

# Behandling af reduceret vand på mindre vandværker

Christian Stamer og Peter Borch Nielsen  
Krüger A/S

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
1 INDLEDNING	11
1.1 BAGGRUND	11
1.2 FORMÅL MED PROJEKTET	11
2 UDVÆLGELSE OG GENNEMFØRSEL	13
2.1 BAGGRUND	13
2.2 UDVALGTE VANDVÆRKER	14
2.3 DIVERSE	14
3 BESKRIVELSE AF UDVALGTE VANDVÆRKER	15
3.1 RÅVANDSINDVINDING OG -KVALITET	15
3.2 BESKRIVELSE AF BEHANDLINGSANLÆGGET	16
3.3 RENTVANDSUDPUMPNING OG -KVALITET	17
4 UDFØRTE ÆNDRINGER	19
4.1 GENERELLE RETNINGSLINIER FOR DIMENSIONERINGEN	19
4.1.1 <i>Beluftning</i>	19
4.1.2 <i>Jern- og turbiditetsfjernelse</i>	20
4.1.3 <i>Ammoniumfjernelse</i>	20
4.2 BOGØ VANDVÆRK	21
4.2.1 <i>Baggrund for teknisk løsning</i>	21
4.2.2 <i>Teknisk løsning</i>	21
4.2.3 <i>Økonomi</i>	22
4.3 SLIMMINGE VANDVÆRK	23
4.3.1 <i>Baggrund for teknisk løsning</i>	23
4.3.2 <i>Teknisk løsning</i>	23
4.3.3 <i>Økonomi</i>	23
4.4 GUNDERØD VANDVÆRK	23
4.4.1 <i>Baggrund for teknisk løsning</i>	23
4.4.2 <i>Teknisk løsning</i>	24
4.4.3 <i>Økonomi</i>	25
5 EFFEKT AF UDFØRTE ÆNDRINGER	27
5.1 UDVIKLING I RENTVANDSKVALITETEN	27
5.1.1 <i>Bogø Vandværk</i>	27
5.1.2 <i>Slimminge Vandværk</i>	28
5.1.3 <i>Gunderød Vandværk</i>	28
5.2 MULIGHEDER FOR YDERLIGERE FORBEDRINGER	29
5.3 SAMMENFATNING AF TILTAG TIL OPTIMERING AF NITRIFIKATIONEN	29
6 RENSNING FOR NATURLIGT ORGANISK STOF	31
6.1 BAGGRUND	31
6.2 GENNEMGANG AF RENSNINGSMETODER	31
6.2.1 <i>Koagulering og filtrering</i>	32
6.2.2 <i>Membranfiltrering</i>	33

<b>6.2.3 Ionbytning</b>	<b>35</b>
<b>6.2.4 Ozon og aktiv kul</b>	<b>35</b>
6.3 ØKONOMI	36
<b>7 REFERENCER</b>	<b>39</b>

Bilag A Beregning af omkostninger til fjernelse af NOM

Bilag B Analyserapporter

# Forord

Nærværende projekt er udført under udviklingspuljen. Udviklingspuljen er etableret i 2002 til sikring af Danmarks fremtidige vandforsyning med henblik på at iværksætte projekter inden for vandforsyningsområdet.

Det gennemførte projekt er udført med det formål at dokumentere, at anbefalinger til optimering af drikkevandsbehandling, givet i Miljøprojekt 715 'Undersøgelse af vandbehandlingsmetoder på en række danske vandværker', virker i praksis. Projektet har i den forbindelse specielt fokuseret på problemer med rensning for ammonium i reduceret vand. Der er desuden udført en teoretisk gennemgang af metoder til rensning for organisk stof.

Projektet har været fulgt af en styregruppe med følgende medlemmer:

- Christian Ammitsøe, Miljøstyrelsen (formand)
- Janne Forslund, Miljøstyrelsen
- Jørn Leth-Espensen, Foreningen af Vandværker i Danmark
- Gert W. Nielsen, TRE-FOR
- Christian Stamer, Krüger A/S
- Peter Borch Nielsen, Krüger A/S

Tak til Bogø, Gunderød og Slimminge Vandværker, der har medvirket til gennemførelsen af dette projekt.



# Sammenfatning og konklusioner

En del af de mindre danske vandforsyningsanlæg har problemer med at overholde kravene til drikkevandets kvalitet. Dette gælder bl.a. for almindeligt og naturligt forekommende stoffer som metan, svovlbrinte, jern, mangan og ammonium. På baggrund heraf har Miljøstyrelsen tidligere gennemført et projekt, som ud fra en gennemgang af 29 mindre vandværker med vandkvalitetsproblemer opstillede anbefalinger til, hvordan vandbehandlingen på især de mindre vandværker kan forbedres (Miljøprojekt 715, 'Undersøgelse af vandbehandlingsmetoder på en række danske vandværker').

Med henblik på at dokumentere Miljøprojekt 715's anbefalinger i praksis, samt fremme anvendelsen af disse, har Miljøstyrelsen ønsket at gennemføre et opfølgende praktisk anlagt projekt med fokus på behandling af reduceret vand. Nærværende projekt er udført med dette formål.

Til gennemførelsen af projektet skulle udvælges minimum 1 - 2 mindre vandværker med reduceret råvand, og som havde problemer med ammoniumfjernelsen. Det var et krav, at vandværkerne selv var indstillet på at afholde de nødvendige udgifter til implementering af de anbefalede tiltag indenfor en kort tidshorisont.

Der blev taget kontakt til en række vandværker, som vurderedes at kunne indgå i projektet. Efter en nærmere vurdering og drøftelse med vandværkerne blev der udvalgt 3 vandværker placeret på Bogø, Øst- og Nordsjælland, som alle havde varierende grad af reduceret råvand. De 3 vandværker - Bogø, Slimminge og Gunderød - har alle gennem længere tid haft problemer med omsætningen af ammonium.

Vandbehandlingsprocessen på de 3 vandværker er traditionel med iltning, henstand og filtrering, men der blev før ombygningen benyttet forskellige beluftsmetoder, og der forekom både enkelt og dobbeltfiltrering. Tabel 0.1 giver en forenklet oversigt over procesopbygningen før og efter ændringerne af vandbehandlingen.

Tabel 0.1 Procesdata for de 3 udvalgte vandværker før og efter de gennemførte tiltag

	Bogø Vandværk		Gunderød Vandværk		Slimminge Vandværk	
	Før	Efter	Før	Efter	Før	Efter
Indvinding	3 borer	3 borer, timeydelse af én boring reduceret	2 borer	2 borer	2 borer	2 borer, timeydelse af borer reduceret
Iltning	Trappeiltning	Trappeiltning og bundbeluftning	INKA afblæsning	INKA afblæsning	Iltningsbakke	Iltningsbakke
Henstandstank	Ja	Nej	Ja	Nej	Ja	Ja
Forfilter	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej	Nej
Efterfilter	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja

De tekniske løsninger for en forbedring af vandkvaliteten er udført med udgangspunkt i de anbefalinger, der er givet i Miljøprojekt 715 og de fysiske

forhold, der eksisterer på de enkelte anlæg. De anbefalede tekniske løsninger er derfor ikke identiske.

For Bogø Vandværk blev det vurderet, at den utilfredsstillende omsætning af ammonium primært skyldtes restindhold af reducerede gasser i vandet, såsom svovlbrinte, efter iltningen. Afbæsningen blev derfor forbedret ved ilægning af bundbeluftningsudstyr i et delareal af den eksisterende henstandstank.

Gunderød Vandværk havde før ombygningen et for lille filtervolumen til behandling af råvand med et forholdsvis højt jern- og ammoniumindhold. De eksisterende parallelle filtre blev ombygget til for- og efterfiltre, og jernfjernelsen blev omlagt fra kemisk til katalytisk afjerning.

På Slimminge Vandværk var driftstiden af filtrene per døgn for kort til, at der kunne opnås en effektiv ammoniumomsætning. Løsningen var her at reducere timeindvindingen for boringerne med henblik på at opnå en mere jævn belastning af filtrene.

Udgifterne til de nævnte ombygninger incl. bygnings-, maskin- og elarbejder, men excl rådgivning og vandanalyser, lå i intervallet fra kr. 25.000 til kr. 250.000.

Efter de nævnte tiltag var gennemført og anlæggene indkørt, var vandkvaliteten forbedret som vist i Tabel 0.2. Drikkevandskravene for ammonium og nitrit kan nu overholdes.

Tabel 0.2 Rentvandskvalitet før og efter gennemførelsen af de nævnte tiltag

	Bogø Vandværk		Gunderød Vandværk		Slimminge Vandværk		Drikkevandskrav
	Før	Efter	Før	Efter	Før	Efter	
Ammonium (mg/l NH <sub>4</sub> )	0,20	< 0,05	0,09	< 0,05	0,22	< 0,05	0,05
Nitrit (mg/l NO <sub>2</sub> )	0,02	< 0,01	0,091	0,01	0,01	< 0,01	0,01
Nitrat (mg/l NO <sub>3</sub> )	3,9	4,2	5,3	7,2	1,1	1,6	50

Projektet har således eftervist, at der med de rette tiltag kan opnås en rentvandskvalitet, som overholder gældende krav for ammonium og nitrit selv med en forholdsvis lille investering for vandværker som indvinder fra reducerede magasiner.

I rapporten er der yderligere opstillet generelle eksempler på mulige tiltag til forbedring af nitrifikationen i vandværksfiltre – jf. Tabel 0.3.

Projektet har desuden vist, at der på mange vandværker er store problemer med overholdelse af det skærpede drikkevandskrav for turbiditet på 0,3 FTU. På Gunderød og Bogø vandværker resulterede de nævnte tiltag samtidigt i en reduktion i rentvandets turbiditet fra ca. 0,5 FTU til ca. 0,2 FTU. Turbiditeten af rentvandet på Slimminge vandværk forblev på ca. 0,5 FTU efter tiltaget var gennemført, hvorfor en dobbeltfiltrering eller eventuel omlægning til katalytisk afjerning vil være påkrævet herudover.

Tabel 0.3 Eksempler på tiltag til forbedring af omsætning af ammonium (nitrifikation) i vandværksfil tre

Årsag	Eksempel på tiltag til forbedring	OBS
Råvandsboringer med stærkt varierende vandkvalitet	Udjævn råvandskvaliteten ved ændring af indvindingsstrategien	
Restindhold af reducerede gasser efter afblæsningen	Forøg afblæsningen Reducér indholdet af gasser i det indvundne råvand ved lukning af de mest belastede boringer	Vær opmærksom på risiko for forøget kalkudfældning i filtre og ledningsnet
Lavt iltindhold	Forøg beluftningen af vandet	Vær opmærksom på risiko for forøget kalkudfældning i filtre og ledningsnet
Hæmmende stoffer afgives fra tidligere enhedsprocesser	Periodevis rengøring af beluftningsudstyr og reaktionstanke.	Vær påpasselig med at undgå mikrobiel forurening under arbejdet
Filtervolumen for lille	Forøgelse af filterhøjde eller – areal Reducér råvandspumpers kapacitet Omlægning til katalytisk afjerning	Rentvandsbeholders volumen skal kunne imødekomme spidsbelastninger. Filtermateriale skal eventuelt samtidigt udskiftes
Kortvarig eller diskontinuert indpumpning over døgnet	Reducér råvandspumpers kapacitet Forøg driftsniveau i rentvandstank	Rentvandsbeholders volumen skal kunne imødekomme spidsbelastninger. Rentvandsbeholders minimumsvolumen samt produktionskapaciteten skal sammen kunne imødekomme spidsbelastninger.

I reduceret vand kan ofte forekomme problemer med overholdelse af drikkevandskravet for NVOC og/eller farvetal. Fjernelse af naturligt organisk stof kan være problematisk specielt for mindre danske vandværker, da de til rådighed værende processer typisk er svære at implementere i traditionelle vandværker og kræver en særlig ekspertise i driften. Under dette projekt er der yderligere lavet en teoretisk gennemgang af de mulige rensningsmetoder for naturligt organisk stof. En oversigt over metoderne og estimerede priser for vandbehandlingen inklusive de nødvendige anlægs- og driftsomkostninger er vist i Tabel 0.4.

Tabel 0.4 Oversigt over teknologier til rensning for naturligt organisk stof

Teknologi	Kubikmeterpris (små anlæg) (DKK/m <sup>3</sup> )
Koagulering og filtrering	2,9
Membranfiltrering	7,8
Ionbytning	3,7
Ozon og aktiv kul filtrering	1,7

Set i forhold til danske vandværkers gennemsnitlige produktionspris på 4,61 kr/m<sup>3</sup> (2003) er fjernelsen af naturligt organisk stof en forholdsvis kostbar proces på små anlæg.

Den klart billigste proces er ozontilsætning med efterfølgende aktiv kulfiltrering.

En attraktiv proces for små vandværker vurderes også at være koagulering med direkte filtrering, som kan benyttes ved mindre overskridelser af farvetal og NVOC.

