

# Tiltak mot organiske mikroforurensninger i drikkevann

Av Eilen A. Vik

Eilen Arctander Vik er Ph.D. og ansatt i Aquateam, Norsk vannteknologisk senter A/S.

*Foredrag holdt i Norsk Vannforening seminar: «Drikkevannet vårt — nye utfordringer»*

## Aktuelle organiske mikroforurensninger

Organiske mikroforurensninger i overflatevann skiller seg fra naturlig organiske stoffer (humus) ved at det forekommer i lavere enn 1/1000 av konsentrasjonene til humus. De organiske mikroforurensningene som er aktuelle kan indeles i tre ulike grupper::

- \* Trihalometaner (THM) som dannes i vannbehandlingen gjennom kloreringsprosessen. Disse forekommer vanligvis i konsentrasjoner på  $\mu\text{g/l}$ -nivå.
- \* Syntetiske organiske forbindelser som er tilført vannet via forurensninger. Eksempler er her triklortylen, karbontetraklorid, vinylklorid osv. Disse forekommer også vanligvis i konsentrasjoner på  $\mu\text{g/l}$ -nivå.  
I grunnvann kan de forekomme i mye høyere konsentrasjoner, — (mg/l).
- \* Naturlig produserte, organiske forbindelser. Disse skyldes biprodukter fra alger, — enten man

her snakker om algetoksiner eller algeproduserte lukt- og smakstoffer som geosmin og metylisoborneol (MIB). Mange av disse stoffene kjenner vi ikke den kjemiske sammensetningen på. Spesielt for disse er at de forekommer i mye lavere konsentrasjoner, og at de forårsaker problemer på  $\text{ng/l}$ -nivå. En del ikke-problematiske stoffer kan gi lukt- og smaksproblemer når de gjennomgår vannbehandling, — f.eks. klorering.

Når man skal vurdere tiltak for disse stoffene, er det naturlig å forsøke å finne fram til kilden for problemet. Tabell 1 gir en sammenstilling av noen «forurensningskilder» for organiske mikroforurensninger. I denne artikkelen vil jeg konsentrere meg om å diskutere tiltakene for de syntetiske og de naturlig produserte organiske forbindelsene.

## Erfaringer med tiltak mot organiske mikroforurensninger

I Norge har vi begrenset erfaring med tiltak mot organiske mikroforurensninger i drikkevann. Det er flere årsaker til dette.

Tabell 1. *Eksempler på kildene for organiske mikroforurensninger*

Trihalometaner (THM)	Syntetiske organiske stoffer	Naturlig produserte organiske stoffer
Klorering av naturlig organisk stoff (humus)	Diverse syntetiske kjemikalier/produkter <u>Eksempler</u> o Avfettingsmiddel i metallindustri o Rengjøringsmidler i husholdning o Oppløsningsmidler i renseri, tekstilind. etc. o Fargestoffer for lær, blekk, skokrem etc. o Plastprodukter, PVC-ledninger	o Algeproduserte lukt- og smaksstoffer, eks. geosmin og metylisoborneol (MIB) o Algeproduserte toksiner. o Klorering av div. algeproduserte stoffer

Overflatevann er vår viktigste drikkevannskilde. I store deler av landet har vi relativt liten industriell eller menneskelig aktivitet i nedbørfeltet til råvannskilden. De problemene man har opplevd er først og fremst knyttet til algeproduserte lukt- og smaksstoffer, samt organiske stoffer som stammer fra ulike typer næringsaktivitet, kanskje først og fremst fra kommunal- og landbruksaktivitet. Trihalometaner, f.eks. kloroform, synes oftest å forekomme i meget lave konsentrasjoner, noe som nok først og fremst skyldes vår kloreringspraksis.

Grunnvann anvendes først og fremst i små vannforsyningsanlegg i Norge. Det er i liten grad analysert på organiske mikroforurensninger i disse vannkildene.

Det foregår heller ikke noen organisert overvåking av organiske mikroforurensninger i Norge.

Det finnes imidlertid mye internasjonal erfaring med dette problemet. I 1983 organiserte American Waterworks Association Research Foundation (AWWA-RF) et forskningssamarbeid med KIWA i Nederland om forekomst og fjerning av organiske mikroforurensninger fra drikkevann.

Hubbs (1983) og Braids (1983) har sammenstilt erfaringer om forekomsten av organiske mikroforurensninger. I tilknytning til forurensninger i jord vil man finne organiske mikroforurensninger i grunnvann. Det konkluderes med at i grunnvann vil organiske mikroforurensninger forekomme i konsentrasjoner som er 100 til 1000 ganger høyere enn i overflatevann. Som oftest vil kun en eller få forbindelser være til stede på en gang. Dette skyldes de små fortyningene disse forurensningene får i grunnvannsmagasinet, samt

den lave graden av nedbrytning som foregår, pga. liten mikrobiell aktivitet og mangel på sollys.

I overflatevann derimot, vil man finne mange ulike forbindelser på en gang, men oftest i svært lave konsentrasjoner. Dette skyldes store fortynninger samt mikrobiologisk og oksidativ (sollys) nedbrytning.

Nye drikkevannsstandarder for organiske kjemikalier er stadig under vurdering. Sommeren 1988 ble det i USA f.eks. foreslått nye standarder til en rekke organiske og uorganiske kjemikalier, se tabell 2 (AWWA, 1988).

Den store internasjonale interessen for organiske mikroforurensninger skyldes at:

- \* Stadig nye forurensete grunnvannsreservoarer oppdages (pga. gamle lagringsplasser for spesialavfall).
- \* Antallet syntetiske, organiske stoffer øker. Det foregår en eksplosjonsartet og ukontrollert utvikling i nye organiske kjemikalier og kontrollen er for dårlig.

