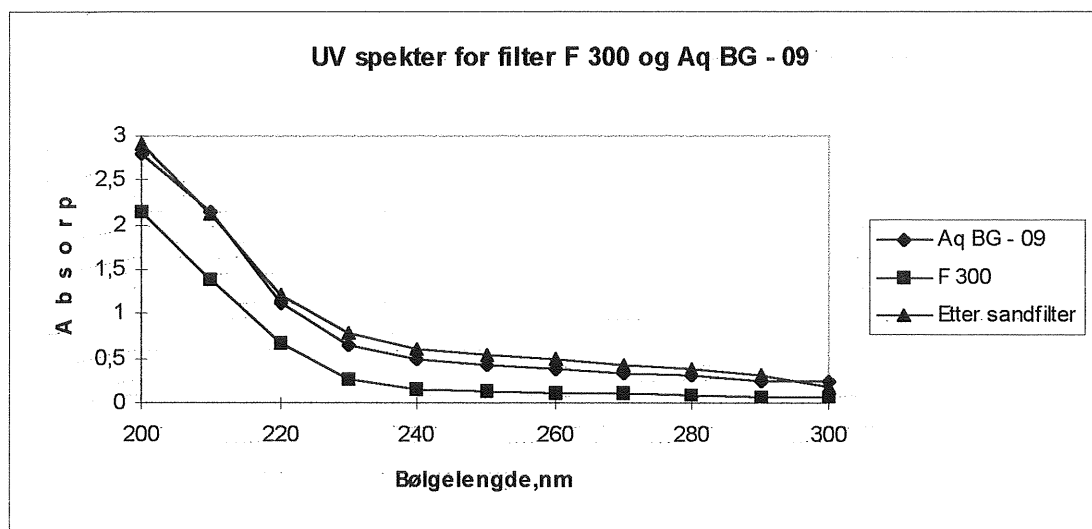


Fig 16. UV spekter foretatt på sandfiltrert vann og GAC filtrert vann.

Resultatene viser helt parallelle adsorpsjonslinjer for de tre bølgelengdene.

Filterkolonne A:

Fremstillingen i figur 17 viser adsorpsjonskapasitet til Aquasorb BG - 09 med EBCT 5 min. målt som konsentrasjonen ut (C) over konsentrasjonen inn (C_0) med hensyn på antall bedvolum.

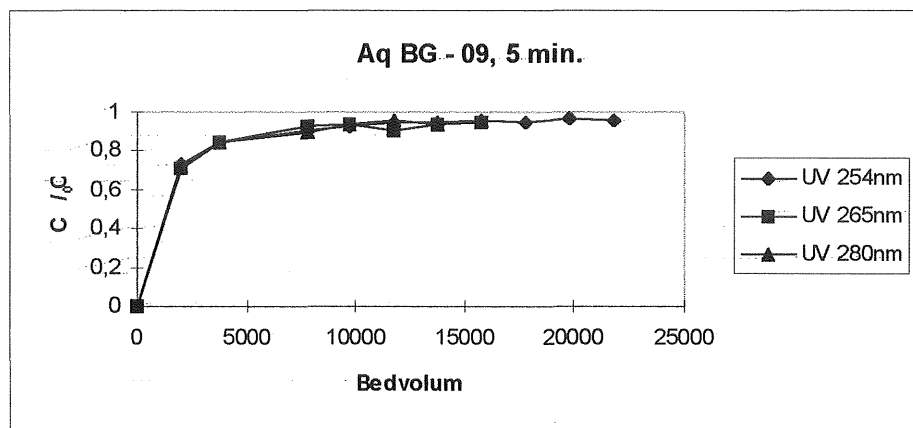


Fig. 17 C/C_0 med hensyn på antall bedvolum.

Dette var et karbon med relativt stort overflateareal. Allerede etter 5 dagers drift (2100 bedvolum) var det gjennombrudd av NOM i dette filteret. Etter 8 000 bedvolum var karbonet mettet og hadde ikke lengre noen adsorpsjonskapasitet (C/C_0 var 0.95). Kolonnen viste seg å ha dårligst kapasitet for adsorpsjon av NOM.

Filterkolonne B:

Figur 18 viser adsorpsjonskapasiteten til Filtrasorb 300 med EBCT 5 min.

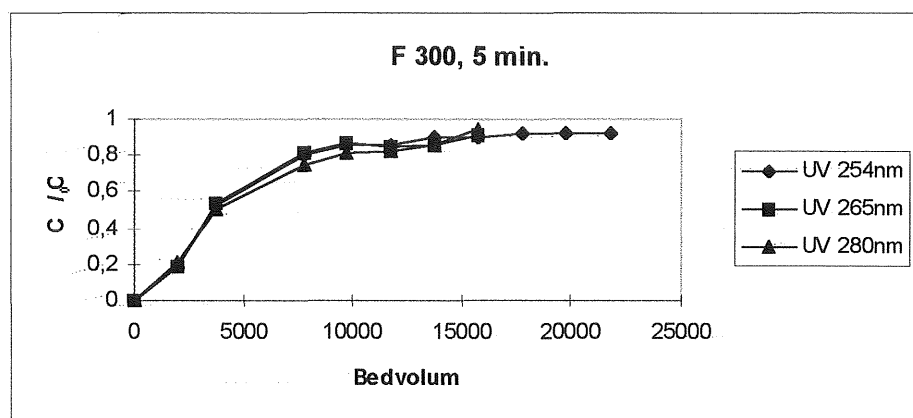


Fig. 18 C/C_0 med hensyn på antall bedvolum.

Filtrasorb 300 var et karbon som egnet seg godt for adsorpsjon av NOM. Etter 26 dagers drift var det ingen markert MTZ å se i filterkolonnen. Dette tilsvarer 8500 bedvolum (C/C_0 var 0.9).

Filterkolonne C:

Figur 19 viser adsorpsjonskapasiteten til Aquasorb CX med EBCT 5 min.

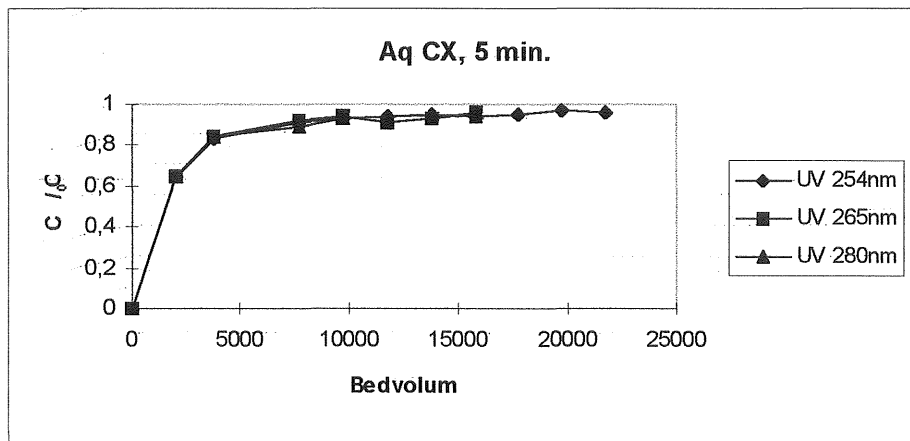


Fig. 19 C/C_0 med hensyn på antall bedvolum.

Dette karbonet hadde også relativt stort overflateareal og var produsert av kokosnøttskall. Allerede etter 8 000 bed volum (C/C_0 var 0,9) var adsorpsjonskapasiteten ikke lengre merkbar. Karbonet ga bedre resultater en AQ BG 09 fram til denne filtrerte vannmengden.

Filterkolonne D:

Figur 20 viser adsorpsjonskapasiteten til Aquasorb BG - 09 med EBCT 30 min.

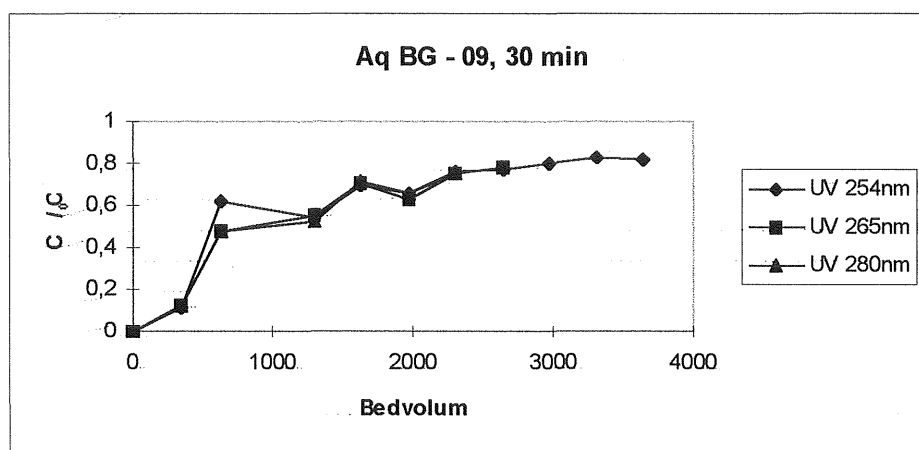


Fig 20 C/C_0 med hensyn på antall bedvolum.

Generelt ga kolonnene med EBCT på 30 min. forbedret adsorpsjonen av NOM. Gjennom filterkolonnen fikk MTZ en skarpere profil. Dette filteret var, i serien med kolonner som hadde EBCT 30 min., det som ga dårligst adsorpsjonsresultat. Etter 3400 bedvolum var C/C_0 lik 0.81.

Filterkolonne E:

Figur 21 viser adsorpsjonskapasiteten til Filtrasorb 300 med EBCT 30 min.