Ionbytning kan overvejes benyttet i blødtvandsområder og er forholdsvis enkel at anvende i praksis.

Membranfiltrering giver en meget god rentvandskvalitet, men kubikmeterprisen er væsentligt højere, hvilket primært skyldes indregning af afledningsafgift af en stor mængde rejektivand.

# 1 Indledning

## 1.1 Baggrund

En del af de mindre vandforsyningsanlæg har problemer med at overholde kravene til drikkevandets kvalitet. Dette gælder bl.a. for almindeligt og naturligt forekommende stoffer som organisk stof, metan, svovlbrinte, jern, mangan og ammonium og stoffer, som opstår som følge af en utilstrækkelig vandbehandling såsom nitrit og suspenderet materiale.

En del vandværker har overholdt drikkevandskravene i den tidligere drikkevandsbekendtgørelse (1988), men med stramningen af kravene til specielt ammoniumindholdet i den nye bekendtgørelse (2001) har en del vandværker ikke haft en tilstrækkelig effektiv behandlingsproces. Samtidigt medfører det faldende vandforbrug, at en del vandværker har en overkapacitet, hvilket kan medføre en forringet rentvandskvalitet, specielt for ammonium og nitritindholdet.

Vandværkerne har haft en periode på ca. to år fra 21. september 2001 til 25. december 2003 til at få opfyldt de nye kravværdier. Flere vandværker har dog endnu ikke i 2004 fået rensningsprocessen tilstrækkeligt optimeret. Med den nye bekendtgørelse kan kommunen give dispensation for overskridelser i vandkvaliteten i højst 3 år. Dispensation er kun mulig, hvis der udarbejdes en handlingsplan, der kan implementeres indenfor en rimelig tidshorisont.

Miljøstyrelsen har tidligere gennemført et projekt med henblik på at opstille anbefalinger til, hvordan vandbehandlingen på især de mindre vandværker kan forbedres (Miljøprojekt 715). Nærværende projekt er en fortsættelse af Miljøprojekt 715, hvor anbefalingerne til optimering af ammoniumfjernelsen skal afprøves i praksis. Da specielt ammoniumfjernelse i reduceret vand kan være problematisk, er det valgt at fokusere på denne vandtype.

## 1.2 Formål med projektet

Med udgangspunkt i Miljøprojekt 715's resultater og anbefalinger skal nærværende projekt dokumentere, at anbefalingerne vedrørende forbedret rensning af reduceret vand virker i praksis. Projektet fokuserer specielt på problemer med rensning for ammonium i reduceret vand på mindre vandværker.

Der skal således udvælges nogle mindre vandværker med nitrifikationsproblemer, der vil udføre de anbefalede tiltag, og effekten af tiltagene skal dokumenteres.

Endvidere er det et formål, at de ændringer i vandbehandling eller drift som gennemføres, kan tjene til inspiration og eksempel for andre vandværker med tilsvarende vandkvalitetsproblemer.

Der udføres desuden en teoretisk gennemgang af metoder til rensning for organisk stof, da der ofte ses problemer med overholdes af kravene for NVOOC

og farvetal i reduceret vand. Dette viste sig også at være tilfældet ved udvælgelsen af vandværker til projektet og derfor blev denne problemstilling inddraget i projektet.

## 2 Udvalgelse og gennemførelse

### 2.1 Baggrund

Ved udvælgelsen af vandværker til projektet var de væsentligste krav, at de skulle have reduceret råvand og problemer med ammoniumomsætningen.

Der er i første omgang taget udgangspunkt i vandværker, som

- har medvirket i Miljøprojekt 715, eller
- er blevet anbefalet af Møn Kommune, som har mange vandværker med ovenstående problemer eller
- har været kendt af projektgruppen, og som har påtænkt en snarlig optimering af renseprocessen som følge af stramningerne i drikkevandsbekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2001).

I Figur 2.1 er angivet områder i Danmark med forhøjet indhold af metan i grundvandet, som er sammenfaldende med områder med reduceret vand.



Figur 2.1 Problemområder for metan i Danmark, hvor indholdet nødvendiggør en behandling af råvandet (Vandforsyningsstatistik, 1992).

I bruttolisten er derfor indgået vandværker fra Sjælland, Møn og Als, mens vandværker i Nordjylland ikke er medtaget primært grundet projektets økonomi.

I henhold til projektets oplæg skulle der udvælges 1 til 2 vandværker – eller eventuelt flere. Ved udvælgelsen skulle det tilstræbes at inddrage vandværker

med varierende grad af reduceret vand og forskelle i behandlingsanlæg. Samtidigt har det været ønskeligt at kunne vise forskellige løsningsmetoder.

Vandværkerne har selv skullet afholde udgifter til eventuelle fysiske ændringer i behandlingsanlægget, som måtte være nødvendige for at løse de konstaterede vandkvalitetsproblemer. Herunder også udgifter til udbud og tilsyn. Samtidigt har det af hensyn til projektets fremdrift været nødvendigt, at vandværkerne kunne gennemføre ændringerne indenfor en forholdsvis kort tidshorisont.

En del af de forespurgte vandværker har ikke været interesseret i at deltage i projektet af økonomiske eller praktiske årsager. Andre har været interesseret, men er blevet fravalgt, da disse vandværker vil have behov for en større omlægning af renseprocessen. Endelig har enkelte vandværker valgt at søge om dispensation for manglende overholdelse af drikkevandskravene.

## 2.2 Udvalgte vandværker

Den endelige udvælgelse resulterede i 3 vandværker, der har en varierende grad af reduceret råvand. De 3 vandværker havde problemer med overholdelse af drikkevandskravet for ammonium og nitrit. Vandbehandlingsprocessen på de 3 vandværker var traditionel med iltning, henstand og filtrering, men der benyttedes forskellige beluftningsmetoder, og der forekom både enkelt og dobbeltfiltrering.

De tekniske løsninger er udført med udgangspunkt i de anbefalinger, der er givet i Miljøprojekt 715 og de fysiske forhold, der eksisterer på de enkelte anlæg. Dette kan medføre, at en given løsningsmetode kan være velegnet for ét anlæg, men ikke for et andet anlæg, på trods af at disse har sammenlignelige rå- og rentvandskvaliteter. Ved planlægningen af de tekniske tiltag er det derfor nødvendigt at kende til vandværkets fysiske opbygning og have forskellige optimeringsmuligheder til vandbehandlingen.

De tekniske løsninger var derfor ikke identiske for de udvalgte vandværker, men kunne alle implementeres af vandværket indenfor et rimeligt budget og tidsrum.

## 2.3 Diverse

Indkøringen af vandværkerne efter ombygningen er foretaget af Krüger, som også sammen med R. Dons' Vandanalytiske Laboratorium har forestået udtagning af vandprøver til dokumentation af rentvandskvalitetens ændring. De kemiske analyser er udført af R. Dons' Vandanalytiske Laboratorium.

Kvaliteten af rå- og drikkevandet før ombygningen er dokumenteret ud fra vandværkets eksisterende analyser udtaget ifølge drikkevandsbekendtgørelsens krav (Miljø- og Energiministeriet, 2001).

## 3 Beskrivelse af udvalgte vandværker

### 3.1 Råvandsindvinding og -kvalitet

Kravet til de udvalgte vandværker har været, at råvandet skal være reduceret, hvilket bl.a. kan ses ved indhold af metan og/eller svovlbrinte. I Tabel 3.1 er gengivet data for de væsentligste råvandsparametre i de tre udvalgte vandværker.

Tabel 3.1 Råvandskvalitet

Parameter	Enhed	Bogø Vandværk	Gunderød Vandværk	Slimminge Vandværk
pH		6,95 – 7,20	7,4	7,4 – 7,5
Jern	mg/l Fe	0,41 – 3,1	2,7	1,1 – 1,6
Mangan	mg/l Mn	0,01 – 0,02	0,06 – 0,15	0,05 – 0,08
Ammonium	mg/l NH <sub>4</sub>	0,53 – 1,3	1,6	0,48 – 0,55
NVOC	mg/l C	2,3 – 4,7	3,4 – 3,5	1,8 – 3,5
Metan	mg/l CH <sub>4</sub>	< 0,01 – 1,9	3,0 – 3,6	0,07 – 0,21
Svovlbrinte	mg/l H <sub>2</sub> S	0,09 – 0,29	0,04 – 0,05	0,05

Data er gengivet fra seneste boringskontrol analyser udtaget i perioden år 2000 – 2003. Det angivne interval dækker over variationer i vandkvalitet mellem de enkelte boringer.

If. norm for almene vandforsyningsanlæg DS 442, 2. udg., kan der anvendes normalbehandling af råvandet fra Slimminge Vandværk, hvor metanindholdet i råvandet er forholdsvis lavt. Bogø og Gunderød Vandværker har et højt indhold af metan i nogle eller alle boringer og et forholdsvis højt indhold af jern og ammonium. Ifølge normen vil en særlig behandling af dette råvand være påkrævet.

Indholdet af ikke flygtigt organisk stof (NVOC) ligger desuden tæt på grænseværdien i drikkevandsbekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2001), som er 4 mg/l C. I reduceret vand kan ofte forekomme problemer med overholdelse af drikkevandskravet for NVOC eller farvetal. Fjernelse af ikke flygtigt organisk stof og organisk betinget farve fra råvand kan være problematisk specielt for mindre danske vandværker, da de til rådighed værende processer typisk er omkostningstunge, svære at implementere i traditionelle vandværker og kræver en særlig ekspertise i driften. Da rensning for ikke flygtigt organisk stof ikke indgår i den praktiske del af dette projekt, er det valgt at give en teoretisk beskrivelse af mulige rensningsmetoder i kapitel 6.

Indvindingsdata for de 3 vandværker ved projektets start er opstillet i Tabel 3.2

Tabel 3.2 Indvindingsdata

		Bogø Vandværk	Gunderød Vandværk	Slimminge Vandværk
Boringer	antal	3 stk	2 stk	2 stk
Ydelse per boring	m <sup>3</sup> /t	ca. 11, 11 og 55	ca. 16 og 20	ca. 27 og 36
Typisk timeflow	m <sup>3</sup> /t	11 – 55	16 – 20	27 – 36
Typisk døgnproduktion	m <sup>3</sup> /d	200 – 250	200	80 – 120
Indvindingsstrategi		Indkald af boringer sker efter niveau i rentvandstank. Der alterneres mellem boringerne som 1. prioritet.		

Vandværkerne har en døgnproduktion på ca. 100 til 200 m<sup>3</sup> og indvinder typisk kun råvand fra én boring ad gangen. Råvandspumper startes automatisk ved registrering af lavt niveau i rentvandstanken. Det bør bemærkes, at specielt Slimminge Vandværk havde et meget højt timeflow set i forhold til døgnproduktionen. Afhængig af valget af boring kan samme forhold være gældende på Bogø Vandværk.

### 3.2 Beskrivelse af behandlingsanlægget

De tre vandværker foretager alle en traditionel behandling af råvandet ved iltning efterfulgt af henstand og filtrering i sandfiltre.

Ved iltningen tilføres ilt til råvandet og luftarter som metan og svovlbrinte afblæses fra vandet. Iltningen og afblæsningen af gasser foregår ved 3 forskellige metoder på de 3 vandværker, hvilket stemmer fint overens med forskellen i indhold af gasserne metan og svovlbrinte i råvandet. Således benyttes generelt kraftigere afblæsning jo større indholdet er af de reducerende gasser. Tabel 3.3 viser overordnede data for de 3 behandlingsanlæg før ombygningen.

Tabel 3.3 Anlægsdata

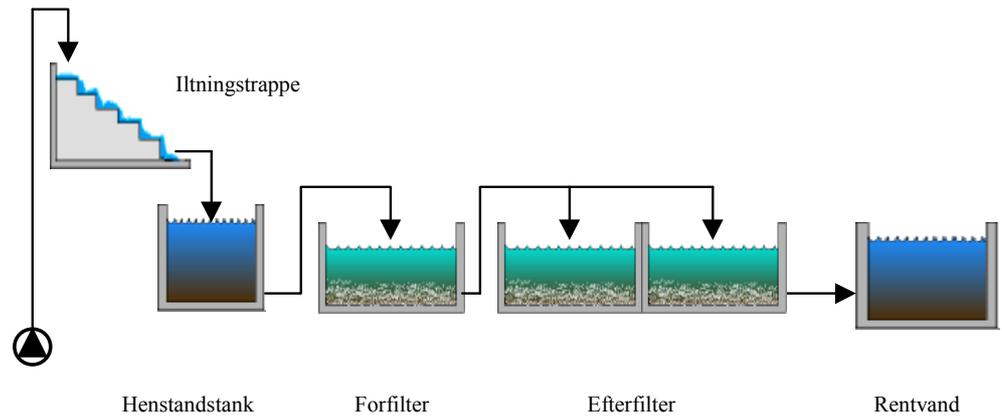
Enhedsproces		Bogø Vandværk	Gunderød Vandværk	Slimminge Vandværk
Iltning	Type	Trappeiltning	INKA afblæsning	Iltningsbakke
Henstands- tank	volumen, m <sup>3</sup>	20	13	9
	opholdstid, timer	0,4 – 1,8	0,7 – 0,8	0,3
Forfilter	areal, m <sup>2</sup>	5,2	0	0
	filterhastighed, m/t	2 – 11	-	-
	filterdybde eff., m	0,6	-	-
	filtermateriale	Kvarts sand	-	-
	kornstørrelse	1,2 – 2,0	-	-
Efterfilter	areal, m <sup>2</sup>	10,4	6,2	9,6
	filterhastighed, m/t	1 – 5	3	3 - 4
	filterdybde eff., m	0,6	0,7	0,6
	filtermateriale	Kvarts sand	Kvarts sand	Kvarts sand
	kornstørrelse, mm	0,8 – 1,4	0,8 – 1,4	0,8 – 1,4

For alle 3 vandværker ligger opholdstiderne i henstandstanke og filterhastigheder indenfor, hvad der anses for normalt i dansk vandforsyning.

