

# Bruk av aktivt karbon i drikkevannsbehandlingen

Av Erik Bergan og Jan Aug. Myhrstad.

Bergan er ansatt ved Statens Institutt for Folkehelse, Sanitær-kjemisk avdeling.

Myhrstad er fra 1. mars 1980 ansatt i Rådgivende ingeniørfirma, Sivilingeniør Elliot Strømme A/S.

## INNLEDNING

Drikkevann skal i henhold til gjeldende regelverk være klart, uten fremtredende lukt, smak eller farge. Lukt og smak i overflatevann skyldes som regel enten humusstoffer, organisk stoff under nedbryting, eller masseoppblomstring av visse algetyper. Utslipp eller dumping av visse typer kjemikalieholdige væsker eller rene kjemikalier, kan også fremkalle lukt og smaksproblemer i drikkevann. Karakteristikken av lukt og/eller smak vil avhenge av hva opphavet er, men ofte kan det i hovedtrekk beskrives som jordaktig, fiskeaktig, blomsteraktig, generelt ubehagelig eller typisk råten.

Vanlige metoder for å redusere lukt og/eller smak i drikkevann er

- kjemisk oksydering
- utdriving (lufting)
- adsorpsjon ved bruk av aktivt karbon.

I det følgende vil aktivt karbon metoden bli nærmere omtalt.

## AKTIVT KARBON — FREMSTILLING OG EGENSKAPER

Aktivt karbon kan blant annet fremstilles av:

- tre

- sagmugg
- lignin
- kull
- torv
- nøtteskall
- benmaterial
- petroleum/koks.

Bearbeiding av råmateriale til ferdig aktivt karbon foregår via tre hovedprosesser, dehydrering, karbonisering og aktivisering. Sluttproduktet er et partikulært og utpreget porøst materiale som leveres til vannverkene enten i pulverform eller som granulater.

Det som først og fremst karakteriserer aktivt karbon er det store poreflatearealet, som for vannverkskarbon kan variere fra ca. 600 og opp til ca. 1700 m<sup>2</sup>/g, og poregangsdiametrene som vanligvis varierer fra et nedre område rundt ca. 10<sup>-6</sup>mm og opp til noe over ca. 10<sup>-5</sup>mm, alt avhengig av type råmateriale og fremstillingsprosess.

Karakteristiske data for fire tilfeldige valgte varemerker aktivt karbon som vanligvis anvendes ved drikkevannsbehandling, er vist i tabell 1 (1).

Aktivt karbon prosessen er en *adsorpsjonsprosess* som består av ialt tre delprosesser

		A	B	C	D
OVERFLATEAREAL	m <sup>2</sup> /g	600 - 650	950 - 1050	1000	1050
BULK sp.v. (tørr)	g/cm <sup>3</sup>	0,43	0,48	0,48	0,48
GRANULAT sp.v. (tørr)	g/cm <sup>3</sup>	1,4 - 1,5	1,3 - 1,4	1,4	0,92
EFFEKTIV STØRRELSE	mm	0,8 - 0,9	0,8 - 0,9	0,85-1,05	0,89
POREVOLUM	cm <sup>3</sup> /g	0,95	0,85	0,85	0,60
MIDLERE PARTIKKEL-DIAMETER	mm	1,6	1,5 - 1,7	1,5 - 1,7	1,2

TABELL 1

FYSISKE DATA FOR FIRE TILFELDIG VALGTE VAREMERKER AV AKTIVT KARBON.

- Filmdiffusjon
- Porediffusjon
- Adsorpsjon til poreoverflaten.

«Drivkraften» i prosessen utgjøres av affiniteten mellom adsorbat og karbonets overflate. Affiniteten forklares ved en eller flere av følgende mekanismer:

- Elektrostatiske tiltrekningskrefter
- van der Waalske tiltrekningskrefter
- Kjemiske reaksjoner.

Ved filterbelastninger opp til ca. 25 m/t er det filmdiffusjonen som vanligvis er den hastighetsbegrensende prosess, mens det ved høyere belastninger generelt sett er porediffusjonen som er hastighetsbegrensende.