I Norge har vi skaffet oss noe erfaring med behandlingstiltak for organiske mikroforurensninger, både i fullskala og i forsøksskala. Tre vannverk, Nedre Romerike Vannverk, Vansjø vannverk og Sarpsborg-Tune fellesvannverk, har installert aktivt karbon filtre. I 1984 ble Aquateam involvert i et NTNf-prosjekt i samarbeid med teknisk arbeidsutvalg for Hedmark interkommunale avløpsselskap. Prosjektet er gjennomført i nært samarbeid

med Statens institutt for folkehelse (SIF). I Hamarregionen skulle det planlegges bygget nytt vannverk. Man ønsket her et vannverk uten framtidig lukt- og smaksproblemer pga. algeproduserte lukt- og smaksstoffer. Prosjektet avsluttes i 1988. (Vik, 1984; Storhaug og andre 1987, Vik og andre 1988, Storhaug og andre 1988).

### Alternative tiltak mot organiske mikroforurensninger

Mulige tiltak mot organiske mikroforurensninger kan ifølge Singley, 1988, inndeles i «ikke behandlingsalternativer» og «behandlingsalternativer» se figur 1. Som det fremgår av figuren vil man når man oppdager et problem med organiske mikroforurensninger i drikkevannet måtte vurdere en rekke ulike tiltak. Som oftest vil man starte med å vurdere ikke-behandlingstiltakene. Disse vil i hovedsak bestå av å finne fram til kilden for problemet — for grunnvann, gjennom bl.a. prøvetaking fra nærliggende brønner. Det finnes eksempler på en rekke vellykkete resultater der man enten har fjernet forurensningskilden eller avskåret den fra drikkevannsbønnen gjennom uttapping av forurenset vann fra reservoaret eller der man gjennom fortynning har kommet ned i akseptable konsentrasjoner, eller som siste alternativ har funnet fram til ny kilde (DeMarco, 1983, Singley, 1983). I denne artikkelen vil jeg konsentrere meg om behandlingsalternativene knyttet til VOC (volatile organic carbon) i figur 1.

Tabell 2. Foreslåtte nye nasjonale (USA) drikkevannsstandarder for organiske og uorganiske kjemikalier (AWWA, 1988).

MCL = Maximum Contaminated Level.

SMCL = Secondary Maximum Contaminant Level

Chemical	Level	Chemical	Level
Proposed MCLs for organic chemicals:		Proposed MCLs for inorganic chemicals:	
Acrylamide	treatment technique	Arsenic	0.03 mg/L
Alachlor	0.002 mg/L	Asbestos	7 million fibers/L (longer than 10 µm)
Aldicarb	0.01 mg/L	Barium	5 mg/L
Aldicarb sulfoxide	0.01 mg/L	Cadmium	0.005 mg/L
Aldicarb sulfone	0.04 mg/L	Chromium	0.1 mg/L
Atrazine	0.002 mg/L	Mercury	0.002 mg/L
Carbofuran	0.04 mg/L	Nitrate*	10.0 mg/L (as N)
Chlordane	0.002 mg/L	Nitrite	1.0 mg/L (as N)
Dibromochloropropane	0.0002 mg/L	Selenium	0.05 mg/L
o-Dichlorobenzene	0.6 mg/L		
cis-1,2-Dichloroethylene	0.07 mg/L	Proposed SMCLs:	
trans-1,2-Dichloroethylene	0.07 mg/L	Aluminum	0.05 mg/L
1,2-Dichloropropane	0.005 mg/L	o-Dichlorobenzene	0.01 mg/L
2,4-D	0.07 mg/L	p-Dichlorobenzene	0.005 mg/L
Epichlorohydrin	treatment technique	1,2-Dichloropropane	0.005 mg/L
Ethylbenzene	0.7 mg/L	Ethylbenzene	0.03 mg/L
Ethylene dibromide	0.00005 mg/L	Monochlorobenzene	0.1 mg/L
Heptachlor	0.0004 mg/L	Pentachlorophenol	0.03 mg/L
Heptachlor epoxide	0.0002 mg/L	Silver	0.09 mg/L
Lindane	0.0002 mg/L	Styrene	0.01 mg/L
Methoxychlor	0.4 mg/L	Toluene	0.04 mg/L
Monochlorobenzene	0.1 mg/L	Xylene	0.02 mg/L
PCBs	0.0005 mg/L		
Pentachlorophenol	0.2 mg/L		
Styrene	0.005 mg/L		
Tetrachloroethylene	0.005 mg/L		
Toluene	2 mg/L		
Toxaphene	0.005 mg/L		
2,4,5-TP	0.05 mg/L		
Xylene	10 mg/L		

Disse stoffene inkluderer både syntetiske og naturlig produserte organiske forbindelser.

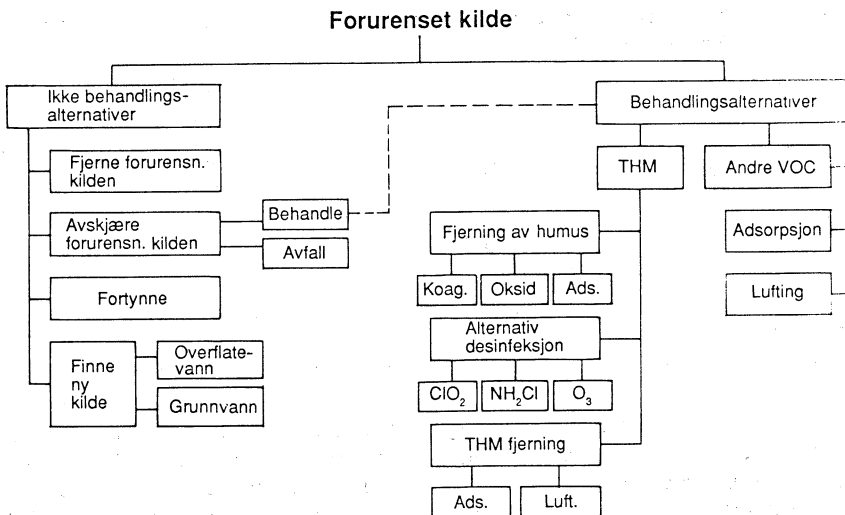
I svært få tilfeller eksisterer det bare et behandlingsalternativ, men i hovedsak bør man vurdere adsorpsjon og lufting, se tabell 3. En del av disse forbindelsene er vanskelig biologisk nedbrytbare, og molekylstørrelsen er svært liten, slik at de vanskelig lar seg separere i membranprosesser. De viktigste prosessene vil derfor være adsorpsjon og lufting (tabell 3).