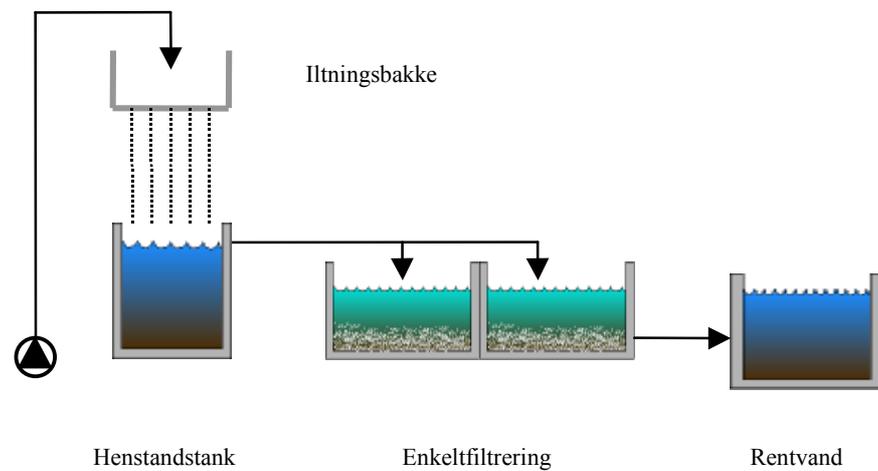
Figur 3.1 til Figur 3.3 viser simple processkitser af de 3 udvalgte vandværker.

Filterskyllningen foretages manuelt af driftspersonale på Bogø og Gunderød Vandværk. Slimminge Vandværk returskyller automatisk efter et fastlagt behandlet vandvolumen. På alle vandværker returskylles først med luft efterfulgt af skyllning med rentvand, indtil der opnås klart skyllevand.

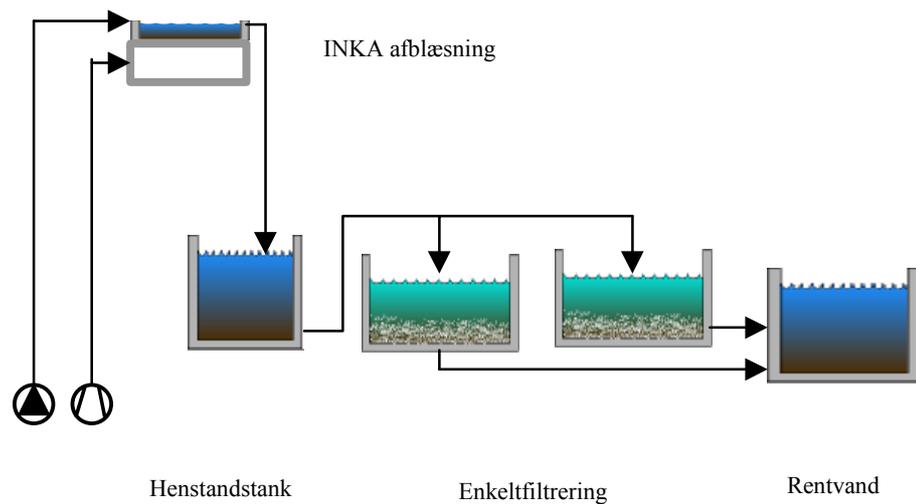
Figur 3.1 Processkitse af Bogø Vandværk før ombygning



Figur 3.2 Processkitse af Slidmølle Vandværk før ombygning



Figur 3.3 Processkitse af Gunderød Vandværk før ombygning



### 3.3 Rentvandsudpumpning og -kvalitet

De 3 udvalgte vandværker har alle gennem længere tid haft problemer med omsætningen af ammonium. Med indførelsen af de strengere krav til

drikkevandskvaliteten med drikkevandsbekendtgørelsen (Miljø- og energiministeriet, 2001), hvor det maksimalt tilladelige indhold af ammonium i rentvandet reduceres fra 0,5 mg/l til 0,05 mg/l, kan vandværkerne ikke opfylde drikkevandskravet. Problemer med ammoniumomsætningen viser sig også i form af indhold af nitrit i drikkevandet.

Vandværkerne overholder derudover ikke drikkevandskravet for turbiditet.

Farve i vandet kan fx stamme fra indhold af organisk stof eller skyldes indhold af suspenderet stof, som også måles som turbiditet. Ved måling for farvetal foretages derfor først en filtrering af vandet hvorved eventuelt suspenderet stof fjernes. Herved måles såkaldt 'sand farve', som typisk stammer fra indhold af naturligt organisk stof i vandet (DS 289, 2. udgave). Det er derfor sandsynligt, at det målte farvetal stammer fra naturligt organisk stof, hvorfor drikkevandskravet for farvetal overholdes på de 3 udvalgte vandværker.

Tabel 3.4 viser analyser af drikkevandskvaliteten for udvalgte parametre inden optimeringen af vandværkerne startes.

Tabel 3.4 Drikkevandskvalitet før procesændringer foretages (ifølge seneste analyse)

Parameter	Enhed	Bogø Vandværk	Gunderød Vandværk	Slimminge Vandværk	Drikke- vandskrav <sup>1</sup>
Jern	mg/l Fe	0,033	0,10	0,055	0,1
Turbiditet	FTU	0,59	0,50	0,48	0,3
Mangan	mg/l Mn	< 0,005	0,012	< 0,005	0,02
Ammonium	mg/l NH <sub>4</sub>	0,20 <sup>4</sup>	0,09	0,22	0,05
Nitrit	mg/l NO <sub>2</sub>	0,02 <sup>5</sup>	0,091	0,01	0,01
Farvetal	mg/l Pt	< 5	9	7	10 <sup>2</sup>
NVOC	mg/l C	2,0	3,2	2,0	4
Ilt	mg/l O <sub>2</sub>	10,1	8,5	9,3	minimum 5 <sup>3</sup>
Metan	mg/l CH <sub>4</sub>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
Svovlbrinte	mg/l H <sub>2</sub> S	< 0,05	< 0,01	< 0,05	0,05

<sup>1</sup>Ved afgang fra vandværk

<sup>2</sup> hvis farven er forårsaget af vandets humusindhold. Ellers er drikkevandskravet på 5 mg/l Pt.

<sup>3</sup> Ved indgang til ejendom

<sup>4</sup> Varierer fra 0,05 – 0,20 mg/l de seneste 3 år – der er ingen stigende eller faldende tendens.

<sup>5</sup> Varierer fra < 0,01 til 0,04 mg/l de seneste 3 år – der er ingen stigende eller faldende tendens.

De farvede værdier viser at drikkevandskravet er overskredet.

På Bogø Vandværk er der i tidligere drikkevandsanalyser målt spor af svovlbrinte i rentvandet.

# 4 Udførte ændringer

## 4.1 Generelle retningslinier for dimensioneringen

### 4.1.1 Beluftning

Ved beluftning af råvand skal der tilføres tilstrækkelig ilt til forbruget ved vandbehandlingen. Derudover skal restindholdet af ilt ved indløbet til forbrugeren være minimum 5 mg/l O<sub>2</sub>. Indhold af de skadelige gasarter metan og svovlbrinte skal afblæses.

Teoretisk kan den minimalt nødvendige ilttilførsel, til iltfrit råvand, beregnes efter følgende formel:

$$5 + (C_{\text{Fe}} * 0,14) + (C_{\text{Mn}} * 0,29) + (C_{\text{NH}_4} * 3,6) = C_{\text{O}_2, \text{ tilførsel, min.}}$$

hvor

$C_{\text{Fe}}$	=	koncentrationen af jern i råvandet i mg/l
$C_{\text{Mn}}$	=	koncentrationen af mangan i råvandet i mg/l
$C_{\text{NH}_4}$	=	koncentrationen af ammonium i råvandet i mg/l
$C_{\text{O}_2, \text{ tilførsel, min.}}$	=	den minimale ilttilførsel ved vandbehandlingen i mg/l

Beregningsformlen forudsætter at gasserne metan og svovlbrinte afblæses fuldstændigt ved beluftningen, og at der ikke omsættes organisk stof ved en aerob proces i filtrene.

Ved reduceret vand vil den dimensionsgivende parameter for designet af beluftningen normalt ikke være ilttilførselen, men i stedet afblæsningen af gasser.

En standard trappeiltning med 4 - 5 trin eller en iltningbakke vil normalt kunne behandle råvand med op til 0,3 mg/l metan og spor af svovlbrinte. Høje trapper med et større antal trin vil kunne afblæse større mængder metan, men der benyttes sjældent trappeiltning ved et metanindhold på over 1 mg/l, da trapperne i så fald bliver uforholdsmæssigt høje.

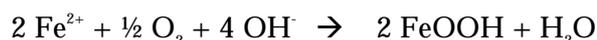
Med et højere metanindhold kan der benyttes enten bundbeluftning eller INKA afblæsning. I Vandforsyning (1998) er givet vejledende værdier for luft/vand forholdet ved bundbeluftning med diffusorer ved forskellige metanindhold i råvandet. Luft/vand volumenforholdet (L/V) i forhold til metanindholdet i råvandet i mg/l ( $C_{\text{CH}_4}$ ) ligger i størrelsesordenen 1,5 - 2 [(L/V) /  $C_{\text{CH}_4}$ ] ved et metanindhold på op til ca. 4 mg/l metan.

INKA afblæsningen er yderst effektiv til afblæsning af gasser og kan benyttes op til meget høje indhold af metan og svovlbrinte i råvandet. Der benyttes typisk et luft/vand forhold på 50 - 300. Ulempen ved INKA afblæsningen er, at den kraftige afblæsning kan medføre kraftigt kalkfældende vand efter behandlingen, hvorved der bliver forøget risiko for sammenkitning af filtermateriale og udfældning af kalk i rentvandsledninger. Jo kraftigere beluftning des mere kuldioxid vil afblæses fra vandet og jo højere pH vil det

beluftede vand generelt have. Dette medfører en stigende risiko for udfældning af kalk. Hvis en meget kraftig beluftning er nødvendig for fjernelsen af reducerende gasser, kan en dosering af kuldioxid til vandet være nødvendig for at minimere kalkudfældningen.

#### 4.1.2 Jern- og turbiditetsfjernelse

I henstandstanken reagerer råvandets indhold af opløst jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ) med ilt ( $\text{O}_2$ ), og der dannes suspenderet stof i form af jernoxyhydroxid ( $\text{FeOOH}$ ) ved hydrolyse.



Hastigheden, hvormed reaktionen foregår, er kraftigt pH afhængig således at stigende pH medfører hurtigere reaktion. Ved en forøgelse af pH med 1, svarende til en forøgelse af koncentrationen af hydroxydioner med en faktor 10, vil iltningshastigheden af jern(II) øges med en faktor 100.

Det dannede okker frafilteres herefter i sandfilteret.

Iltningen af jern(II) kan dog foregå hurtigt selv ved et forholdsvist lavt pH, hvis iltningen foregår heterogent, dvs. i selve filteret (såkaldt katalytisk afjerning). Samtidigt kan der ved en heterogen iltning tilbageholdes mere okker i filteret imellem returskylninger, og indholdet af jern og turbiditet i afløbet fra filteret er ofte lavere end i anlæg med henstandstank.

Jern kan desuden fjernes fra råvandet ved en biologisk proces ved dybdefiltrering. Denne proces udmærker sig ved at kunne behandle råvand med endog meget højt råvandsindhold af jern på op til 20 – 30 mg/l ved enkeltfiltrering. Processen kan kun forløbe effektivt ved et forholdsvist lavt iltindhold og lavt pH i vandet. Samtidig hæmmes de biologiske processer ved tilstedeværelsen af svovlbriente i vandet. Biologisk jernfjernelse vil derfor sædvanligvis ikke kunne benyttes ved rensning af reduceret vand.

Hvorvidt der benyttes enkelt eller dobbeltfiltrering af vandet ved den traditionelle kemisk/fysiske jernfjernelse afhænger primært af råvandsindholdet af jern. Et jernindhold i råvandet på over 2 – 3 mg/l vil typisk kræve en dobbeltfiltrering, for at opnå en tilfredsstillende rentvandskvalitet. Rensegraden for jern ved enkeltfiltrering kan ikke forventes større end 90 – 95 %. Med et drikkevandskrav på 0,1 mg/l giver dette en maksimal tilløbskoncentration på 2 – 3 mg/l for enkeltfiltrering.