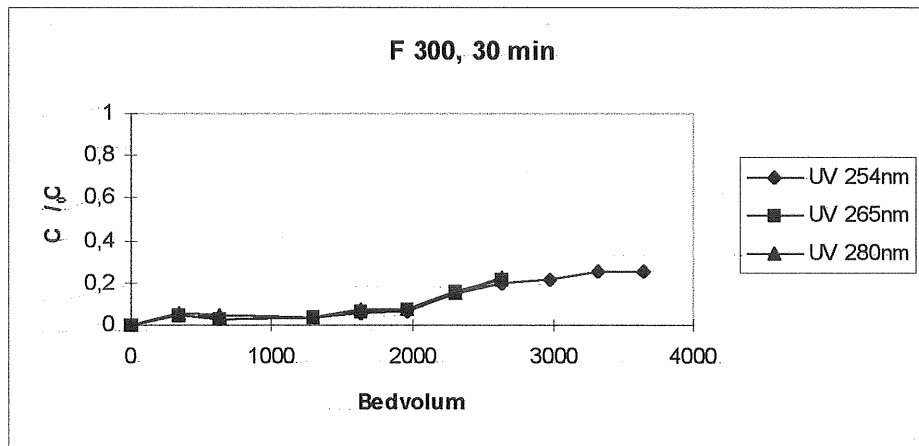


Fig. 21 C/C_0 med hensyn på antall bedvolum.

Filtrasorb 300 viste seg tidlig som karbonet med de beste egenskapene for reduisering av NOM. Etter 26 dagers drift er det fortsatt en markert MTZ i de øverste 40 cm av filterkolonnen. Ved 3400 bedvolum var C/C_0 lik 0,3, hvilket er en stor forskjell sammenlignet med de to andre GAC typene.

Filterkolonne F:

Figur 22 viser adsorpsjonskapasiteten til Aquasorb CX med EBCT 30 min.

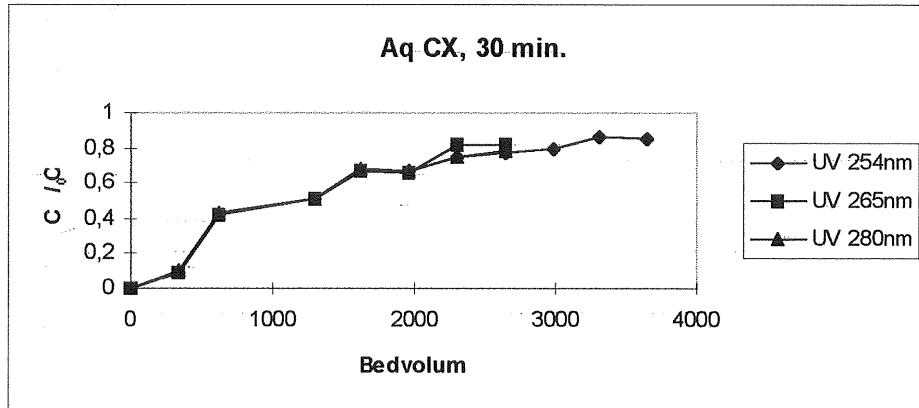


Fig. 22 C/C_0 med hensyn på antall bedvolum.

Sammenlignet med filterkolonne D ga dette karbonet noe bedre resultat frem til 2000 bedvolum. Fra 2000 til 3400 bedvolum var C/C_0 lik 0,81 også for dette karbonet.

Reduksjon av organisk stoff målt som TOC var også best for Filtrasorb 300. Figur 23 viser en sammenstilling av kolonnene med EBCT 5 min.

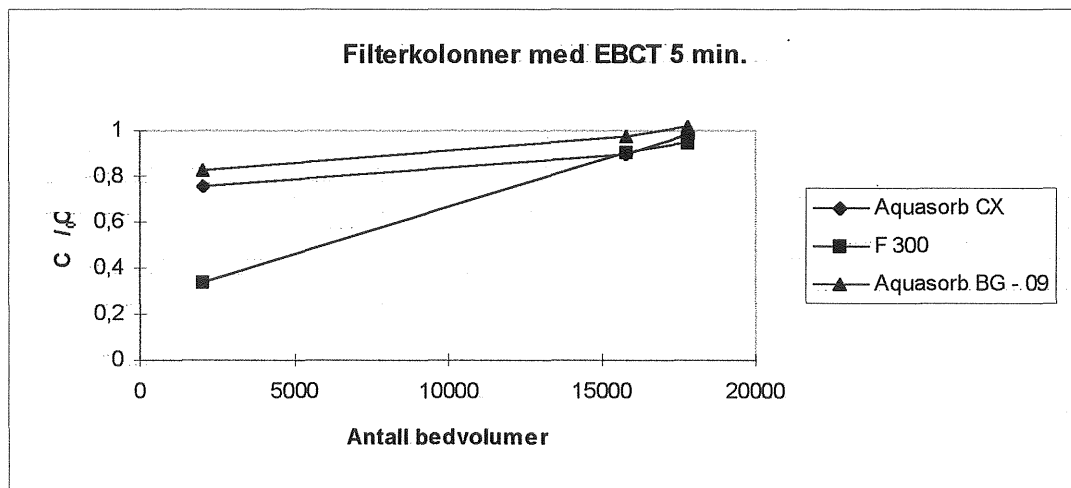


Fig. 23. C/C_0 med hensyn på antall bedvolum. Organisk stoff målt som TOC.

Fremstillingen er basert på de tre TOC målingene som ble utført ved forsøket. Filtrasorb 300 viser bedre egenskaper for adsorpsjon av organisk stoff målt som TOC en Aquasorb BG - 09 og Aquasorb CX.

Aquasorb BG - 09 og Aquasorb CX viste samme egenskaper for adsorpsjon av organisk stoff målt som TOC og UV absorpsjon. Filtrasorb 300 hadde fortsatt adsorpsjonskapasitet for organisk stoff målt som TOC sammenlignet med Aquasorb BG - 09 og Aquasorb CX.

Figur 24 viser en sammenstilling av organisk stoff målt som TOC for filterkolonnene med EBCT 30 min.

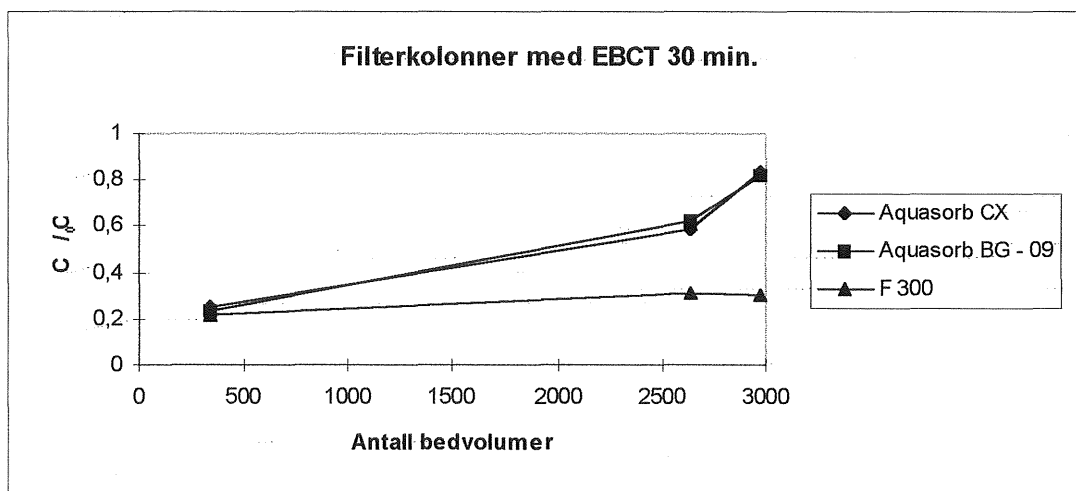


Fig. 24. C/C_0 med hensyn på antall bedvolumer. Organisk stoff målt som TOC.

Fremstillingen viser at Filtrasorb 300 har de beste egenskaper for adsorpsjon av organisk stoff forekommende i dette råvannet.

Adsorpsjonskapasiteten av organisk stoff målt med UV absorpsjon og TOC viser at det bare er Filtrasorb 300 som fortsatt har god adsorpsjonskapasitet (ved avslutning av pilotforsøket) av kolonnene med EBCT 30 min.

Tabell 3 viser en sammenstilling av adsorpsjonskapasiteten ved avslutning av pilotforsøket.

Filterkolonne	Karbondtype	Antall bedvolum	C/C ₀	TOC målt etter filtrering, mgC/l	UV ₂₅₄ målt etter filtrering, 5 cm kyvette.
A	Aquasorb BG - 09	20 000	0,97	4,125	0,548
B	Filtrisorb 300	20 000	0,90	3,966	0,531
C	Aquasorb CX	20 000	0,94	3,994	0,551
D	Aquasorb BG - 09	3 400	0,81	3,338	0,473
E	Filtrisorb 300	3 400	0,30	1,240	0,145
F	Aquasorb CX	3 400	0,81	3,387	0,488
Etter sandfilter				4,061	0,574

Tabell 3. Sammenstilling av verdier ved pilotforsøkets avslutning.

Det fremgår av tabellen at bare Filtrisorb 300 med EBCT 30 min. hadde gjenværende adsorpsjonskapasitet etter 3400 bedvolum (avslutning av pilotforsøket). Årsakene er:

- EBCT har stor betydning for hvor lenge et filter kan driftes.
- Karbonets råmateriale er steinkull, hvilket favoriserer adsorpsjon av større molekylsammensetninger. Aquasorb BG - 09 er også steinkull produkt, men fra en annen produsent. Aktiveringsprosessen er av stor betydelse for karbonets evne til adsorpsjon av NOM.
- Porestruktur og porenes adsorpsjonsenergi. Resultatene viser at poresammensetningen ikke er årsaken til et karbons evne for adsorpsjon av NOM for det testede råvannet.
- Porenes oppbygging, utforming og aktiveringsprosessen, kan være av betydning for forskjellen mellom karbonene benyttet ved forsøket. Dette vil også påvirke adsorpsjonsplassenes energipotensiale, og derfor evne for adsorpsjon. Når NOM, som er negativ ladet, adsorberes vil karbonet få en øket negativ ladning og derfor minske evnen for adsorpsjon av flere molekyler. Filtrisorb 300 hadde kanskje en høyere utgangsenergi, slik at mere NOM kunne adsorberes uten at karbonet mistet sin opprinnelige ladning like raskt som de to andre kulltypene.

De fleste GAC som benyttes innen vannbehandlingsteknikken i dag består av et stort antall mikroporer (Newcombe, 1993). En del av overflatearealet vil derfor være utilgjengelig for de store organiske molekylene.