### Adsorpsjon

Når man skal vurdere aktuelle adsorbenter, kan disse i hovedsak inndeles i tre typer, karbonisert ionebyttemasse (XE-340), aktivt karbon og sterk basisk anionisk ionebyttemasse, tabell 4.

I tabell 4 er erfaringer med disse tre sammenstilt. Aktivt karbon er mest brukt. Granulært aktivt karbon er det enkleste rent driftsmessig.

Når man skal skaffe seg erfaring med hvorledes ulike organiske mik-



Figur 1. Alternative tiltak som må vurderes når drikkevannskilden er forurenset med organiske mikroforurensninger (Singley, 1983).

Tabell 3. Alternativer for reduksjon av organiske mikroforurensninger (ekskl. THM).

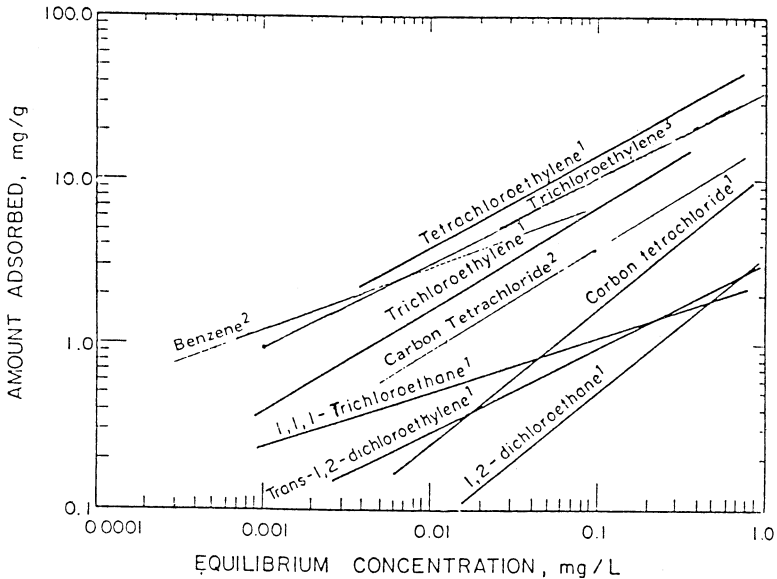
Aktuelle Adsorpsjonsprosesser	Aktuelle Oksidasjon/luftingsprosesser
A - Granulært aktivt karbon (GAC)	A - Lufting med kaskadeluft
B - Biologisk aktivt karbon (BAC)	B - Lufting med fininnblåsning
C - Pulverisert aktivt karbon (PAC)	C - Lufting med turbinluft
D - Karboniserte ionebyttemasser	D - Pakkete luftetårn
E - Anioniserte ionebyttemasser	E - Avanserte oksidasjonsprosesser (O <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> +O <sub>3</sub> , UV+H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> etc.)

Tabell 4. Erfaringer med ulike adsorbenter for fjerning av organiske mikroforurensninger.

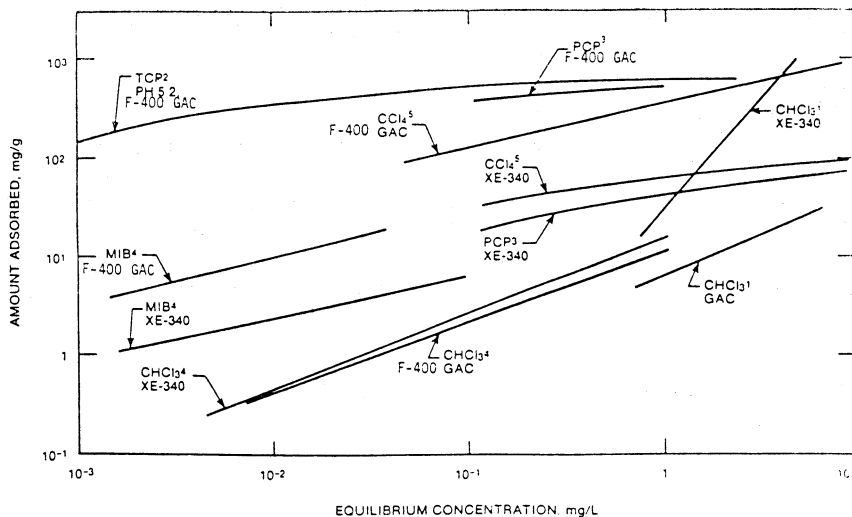
Adsorbent	Vil adsorbere	Regenerering
Karbonatisert ionebytte-masse (XE-340)	Flyktige organiske forbindelser, lav molekylvekt.	Damp eller løsningsmidler + damp
Aktivt karbon	Mange ulike komponenter, inkl. humus.	Termisk og muligens damp og/eller løsningsmidler
Sterk basisk anionisk ionebyttemasse	Anioniske organiske forbindelser inkl. humus	Salt og/eller base

roforurensninger (OMF) lar seg fjerne ved bruk av ulike adsorbenter, vil man først undersøke isotermene (likhetskurvene) for de aktuelle organiske stoffene. Figur 2 og 3 viser isoterner for en rekke ulike