#### 4.1.3 Ammoniumfjernelse

Omsætningen af ammonium i vandværksfiltre sker ved en mikrobiologisk proces, hvor ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) omdannes til nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) over mellemproduktet nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ). Ved processen forbruges teoretisk ca. 3,6 mg ilt per mg ammonium. En væsentlig betingelse for at opnå en tilfredsstillende rensning for ammonium er derfor, at der er tilstrækkelig ilt til rådighed, til at alt ammonium kan omdannes til nitrat.

Mikroorganismernes omsætning af ammonium afhænger af den til rådighed værende filterdybde og filterhastigheden. Hvis filterdybden er for lille i forhold til filterhastigheden vil mikroorganismene ikke have tilstrækkelig tid til at omsætte vandets indhold af ammonium, og der vil forekomme et forhøjet

indhold af ammonium og/eller nitrit i rentvandet. En effektiv omsætning af ammonium vil først begynde i en filterdybde, hvor hovedparten af råvandets jernindhold er frafiltreret.

De nitrificerende mikroorganismers effektivitet er desuden kraftigt afhængig af vandtemperaturen. Ved et temperaturfald på 1°C vil der teoretisk set skulle benyttes ca. 10% mere filtervolumen til omsætningen af ammonium. Det kan derfor forekomme, at vandværker kan overholde drikkevandskravene for ammonium og nitrit ved prøveudtagning om sommeren, mens prøver udtaget om vinteren viser overskridelser. Filtervolumenet er i så tilfælde ikke designet efter den laveste vandtemperatur.

Omsætningen af ammonium kan derudover være hæmmet af stoffer i råvandet, som forårsager en langsom omsætningshastighed, eller medfører at omsætningen af ammonium helt stopper ved en bestemt restkoncentration i vandet. Disse stoffer skal i så fald fjernes inden filtreringen, for at der kan opnås en tilfredsstillende rensning for ammonium. Restindhold af reducerende gasser i vandet efter beluftningen, såsom svovlbrinte, kan nedsætte eller helt inhibere omsætningen af ammonium senere i rensningsprocessen. Tilsvarende er det set, at biologiske belægnings på fx iltningstrapper kan medføre efterfølgende problemer med ammoniumomsætningen i filtre. En periodevis rengøring af de forudgående procestrin for belægnings kan i så fald medføre en hurtig forbedret ammoniumomsætning.

Yderligere er en stabil jævn ammoniumbelastning af filtrene også fordelagtig, da de ammoniumomsættende mikroorganismer umiddelbart efter opstart vil være i en form for dvale og først efter en vis driftstid have en optimal omsætning. En kort driftstid per døgn med høj ydelse og mange driftsstop vil derfor generelt medføre højere ammoniumindhold i rentvandet end en lang kontinuert driftstid med lav belastning.

## 4.2 Bogø Vandværk

### 4.2.1 Baggrund for teknisk løsning

Råvandet til Bogø Vandværk indvindes både fra ikke-reduceret og reduceret grundvand, jf. Tabel 3.1. Det reducerede grundvand indeholder metan og svovlbrinte i koncentrationer, som ikke kan forventes fjernet ved en trappeiltning. Restindhold af gasserne efter beluftningen kan medføre en hæmning af ammoniumomsætningen i filtrene. Beluftningen af vandet skulle derfor forbedres, så de skadelige gasser med sikkerhed afblæses fuldstændigt ved alle driftsforhold.

Én af dykpumperne i borerne havde en væsentlig større ydelse end de resterende dykpumper. Ved alternerende drift vil ammoniumbelastningen af filtrene derfor variere kraftigt. Dette er ikke befordrende for en god ammoniumomsætning. Ydelsen af denne pumpe kunne derfor med fordel reduceres, så driftstiden per døgn blev øget til ca. 20 timer under alle indvindingsforhold.

### 4.2.2 Teknisk løsning

Den eksisterende dykpumpe, med en ydelse på ca. 55 m<sup>3</sup>/t, udskiftedes til en pumpe med lavere kapacitet på ca. 11 m<sup>3</sup>/t. De 3 borer kan derved levere et

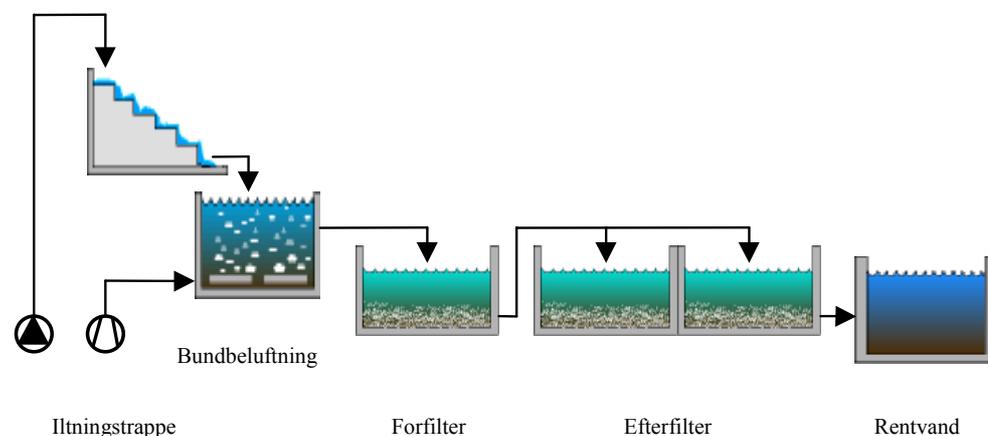
identisk flow, og der opnås en mere jævn belastning af vandværket ved alternerende drift af boringerne.

Med et indhold af metan på op til 1,9 mg/l i råvandet og risiko for kalkudfældning i filtrene ved en kraftig afblæsning, vil bundbeluftning være den rette proces til supplerende iltning og afblæsning. Volumen af den eksisterende henstandstank kan med fordel reduceres og bundbeluftning installeres i det reducerede volumen. Der benyttes fintboblet fuld bundbeluftning, og rørføringen udføres således, at der forekommer modstrøms flow mellem luft og vand. Denne opbygning af afblæsningsprocessen sikrer den størst mulige afblæsnings effektivitet og formindsker muligheden for at råvand kan passere ubehandlet gennem afblæsningen. Opholdstiden i bundbeluftningstanken er ca. 15 - 20 minutter. Den eksisterende iltningstrappe bibeholdes. Bundbeluftningsblæseren udføres med frekvensregulering, således at det nødvendige luftflow kan indstilles under indkøringen. Samtidig automatiseres beluftningen til regulering af luftflowet efter antallet af indkaldte boringer. En frekvensregulering af blæseren udgør en forholdsvis lille ekstraomkostning og sikrer at den nødvendige afblæsning kan indstilles, hvorved risikoen for eventuelle kalkudfældninger minimeres. Samtidig kan afblæsningen justeres fx ved ændringer i råvandskvaliteten.

De eksisterende filtre bibeholdes uden ændringer.

Figur 4.1 viser en processkitse af Bogø Vandværk efter ombygningen.

Figur 4.1 Processkitse af Bogø Vandværk efter ombygningen



#### 4.2.3 Økonomi

Udgifter afholdt af Bogø Vandværk i forbindelse med ombygningen er nedenstående angivet excl. moms.

Bygningsarbejde:

Etablering af dæk under eksisterende iltningstrappe, opdeling af eksisterende henstandstank i maskinrum og bundbeluftningstank og diverse rådgivning i forbindelse hermed udgør ca. kr. 120.000.

Maskin- og elarbejde:

Montage, bundbeluftningsudstyr og rør, blæser incl. frekvensregulator, flowmåler, elarbejde og programmering udgør ca. kr. 120.000.

Totalt har de samlede udgifter til den beskrevne ombygning udgjort ca. kr. 240.000.

Vandværket har herudover selv forestået indkøb og udskiftning af dykpumpe, som udgør ca. kr. 15.000.

#### 4.3 Slimminge Vandværk

##### 4.3.1 Baggrund for teknisk løsning

Slimminge Vandværk indvinder let reduceret grundvand med et lavt indhold af metan og svovlbrinte, som kan fjernes ved den eksisterende bakkeiltning af vandet. Indholdet af jern, mangan og ammonium i råvandet bør kunne fjernes ved en effektiv enkeltfiltrering. De eksisterende vandbehandlingsenheder kan derfor bevares i deres nuværende udformning.

Den væsentligste årsag til nitrifikationsproblemerne vurderes at være den høje indpumpning per time kombineret med den korte driftstid per døgn. Udskiftning af de eksisterende dykpumper til nye med en lavere ydelse vil nedsætte ammoniumbelastningen af filtrene og forøge driftstiden per døgn. Begge tiltag vil forbedre ammoniumomsætningen i filtrene.

Yderligere kan intervallet mellem returskylning med fordel sænkes for at undgå gennembrud af okker i den sidste del af filterets driftsperiode.

##### 4.3.2 Teknisk løsning

De eksisterende 2 dykpumper, med en ydelse på ca. 27 og 36 m<sup>3</sup>/t, udskiftes til dykpumper med lavere kapacitet på ca. 10 m<sup>3</sup>/t per pumpe.

Driftstiden per døgn vil herved øges til ca. 10 timer.

Skylleintervallet ændres ved omprogrammering af PLC'en fra returskylning af alle filtre for hver 1500 m<sup>3</sup> filtreret vand til returskylning for hver 1100 m<sup>3</sup> filtreret vand.

Der henvises til Figur 3.2 for en processkitse af Slimminge Vandværk.

##### 4.3.3 Økonomi

Slimminge Vandværk har selv forestået udskiftning af dykpumper og omprogrammering af returskylning.

Udgifter til udskiftning af dykpumper udgør ca. kr. 25.000 alt incl.

#### 4.4 Gunderød Vandværk

##### 4.4.1 Baggrund for teknisk løsning

Gunderød Vandværk indvinder reduceret grundvand med indhold af metan, som skal fjernes ved en kraftig mekanisk afblæsning. Den eksisterende INKA afblæsning, som ikke giver gener i form af kalkudfældning i filtre og ledningsnet, er en passende beluftningsproces.

Råvandets forholdsvis høje indhold af jern (2,7 mg/l) og ammonium (1,6 mg/l) kan ikke forventes effektivt fjernet i den eksisterende enkeltfiltrering. Gunderød Vandværk er opbygget med enkeltfiltrering i to parallelle filtre. Dette kan med fordel ombygges til et for- og et efterfilter samtidig med en forøgelse af filterhøjden. Herved kan jernfjernelse og ammoniumomsætning adskilles i for- og efterfilter, hvorved de nitrificerende mikroorganismer kan få bedre betingelser, og der fås mere filtervolumen til omsætningen af ammonium til nitrat. Mange vandværker har gennem de seneste år fået en betydelig overkapacitet på grund af det faldende vandforbrug. Derfor vil denne løsningsmodel med ombygning af parallelle enkeltfiltre til for- og efterfiltre kunne benyttes, eventuelt sammen med en nedsættelse af råvandsflowet. Begge tiltag vil kunne medføre en væsentlig forbedret rentvandskvalitet typisk uden de store investeringer.

Den eksisterende henstandstank kan nedlægges, hvorved jernfjernelsen ændres til en katalytisk proces. Dette vil give yderligere filtervolumen til omsætning af ammonium. Henstandstanken kan herved benyttes som mellempumpebeholder, hvis nødvendigt, da der skal foretages et hydraulisk løft af vandet mellem for- og efterfilter.

#### 4.4.2 Teknisk løsning

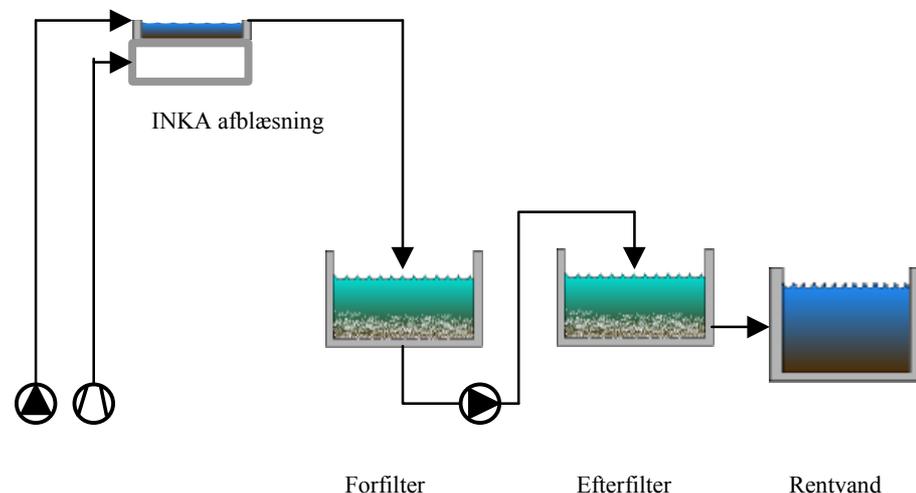
Fra det eksisterende INKA anlæg ledes det iltede vand direkte til forfilter, ved montage af en opsamlingsrende over henstandstanken. Der monteres en frekvensstyret pumpe i afgangen fra det ene eksisterende filter. Pumpen styres efter fastholdt niveau i vandstanden over forfilteret, og løfter vandet op i tilløbet til det andet eksisterende filter, som herved bliver efterfilter.