Adsorpsjonen av organisk materiale minsker adsorpsjonskapasiteten hos GAC på grunn av redusert overflateareal og øket negativ overflatespenning (Newcombe *et al* 1993). Økning av negativ overflatespenning (p.g.a. at NOM er adsorbent til GAC) gjør at NOM attraheres mindre til GAC. NOM karakteriseres av negativt ladede sammensetninger.

3.6.3. UV₂₅₄/TOC vurdering

UV₂₅₄/TOC gir en vurdering av adsorpsjonen for GAC filterne. Profilet gjennom filteret blir tilnærmet vertikal når adsorpsjonene av NOM målt med UV₂₅₄-absorpsjon og som TOC samsvarer. Ved avvikelse kan adsorpsjonen være favorisert av NOM målt med UV absorpsjon eller som TOC. Eksempler vises i figurene 25 og 26 (Filtrisorb 300, Aquasorb BG - 09 med EBCT 30 min.).

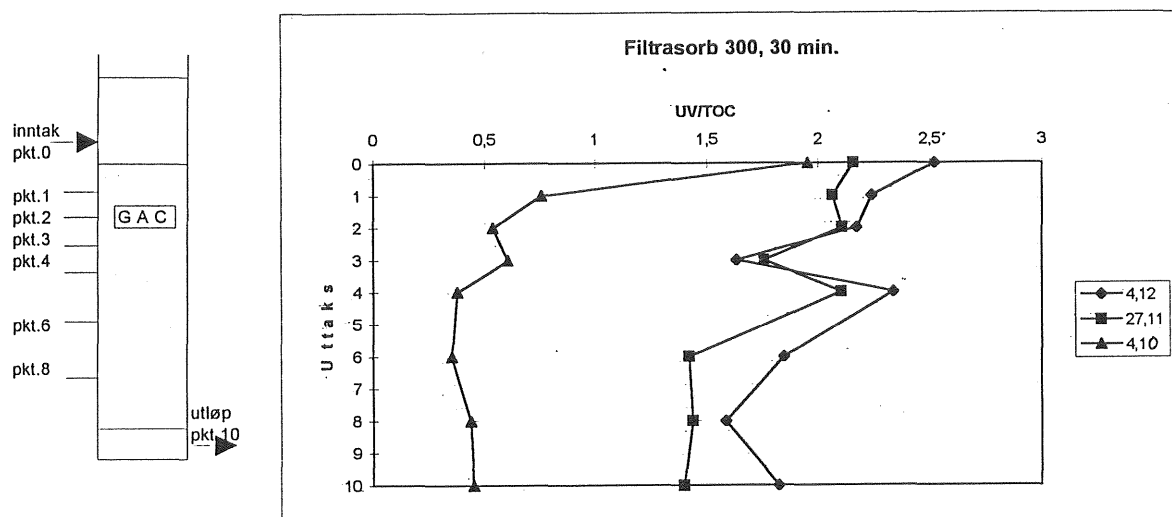


Fig. 25. UV₂₅₄/TOC for Filtrisorb 300 med EBCT 30 min.

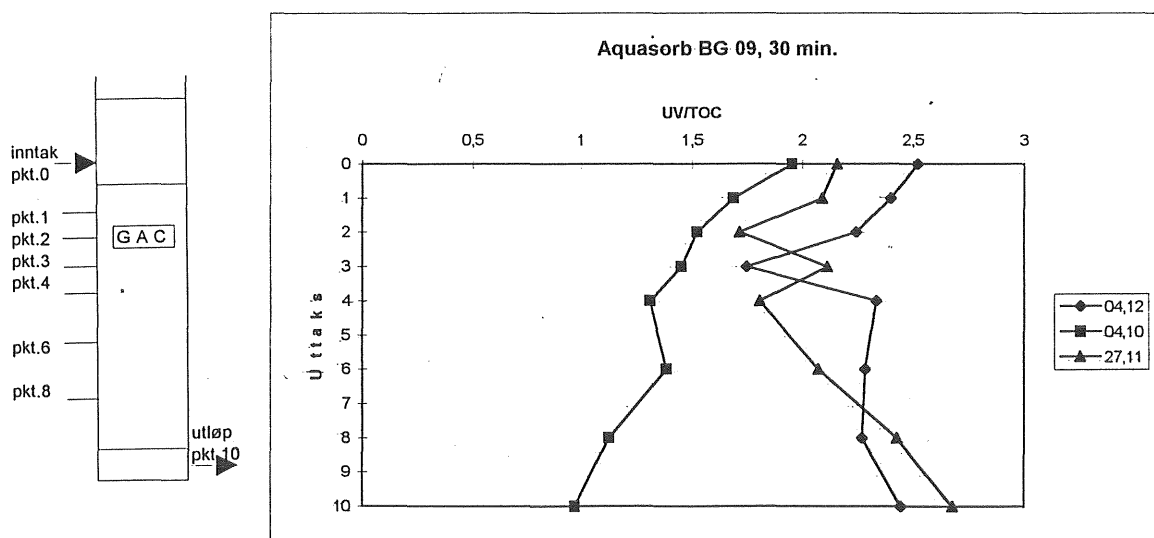


Fig. 26. UV₂₅₄/TOC for Aquasorb BG - 09 med EBCT 30 min.

Filtratorb 300 viser en skarp adsorpsjonsprofil i de første 10 cm av kolonnen, for så å bli vertikal. Aquasorb BG - 09 med samme EBCT og samme driftstid viser ingen slik overgangssone, og ingen vertikal adsorpsjonsprofil. I bilag 4 - 9 vises profiler for alle filterkolonnene.

Drøfting av de ulike filterkolonnene:

- Aquasorb BG - 09 og Aquasorb CX med EBCT 30 min. viser egenskaper som favoriserer adsorpsjon av NOM målt med UV_{254} absorpsjon sammenlignet med adsorpsjon av NOM målt som TOC. Dette fremgår av forholdet UV_{254}/TOC , hvor resultatet blir en hellende profil i forsøkets første fase (verdien av UV_{254} er mindre en verdien av TOC målingene).

For analysene gjort etter ca. 3000 bedvolum (forsøkets slutt) er profilen tilnærmet vertikal. Forklaringen kan være at karbonene er mettede, og egenskapene som favoriserte adsorpsjon av NOM målt med UV_{254} avtar / finnes ikke lengre.

- Filtrasorb 300 med EBCT 30 min. gir en tilnærmet vertikal profil gjennom filteret (etter uttaksp. 2). Årsaken kan være at ingen forskjell på adsorpsjon av NOM målt med UV_{254} absorpsjon eller som TOC finnes.

Etter ca. 3000 bedvolum avtar karbonets egenskaper for adsorpsjon av NOM målt som UV_{254} mer en adsorpsjon av NOM målt som TOC, og profilen får en hellende karakteristikk.

Ved EBCT 5 min. er karakteristikken noe avvikende fra den vertikale profilen.

- Aquasorb BG 09 og Aquasorb CX med EBCT 5 min. gir en tilnærmet vertikal profil, hvilket kan forklares med at EBCT er for kort for at tilfredsstillende adsorpsjon av NOM målt med UV_{254} inntreffer (ved EBCT 30 min. ga adsorpsjonen av NOM målt som UV_{254} lavere verdier).

Både Aquasorb BG 09 og Aquasorb CX egner seg bedre for adsorpsjon av NOM med UV_{254} -absorberende egenskaper sammenlignet med NOM målt som TOC. Resultatet avhenger av EBCT. Filtrasorb 300 er et karbon som gir mindre utslag i ulik EBCT med hensyn på adsorpsjon av de organiske stoffene som finnes i råvannet.

En sammenligning av EBCT 5 og 30 min., ved ca. 2000 bedvolum (20.11), gir følgende gjennomsnittsverdier for forhold UV_{254}/TOC (bilag 4 - 9):

Filter	A (Aq BG-09)	B (F 300)	C (Aq CX)	D (Aq BG-09)	E (F 300)	F (Aq CX)
EBCT, min	5	5	5	30	30	30
UV_{254}/TOC	1,8	1,4	1,7	2,3	1,6	2,4

For alle kolonnene (ved ca. 2000 bedvolum) er det bare filtrering gjennom Filtrasorb 300 som gir en minskning på SUVA parameteren. Aquasorb BG - 09 og Aquasorb CX har ikke lengre noen minskende effekt. I kolonnene med Aquasorb BG - 09 og Aquasorb CX, EBCT 30 min. skjer en økning av SUVA parameteren gjennom filterne. Årsaken kan være at innholdet av

organisk stoff målt med UV absorpsjon øker sammenlignet med TOC verdiene. Adsorpsjonskapasiteten av organisk stoff målt med UV absorpsjon minsker i disse kolonnene.

Med en EBCT på 30 min. vil porene på GAC filterne benyttes effektivere slik at organisk stoff «rekker» å adsorberes. Metning vil kunne inntreffe raskere på grunn av at mer adsorberes til karbonet. Dette kan være en av årsakene til at SUVA parameteren er høyere for filterne med EBCT 30 min. ved likt antall filtrerte bedvolum for alle kolonnene. Bilag 4 - 9 viser SUVA for alle filterkolonnene.

Organisk stoff målt som TOC gir svar på innhold av alle forbindelser hvor det inngår karbonkjeder. Dette inkluderer stoff som ikke er adsorberbart på GAC. Resultatet blir at organisk stoff målt med UV absorpsjon gir bedre adsorpsjonsverdier enn organisk stoff målt som TOC.

3.7. Anbefalinger og diskusjon

Driftssynspunkter

De ulike filterkolonnene ble kontrollert ukentlig. Det viste seg at filterkolonnene med EBCT 30 min. var vanskeligere å regulere med hensyn på utstrømningshastigheten, da det hadde lett for å danne seg luft i disse systemene. Årsaken kan være at liten gjennomstrømningshastighet fører til forandret vanntemperatur og oksygen frigjøres. Ofte driftsettersyn av filtre med liten EBCT bør derfor gjennomføres.

Ved lignende forsøk i fremtiden bør filterkolonnene med GAC tilbakespyles bare når trykkoppbyggingen har blitt for stor. Dette krever nøyaktigere driftsettersyn.