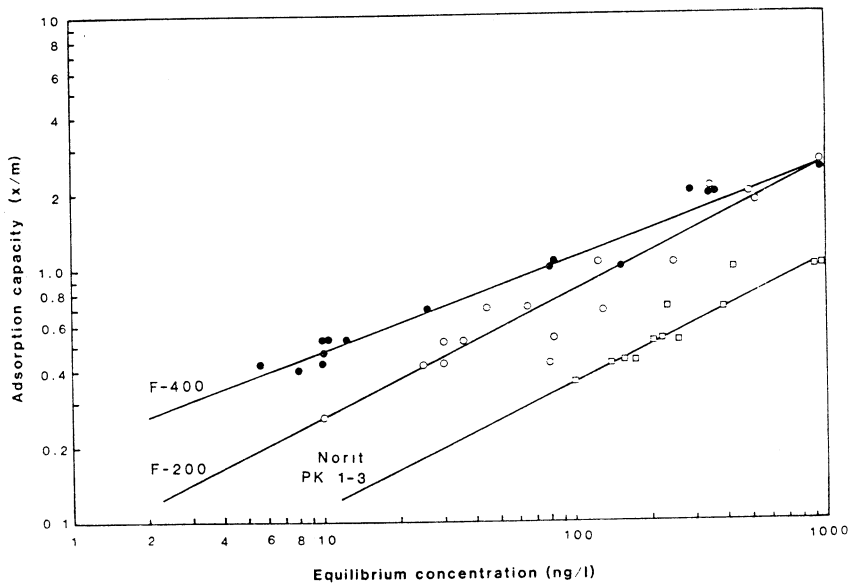
organiske mikroforurensninger. Iso-termene illustrerer adsorbentets evne til å adsorbere ulike stoffer. På y-aksen er adsorpsjonskapasiteten, mg OMF per g aktivt karbon vist. På x-aksen er likevekts-konsen-



Figur 2. Isoterner for adsorpsjon av ulike organiske forbindelser på aktivt karbon. Chemviron F-400 (deMarco, 1983).



Figur 3. *Isotermene for adsorpsjon av ulike organiske mikroforurensninger på ulike adsorbenter (deMarco, 1983).*



Figur 4. *Isotermforsøk for fjerning av geosmin med ulike typer aktivt karbon (Næs, 1987).*

trasjonen beskrevet. De stoffene som har de øverste kurvene er enklest å fjerne ved adsorpsjon. I figur 3 er også adsorpsjonskapasiteten for et stoff, MIB (Metylisoborneol) vist. Dette er et algeprodusert lukt- og smaksstoff, tilsvarende et av de man har hatt problemer med i Mjøsa/Glomma. I figur 4 er resultater fra isotermforsøk fra Hamarforsøkene vist (Næs, 1987). Et sam-

mendrag fra disse forsøkene vil bli presentert i denne artikkelen.

### Oksidasjonslufting

Valg av oksidasjonsprosess avhenger av hvorledes stoffene lar seg oksidere. Henrys lovs konstant vil være avgjørende for hvor kraftige oksidasjonsmidler som er nødvendig. Tabell 5 viser Henrys lovs konstant for noen forbindelser. Det er alment

Tabell 5. Henrys lovs konstant for noen forbindelser

Compound	Formula	Henry's* lovs Constant (atm)
Vinyl chloride	CH <sub>2</sub> CHCl	3.55 x 10 <sup>5</sup>
Oxygen	O <sub>2</sub>	4.3 x 10 <sup>4</sup>
Nitrogen	N <sub>2</sub>	8.6 x 10 <sup>4</sup>
Methane	CH <sub>4</sub>	3.8 x 10 <sup>4</sup>
Ozone	O <sub>3</sub>	3.9 x 10 <sup>3</sup>
Toxaphene**	C <sub>10</sub> H <sub>10</sub> Cl <sub>8</sub> ***	3.5 x 10 <sup>3</sup>
Carbon dioxide	CO <sub>2</sub>	1.51 x 10 <sup>3</sup>
Carbon tetrachloride**	CCl <sub>4</sub>	1.29 x 10 <sup>3</sup>
Tetrachloroethylene**	C <sub>2</sub> Cl <sub>4</sub>	1.1 x 10 <sup>3</sup>
Trichloroethylene**	CFC <sub>2</sub> CCl <sub>2</sub>	5.5 x 10 <sup>2</sup>
Hydrogen sulfide	H <sub>2</sub> S	5.15 x 10 <sup>2</sup>
Chloromethane**	CH <sub>3</sub> Cl	4.8 x 10 <sup>2</sup>
1,1,1-Trichloroethane**	CCH <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub>	4.0 x 10 <sup>2</sup>
1,2,4-Trimethylbenzene**	C <sub>6</sub> H <sub>3</sub> (CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub>	3.53 x 10 <sup>2</sup> (25°C)
Toluene**	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub>	3.4 x 10 <sup>2</sup> (25°C)
Benzene**	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	2.4 x 10 <sup>2</sup>
1,4-Dichlorobenzene**	C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>	1.9 x 10 <sup>2</sup>
Chloroform**	CHCl <sub>3</sub>	1.7 x 10 <sup>2</sup>
Bromodichloromethane	CHCl <sub>2</sub> Br	1.7 x 10 <sup>2</sup>
1,2-Dichloroethane**	CH <sub>2</sub> ClCH <sub>2</sub> Cl	1.18 x 10 <sup>2</sup> (12)
Dibromochloromethane	SO <sub>2</sub>	61
1,1,2-Trichloroethane**	CHBr <sub>3</sub>	47(13)
Sulfur dioxide	NH <sub>3</sub>	43
Bromoform**	C <sub>6</sub> (OH)Cl <sub>5</sub>	38
Ammonia	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub> OCl <sub>6</sub>	35
Pentachlorophenol**		0.76
Dieldrin**		0.12
		0.0094

\* Temperature 20° C except where noted otherwise.

\*\* Computed from water solubility data and partial pressure of pure liquid at specified temperature.

\*\*\* Synthetic; approximate chemical formula.