I forbindelse med selve ombygningen blev det besluttet ikke at lave en mellembeholder, hvorfor henstandstanken er nedlagt.

Der ilægges nyt kvarts filtermateriale i forfilteret, der er afpasset efter den katalytiske afjerningsproces.

Figur 4.2 viser en processkitse af Gunderød Vandværk efter ombygningen.

Figur 4.2 Processkitse af Gunderød Vandværk efter ombygningen



#### 4.4.3 Økonomi

Udgifter afholdt af Gunderød Vandværk i forbindelse med ombygningen er nedenstående angivet excl. moms.

Bygningsarbejde:

Etablering af afløbsrende under eksisterende INKA anlæg, udhugning af rør og tilstøbninger, filtersand til forfilter og ilægning af filtersand udgør ca. kr. 110.000.

Maskin- og elarbejde:

Montage, rør, mellempumpe incl. frekvensregulator, niveaumåler, elarbejde og programmering udgør ca. kr. 120.000.

Totalt har de samlede udgifter til den beskrevne ombygning udgjort ca. kr. 230.000.



# 5 Effekt af udførte ændringer

## 5.1 Udvikling i rentvandskvaliteten

### 5.1.1 Bogø Vandværk

Efter ombygningen på Bogø Vandværk blev der afprøvet forskellige luft/vand forhold. Et luft/vand forhold på ca. 3 viste sig at fjerne metan og svovlbrinte til under detektionsgrænserne. Samtidigt kunne pH stigningen ved afblæsning af kulsyre fra råvandet begrænses, således at pH i det iltede vand ikke overstiger ca. 7,8. Herved reduceres risikoen for en eventuel kalkfældning i de efterfølgende filtre og rør.

I de følgende uger kunne konstateres et langsomt men sikkert faldende indhold af ammonium og nitrit i rentvandet, efterfulgt af en pludselig stigning efter ca. 3 måneder – jf. Tabel 5.1. Ved analyse af råvandet og beluftet vand kunne konstateres, at indholdet af metan i råvandet fra en nylig opstartet boring var øget fra 0,38 mg/l til 0,95 mg/l i den mellemliggende periode og indholdet af svovlbrinte var øget fra 0,05 mg/l til 0,40 mg/l. Denne stigning medførte, at der kunne måles spor af svovlbrinte i det beluftede vand, hvilket kan være årsag til den atter forringede omsætning af ammonium. Luft/vand forholdet blev herefter øget til ca. 4, hvilket medførte afblæsning af alt svovlbrinte, men også en større afblæsning af kuldioxid med en pH stigning til 7,9 til følge. De observerede variationer i indholdet af gasser i råvandet viser, at en frekvensstyring af beluftningsblæseren er fordelagtig, således der kan foretages en hurtig og simpel justering af luftflowet ved behov.

Rentvandsprøver udtaget efter justering af luftflowet viser en hurtig forbedring af rentvandskvaliteten, hvor drikkevandskravene for ammonium og nitrit overholdes efter 14 dages drift med øget beluftning.

Tabel 5.1 Rentvandskvalitet før og efter omlægning af driften på Bogø Vandværk

Tidspunkt i forhold til omlægning af driften	Ammonium mg/l NH <sub>4</sub>	Nitrit mg/l NO <sub>2</sub>	Nitrat mg/l NO <sub>3</sub>
Før	0,20	0,02	3,9
20 dage efter	0,10	< 0,01	3,6
85 dage efter	0,08	< 0,01	4,0
100 dage efter	0,22	< 0,01	3,9
112 dage efter		Beluftning øges	
126 dage efter	0,05	< 0,01	3,7
147 dage efter	< 0,05	< 0,01	4,2
Drikkevandskrav	0,05	0,01	50

Der er desuden udtaget prøve for turbiditet i rentvandet efter omlægningen af driften. Resultatet viser, at turbiditeten er faldet fra 0,59 FTU til 0,24 FTU, som er under drikkevandskravet på 0,3 FTU. Forbedringen skyldes sandsynligvis den kortere henstandstid inden filtrering, som giver en større grad af katalytisk afjerning i forfilteret.

Efter procesændringerne overholder Bogø Vandværk drikkevandskravene for de parametre, som tidligere overskred grænseværdierne.

### 5.1.2 Slimminge Vandværk

I forbindelse med ombygningen på vandværket er det eksisterende filtersand med nitrificerende mikroorganismer bibeholdt i processerne. Normalt kan forventes at opstarten af nitrifikationen i nye filtre kan tage 4 – 8 uger. Denne indkøringsperiode er væsentligt kortere, når de nitrificerende mikroorganismer bevares i processen.

For Slimminge Vandværk ses, jf. Tabel 5.2, at drikkevandskravene for ammonium og nitrit overholdes allerede efter 10 døgn med ændret drift. En simpel reduktion af råvandsflowet og ændring af skylleproceduren har således medført den ønskede forøgede fjernelse af ammonium og nitrit fra vandet.

Tabel 5.2 Rentvandskvalitet før og efter omlægning af driften på Slimminge Vandværk

Tidspunkt i forhold til omlægning af driften	Ammonium mg/l NH <sub>4</sub>	Nitrit mg/l NO <sub>2</sub>	Nitrat mg/l NO <sub>3</sub>
Før	0,22	0,01	1,10
10 dage efter	< 0,05	0,01	1,50
43 dage efter	< 0,05	< 0,01	1,60
Drikkevandskrav	0,05	0,01	50

Der er tillige målt turbiditet i afgang fra Slimminge Vandværk efter ændringen af driften. Turbiditeten er målt til 0,5 FTU hvilket jf. Tabel 3.4 svarer til turbiditeten før, som var 0,48 FTU. Der er således stadig en overskridelse af drikkevandskravet til turbiditet i rentvandet, hvilket også kunne forventes i og med henstandstanken er bibeholdt og filteropbygningen ikke er blevet forbedret.

Slimminge Vandværk har 2 identiske behandlingslinier. Med den nye lave timeproduktion kan der forholdsvis let etableres dobbeltfiltrering ved opstilling af en mellempumpe efter én linie, der pumper det filtrerede vand til indløbet til 2. linie. Herved opnås en dobbeltfiltrering og turbiditeten vil således kunne reduceres.

### 5.1.3 Gunderød Vandværk

For Gunderød Vandværk ses, jf. Tabel 5.3, at drikkevandskravene for ammonium overholdes efter 31 døgn med ændret drift. En forøgelse af filtervolumenet og omlægning af driften til dobbeltfiltrering med katalytisk afjerning har forbedret vandbehandlingen væsentligt, men først efter en udskiftning af efterfiltermaterialet og reovering af skylleluftsystemet i efterfilteret kunne drikkevandskravet for nitrit overholdes. I forbindelse med reoveringen kunne det konstateres at skyllelufttrørene i efterfiltrene var delvist tilstoppede af okker, hvilket medførte 'døde' områder i filteret.

Tabel 5.3 Rentvandskvalitet før og efter omlægning af driften på Gunderød Vandværk

Tidspunkt i forhold til omlægning af driften	Ammonium mg/l NH <sub>4</sub>	Nitrit mg/l NO <sub>2</sub>	Nitrat mg/l NO <sub>3</sub>
Før	0,09	0,091	5,3
10 dage efter	0,20	0,06	5,2
19 dage efter	0,10	0,05	5,2
31 dage efter	< 0,05	0,04	5,3
65 dage efter	0,07	0,02	i.a.
		Efterfilter materiale udskiftes	
ca. 30 dage efter udskiftning	0,05	0,01	7,2
Drikkevandskrav	0,05	0,01	50

Den målte stigning i ammoniumindhold umiddelbart efter procesændringerne skyldes, at vandværksdriften i perioden under ombygningen ikke har kunnet

fungere optimalt, hvorfor betingelserne for de nitrificerende mikroorganismer har været forringet.

Der er desuden udtaget prøve for turbiditet i rentvandet efter omlægningen af driften. Resultatet viser, at turbiditeten er faldet fra 0,5 FTU til 0,22 FTU, som er under drikkevandskravet på 0,3 FTU. Tilsvarende er jernindholdet i rentvandet reduceret fra 0,10 mg/l til 0,02 mg/l. Forbedringen skyldes omlægningen til katalytisk afjerning kombineret med etablering af dobbeltfiltrering.

Efter procesændringerne overholder Gunderød Vandværk drikkevandskravene for de parametre, som tidligere overskred grænseværdierne.

## 5.2 Muligheder for yderligere forbedringer

Udover problemer med omsætningen af ammonium er der under gennemførelsen af nærværende projekt tillige set forhøjet turbiditet og indhold af naturligt organisk stof i rentvandet fra bruttolisten af udvalgte vandværker. Mulighederne for rensning for organisk stof gennemgås i kapitel 6.

Med hensyn til turbiditet er denne parameter et mål for uklarheden i vandet. Denne kan være forårsaget af kolloide partikler, mikrokrystaller eller suspenderet stof, som i drikkevand typisk kan stamme fra fx jernhydroxider, jernkarbonater og calciumkarbonat. Overskridelser af turbiditetskravet kan være udtryk for dårlig filtrering af vandet, som er uønsket, men også kalkudfældning, som i mindre grad er ønsket i ledningsnet m.v.

Drikkevand skal ifølge drikkevandsbekendtgørelsen (2001) være i ligevægt med kalk eller være kalkfældende. Udfældning af calciumkarbonat er en langsom proces, men vil foregå i rentvandsbeholdere, ledningsnet og under transport af vandprøver til laboratorie, hvilket kan medføre en fejlagtig målt høj turbiditet på analyseblanketten (jf. Vandforsyningsteknik 49). Målinger for turbiditet bør derfor foretages på stedet ved prøveudtagningen for at minimere den målte turbiditet fra kalkpartikler.

Forhøjet turbiditet i afgang fra filtre forekommer typisk i en periode efter filterskylning. Hvis dette medfører en overskridelse af turbiditetskravet i rentvandet, kan der foretages ændringer omkring filteret således det filtrerede vand føres retur til indløbet efter filterskylning, indtil filtereffekten er forbedret.

## 5.3 Sammenfatning af tiltag til optimering af nitrifikationen

I nedenstående Tabel 5.4 er sammenfattet diverse mulige tiltag til forbedring af nitrifikationen i vandværksfiltre.

Som det er vist i nærværende rapport kan årsagen eller årsagerne til problemet og dermed tiltaget eller tiltagene variere fra vandværk til vandværk. I nogle tilfælde vil løsningen være enkel og de praktiske tiltag kunne foretages af vandværkspersonalet. I andre tilfælde er løsningen mere kompleks, hvorfor professionel hjælp kan være påkrævet.

Tabel 5.4 Eksempler på tiltag til forbedring af omsætningen af ammonium i vandværksfiltre

Årsag	Eksempel på tiltag til forbedring	OBS
Råvandsboringer med stærkt varierende vandkvalitet	Udjævn råvandskvaliteten ved ændring af indvindingsstrategien	
Restindhold af reducerede gasser efter afblæsningen	Forøg afblæsningen  Reducér indholdet af gasser i det indvundne råvand ved lukning af de mest belastede boringer	Vær opmærksom på risiko for forøget kalkudfældning i filtre og ledningsnet
Lavt iltindhold	Forøg beluftningen af vandet	Vær opmærksom på risiko for forøget kalkudfældning i filtre og ledningsnet
Hæmmende stoffer afgives fra tidligere enhedsprocesser	Periodevis rengøring af beluftningsudstyr og reaktionstanke.	Vær påpasselig med at undgå mikrobiel forurening under arbejdet
Filtervolumen for lille	Forøgelse af filterhøjde eller – areal  Reducér råvandspumpers kapacitet  Omlægning til katalytisk afjerning	Rentvandsbeholders volumen skal kunne imødekomme spidsbelastninger.  Filtermateriale skal eventuelt samtidigt udskiftes
Kortvarig eller diskontinuert indpumpning over døgnet	Reducér råvandspumpers kapacitet  Forøg driftsniveau i rentvandstank	Rentvandsbeholders volumen skal kunne imødekomme spidsbelastninger.  Rentvandsbeholders minimumsvolumen samt produktionskapaciteten skal sammen kunne imødekomme spidsbelastninger.

# 6 Rensning for naturligt organisk stof

## 6.1 Baggrund

I reduceret vand kan forekomme problemer med overholdelse af drikkevandskravet til naturligt organisk stof (NOM) målt ved NVOC eller farve. Bogø, Gunderød og Slimminge Vandværker overholder alle drikkevandskravet for NVOC og farve, men andre vandværker, der deltog i den første gruppe af mulige deltagere i projektet, havde problemer med forhøjet indhold af NOM.