Det ble observert et gult partikkellag på toppen av Aquasorb BG 09. Partiklene desorberte ikke ved tilbakespyling. En årsak kan være at disse partiklene ble adsorbent inn i porestrukturen på de to andre GAC typene (ref. samtale med Paus & Paus, Chemviron Carbon). Aquasorb BG - 09 var det karbonet som ble først mettet. Kapasiteten for adsorpsjon av disse til mikro- og mesoporer fantes ikke. Partiklene ble adsorbent utenpå noen av karbonpartiklene. Karbonet må reaktiveres for at de skal fjernes.

Fjerning av organisk stoff

GAC filterne belastes med store mengder organisk stoff, da forbehandlingen av råvannet kun er sandfiltrering.

Råvannet fra Delsjön hadde under hele forsøksperioden en stabil konsentrasjon av organisk stoff målt som TOC og UV absorpsjon. Fjerning av organisk stoff viste ingen sammenheng med karbonets overflateareal. EBCT var av stor betydelse. Filterene med EBCT på 30 min. viste bedre driftsresultater og kan driftes over lengre perioder uten gjennombrudd av NOM. Spesielt kolonnen med Filtrasorb 300 vist gode egenskaper for adsorpsjon av organisk stoff og hadde ved avslutning av forsøket fortsatt høy adsorpsjonskapasitet. Adsorpsjonsprofilen gjennom filterne målt som UV_{254}/TOC viste at filterne etter ca. 2000 bedvolum hadde større kapasitet for reduisering av NOM målt med UV absorpsjon og som TOC sammenlignet med de to andre karbontypene.

Det er viktig å prøve ulike karbontyper og EBCT. NOMs karakter varierer, og gjør det vanskelig å sammenligne vannkilder. Da vannet i de fleste tilfeller inneholder flere typer organiske forurensninger vil adsorpsjonskapasiteten i nærvær av NOM vanskelig kunne forutses. Det kreves derfor testing med ulike driftsvilkår. NOM er en kritisk parameter når det gjelder GAC filteres adsorpsjonskapasitet. Ved gjennombrudd av NOM vil det ikke kunne forventes noen større reduksjon av andre organiske forurensninger (Faust *et al* 1987).

SUVA målt på råvannet samsvarte ikke med hva som var ventet. Resultatet karakteriserte et vann inneholdende lite humusstoff og lave molekylvektsammensetninger. Karbonet fremstilt av kokosnøttskall og steinkull, produsert hos Jakobi AB, var det karbonet som ble først mettet. Årsaken kan være at adsorpsjonsplassene ble gjort utilgjengelige når sammensetninger med større molekylvekt adsorbtes først og stengte for videre poredistribusjon. Et slikt resonnement bekrefter at vannet inneholdt større molekylsammensetninger (f.eks. humusstoff). Filtrasorb 300, som skal være et karbon godt egnet for adsorpsjon av humusstoff (konf. produsent Chemviron Carbon), var det som ga best resultat.

Karbon som ikke påviser forandring i adsorpsjonskapasitet på grunn av partikkelstørrelse for lavmolekylvekt adsorbater, kan påvise en slik forandring for høymolekylvekt adsorbater. Dette skyldes forskjell i porestørrelsesammensetningen (Randtke *et al* 1983). Filtrasorb 300 har en porestørrelsessammensetning som favoriserer adsorpsjon av høy- molekylvekt adsorbater. (Igjen problem med SUVA parametrene som forsvare et råvann som inneholder NOM med lav molekylvekt).

3.8. Dimensjoneringsforslag på grunnlag av forsøkernes resultater

Ved dimensjonering av et nytt GAC system bør det utføres pilotforsøk for å simulere de faktiske forholdene før bestemmelser av type karbon og driftsforutsetninger gjøres. Det må bestemmes mål for ønsket resultat og på best mulig måte forsøke å nå disse.

Innholdet av NOM målt med UV absorpsjon og TOC gir gode indikasjoner om filternes kapasiteter også ved drift av fullskala anlegg. Slike målinger bør gjøres rutinemessig for på best mulig måte å kunne opprettholde et forventet driftsresultat. Tid for reaktivering vil kunne bestemmes utfra disse analysene.

3.9. Forslag til videre studier

Nye forsøk kan kanskje gi et bedre svar på hvorfor mange av karbontypene som benyttes innen vannbehandlingsteknikken har så forskjellig kapasitet for reduksjon av NOM. Det er behov for øket forståelse av årsaken til at adsorpsjonskapasiteten er så ulik for karbon som benyttes.

Konkurrenseadsorpsjon mellom NOM og mikroorganiske forurensninger er et område som krever bedre forståelse. Mange av de faktorene som gjør seg gjeldene er fortsatt ubesvarte. Drikkevannskilder som ikke inneholder en blanding av forurensninger forekommer nesten ikke, og nettopp derfor må fenomenet med konkurranseadsorpsjon forstås bedre.

Adsorpsjon av NOM og mikroorganiske forurensninger er et problem som i fremtiden vil bli viktig for fortsatt å kunne opprettholde god drikkevannskvalitet.

For å øke karbonets adsorpsjonskapasitet er det viktig å minimere innholdet av NOM målt som TOC, noe som kan oppnås ved koagulering og filtrering (sand eller to mediafiltre). Det er mulig at GAC filterne da kunne vært driftet med en kortere EBCT og fortsatt gitt tilfredsstillende resultater.

De fleste kilder som benyttes for drikkevann har et høyt innhold av humusstoff. Videre studier bør gjøres for å vurdere hvordan driftstiden og adsorpsjonskapasiteten kan optimeres. Et eksempel er bruk av ozon før filtrering gjennom GAC.

Generelle studier ang. GAC filtrering:

Driften av GAC filtre er et felt som ikke har klare retningslinjer. Det stilles spørsmål til blant annet:

- Driftstid før spyling.
- Er det riktig å bytte ut eksisterende filtermasse (sand, antrasitt) med GAC, og i hvilke tilfeller kan det gjøres.
- Hvilke målinger skal bestemme reaktiveringsintervallene.

4. Forenklet eksempel på dimensjonering og kostnadsberegning av GAC filtre.

Kapitlet tar for seg et forenklet eksempel på hvordan GAC rensetrinn dimensjoneres og kostnadsberegnes. Kostnader og dimensjoneringsdata er innhentet hos Interconsult AS i Norge. Pilotforsøkene ved Lackarebäck er forsøkt knyttet til dimensjonering og driftsbetingelsene for filterne.

Fredrikstad og Omegn Vannverk (FOV), som ligger i sør Norge forsyner ca. 60 000 personer pluss industri (totalt ca. 17 mill m³/år).

Som vannkilde benyttes Vestvannet (en arm av Glomma). Noen parametre for vannkvalitet vises i tabell 4.

Parameter		Råvann	Etter kjemisk felling
pH		7.1	6.3
Alkalinitet	mmol/l	0.24	0,60
Farge	mgPt/l	24.6	< 5
Turbiditet	FTU	4.8	0,1
TOC	mgC/l	3.5	2.3
Kalsium	mg/l	5.72	15

Tabell 4. Vannparametre ved FOV.

4.1. Dagens system

Dagens system illustreres i figur 27, og inkluderer:

- Felling med Aluminiumsulfat
- Korrosjonskontroll, CO₂ og Ca kilde (mikronisert marmor)
- Koagulering / flokkulering
- Sedimentering
- Filtrering, to media filtre (sand og antrasitt)
- Desinfisering med klor (Na OCl)
- pH justering med Lut (NaOH)

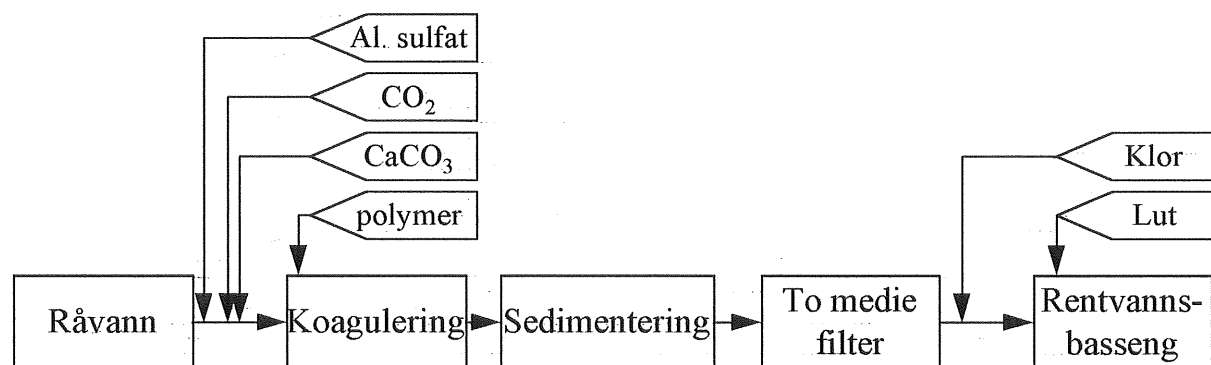


Fig. 27 Dagens system ved FOV.

4.2. Nytt rensetrinn ved FOV (GAC filtre)

For å sikre en fortsatt god kvalitet på drikkevannet i fremtiden vil FOV se på muligheten for utbygging med GAC filtre som et siste behandlingstrinn. Det er spesielt med tanke på lukt- og smakproblemer denne vurderingen gjøres. Problemet skyldes tidvis algeproduisert geosmin og MIB, (opplysning fått ved FOV).

Prosessen blir som vist i figur 28 etter at GAC filtre er etablert.