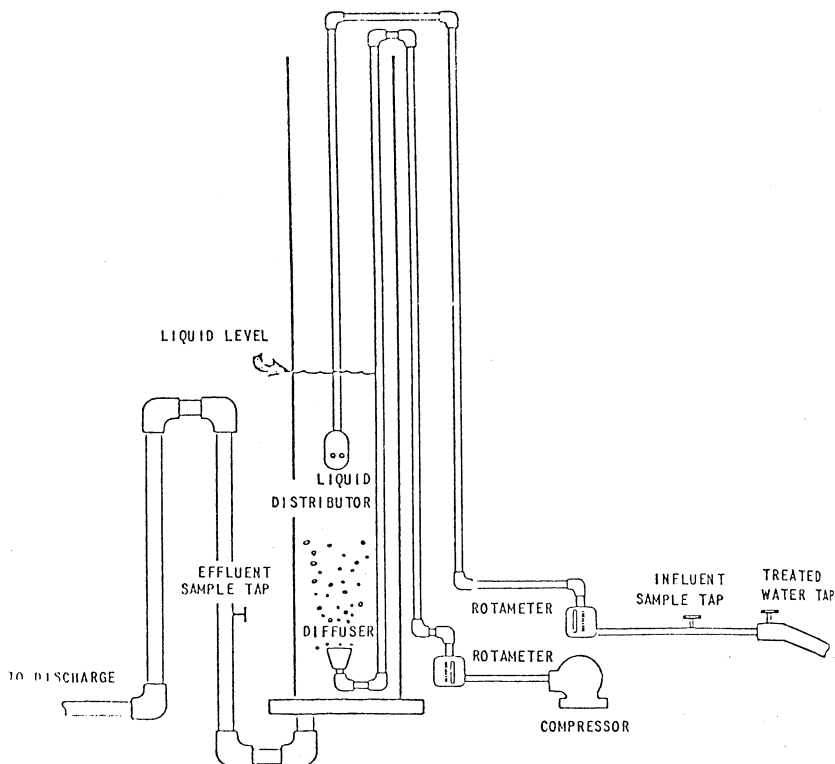
kjent at f.eks. stoffer som karbon-  
dioksid (CO<sub>2</sub>) er enkelt å luften  
ut av løsningen. Det samme gjelder  
hydrogensulfid (H<sub>2</sub>S). Begge disse  
har høy Henrys lovs konstant. Jo

høyere konstant, des enklere å  
fjerne ved lufting. Aktuelle oksida-  
sjonsprosesser i rekkefølge fra enk-  
leste til mer avanserte, er:

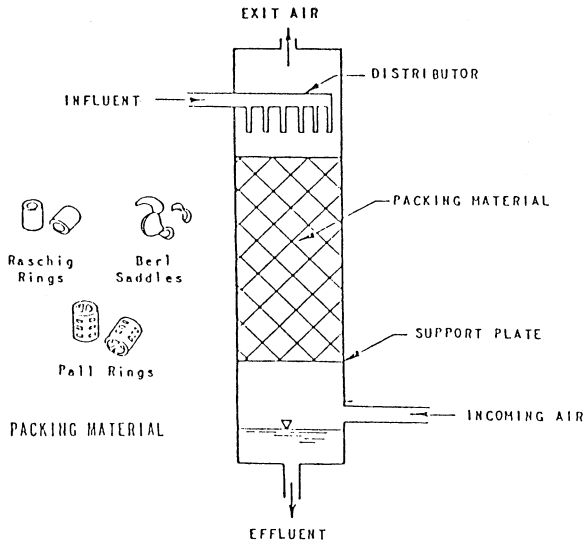
- Kaskadelufter
- Fininnblåsning
- Turbinlufter
- Pakket luftetårn
- Avanserte oksidasjonsprosesser (O<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>+UV, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>+O<sub>3</sub> etc.)

Figur 5 og 6 viser skisser av hen-  
holdsvis fininnblåsning og pakket  
luftetårn. Figur 7 viser effekten av  
Henrys lovs konstant på design kri-

teriene for et pakket luftetårn for  
noen organiske mikroforurensnin-  
ger.



Figur 5. Eksempel på kolonne med fininnblåsning.



Figur 6. Eksempel på pakket luftetårn.

**Sammendrag av resultater fra forsøk med fjerning av algeproduserte lukt- og smaksstoffer**

Figur 8 viser en skisse over det forsøksanlegget som har vært brukt i Hamar-regionen.

Råvann fra 50 m dyp i Mjøsa pumpes inn til en råvannstank i huset hvor pilotanlegget er plassert. Pilotanlegget består av to prosesslinjer med følgende prosesser:

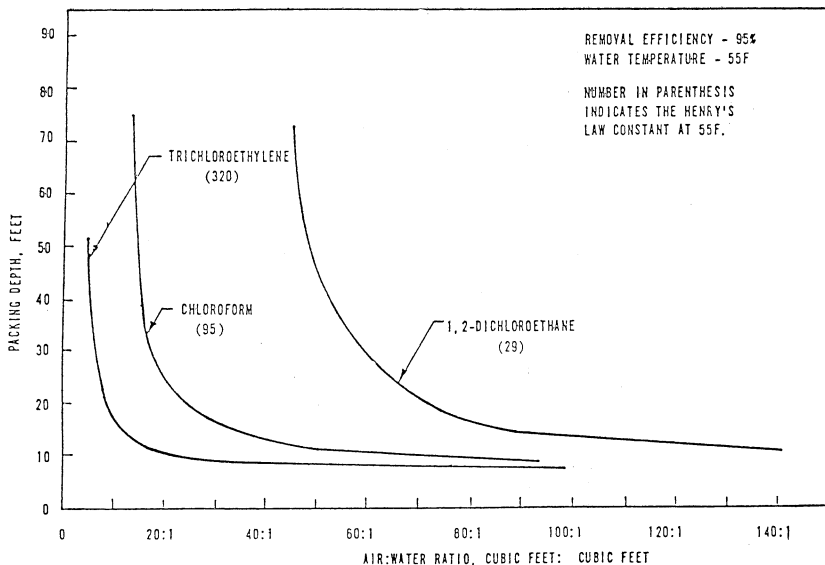
- Linje 1: to-media filter, ozon, aktivt-karbon filter
- Linje 2: to-media filter, aktivt-karbon filter.