Danske vandværker renser typisk vandet ved en simpel luftning efterfulgt af enkelt eller dobbelt filtrering i sandfiltre. Denne renseproces fjerner ikke betydende mængder organisk stof, hvorfor en særlig behandling kan blive nødvendig, hvis råvandskilden skal bevares.

For de mange små værker i Danmark kan det være problematisk at gennemføre en videregående rensning, både hvad angår økonomi, indpasning i den eksisterende vandbehandling og ekspertise i driften.

I afsnit 6.2 gennemgås de kendte teknologier til reduktion af indholdet af NOM i drikkevand. Erfaringerne er først og fremmest hentet fra udlandet, da særlig behandling indtil videre ikke har været udbredt i Danmark.

## 6.2 Gennemgang af rensningsmetoder

NVOC og farve i reduceret vand skyldes ofte et indhold af humus, som er et organisk stof, der stammer fra nedbrydningen af plantedele ofte af fossil art. En del farve er således knyttet til de organiske aflejringer i sedimenterne, som også er medvirkende til dannelsen af reduceret vand med indhold af metan, ammonium og til tider svovlbrinte.

Humusstoffernes egenskaber bevirker, at flere vandbehandlingsmetoder formår at fjerne dem fra vandet:

- Først og fremmest er humusstofferne i deres naturlige tilstand store organiske molekyler med negativ ladning. Stofferne er kolloide og de fjernes derfor ved koagulering efterfulgt af en separationsproces.
- Den negative ladning bevirker ligeledes, at stofferne kan fjernes ved ionbytning.
- Stoffernes betydelige molekylvægt betyder også, at membranfiltrering er en velegnet rensning metode.
- Naturligt organisk stof adsorberes let på aktivt kul
- Selv om humus i naturlig tilstand er tæt på at være biologisk uomsætteligt, er det efter en forbehandling med ozon muligt at få en betydelig biologisk nedbrydning.

Flere af ovennævnte metoder er anvendte i Danmark, om end videregående vandbehandling først og fremmest er set på overfladevandværker. Kravene til NVOC og farve er imidlertid skærpet i den nye tilsynsbekendtgørelse (Miljø- og Energiministeriet, 2001) i forhold til tidligere gældende højst tilladelige værdier af hensyn til at undgå mikrobiologisk vækst i drikkevandet, som normalt ikke desinficeres i Danmark. Dispensationsmulighederne er tidsmæssigt begrænset og knyttet til en handlingsplan for afhjælpning af problemet. Det er derfor af stor betydning for danske vandværker at vide, hvad der kan gøres ved problemerne med NVOC og farve.

Miljøstyrelsen overvejer, om tilsynsbekendtgørelsen bør ændres for NVOC, således at der for forhøjede NVOC indhold, som skyldes humusstoffer, kan accepteres en højere grænseværdi.

Det skal bemærkes, at humusstoffernes karakteristik varierer meget afhængigt af deres alder, tilblivelseshistorie og miljøet i råvandsmagasinet.

### 6.2.1 Koagulering og filtrering

Koagulering af humusstoffer gennemføres normalt ved tilsætning af aluminiumsulfat, polyaluminiumklorid eller jernklorid. Koagulanten (fældningsmidlet) skal neutralisere humusstoffernes negative ladning samt danne et hydroxydfnug, som mikropartiklerne kan hæfte sig på. Ved separation af flokkene ved direkte filtrering er det endvidere vigtigt, at fældningsmidlet er med til at binde flokken til sandkornene, så det filtrerede vand ikke indeholder restkoagulant i væsentlige mængder.

Optimal koagulering opnås ved rigtigt valg af to parametre: molforholdet mellem fældningsmiddel og NVOC samt pH-værdien i fældningen.

Med forbehold for humusstoffernes varierende karakteristika er der erfaring for, at 1 mg Al<sup>+++</sup> (eller 2 mg Fe<sup>+++</sup>) fjerner 1 mg NVOC. pH-værdien skal være under 7 for aluminiumsalte og noget lavere for jernsalte. Men ofte må der tilsættes mere fældningsmiddel for at sikre en god filtrering. De ovenfor nævnte doser er derfor minimale værdier, hvor der ikke anvendes hjælpekoagulanter (polymere stoffer).

Polyaluminiumklorid producerer mindre aciditet og anvendes derfor med fordel på meget bløde vandtyper.

Jernklorid er et stærkere fældningsmiddel, men også meget korrosivt, og da pH-værdien i fældningen skal være lav, er der efterfølgende et større forbrug af kalk til neutralisering af aggressivt kulsyre.

Fældning til fjernelse af farve og NVOC gennemføres på tre forskellige måder, i første omgang afhængig af mængden af fældningsmiddel:

**1: Højt forbrug: Koagulering, sedimentering, filtrering**  
Skal der fjernes 3 mg/l NVOC eller mere, er koagulering og sedimentering før filtreringen nødvendig.

**2: Middel forbrug: Koagulering, filtrering**

Ved lidt lavere behov vil en passende stor henstandstank kunne ombygges til koaguleringsstank før filteranlægget.

### **3: Lavt forbrug:      *Direkte filtrering***

Ved mindre overskridelser af farve og NVOC vil et anlæg (eventuelt med dobbeltfiltrering) til direkte filtrering derimod være oplagt.

Direkte filtrering vil være den oplagte løsning for de fleste danske vandtyper med let forhøjet NVOC. Ofte vil man for at øge akkumuleringsevnen i filteranlægget foretrække et to-lagsfilter med hydroantrasit i et lag på 800 mm oven på et lag kvartssand på 400 mm. Filteranlæggets skylleprogram skal indrettes til skylning af to-mediefiltre. Vandtabet og slamproduktionen øges i forhold til filtrering af grundvand uden fældningsmiddel afhængigt af den nødvendige dosering af kemikalie og råvandets egen 'produktion' af suspenderet stof.

Filtreringshastigheden og akkumuleringsevnen kan fordobles ved anvendelse af en ganske lille mængde polymer på under 0,1 mg/l.

I princippet kan såvel åbne som lukkede filtre anvendes til direkte filtrering. Det er imidlertid oplagt at anvende åbne filtre, hvis man har valget, da den visuelle bedømmelse af situationen er betydningsfuld ved eventuelle driftsforstyrrelser.

Gangtiden af filtre ved direkte filtrering er betydelig kortere end ved grundvandsfiltrering, typisk under et døgn selv med polymer, og uden polymer kan der opstå behov for skylning flere gange per døgn. Skylleproceduren er mere kompleks. Ved to-lagsfiltrering afsænkes først vandspejlet til lige over filterlagets topkote. Derefter skylles eventuelt med luft og vand samtidigt ved meget lav vandhastighed til løsning af slammet fra filterkornene. Inden overløb nås, lukkes for lufttilførslen, og resten af skylningen gennemføres med høj skyllehastighed (30 - 70 m/t).

Som nævnt ovenfor gennemføres fældning af organisk stof ved pH-værdier under 7 og dermed næsten altid i aggressivt vand. Efter en direkte filtrering vil det derfor være nødvendigt at justere vandets pH-værdi med base (kalk, soda eller lud).

## **6.2.2 Membranfiltrering**

Inden for membranprocesserne taler man om mikrofiltrering, ultrafiltrering, nanofiltrering, og omvendt osmose. De fire processer adskiller sig ved størrelsen af de stoffer, som tilbageholdes. Alle de nævnte processer kan anvendes i forbindelse med NVOC-fjernelse og farveproblemer, men der er vidt forskellige mekanismer og forbehandlinger.

### **6.2.2.1 Mikrofiltrering**

Mikrofiltrering giver en absolut fjernelse af partikulært stof, herunder bakterier og virus. Porestørrelsen er 0,1 - 1 µm, hvilket er mindre end bakterier, men større end virus. Når virus alligevel tilbageholdes i naturligt vand, skyldes det, at virus ikke optræder som frie enkeltstående partikler, men er aggregeret på forskellig måde.

Mikrofiltrering fjerner principielt ikke opløst stof. Anvendelse af

mikrofiltrering til farvefjernelse kræver derfor, at humusstofferne er koaguleret ud ved kemisk fældning. Denne proces er derfor i virkeligheden en variant af direkte filtrering, som beskrevet ovenfor, men kan generelt give en bedre rentvandskvalitet. Spildet af vand er meget lavt ved mikrofiltrering, helt ned til få procent.

#### **6.2.2.2 Ultrafiltrering**

Ultrafiltrering kan ikke karakteriseres ved en bestemt porestørrelse. Membranleverandørerne kan skræddersy membraner med den "cut-off", som kunden ønsker. Cut-off værdien angiver ved hvilken molekylvægt, det opløste stof passerer henholdsvis tilbageholdes af membranen. For ultrafiltrering tales om cut-off værdier i størrelsesordenen fra 1000 til 200.000 dalton (molekylvægt i gram per mol). Ultrafiltre vil derfor tilbageholde alt partikulært stof, det meste humus og megen farve. Ultrafiltrering kan anvendes direkte til fjernelse af farve. Ofte anvendes ultrafiltrering dog sammen med en adsorbant, pulveriseret aktivt kul, da den åbne membrantype ikke yder nogen tilbageholdelse af små naturlige organiske molekyler.

#### **6.2.2.3 Nanofiltrering**

Nanofiltrering har en porestørrelse, som fjerner alle stoffer med en molekylørstørrelse over 300 dalton. Nanofiltrering fjerner herudover mindre molekyler med høj ladning, for eksempel sulfat og calcium, mens natrium og klorid kun fjernes meget moderat. Nanofiltrering udvikledes derfor til blødgøring af vand, men viste sig hurtigt meget lovende til behandling af vand med indhold af farve og organisk stof, herunder pesticider. Nanofiltrering anvendes med stor succes i USA, Norge og Frankrig til fjernelse af organisk stof fra drikkevand. Metoden kræver minimalt brug af kemikalier i vandbehandlingen, hvilket sikrer forbrugeren et meget rent og velmagende vand. Der er dog en betydelig anvendelse af kemikalier ved rensning af membranerne, hvilket kan give et problematisk afløb, hvis vandværket ikke er placeret i kloakeret område.

#### **6.2.2.4 Omvendt osmose**

Membranen i omvendt osmose er meget tæt og giver salttilbageholdelse på op til 99,4%, mens små uladede molekyler fortsat kan passere. Et eksempel herpå er kulsyre. Omvendt osmose anvendes på vandværker mest til afsaltning af havvand eller brakt grundvand og i industrien til demineralisering af procesvand. Omvendt osmose anvendes sjældent til fjernelse af farve alene, men kun i forbindelse med andre problemstoffer som f.eks. fluorid.

For ultrafiltrering og nanofiltrering er tabet af vand 10 - 20% i form af et koncentrat til kloak eller recipient, mens omvendt osmose typisk spilder 25-30% vand.

Anvendes nanofiltrering eller omvendt osmose vil der efter membranlægget være aggressivt kulsyre i vandet. Der er derfor behov for en efterbehandling i form af kulsyre afblæsning eller tilsætning af en base som kalk, soda eller lud.

Det er for de fleste membrantyper bydende nødvendigt at fjerne jern og mangan før membranprocessen; dog er mikrofiltrering mere robust over for metalsalte i vandet.

Men der er alligevel ofte store problemer med opretholdelse af en normal flux (l/t vand per m<sup>2</sup> filter) på membranen, da selv meget små mængder urenheder i fødevandet til anlægget vil tilstoppe membranen. Alle membranlæg kræver

derfor vask/regenerering af membranoverfladerne. Der anvendes typisk detergenter, citronsyre, kompleksbindere, enzymer og natriumhypoklorit.

Membranvask udføres ofte af et specialfirma, så værkets personale ikke kommer i kontakt med de anvendte kemikalier, som typisk ikke umiddelbart kan afledes til kloak, men skal neutraliseres inden afledning.

### 6.2.3 Ionbytning

Humusstoffer fjernes ved filtrering gennem en makroporøs anionbytter, fordi humusstoffer er negativt ladede ved normal pH-værdi. I lighed med membranprocesser er det en bydende nødvendighed, at fødevandet er frit for jern og mangan, da ionbytteren ellers tilstoppes af okkerslam. Der anvendes altid to ionbyttere i serie, som arrangeres således, at den senest regenererede kolonne står sidst i proceskæden. Regenereringen foretages med basisk kogsaltsopløsning. For maksimal udnyttelse af regenereringsvæsken anvendes modstrøms regenerering, dvs. drift nedad som i et normalt filter, og regenerering nedefra og opad.

De anvendte ionbytter resiner er baseret på tertiære aminer som den funktionelle gruppe. Der anvendes en kornstørrelse på 0,3 til 1,5 mm. Opholdstiden i anionbytteren er mindst 10 minutter baseret på tom kolonne (EBCT). Filterlaget er typisk 2 meter svarende til en filtreringshastighed på 12 m/t.