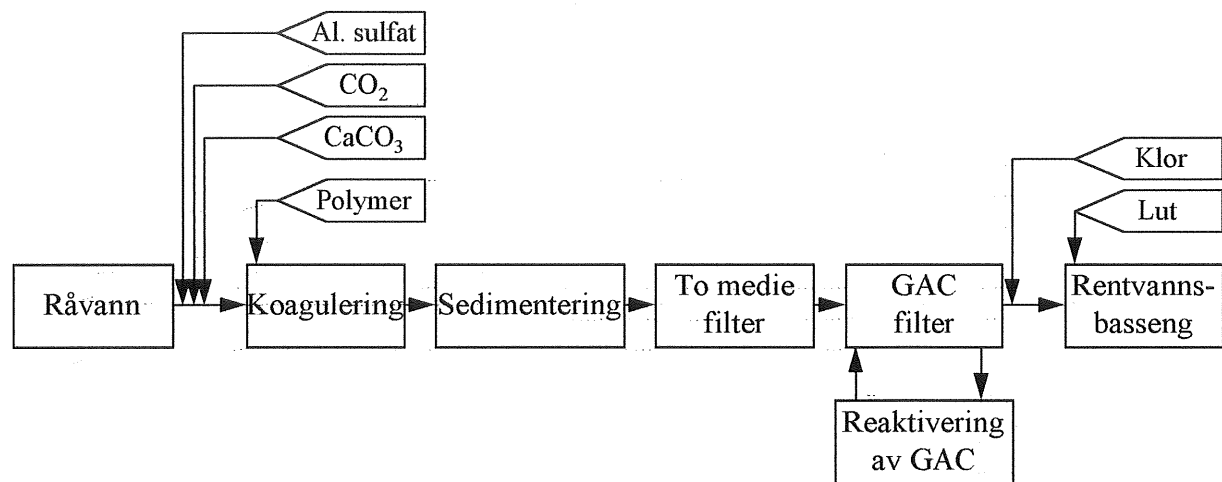


Fig. 28 Nytt rensetrinn ved FOV.

4.3. Grunnlag for dimensjonering og kostnadsberegning av GAC filtre

De vurderinger som gjøres baseres på informasjon innhentet hos Interconsult A/S i Fredrikstad. Informasjonen bygger blant annet på erfaringer fra drift av Nedre Rommerike Vannverk (NRV) på Lillestrøm hvor GAC har vært benyttet i 10 år. NRV tar også råvann fra Glomma.

4.3.1. Dimensjoneringsgrunnlag

Middel døgnforbruk	46 600 m ³ /døgn
Maks. døgnfaktor	1.50
Maks. døgnforbruk	70 000 m ³ /døgn = 2900 m ³ /h
Årsforbruk	17 mill. m ³ /år

Det er full døgnutjevning, og maks. døgnforbruk blir dimensjonerende, d.v.s. 2900m³/h

4.3.2. Kostnadsgrunnlag (alle priser i Norske kroner)

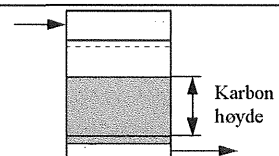
GAC kostnader:

GAC innkjøpspris	15 kr/kg, Filtrasorb 300 (Chemviron spes. vekt 500 kg/m ³)
GAC tap ved reaktivering	12 %

Anleggskostnader:

Totale byggekostnader for GAC filterne oppgis i forhold til effektivt filterareal. Alle kostnader er inkludert (Anlegg, bygg, maskinelt og elektroteknisk utstyr, automatikk mm).

Anleggskostnadene i forhold til karbonhøyde i filterne vises i tabell 5.

Skisse	Karbonhøyde, m	Anleggskostnad pr.m ² effektivt filterareal, kr	Anm.
	1.5	80 000 ,-	Alle kostnader for et komplett filteranlegg er inkludert.
	2.0	90 000 ,-	
	2.5	98 000 ,-	
	3.0	110 000 ,-	

Tabell 5. Anleggskostnader i forhold til karbonhøyde.

Driftskostnader (økning i forhold til dagens kostnader).

Pass	=	50 000 kr
Vedlikehold	=	200 000 kr
Energikost. (også pumping)	=	100 000 kr
Driftskontroll	=	20 000 kr
Reaktivering av GAC	=	8 kr/kg
Reaktivering hvert 2. år		
Tap ved reaktivering 12%		

Kapitalkostnader

Grunnlag for beregning av kapitalkostnader:

Rentefot		7 %
Avskrivning :	Bygg og anlegg	20 år
	GAC (første fylling)	10 år
Annuitet :	Bygg og anlegg	0.0750
	GAC	0.1424

4.4. Valg av karbontype

Det bør utføres pilotforsøk hvor ulike karbontyper testes med ulike driftsvilkår. Karbontype bør ikke velges på grunnlag av erfaringer innhente hos andre vannverk, da sammensetningene som skal adsorberes kan ha ulik karakter. Ved FOV skal det prøves to ulike driftsforutsetninger for GAC:

- Erstatte eksisterende to media filtre.
- GAC som et siste filtreringstrinn.

4.5. Eksempel på beregning

Følgende forutsetninger legges til grunn for kostnadsberegningen:

- Dim. mengde 2900 m³/h (48.3 m³/min.)
- Kontakttid, EBCT 10 min.
- GAC høyde 1.5 m

Dette gir:

$$\begin{aligned} \text{Filterareal (A)} &= (10 \times 48.3)/1.5 = 322 \text{ m}^2 \\ &\text{Fordeles på 10 filtre} \\ \text{Filtereringshastighet} &= 2900/322 = 9.0 \text{ m/h} \end{aligned}$$

4.5.1. Anleggskostnad

Med 1.5m GAC høyde er totale anleggskostnader *kr. 80 000,- pr. m² filter.*

Bygging av filtrene	332 m ² x 80 000	= kr. 25 760 000,-
GAC kostnad	242 t x 15 000	= 3 630 000,-

Totale anleggskost: = kr 29 390 000,-

4.5.2. Årskostnad

Årskostnadene fordeles på kapital- og driftskostnader. Beregningen av årskostnadene vises i tabell 6 (alle kostnader i mill kr.).

Kostnadsdel	Anleggskost. kr	Kap.kost. kr	Driftskost. kr	Årskost. kr
Anlegg :				
Filterbygg	25.76	1.932		2.449
GAC	3.63	0.517		
Drift :				
Pass			0.050	1.666
Vedlikehold			0.200	
Energi			0.100	
Reaktivering			0.968	
Nytt karbon			0.180	
Sum kostnader	29.39	2.449	1.498	3.947

Tabell 6. Kostnadsoversikt.

Med en vannproduksjon på 17 mill. m³/år vil vannprisen øke med *ca. 0.23 kr. pr.m³*.

4.6. Kostnadsberegning med EBCT som variabel

Ved å variere EBCT vil kostnaden for anlegget variere ved at antall m² filterareal forandres. EBCT er en parameter som i stor grad påvirker vannets kvalitet. Dette har blant annet forsøkene ved Lackarebäck vist. Lang EBCT vil påvirke vannets kvalitet positivt.

Tabell 6 viser hva en forandring i EBCT, med de antagelser som er gjort, gir i kostnadsendring pr. m³ vann. Beregningen er basert på at det ikke forandres på annet enn filternes grunnflate.

EBCT min	Filter- hastighet m/h	Filter- areal m ²	Kostnad bygging kr	Kostnad nytt karbon kr	Kapital kostnader kr	Drifts- kostnader kr	Års kostnad kr	Vann- pris kr/m ³
5	18	161	902222	258100	1224767	942083	2166850	0,13
10	9	322	1804444	516200	2449533	1534167	3983700	0,23
15	6	483	2706667	774300	3674300	2126250	5800550	0,34
20	4,5	644	3608889	1032400	4899067	2718333	7617400	0,45

Tabell 7. Kostnadsforandring med EBCT som variabel.

En grafisk fremstilling vises i figur 29.

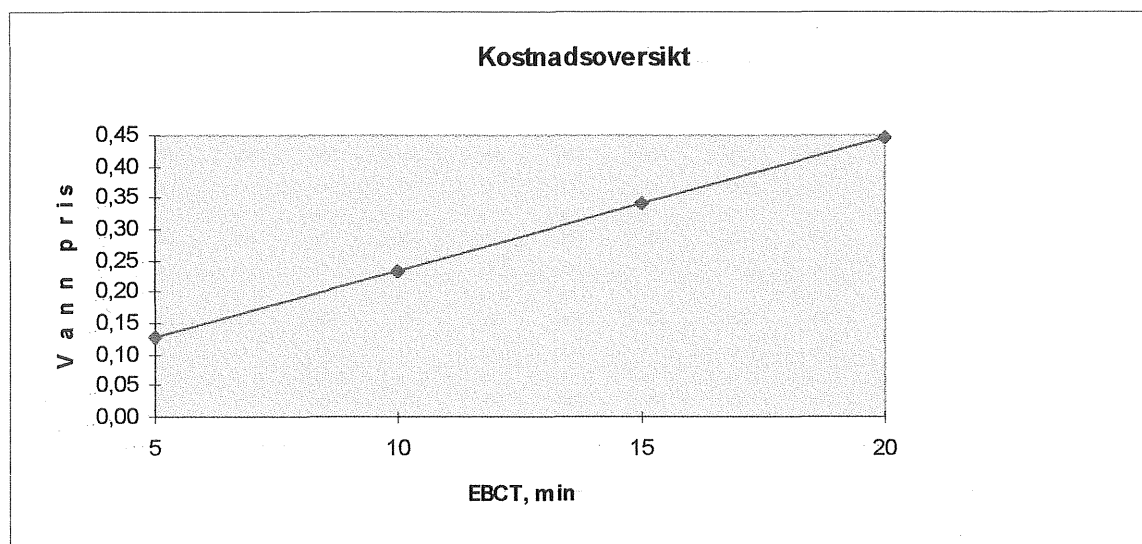


Fig. 29. Kostnadsoversikt med EBCT som variabel.

4.7. Kostnadsberegning med filterhøyden som variabel

Kostnadsberegning kan også foretas med konstant EBCT, og forandring av filterhøyde. EBCT på 10 min. velges. Litteraturstudiet har vist at dette er vanlig ved drift av GAC filtre.

Beregnete priser med filterhøyden som variabel vises i tabell 8.:

Filterhøyde m	Filterareal m ²	Pris pr. m ²	Kostnad bygging kr	Kostnad nytt karbon kr	Kapital kostnader kr	Drifts kostnader kr	Års kostnader kr	Vann- pris kr/m ³
1,5	322	80000	1804444	516200	2449533	1534167	3983700	0,23
2	242	90000	1522500	516200	2147450	1534167	3681617	0,21
2,5	193	98000	1326267	516200	1937200	1534167	3471367	0,20
3	161	110000	1240556	516200	1845367	1534167	3379533	0,19

Tabell 8. Kostnadsberegning med filterhøyden som variabel.