Lukt- og smaksproblemene i Mjøsa forekommer kun i perioder. Lukt- og smaksstoffene ble derfor dosert til anlegget i forsøksperioden. I første del av forsøkene; 1986, ble geos-

min og metylisoborneol (MIB) dosert til innløpsvannet.

I siste del av forsøkene, 1987 og 1988, doserte man foran kontaktkolonnen for ozon, mens på linje 2 ble stoffene dosert foran aktivt karbonfilteret.

Geosmin og 2-MIB har ekstremt lav lukt- og smaksterskel. Inntil nylig har det vært vanskelig å bestemme konsentrasjonen i denne størrelseorden (ng.  $10^{-9}$  g). Ved undersøkelser av lukt-/smaksforbindelser er ofte prøvene blitt analysert ved hjelp av destillasjon, ekstraksjon og oppkonsentrering med påfølgende gasskromatografisk analyse. Denne metoden er lite følsom, fordi store tap av de flyktige forbindelsene kan forekomme under opparbeidelsen av prøven.



Figur 7. Lufting i pakket luftetårn, — designkriterier for fjerning av ulike organiske mikroforurensninger.

Utviklingen av den såkalte CLSA-metoden («Closed Loop Stripping») har gjort det mulig å påvise konsentrasjoner lavere enn 5–10 ng/l CLSA-metoden ble lansert av en sveitsisk forsker (Grob) i 1973.

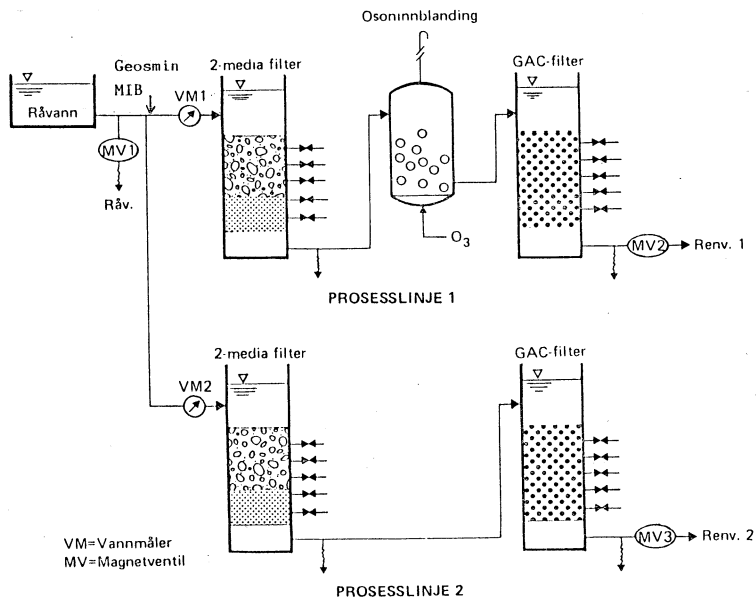
I dette prosjektet har vi benyttet oss av en modifisert utgave av CLSA-metoden, kalt Open Loop Stripping Analysis (OLSA). Figur 9 viser en skjematisk framstilling av OLSA-metoden.

Ved bruk av OLSA-metoden «stripes» de flyktige forbindelsene av ved at nitrogengass bobles gjennom prøven. De flyktige organiske komponentene adsorberes så på et aktivt-karbon filter. Etter 1 1/2 times «stripping» ved 60°C tas karbonfilteret ut av systemet og ekstrahe-

res med noen få µl løsningsmiddel. Ekstraktet er dermed klart for gasskromatografisk analyse.

Det har vært brukt mye tid på å utvikle prøvetakings- og analysemetodikk som var egnet for disse organiske mikroforurensningene i det praktiske forsøksopplegget som vi valgte i våre forsøk. SIFF har vært hovedansvarlig for dette. Prøvene har vært strippet på næringsmiddelkontrollen på Hedmark (HINK), mens den gasskromatiske bestemmelsen har foregått på SIFF. Dette har vært helt nødvendig av hensyn til lagringstiden og reproduserbarheten av prøvene.

Figur 11 og 12 presenterer inn- og utløpskonsentrasjoner for geosmin, linje 1 og linje 2. Resultatene er fra



Figur 8. Flytskjema for pilotanlegget på Frangstøa.

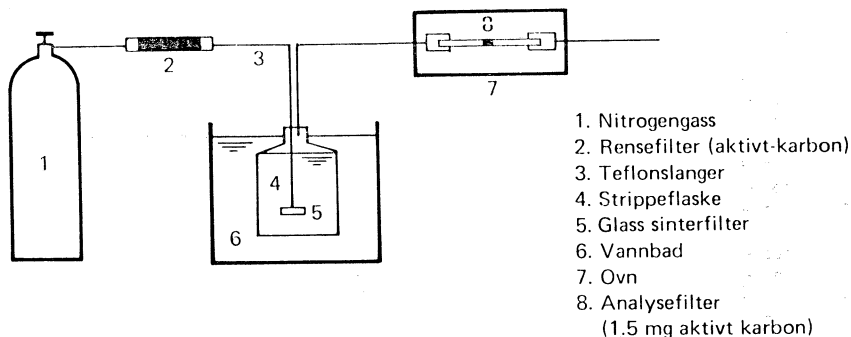
forsøkene i 1986. Resultatene for MIB er tilsvarende. Det går klart fram at utløpskonsentrasjonene for linje 1 er høyere enn for linje 2. Forholdet er ytterligere demonstrert i figur 13 der Storhaug (1987) har presentert et kumulativt «plot» for geosmin. Man skal, imidlertid, merke seg at kun en liten andel av prøvene har overskredet luktterskelen på 10 ng/l under hele forsøksperioden som varte ca. 1 år.

Dersom man gjør tilsvarende plot av mengde humus, — analysert som totalt organisk karbon (TOC) som fjernes på de to prosesslinjene, vil den største mengden fjernes på linje 1.