Metoden er meget enkel at anvende i praksis, men rensegraden er ikke overbevisende. Derfor er der behov for to kolonner i serie. Der er behov for afløb af salt og stærkt basisk regenereringsvæske. Eluatet er meget mørkt og farven er stort set uomsættelig på renseanlæg. Eluatet genanvendes mange gange og suppleres løbende med friske kemikalier. Overskydende eluat skylles ud af filtrene til afløb før anlægget genindsættes i driften. En regenereringscyklus varer flere timer, men gennemføres fuldautomatisk.

Da regenereringsvæsken er basisk, er det ikke muligt at anvende processen på hårde vandtyper, hvor kalkudfældninger vil stoppe ionbyttermassens porer. Det er derfor kun til farvet vand i blødtvandsområder, at metoden bør overvejes.

### 6.2.4 Ozon og aktiv kul

Det er velkendt, at frisk aktiv kul fjerner NVOC fra drikkevand. Det er ligeledes kendt, at glæden er kortvarig, idet der typisk efter kun 4 - 8 uger sker gennembrud af humus i filteret. Dette skyldes, at de mindste porer i filteret ikke er tilgængelige for makromolekyler som humus, og kapaciteten derfor er lav.

Humus er næsten fuldstændig uomsætteligt for normale bakterier i naturen, men det har vist sig, at en kraftig oxidation af humus øger biotilgængeligheden betydeligt.

Dette er i praksis udnyttet til en kombineret proces, ofte kaldet BAC (biologisk aktiv kul), hvor vandet inden kulfiltreringen behandles med ozon, der ilter humusstofferne. I starten opfører kulfilteret sig som andet nyt kul, men efter den normale tid for gennembrud sker der ganske vist en øgning af NVOC efter filteret, men ikke til det oprindelige niveau. Afløbet stabiliserer sig på et niveau som kan være 40 - 60 % af råvandets indhold af farve/NVOC.

Metoden er almindeligt anvendt på overfladevandværker, bl.a. Sjælsø III og Kalundborgs overfladevandværk ved Tissø.

For farvefjernelse er der litteraturangivelser af et ozonforbrug på 0,15 mg/mg farve og en opholdstid (EBCT) på 15 - 25 minutter i biofilteret.

Der må påregnes en forøgelse af kimtallet efter filteranlægget, men kun for 22° kim, i det ozoneringen vil have ombragt alle eventuelle mikroorganismer, som ville vokse ved højere temperatur. Ikke desto mindre må en efterbehandling med UV-bestråling forudses.

### 6.3 Økonomi

Behandling af vand for naturligt organisk stof kræver såvel forøgede anlægsomkostninger som en løbende driftsomkostning.

Ovennævnte rensningsmetoder er indbyrdes stærkt afvigende i sammensætningen af anlægs- og driftsudgifter, og en økonomisk sammenligning kan derfor bedst gøres ved nutidsværdi-metoden, hvor anlægsudgifterne tillægges driftsudgifterne over anlæggets levetid diskonteret med en samfundsmæssig relevant realrente for perioden. Nutidsværdien kan derefter omregnes til en gennemsnitlig kubikmeterpris for det behandlede vand i anlæggets levetid.

En generel sammenligning af rensningsmetoderne vanskeliggøres yderligere af omkostningernes uensartede afhængighed af anlægsstørrelsen og vandkvaliteten.

Som et eksempel er i nedenstående Tabel 6.1 foretaget beregninger for vandværker med en kapacitet på 25 m<sup>3</sup> per time.

Det er forudsat at der allerede eksisterer et normalt, velfungerende filteranlæg beregnet til fjernelse af jern og mangan. Yderligere forudsætninger og deludregninger kan ses i bilag A.

Tabel 6.1 Eksempel på nutidsværdi og kubikmeterpris for små anlæg (25 m<sup>3</sup>/t) til fjernelse NOM

		Koagulering og filtrering	Membranfiltrering	Ionbytning	Ozon og aktiv kul
Nutidsværdi	kr	6.129.000	16.428.000	7.853.600	3.585.000
Kubikmeterpris	kr/m <sup>3</sup>	2,9	7,8	3,7	1,7

Set i forhold til danske vandværkers gennemsnitlige produktionspris på 4,61 kr/m<sup>3</sup> (2003) er fjernelsen af naturligt organisk stof en forholdsvis kostbar proces på små anlæg.

Klart billigst er anvendelsen af ozon i kombination med aktivt kul. Denne proces fjerner farven fuldstændigt, men ikke alt organisk stof. Metoden kan derfor kun benyttes ved små overskridelser og kun efter pilotforsøg.

Tilsvarende kan koagulering og direkte filtrering være attraktivt på mindre vandværker ved små overskridelser. Her kan pilotforsøg eller laboratorietests til fastlæggelse af optimalt pH og fældningskemikalie også anbefales.

Ionbytning kan overvejes benyttet i blødtvandsområder og er forholdsvis enkel at anvende i praksis.

Membranfiltrering giver en meget god rentvandskvalitet, men kubikmeterprisen er væsentligt højere, hvilket primært skyldes indregning af afledningsafgift af en stor mængde rejekt.



## 7 Referencer

Miljøministeriet (1988). Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Bekendtgørelse nr. 515 af august 1988.

Miljø- og energiministeriet (2001). Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Bekendtgørelse nr. 871 af september 2001.

Miljøprojekt 715 (2002). Undersøgelse af vandbehandlingsmetoder på en række danske vandværker. Miljøstyrelsen.

Rådets direktiv 98/83/EF (1998). Om kvaliteten af drikkevand. Rådet for den europæiske union.

Vandforsyning (1998). Teknisk Forlag.

Vandforsyningsstatistik (1992). Dansk Vandteknisk Forening, Miljøstyrelsen og DGU.

Vandforsyningsteknik 49 (2000). Danske Vandværkers Forening. Årskursus.



# 1 Beregning af omkostninger til fjernelse af NOM

## 1.1 Anlægsomkostninger

Det forudsættes, ved nedenstående overslagsmæssige angivelser af anlægsomkostninger for de fire hovedalternativer, at der eksisterer et normalt, velfungerende filteranlæg beregnet til fjernelse af jern og mangan. Yderligere bygningsmæssigt arealbehov er anslået til 20.000 kr/m<sup>2</sup> uden der er gået i detaljer. Anlægget har en kapacitet på 25 m<sup>3</sup>/t.

### 1.1.1 Koagulering og filtrering

Komponent	Kvantitet	Overslagspris DKK
Bygningsareal	30 m <sup>2</sup>	600.000
Kemikalielager	Alum, Soda	300.000
Mekanisk udrustning	Pumper, pH-metre, mixere	200.000
El	Styring, stærkstrøm, tavler	100.000
I alt	Overslag	1.200.000

### 1.1.2 Membranfiltrering

Komponent	Kvantitet	Overslagspris DKK
Bygningsareal	20 m <sup>2</sup>	400.000
Membrananlæg	24 stk 8" membraner	1.000.000
Mekanisk udrustning	Pumper, CIP-anlæg	200.000
El	Styring, stærkstrøm, tavler	200.000
I alt	Overslag	1.800.000

### 1.1.3 Ionbytning

Komponent	Kvantitet	Overslagspris DKK
Bygningsareal	15 m <sup>2</sup>	300.000
Ionbytteranlæg	2 stk Ø1600 mm kolonner	300.000
Mekanisk udrustning	Pumper, kemikalietanke	200.000
El	Styring, stærkstrøm, tavler	100.000
I alt	Overslag	900.000

#### 1.1.4 Ozon og aktiv kul filtrering

Komponent	Kvantitet	Overslagspris DKK
Bygningsareal	15 m <sup>2</sup>	300.000
Ozonanlæg	60 g/h baseret på ilt	200.000
Kulfilter	1 stk Ø2000 mm kolonne	200.000
Mekanisk udrustning	UV-anlæg, kontakttank	300.000
El	Styring, stærkstrøm, tavler	200.000
I alt	Overslag	1.200.000

#### 1.2 Driftsomkostninger

Ved beregning af driftsomkostningerne per år er anslået en årlig indvinding på 200.000 m<sup>3</sup>.

##### 1.2.1 Koagulering og filtrering

Komponent	Kvantitet	Overslagspris DKK
Kemikalier	Alum og soda	150.000
Arbejds løn	1 time per dag	100.000
Spildevand	5% , 20 kr/m <sup>3</sup>	200.000
Mekanisk udrustning	3%	10.000
El-forbrug	25wh/m <sup>3</sup> , 1 DKK/kwh	5.000
I alt	Overslag	465.000

##### 1.2.2 Membranfiltrering

Komponent	Kvantitet	Overslagspris DKK
Membraner	4 års levetid	75.000
Arbejds løn	1 time per dag	100.000
Spildevand	25% , 20 kr/m <sup>3</sup>	1.000.000
Mekanisk udrustning	3%	5.000
El-forbrug	1 kwh/m <sup>3</sup> , 1 DKK/kwh	200.000
I alt	Overslag	1.380.000

##### 1.2.3 Ionbytning

Komponent	Kvantitet	Overslagspris DKK
Kemikalier	Salt og lud	150.000
Arbejds løn	1 time per dag	100.000
Spildevand	10% , 20 kr/m <sup>3</sup>	400.000
Mekanisk udrustning	3%	5.000
El-forbrug	5wh/m <sup>3</sup> , 1 DKK/kwh	1.000
I alt	Overslag	656.000

#### 1.2.4 Ozon og aktiv kul

Komponent	Kvantitet	Overslagspris DKK
Aktivt kul	2 års levetid	50.000
Ren ilt	6% ozon i ilt	50.000
Arbejds løn	½ time per dag	50.000
Spildevand	1% , 20 kr/m <sup>3</sup>	40.000
Mekanisk udrustning	3% + UV-lamper	20.000
El-forbrug	25 kwh/kg O <sub>3</sub> , 1 DKK/kwh	15.000
I alt	Overslag	225.000

#### 1.3 Nutidsværdi

Nutidsværdien af de omtalte anlæg beregnes efter en simpel model, der antager en realrente på 4,75% i en levetid for anlægget på 15 år. Kapitaliseringsfaktoren sættes til 10,6.

##### 1.3.1 Koagulering og filtrering

Anlægsomkostning	Driftsomkostning	Kapitaliseringsfaktor	Nutidsværdi
1.200.000	465.000	10,6	6.129.000

Svarende til en kubikmeterpris på DKK 2,9.

##### 1.3.2 Membranfiltrering

Anlægsomkostning	Driftsomkostning	Kapitaliseringsfaktor	Nutidsværdi
1.800.000	1.380.000	10,6	16.428.000

Svarende til en kubikmeterpris på DKK 7,8.

##### 1.3.3 Ionbytning

Anlægsomkostning	Driftsomkostning	Kapitaliseringsfaktor	Nutidsværdi
900.000	656.000	10,6	7.853.600

Svarende til en kubikmeterpris på DKK 3,7.

##### 1.3.4 Ozon og aktiv kul filtrering

Anlægsomkostning	Driftsomkostning	Kapitaliseringsfaktor	Nutidsværdi
1.200.000	225.000	10,6	3.585.000

Svarende til en kubikmeterpris på DKK 1,7.