En grafisk fremstilling vises i figur 30.

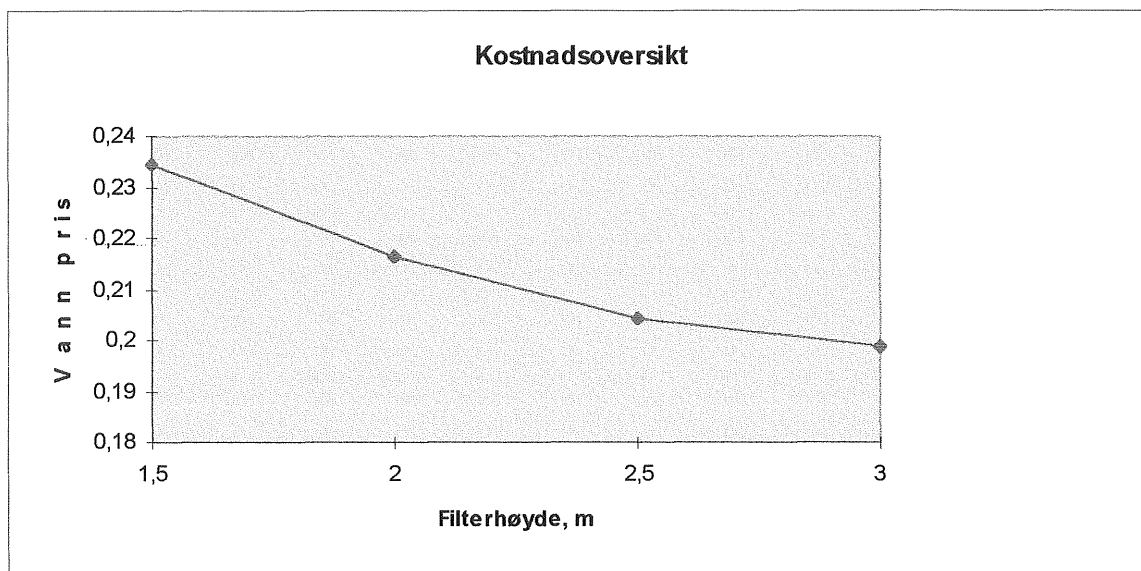


Fig. 30 Kostnadsoversikt med filterhøyden som variabel.

De to metodene for beregning av kostnader er forenklete. Det jeg forsøker å få frem er en sammenligning som viser hvordan prisen forandres med hensyn til endrede forutsetninger, her: filterhøyde og EBCT.

Med de antagelser og beregninger som er foretatt anbefales:

EBCT	10 min.
Filterhøyde	2 m
Filterbunn areal	242 m ²
Antall GAC filtre	8 stk.
Filterhastighet	12 m/h

Økningen i vannpris ved installering av GAC filtre blir da 0,21 kr/m³

Forsøkene gjort på Lackarebäck viser at det er mange kjente og fortsatt ukjente faktorer som påvirker adsorpsjonen til GAC. Karbontype bør derfor velges med bakgrunn i pilotforsøk.

Driftsforutsetningene som anbefales er gjort med erfaringer fra pilotforsøket ved Lackarebäck og tidligere forsøk.

Driftserfaringer fra NRV viser gode resultater både med hensyn på redusering av NOM og driftskostnader ved bruk av GAC, type Filtrasorb 200 (NRV publikasjon). En begrensende faktor for reduksjon av lukt og smakstoffer er innholdet av NOM. FOV skal benytte GAC filterne som et siste filtreringstrinn (konsentrasjonen av NOM til GAC filterne er liten). Forutsetningene for drift over lengre tid, med gode resultater, bør derfor kunne forventes.

Litteraturreferanser

Atkins, P. W., Beran, J. A.: «General Chemistry», Scientific American Books, NY, 1992.

Beck, J.: «Organiske forbindelser i drikkevand», 1983.

Bydén, Larsson, Olsson.: «Mäta vatten», Bokskogen, Göteborg, 1992.

Chemviron Carbon.: «Laboratory evaluation of granular activated carbon for liquid phase applications».

Cheremisinoff, P. N., Ellerbusch, F.: «Carbon Adsorption Handbook», Ann Arbor Science, 1978.

Chin, Yu-Ping, Aiken, G., O'Loughlin, E.: «Molecular Weight, Polydispersity, and Spectroscopic Properties of Aquatic Humic Substances», Environ. Sci. Technol., 28, 1853 - 1858, 1984.

Chrostowski, P. C., Dietrich, A. M., Suffet, I. H.: «Laboratory Testing of Ozonation Systems prior to Pilot-Plant Operations». J. Amer. Water Works Ass., 24, 535 - 540, 1982.

Collins, M.R., Amy, G.L., Steelink, C.: «Molecular Weight Distribution, Carboxylic Acidity, and Humic substances Content of Aquatic Organic Matter: Implications for Removal during Water Treatment», Environ. Sci. Technol., 20, 1028-1032, 1986.

Dobbs, A. R., Wise, R. H., Dean, B. R.: «The Use of Ultra Violet Absorbance for Monitoring the Total Organic Carbon Content of Water and Wastewater», Water Research Pergmon Press, 6, 1173-1180, 1972.

Edell, Å.: «Activated Carbon in Drinking Water Treatment: Herbicide Adsorption in the presence of Natural Organic Material», Chalmers Tekniska Högskola, Licentiate thesis, Publication 2:1994.

Edzwald, K. J., Becker, C. W., Wattir, L. K.: «Surrogate Parameters for Monitoring Organic matter and THM Precursors», Research & Technology, J. Amer. Water Works Ass., 20, 122-132, 1987.

Edzwald, K. J.: «Coagulation in drinking water treatment: Particles, Organics and Coagulation», Wat. Sci. Tech., 27, 11, 21-25 1993.

Encarta'95.: Microsoft, 1995.

Faust, D. S., Aly, M. O.: «Adsorption processes for water treatment», Butterworths, CA, 1987.

Halmö, M. T.: «On the use of activated carbon for the removal of phenol and associated pollutants from petrochemical waste water», Dissertation, Institutt for Kjemiteknikk, NTH, Trondheim, 1980.

- Hedberg, T., Kaffehr, B.: «Oxidationsverfahren der trinkwasseraufbereitung», Chalmers Tekniska Högskola, Internskrift 3:84.
- Herzing, D.R., Snoeyink, V.L. and Wood, M.G.: «Activated Carbon Adsorption of Odorous Compounds 2-MIB and Geosmin», J. Amer. Water Works Ass., 69, 223-228, 1977.
- Lambert, S. D., Graham, N. J. D.: «Removal of Non-Specific Dissolved Organic Matter From Upland Potable Water Supplies-II. Ozonation and Adsorption», Wat. Res., 29, 10, 2427-2433, 1995.
- Lambert, S. D., Graham, N. J. D.: «Removal of Non-Specific Dissolved Organic Matter From Upland Potable Water Supplies-I. Adsorption», Water Resarch, 29, 10, 2421-2426, 1995.
- Lawrence, J.: «Semi-Quantitative Determination of Fulvicacid, Tannin and Lignin in Natural Waters», Water Resarch, 14, 373-377, 1979.
- Maloney S.W. et al.: «Bacterial TOC Removal on sand and GAC». Journal of Environmental Engineering, 110, 3, 1984.
- McCarty. P.L., Aieta, E.M.: «Chemical Indicators and Surrogate Parameters in Water Treatment», J. Amer. Water Works Ass., 76, 10, 98-100, 1984.
- McCreary, J.J., Snoeyink, V.L.: «Granular Activated Carbon in Water Treatment», J. Amer. Water Works Ass., 69, 8, 437-444, 1977.
- McGuire, M. J., Suffet, H. I.: «Treatment of water by Granular Activated Carbon», Ann Arbor Science publishers, MI, 1981.
- Montgomery.: «Water Treatment Principles and Design, Adsorption», Montbomery Consulting Engineers, Pasadena, CA, 1986.
- Newcombe, G.: «Activated Carbon and Soluble Humic Substances: Adsorption, Desorption, and Surface Charge Effekts», Journal of colloid and interface science, 164, 452-462, 1994.
- Newcombe, G.: «Granular Activated Carbon: The Variation of Surface Properties with the Adsorption of Humic Substances», Journal of colloid and interface science, 159, 413-420, 1993.
- Newcombe, G., Hayes, R, Drikas, M.: «Granular Activated Carbon: importance of surface properties in the adsorption of naturally occuring organics», Colloids Surfaces: Physiochemical and Engeneering Aspects, 78, 65-71,1993.
- Newcombe, G., Collet, A., Drikas, M., Roberts, B.: «Granular Activated Carbon pilot plants Studies: An Australian Prspective», Poster presented at the IWAS Specialised Conference on Activated Carbon in Drinking Water Treatment, Amsterdam, 1994.

Newcombe, G., Hayes, R., Drikas, M., Donati, C.: « Adsorption onto activated carbon: Electrostatic and non electrostatic interactions», Water Supply, 14, Amsterdam, 129-144, 1994.

NTH, «Vannbehandling i lys av de nye drikkevannsforskriftene» kurs 3-5 jan., 1996.

Nedre Romerike Vannverk (NRV), «Aktivt Kull, bruksområder og reaktivering», Referat fra seminar 01.04.1993.

Randtke, J. S., Snoeyink, L. V.: «Evaluating GAC adsorptive capacity», J. Amer Water Works Ass., 75, 8, 406-413, 1983.

Roberts, P. V., Summers, R. S.: «Granular Activated Carbon Performance for TOC Removal», J. Amer. Water Works Ass., 74, 113-118, 1982.

Simpson, K.M.R. and McLeod, B.W.: «Comparison of various PAC for the removal of 2-MIB and Geosmin», Proc. Annual Conf. Amer. Water Works Ass., 445-460, 1991.

Sontheimer, H., Wagner, I.: « Zur Bestimmung von Huminsäuren und Ligninsulfonäuren aus den UV- Spektren», Wasser und Abwasser-Forschung, 10, 3, 77-82, 1977.

Sontheimer, H., Crittenden, J.C., Summers, R.S.: «Activated Carbon for Water treatment», DVGW-Forschungstelle, Karlsruhe, 1988.