Som en oppsummering av resultatene fra forsøkene ved Stange vannverk i 1987 og 1988, viser figur 14 og 15 middelværdier for geosmin-konsentrasjonen i de tre forsøksperiodene som ble kjørt i 1987 og 1988, for henholdsvis linje 1 og 2. Prøvepunktene er som følger::

- |         |                                    |
|---------|------------------------------------|
| Nr. 1 = | Råvann (fra Mjøsa)                 |
| Nr. 2 = | Etter tomedia-filter, linje 1.     |
| Nr. 3 = | Før osondosering, linje 1          |
| Nr. 4 = | Etter osondosering, linje 1        |
| Nr. 5 = | Etter aktivt karbonfilter, linje 1 |
| Nr. 6 = | Før " " " " linje 2                |
| Nr. 7 = | Etter " " " " linje 2              |

Luktterskelen for geosmin, 10 ng/l (4) er overskredet i periode 2 ut fra linje 1, (figur 14). Figur 14 viser

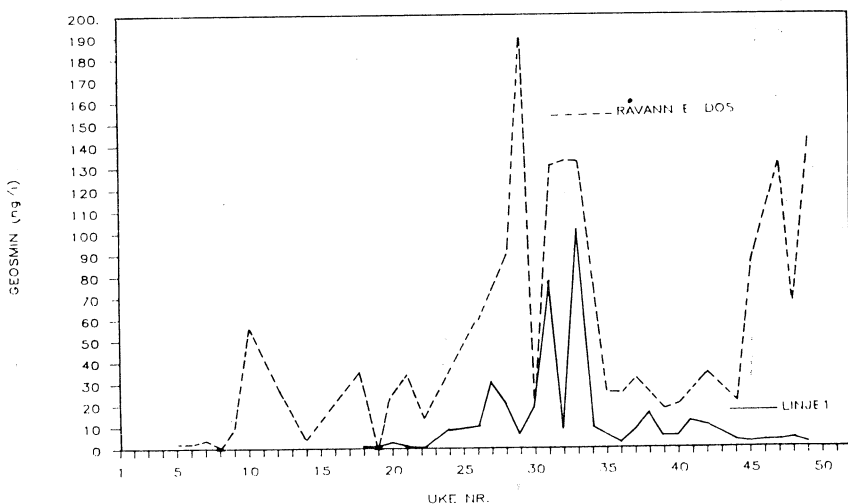


Figur 9. Skjematisk framstilling av OLSA-metoden for opparbeidelse av vannprøve for gaskromatisk analyse.

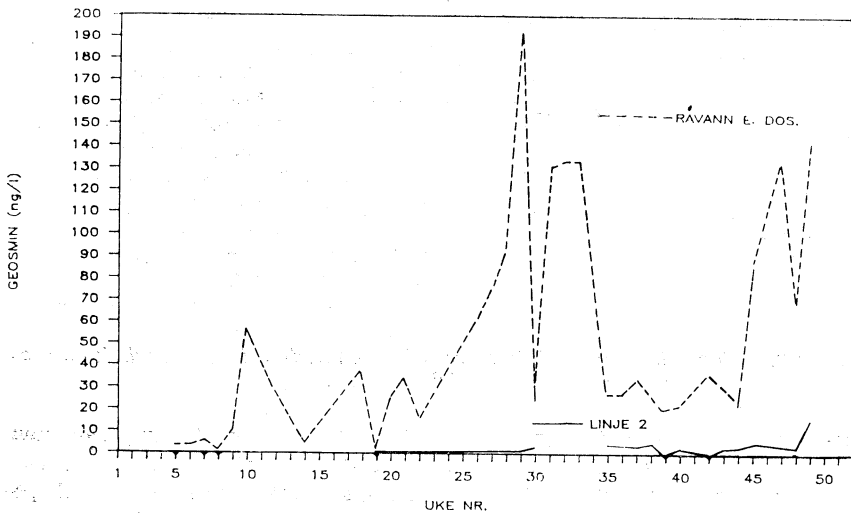
også at det skjer en øking i geosmin-konsentrasjon over karbonfilteret på linje 1 (fra prøvepunkt 4 til 5).

For fjerning av disse to organiske mikroforurensningene er det tilstrekkelig med aktivt karbon. Det er imidlertid en rekke andre forhold som må vurderes når man skal velge den endelige renseprosessen

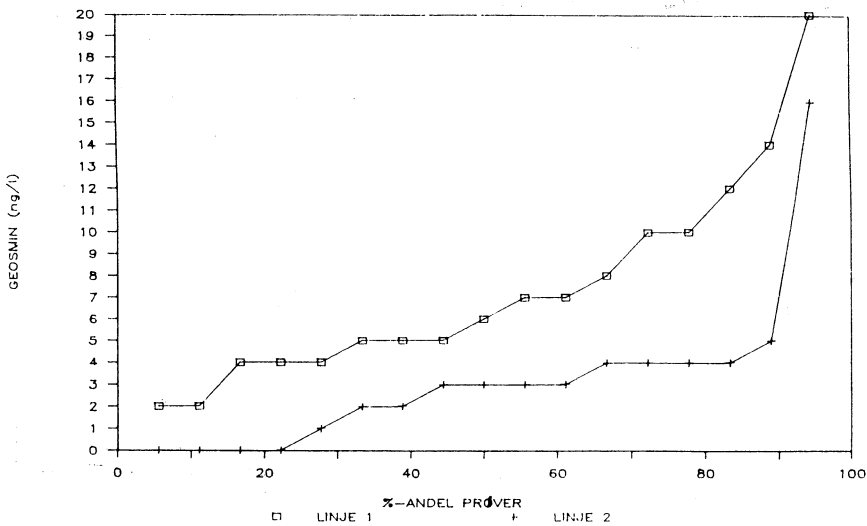
for nytt vannverk i Hamarregionen, bl.a. de hygieniske forholdene, kvalitet, sikkerhetsmessige forhold, potensialet for begroing i ledningsnettet samt fjerning av andre organiske mikroforurensninger, bl.a. plantevernmidler. Prosjektet avsluttes i løpet av 1988.