Ettersom slike adsorpsjonsprosesser kan være svært kompliserte og vanskelige både å karakterisere og kvantifisere, nøyer en seg som regel med å beskrive den totale adsorpsjon, dvs. hvor mye forurensning (adsorbat) som kan fjernes pr. vektmengde aktivt karbon (adsorbent).

Adsorpsjonskapasiteten ( $q_e$ ) angis som vekten av forurensningen adsorbent pr. vektmengde aktivt karbon. Kapasiteten lar seg ofte beskrive ved uttrykket:

$$q_e = K_F \cdot C^{1/n} = \frac{X}{M}$$

$q_e$  er vekten av adsorbent stoff (X) pr. vekten av aktivt karbon (M) ved likevektstilstand

$K_F$  og  $n$  er konstanter, karakteristisk for adsorbat og type aktivt karbon

C er restkonsentrasjon av stoff i vannfase ved likevektstilstand.

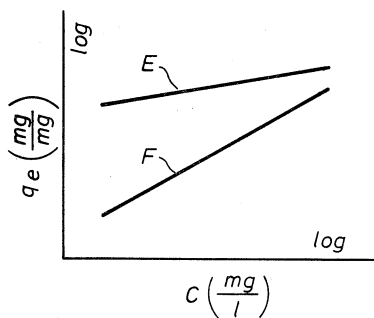
Dobbellogaritmsk fremstiller uttrykket en rett linje, også kalt *adsorpsjonsisoterm*, med  $1/n$  som linjens vinkelkoeffisient:

$$\log q_e = 1/n \cdot \log C + \log K_F.$$

Figur 1 (1) viser eksempel på to karakteristiske adsorpsjonsisotermer for karbonmerkene E og F. Generelt er det slik at jo brattere kurven er (jo større vinkelkoeffisient), jo høyere er adsorpsjonskapasiteten ved økende adsorbatkonsentrasjoner, kfr. karbon F, figur 1.

Kulltype E derimot, viser både høy og relativt konstant adsorpsjonskapasitet over hele det undersøkte området. Adsorpsjonsisotermer benyttes først og fremst fordi denne fremstillingsmåte egner seg

vel til å sammenlikne de forskjellige karbonmerkere kapasiteter under samme belastningsforhold.



Figur 1.  
Adsorpsjonstotermene for karbonmerkene E og F

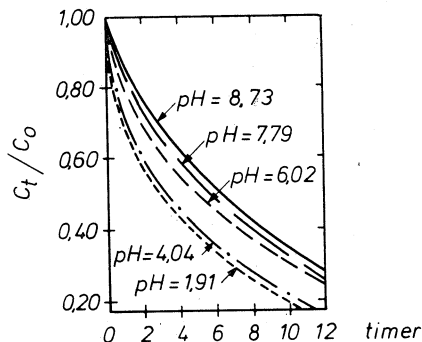
Adsorpsjonshastigheten er muligens en av de viktigste parametrene ved siden av adsorpsjonskapasiteten. Adsorpsjonshastigheten angir mengde adsorbat (X) som er adsorbent pr. vektmengde aktivt karbon (M) pr. tidsenhet (t), eller

$$k = \frac{X}{M \cdot t}$$

Adsorpsjonshastigheten er en avgjørende faktor både ved sammenlikning mellom de forskjellige karbonmerkere egenskaper overfor gitt adsorbat og råvannstilstand forøvrig, samt ved dimensjonering av anlegg.

I det følgende beskrives endel forhold som innvirker på adsorpsjonshastigheten under spesielle laboratorieforsøk. Weber et al. (3) har undersøkt innvirkningen av pH-verdi, temperatur, karbonpartikkelens størrelse og adsorbatets molekylvekt og konfigurasjon.

Figur 2 (3) viser hvordan adsorpsjonshastigheten kan øke med minkende pH-verdi, dvs.  $C_t/C_0 \rightarrow 0$  når  $pH \rightarrow 0$ .  $C_0$  og  $C_t$  er konsentrasjonen av forurensningen ved tiden  $t = 0$  og  $t = t$ .



Figur 2.  
pH's innflytelse på adsorpsjonshastigheten.

I viste tilfelle antas årsaken enten å være at pH-verdien forandrer karbonoverflatens elektrokinetiske karakter, eller at pH-verdien påvirker dissosiasjonsgraden på omhandlede adsorbat i løsning.