Speth, F. T., Miltner, J. R.: «Effect of Preloading on the Scale-up of GAC Microcolumns», Research & Technology, 81, 4, 141-148, 1989.

Storhaug, R.: « Fjerning av algeprodusert lukt og smak i drikkevann», Forsøk i pilotskala ved Stange vannverk, 1988.

Symons, J.M.: «Treatment Techniques for Controlling Trihalomethanes in Drinking Water.», EPA, Cincinnati, Ohio, 1981.

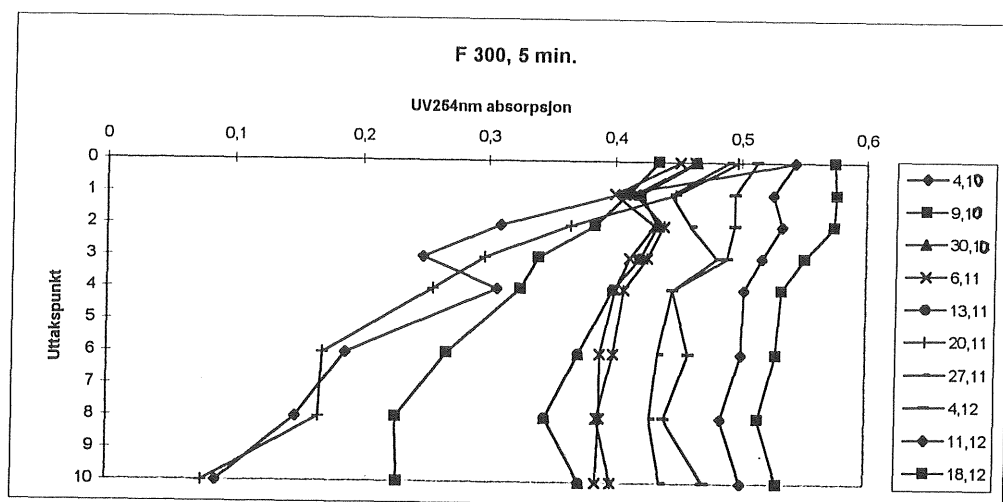
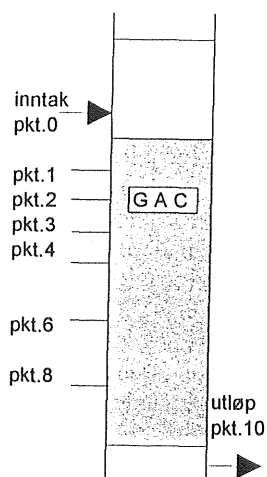
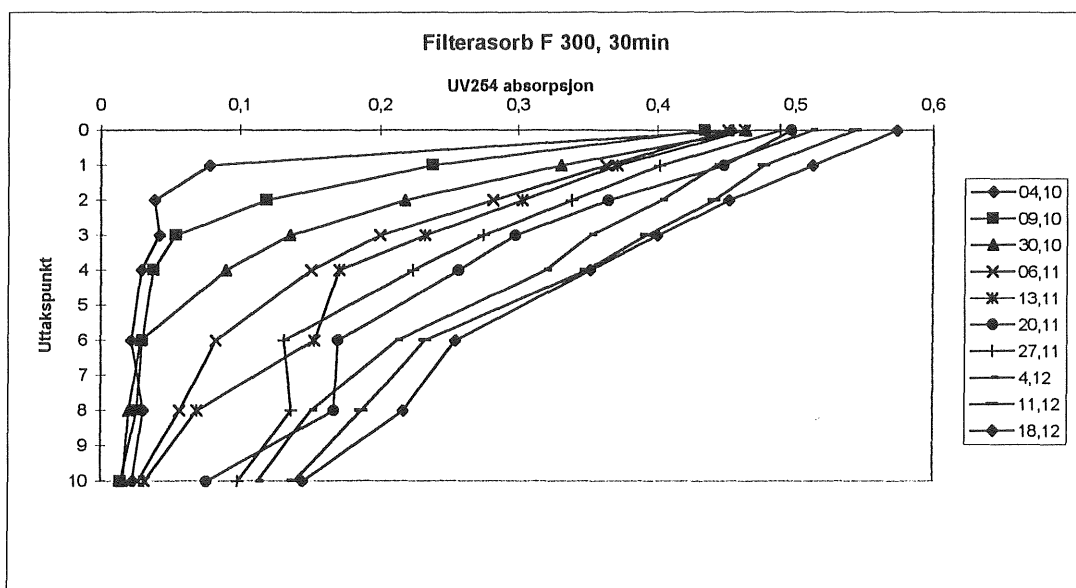
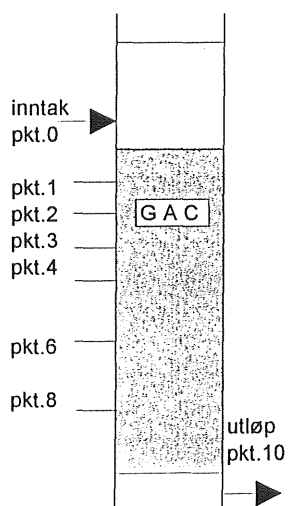
Vik, E. A.: «HIAS drikkevannsforskning til Hamarregionen», Litteraturstudium, 1984.

Vik, E. A.: «Lukt og smaksproblemer på grunn av geosmin og 2-metylisoborneol», Delrapport nr 2., 1984.

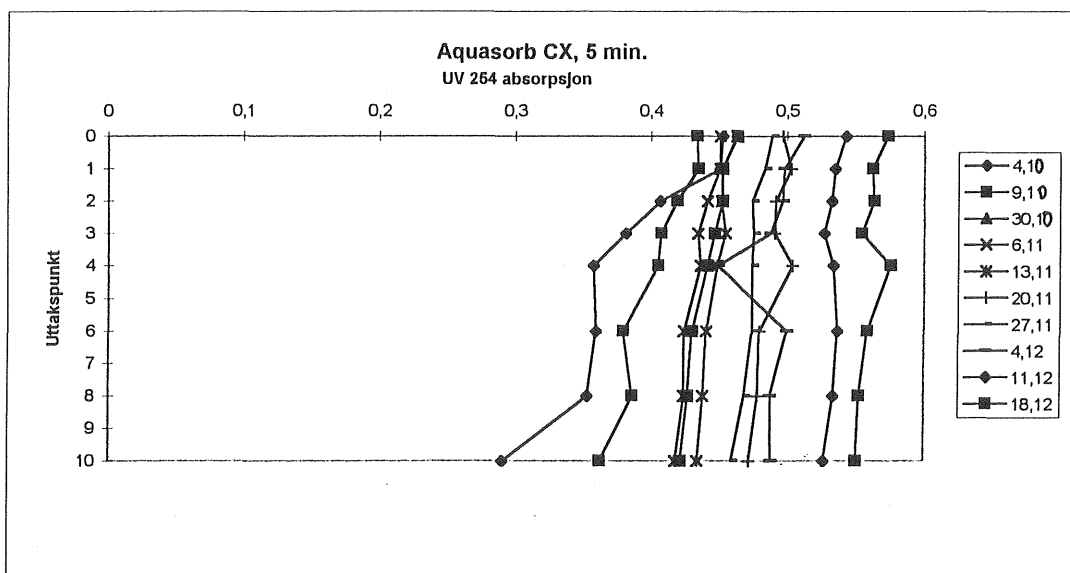
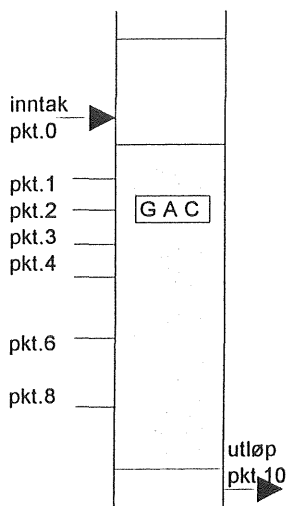
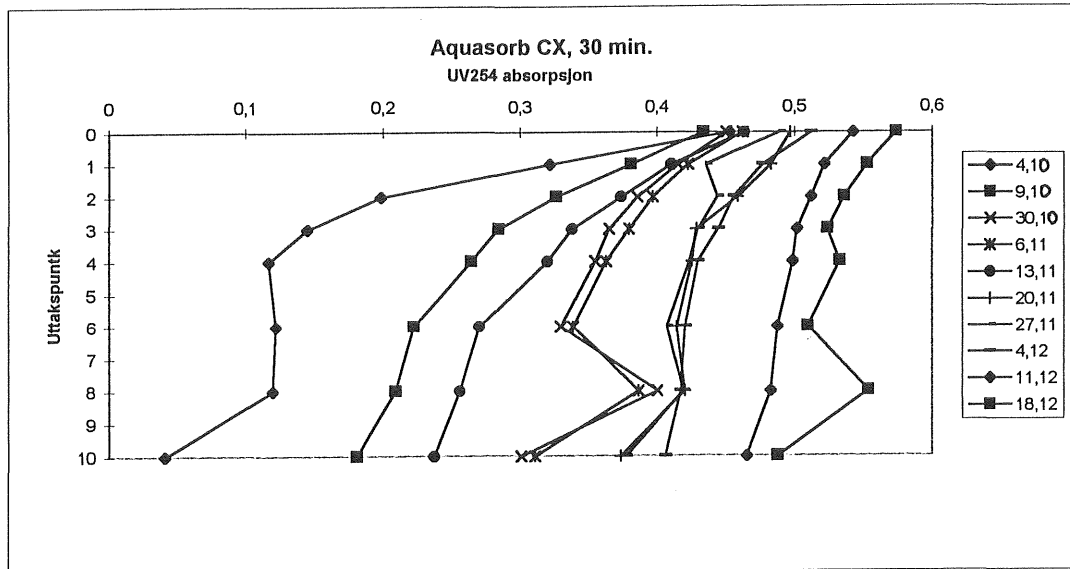
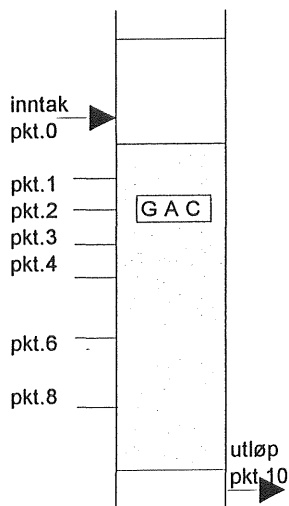
Wagner, I., Hoyer, O.: «Die Bestimmung von Huminsäuren und Ligninsulfonsäuren in Wässern mittels UV-Spektroskopie». Vom Wasser 45, 207, 206-216, 1975.