# 1 Analyserapporter af behandlet vand

## ROVESTA Miljø I/S

Ved Faurgården 7 . 4300 Holbæk . Tlf. 59 45 02 60 . Fax 59 45 02 90



ROVESTA  
MILJØ

### \*\*\* ANALYSERAPPORT - AKKREDITERET PRØVNING \*\*\* Drikkevand

Slimminge Vandværk  
v/formand  
Att.: Palle Nielsen  
Gl. Slimmingevej 5, Slimminge  
4100 Ringsted

UDTAGN.TIDSPUNKT: 14/01/2003 kl. 9.25  
MODTAGET PÅ LAB.: 14/01/2003 kl.12.20

UDTAGET AF : Ebbe Dannerfjord  
ÅRSAG : RUTINE  
KOMMUNE : Skovbo

RAPPORT TIL  
Roskilde Amt  
Embedslægeinst. f. Roskilde Amt  
Slimminge Vandværk  
REKVIRENT: Slimminge Vandværk

Roskilde Amt  
Skovbo Kommune  
Slimminge Vandværk

PRØVESTED: Slimminge Vandværk, v/formand  
(101262) Gl. Slimmingevej 5, Slimminge, 4100 Ringsted  
Udtaget:På vandværket fra hane på afgangsrør

PRØVE NR.:	417/03	GRÆNSE-VÆRDI	ENHED	ANALYSEMETODE	AKK.NR
	Udvidet Kont. + CH4 og H2S ROVESTA	MINDST HØJST			
Analyse påbegyndt d.	14/01/2003				
Udtag+feltmåling,Drik.va,1.prv	+			DS2210;DS2250;PU-100	338
Prøve udt.af lab.i egen embal.	+				338
Temperatur	7.8		°C		324
pH, målt i felt	7.9	7.0	8.5	DS 287	324
Ledningsevne,målt i felt	68	30	mS/m	DS 288	324
Udseende	# Klar, farveløs			visual vurdering	324
Lugt	# Normal			ingen off.metode	324
Smag	# Normal			ingen off.metode	324
Kimtal v/ 22°C (udt. på v/v)	11		50 pr. ml	DS/EN ISO 6222/Til.1	324
Kimtal v/ 37°C (udt. på v/v)	<1		5 pr. ml	DS/EN ISO 6222/Til.1	324
Coliforme bakterier	i.m.		0 pr. 100 ml	DS 2255/2	324
Termostol.Coliforme bakterier	-		0 pr. 100 ml	DS 2255/2	324
Enterococcer	i.m.		0 pr. 100 ml	ISO 7899/2,MST-98	324
Turbiditet	# 0.48	**	0.3 FTU	DS 290	324
Farvetal	7	**	5 mg Pt/l	DS 289	324
Inddampningsrest	393		1500 mg/l	DS 204	324
NVOC	2.0		4.0 mg C/l	DS/EN 1484	365
Calcium	82		mg/l	DS/EN ISO 11885 mod.	365
Magnesium	17		50 mg/l	DS/EN ISO 11885 mod.	365
Hårdhed	15		°dH	beregning	324
Kalium	3.7		10 mg K/l	DS/EN ISO 11885 mod.	365
Natrium	31		175 mg Na/l	DS/EN ISO 11885 mod.	365
Ammonium	0.22	**	0.05 mg NH4/l	DS 224	324
Jern, total	0.055		0.10 mg Fe/l	DS/EN ISO 11885 mod.	365
Mangan	<0.005		0.02 mg Mn/l	DS/EN ISO 11885 mod.	365
Hydrogencarbonat	343		mg HCO3/l	DS 253	324
Chlorid	41		250 mg Cl/l	DS/EN ISO 10304	324
Sulfat	14		250 mg SO4/l	DS/EN ISO 10304	324

Analyserapport nr.: 417/3

Side 1 af 2

Udskrivningsdato : 21/01/2003

Analyserapporten må kun gengives i sin helhed. Anden gengivelse kræver skriftlig tilladelse fra ROVESTA Miljø I/S.

Resultaterne gælder kun for denne prøve. Oplysninger om detektionsgrænser og usikkerheder kan rekvireres fra ROVESTA Miljø I/S.

PRØVE NR.:	417/03 Udvidet Kont. + CH4 og H2S ROVESTA	GRÆNSE-VÆRDI MINDST HØJST	ENHED	ANALYSEMETODE	AKK.NR
Nitrat	1.1	50	mg NO3/L	DS 223	324
Nitrit	0.01	0.01	mg NO2/L	DS 222	324
Phosphor, total	0.01	0.15	mg P/l	DS 292	324
Fluorid	0.67	1.5	mg F/l	DS/EN ISO 10304	324
Kat-ion, total	6.95		meq/l	Beregning	324
An-ion, total	7.12		meq/l	Beregning	324
Aggressiv kuldioxid	<2	2	mg CO2/l	DS 236	324
Ilt, opløst	9.3	5.0	mg O2/l	DS 2206 (elektrode)	324
Svovlbriente	<0.05	0.05	mg H2S/l	DS 278	324
Methan i vand	<0.01	0.01	mg/l	ML-G101-04	365

TEGNFORKLARING: < Mindre end; > Større end; i.m. Ikke målelig; i.p. Ikke påvist; i.s. Ingen særlige; - Ikke udført  
 \* Under minimum værdi; \*\* Over højst tilladelig værdi (Bktg. 871 af 21.09.2001 om vandkvalitet)  
 AKK.NR. Analyserende laboratoriums reg.nr. hos DANAK; # Ikke-akkrediteret analyse

**BEMÆRKNINGER:**

Analyser under AKK. nr. 365 er udført af Miljølaboratoriet  
 Storkøbenhavn I/S som rap.nr.397/03

Resultatet for turbiditet, farve og ammonium ligger over lovgivningens  
 Maks.-værdi.

Øvrige resultater ligger indenfor Min.-Maks.-Værdier.

Den nye drikkevandsbekendtgørelse nr 871 tillader ifølge paragraf 33,  
 stk 5, i perioden indtil 25/12- 03 accept af den tidligere grænseværdi,  
 som er turbiditet ammonium farve  
 0,5 FTU 0,50 15 mg/l.

 John Gravesen (mikrobiolog)

 Annie W. Rasmussen (led. laborant)

Analyserapport nr.: 417/3  
 Udskrivningsdato : 21/01/2003

Side 2 af 2





SÆRLIG DRILLEVANDSKONTROL

Kruger AS  
 Gladsaxevej 363  
 2860 Søborg

R. DONS'

VANDANALYTISK LABORATORIUM  
 NÆRUMGÅRDSVEJ 7  
 POSTBOX 49  
 2850 NÆRUM  
 TELEFON 45 80 31 33

Analyserapport nr. 31581  
 6. oktober 2003  
 Blad 1 af 1



Rapporten må kun gengives i uddrag, hvis laboratoriet har godkendt uddraget.

Resultatet gælder udelukkende for den analyserede prøve.

DIREKTE UNDERSØGELSE *		RESULTAT		Vandkvalitetskrav 1)	METODE	
Temperatur ved prøvetagning °C						
Lugt: ingen lugt						
Prøvested: Forsøg F, Bogø Vv. Rentvandstank						
Prøvedato: 17.09.2003 kl. 15:30						
Prøvelager: rekvirenten (PEN)						
MIKROBIOLOGISK UNDERSØGELSE		RESULTAT		Vandkvalitetskrav 1)	METODE	
Coliforme bakterier	pr. 100ml	<1			DS2220	
Kimtal v. 37°C	pr.ml	6			DS/EN6222	
Kimtal v. 22°C	pr.ml	32			DS/EN6222	
FYSISK-KEMISK UNDERSØGELSE		RESULTAT		Vandkvalitetskrav 1)	METODE	St.
Jern	Fe mg/l	0.05			DS220	4%
Mangan	Mn mg/l	0.04			DS227	8%
Ammonium	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	0.20			DS224	4%
Nitrat	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	3.9			DS/EN18804	23%
Nitrit	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/l	0.02			DS6777	15%
Svovlbrinte	H <sub>2</sub> S mg/l	<0.05			DEV	15%
1) Se Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 871 af 21. september 2001						
						* uden for akkreditering
! Vandkvalitetskrav ikke overholdt i.m.: Ikke målelig st: Total fejl						
						Underskrift

*[Handwritten Signature]*  
 Underskrift













**MILANA - Miljølaboratoriet**  
 Flølgade 13A, 3000 Helsingør  
 Tlf. 49 21 13 31, fax 49 20 23 68



**DANAK**  
 Reg.nr. 361

Analyserapport 22494/2

Gunderød Vandværk  
 v/ Søren Hansen  
 Gunderødvej 10  
 2980 Kokkedal

UDSKREVET : 06/12/2002  
 UDTAGN.TIDSPUNKT: 19/11/2002 kl. 9.00  
 (TIL) : kl.  
 MODTAGET PÅ LAB.: 19/11/2002 kl.  
 ANALYSE PÅBEG.: 19/11/2002  
 UDTAGET AF : LAB/PW  
 ÅRSAG : RUTINE  
 KOMMUNE : Karlebo

Drikkevand

REKVIRENT: Gunderød Vandværk, Gunderødvej 10, 2980 Kokkedal

PRØVESTED: Gunderød Vandværk, Afgang værk,  
 (67551 ) Gunderødvej 28, 2970 Hørsholm

PRØVE NR.:	22494/02	KVALITETSKRAV	ENHED	ANALYSEMETODE
	Udvidet kontrol			
	Afgang værk			

Temperatur ved prøvudtagning	9.0			°C	
Udseende/lugt	#	i.a.b.			
Kimtal ved 22 °C	14	50	Pr. ml	DS/EN ISO 6222	
Coliforme bakterier	<1	i.m.	Pr. 100 ml	DS 2255	
Termotolerante coliforme bakt.	<1	i.m.	Pr. 100 ml	DS 2255	
Kimtal ved 37 °C	1	5	Pr. ml	DS/EN ISO 6222	
Enterokokker	<1	i.m.	Pr. 100 ml	Mod. ISO 7899/MS 97	
Farvetal, Pt	9	5	mg/l	DS 289, 2udg	
Turbiditet	0.50	0.3	FTU	DS 290	
Ledningsevne	54.0	> 50	mS/m	DS 288	
pH	7.8	7.0-8.5		DS 287, AK.26	
Ammonium, NH4+	0.09	0.05	mg/l	ISO 7150/2, MOD	
Nitrit, NO2-	0.091	0.01	mg/l	DS 222	
Nitrat-screening, NO3-	5.3	50	mg/l	SM 14udg, 419 A	
Phosphor, P, total	0.021	0.15	mg/l	DS 292	
Fluorid, F-	0.40	1.5	mg/l	DS 218, MOD	
Jern, Fe	0.10	0.1	mg/l	SM 17udg, 3120B	
Mangan, Mn	0.012	0.02	mg/l	SM 17udg, 3500-KD	
Natrium, Na+	17	175	mg/l	SM 17udg, 3500-KD	
Kalium, K+	2.5	10	mg/l	SM 17udg, 3500-KD	
Calcium, Ca++	82		mg/l	IC, metode AK.16	
Magnesium, Mg++	14	50	mg/l	IC, metode AK.16	
Hårdhed, total	14.9		Ødh	IC, metode AK.16	
Chlorid, Cl-	19	250	mg/l	IC, metode AK.3	
Hydrogencarbonat, HCO3-	332		mg/l	DS 253	
Sulfat, SO4--	<1	250	mg/l	IC, metode AK.3	
Ijddampningsrest	348	1500	mg/l	DS 204	
Aggressiv kuldioxid, CO2	<2	i.m.	mg/l	DS 236	
Oxygen, opløst, O2	8.5	>5	mg/l	DS 277	
Hydrogensulfid, H2S	<0.01	0.05	mg/l	DS 278	
NVOC	3.2	4	mg/l	SM 17udg, 5310 c	
Methan, CH4	<0.01	0.01	mg/l	GC/FID/vand AK.65	

# Ikke akkrediteret, < mindre end, > større end, i.p. ikke påvist, i.a.b. intet at bemærke, i.m. ikke målelig.  
 De anførte kvalitetskrav er i.h.t. Miljøministeriets bek. 871 af 21/9 2001 og er ikke omfattet af akkrediteringsordningen.

sida 1 af 2



22494/2



PRØVE NR.:	22494/02	KVALITETSKRAV	ENHED	ANALYSEMETODE
	Udvidet kontrol			
	Afgang værk			

**BEMÆRKNINGER:**

Bemærkninger udenfor akkreditering:  
 Højest tilladelige værdi er ikke overholdt for: Farvetal, Ammonium, Nitrit.

*Helle Bhatia*  
 Helle Bhatia

SENDT TIL: Frederiksborg Amt  
 Karlebo Kommune  
 Gunderød Vandværk

Embedslegeinstitutionen  
 Gunderød Vandværk

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Resultaterne gælder kun for den modtagne / udtagne prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om målesikkerhed kan rekvireres.

side 2 af 2







SÆRLIG DRILLEKVVANDSKONTROL

R. DON'S

VANDANALYTISK LABORATORIUM  
 NÆRUMGÅRDSVEJ 7  
 POSTBOK 49  
 2850 NÆRUM  
 TELEFON 45 30 31 33

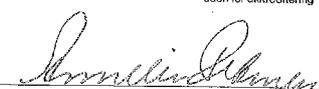
Krüger AS  
 Gladsaxevej 363  
 2860 Søborg

Analysereport nr. 41004  
 11. maj 2004  
 Blad 1 af 1



Rapporten må kun gøngives i uddrag, hvis laboratoriet her godkendt uddraget.

Resultatet gælder udelukkende for den analyserede prøve.

DIREKTE UNDERSØGELSE *			Prøvested: Gunderød Vandværk Rentvand			
Temperatur ved prøvelagning °C			Prøvedato: 04.05.2004 kl. 00:00			
			Prøvetager: rekvirenten			
MIKROBIOLOGISK UNDERSØGELSE			RESULTAT	Vandkvalitetskrav 1)	METODE	
Coliforme bakterier	pr.100ml	<1	1.m.	DS2255		
Kimtal v. 37°C	pr.ml	<1	5	DS/EN6222		
Kimtal v. 22°C	pr.ml	1.6	50	DS/EN6222		
FYSISK-KEMISK UNDERSØGELSE			RESULTAT	Vandkvalitetskrav 1)	METODE	En
Jern	Fe	mg/l	0.08	0.10	DS225	4%
Mangan	Mn	mg/l	0.025	0.02	DS227	5%
Ammonium	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/l	0.07	0.05	DS224	4%
Nitrit	NO <sub>2</sub>	mg/l	0.02	0.01	DS6777	1.5%
1) Se Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 871 af 21. september 2001 * uden for akkreditering						
 Underskrift						

i.m.: Ikke målelig s: Total fejl

Udvin Version 2.1 (Marts 2004)