Tabell 2 (3) viser hvordan adsorpsjonshastigheten kan øke med økende temperatur.

Viste verdier betraktes ikke som generelle, og adsorpsjonshastigheten kan i andre tilfelle vise motsatt tendens, nemlig avta med økende temperatur.

Figur 3 (3) viser hvordan karbonpartikkelens diameter kan innvirke på adsorpsjonshastigheten.

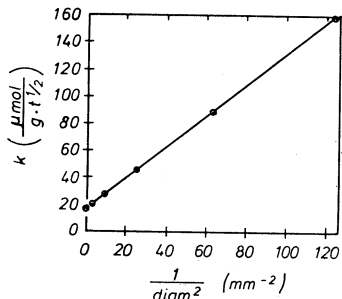
Det antas at hastigheten for en heterogen reaksjon, slik som adsorpsjon til en fast overflate, bl.a. varierer med tilgjengelig overflateareal, og følgelig med par-

TEMP. °C	k, $\frac{\mu\text{mol.}}{\text{g} \cdot \text{t}^{\frac{1}{2}}}$
5	11,0
15	14,5
25	20,5
35	24,0
45	29,8
55	35,3

Tabell 2

Temperaturens innflytelse på adsorpsjonshastigheten.

tikkelstørrelsen, dersom massen av adsorbent er konstant. Hastigheten skulle således være omvendt proporsjonal med partikkeldiameteren slik som vist i figur 3.

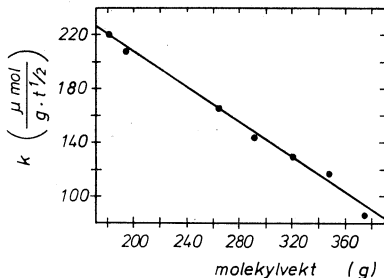


Figur 3.

Partikkelstørrelsens innflytelse på adsorpsjonshastigheten.

Figur 4 (3) viser hvordan molekylvekten vil innvirke på adsorpsjonshastigheten.

Som det fremgår er det en lineær sammenheng mellom adsorpsjonshastigheten og molekylvekten (omvendt proporsjona-



Figur 4.

Molekylvektens innflytelse på adsorpsjonshastigheten.

litet). Dette tilsier at porediffusjon sannsynligvis er den begrensende faktor i viste tilfelle. Eksemplet gjelder benzen-sulfonater hvor molekylstørrelsen er tilnærmet proporsjonal med molekylvekten.

Tabell 3 (3) viser at jo mer åpen molekylstrukturen er for adsorbater av ellers samme molekylvekt, jo lavere kan adsorpsjonshastigheten bli.

## PRAKTISK ANVENDELSE AV AKTIVT KARBON

### Pulverformen

Pulverformen viser generelt høyere adsorpsjonshastighet enn granulatformen, kfr. figur 3.

Ved bruk av pulverformen doseres karbonpulveret inn i turbulente vannmasser ( $Re \gtrsim 10^4$ ) og blir i suspensjon inntil man har oppnådd tilsiktet adsorbatreduksjon.

Etter tilstrekkelig oppholdstid fjernes karbonpulveret enten ved filtrering i spesielle trykkfiltre, eller pulveret fjernes ved tradisjonell felling og filtrering.

Karbonpulver brukes vanligvis ikke i filtersenger ved tradisjonelle vannrense-

FORBINDELSER		$k, \frac{\mu\text{mol}}{\text{g} \cdot \text{t}^{\frac{1}{2}}}$
2	- DODECYLBENZENSULFONAT	118
3	- "	106
6	- "	96
TEKN.	- "	52

Tabell 3. Effekten av dodecylbenzensulfonats forskjellige strukturer på adsorpsjonsb hastigheten.