Personlig kommunikasjon: Telefonsamtale med Mark och Vatten Ingeniörerna, 1995.

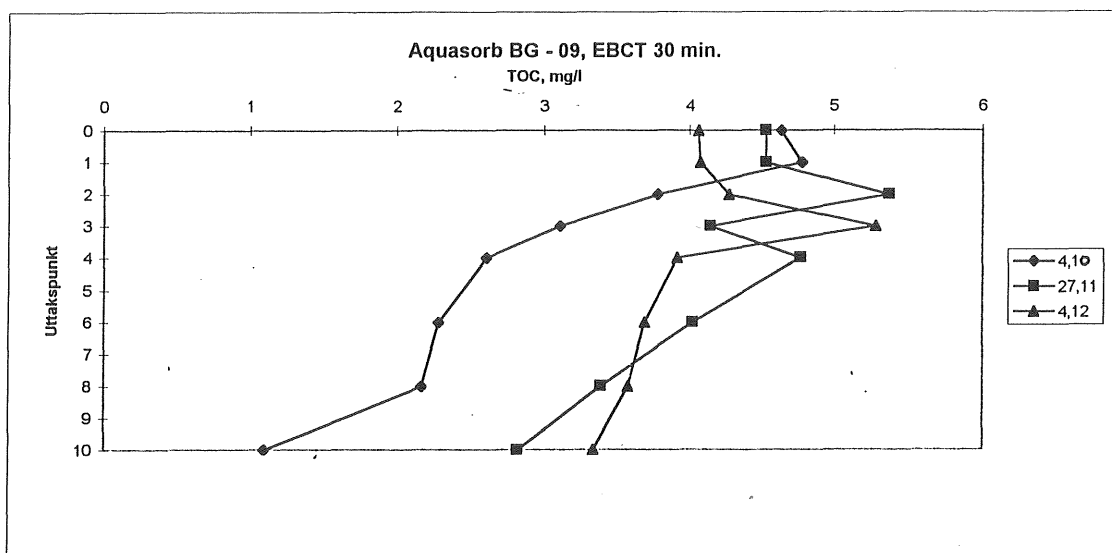
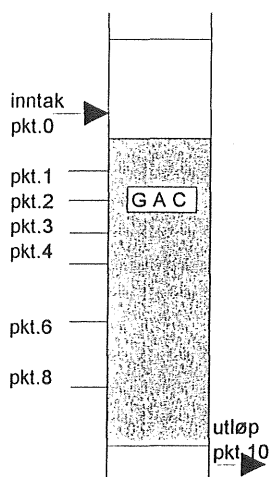
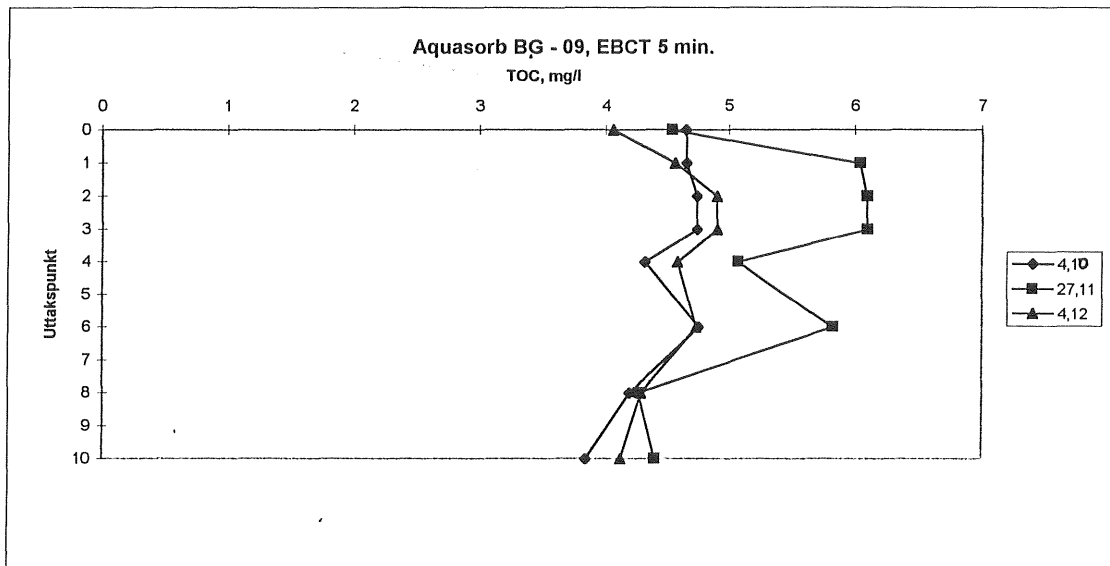
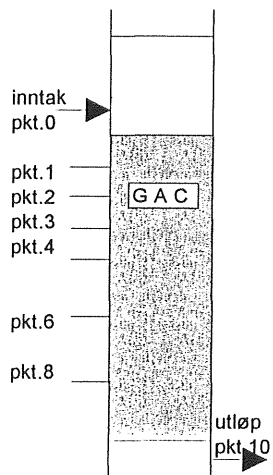
BILAG 2



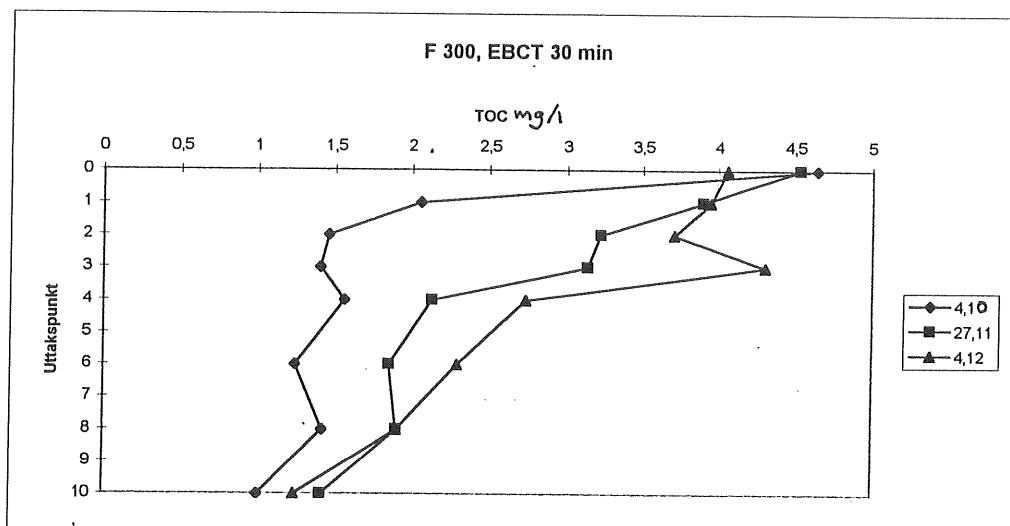
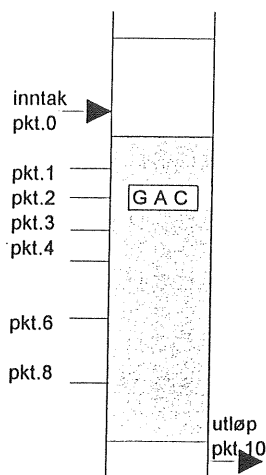
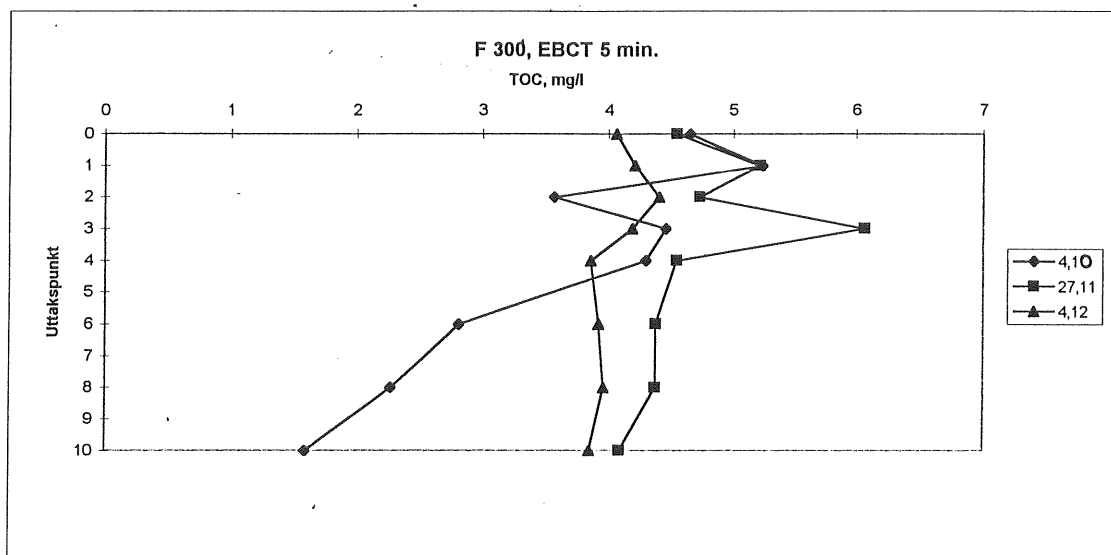
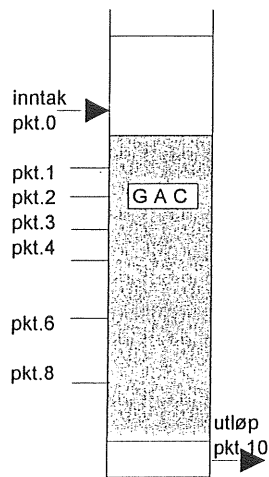
BILAG 3



BILAG 4



BILAG 5



BILAG 6