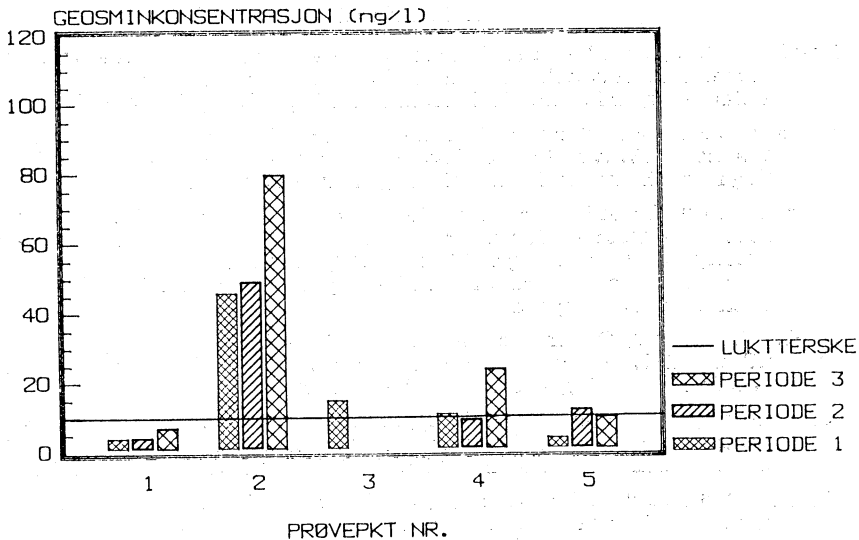
Figur 11. Innløps- og utløpskonsentrasjonen for geosmin linje 1. (Storhaug, 1987).



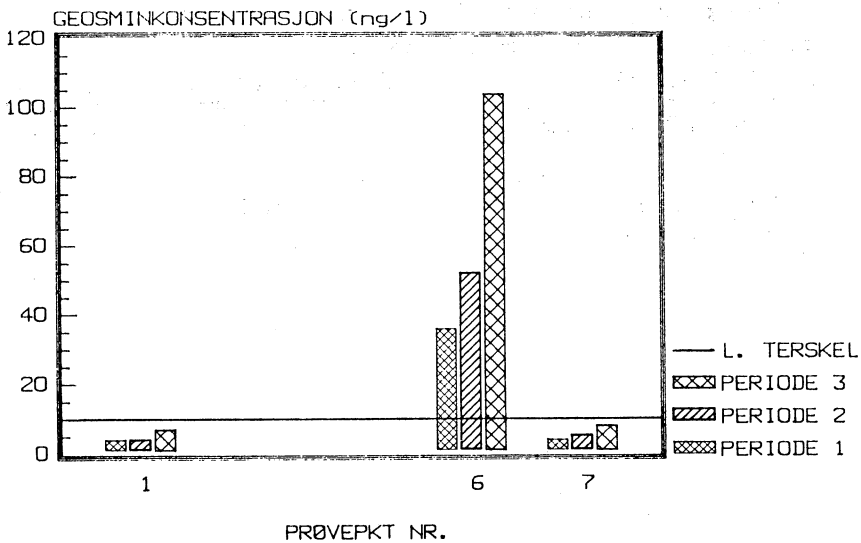
Figur 12. Innløps- og utløpskonsentrasjonen for geosmin linje 2. (Storhaug, 1987).



Figur 13. Kumulativt plot for utløpskonsentrasjonen av geosmin for de to linjene. (Storhaug, 1987).



Figur 14. Middelerdier for geosminkonsentrasjonen i de tre forsøksperiodene for linje 1.



Figur 15. Middelerdier for geosminkonsentrasjon i de tre forsøksperiodene for linje 2.

## REFERANSER

- Braids, O., 1983; Volatile Organic Compounds and the Ground Water Environment. J. AWWA RF and KIWA; Occurrence and Removal of Volatile Organic Chemicals from Drinking Water. AWWA Report.
- DeMarco, J.; 1983; History of Treatment of Volatile Organic Chemicals in Water. J. AWWA RF and KIWA; Occurrence and Removal of Volatile Organic Chemicals from Drinking Water. AWWA Report.
- Grob, K., 1973; Organic Substances in potable water and in its precursor; Part 1 — Methods for their determination by gas-liquid chromatography. J. Chromatogr. 84, 255—273. J. AWWA RF AND KIWA; Occurrence and Removal of Volatile Organic Chemicals from Drinking Water. AWWA Report.
- Hubbs, S. A., 1983; Occurrence of Volatile Organic Chemicals. J. AWWA RF and KIWA; Occurrence and Removal of Volatile Organic Chemicals from Drinking Water. AWWA Report.
- Marco Aieta, E., Reagan, K. M., Lang, J. S., McReynolds, L. and Joon-Wun Kang, 1988; Advanced Oxidation Processes for Treating Groundwater Contaminated with TCE and PCE: J. AWWA, 80, 5 pp. 64.
- Næs, H., 1987; Factors influencing geosmin production by the cyanobacterium *Oscillatoria brevis*, and the removal of geosmin and 2-methylisoborneol from drinking water. Dr. Scient dissertation Univ. of Oslo, Department of Biology, Nov.
- Storhaug, R., 1987; Fjerning av algeproduisert lukt og smak i drikkevann. Delrapport 1 fra forsøk i pilotskala ved Stange vannverk. NTNFs Utvalg for drikkevannsforskning. Drikkevannsrapport 24/87.
- Storhaug, R., 1988. Sluttrapport under trykking.
- Vik, E. A., 1984; Drikkevannsforsyning til Hamarregionen. Lukt- og smaksproblemer på grunn av geosmin og 2-metylisoborneol. Litteraturstudium. NTNFs Utvalg for drikkevannsforskning. Drikkevannsrapport 11/84.
- Vik, E. A., Storhaug, R., Næs, H. and Utkilen, H., 1988; Pilot Scale studies for geosmin and 2-methylisoborneol removal. Env. Sci & Techn. (under printing).