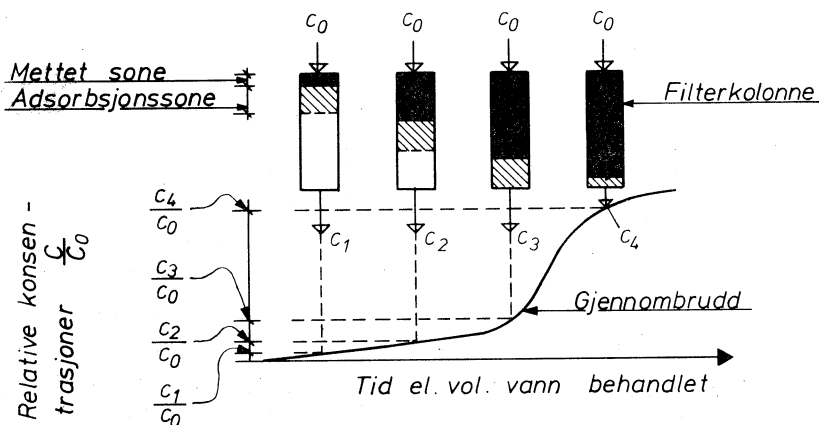
anlegg, fordi filtrering gjennom lagret karbonpulver vanligvis krever både høye filtertrykk og høy spylefrekvens.

Karbonpulver er ubehagelig å håndtere, og den minste lekkasje av tørt pulverkarbon har en tendens til å skape vesentlige renholdsproblemer.

### Granulatformen

Granulatet er den vanligste karbonformen som benyttes i vannbehandling.

Granulatet benyttes vanligvis i filter-senger, både ved opp- og nedstrømsfiltrering.



Figur 5. Eksempel på gjennombruddskurve.

Videre benyttes granulatkarbonet enten som eneste filtermedium, eller karbonet kan inngå med ett av mediene i et flermediafilter.

Når adsorbatkonsentrasjonen i effluenten overskrider kvalitetskravet, se figur 5, sies filteret å være mettet, og filtermassen skiftes ut.

Som det fremgår av figur 5 (2) er kapasiteten på granulatfilteret tilnærmet oppbrukt i situasjon C<sub>3</sub>, hvor konsentrasjonskurven har sitt «break point», dvs. adsorbatkonsentrasjonen i effluenten begynner å stige raskt.

### *Regenerering*

Regenerering av aktivt karbon består i å «rense» kullet for adsorbent materiale, slik at karbonet kan benyttes flere ganger. Prosessen består av tre faser, nemlig inntørring, forbrenning og reaktivering.

Regenereringsprosessen medfører både en viss forringelse av karbonets mekaniske egenskaper og adsorpsjonsevne, samtidig som man får et karbontap for hver regenereringsprosess som ligger i området ca. 2—10%. Dette tapet må erstattes med nytt karbon.

Et regenereringsanlegg er ganske kostbart, og i områder hvor man har relativt

små og spredte aktivt karbonanlegg kan det være økonomisk fordelaktig å anskaffe nytt karbon for hver utskifting, fremfor å gå til anskaffelse av eget regenereringsanlegg. Et alternativ kan være bygging og drift av et regenereringsanlegg i interkommunal regi e.l.

Kostnadsanalyser vil avgjøre hvilket opplegg som er økonomisk fordelaktig.

### *Dimensjonering av fullskalanlegg*

Tidligere benyttet man «fenol adsorpsjonsverdien» for å bestemme de forskjellige karbontypers adsorpsjonsegenskaper.

Idag foretrekkes en annen metode, hvor man istedet prøver forskjellige karbonmerkens adsorpsjonsevne for den aktuelle vanntype (4).

Ved å studere forsøksresultatene for den aktuelle vanntype finner man frem til det karbonmerket som egner seg best.

Slike forsøk gjøres i laboratoriemålestokk, eventuelt også i større pilotforsøk som utføres med den aktuelle vanntypen, ofte ved vannkilden. Forsøksresultatene gir grunnlag for bestemmelse av de enkelte karbonmerkens egnethet, samtidig som resultatene også benyttes ved utforming og dimensjonering av det endelige anlegg.

## LITTERATUR

- (1) Process Design Manual for Carbon Adsorption — Technology Transfer, US-EPA Oct. 1973.
- (2) Activated Carbon in Water Treatment — Papers and proceedings of a 1973 conference held at University of Reading, the Water Research Association Febr. 1974 Medmenham, Marlow Bucks SL7 2HD, England.
- (3) Kinetics of Adsorption on Carbon from Solution, by W. J. Weber jr. and J. C. Morris — J. San. Eng. Div., Proc. ASCE 1963.
- (4) Water and Wastewater Engineering vol. 2 by G. M. Fair and D. A. Okun, John Wiley & Sons, New York, 1968.