

# Kvalitetssikring af overvågings- data

Retningslinier for kvalitetssikring af  
ferskvaandskemiske data i  
Vandmiljøplanens Overvågningsprogram  
Teknisk anvisning fra DMU, nr. 7  
Lars M. Svendsen  
Aage Rebsdorf  
*Afdeling for Ferskvandsøkologi*

Miljøministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser  
April 1994

Standard-empne 00004230 Vandløbskontrol feltmålinger

Under dette emne overføres målinger, som er udført i feltet, i forbindelse med tilsyn f.eks. måling af vandtemperatur.

**GRUP 00004230 VANDLØBSKONTROL FELTMÅLINGER**

FIELD 00000095 Kode for målevariabel STD000019  
FIELD 00000100 Kode for måleenhed STD000016  
FIELD 00000101 Kode for målemetode STD000018  
FIELD 00000622 Resultat (værdi)  
FIELD 00001114 Attributter til måleresultat (<>~!)  
FIELD 00001111 Valideret af. Initialer

Koder for målevariabel, -enhed og -metode samt resultat bør altid anføres. Bemærk at der findes en kode 00 for ikke oplyst. Attributter angives ved f. eks. større end, mindre end en værdi. En af de målevariabel som oftest er angivet med forkert enhedskode er ledningsevne. Ledningsevne bør såvidt muligt opgives i mS<sup>-1</sup>. I bilag 8.6 er angivet en oversigt over de mest almindelige målevariabel, og hvilken enhed DMU ønsker dem overført i.

Standard-empne 00004240 Vandløbskontrol vandprøver

Under dette emne overføres oplysninger om vandprøven, som er udtaget ved tilsynet.

**GRUP 00004240 DAT VANDLØBSKONTROL VANDPRØ-**

**VER**

FIELD 00000601 Laboratorium  
FIELD 00000605 Kode for prøvetype STD000034  
FIELD 00001045 Kode for prøvetagningsudstyr STD000024  
FIELD 00001046 Kode for evt. serietype  
FIELD 00001733 Antal prøver  
FIELD 00001048 Tidsinterval (minutter)  
FIELD 00001111 Valideret af. Initialer

Laboratorium (FIELD 601), samt koder for prøvetype og prøvetagningsudstyr (FIELD 605 & 1045) bør altid udfyldes. Prøvetypen vil normalt være kode 0001 = enkeltprøve. Ved overførsel af tidsproportionale blandingsprøver udfyldes endvidere antal prøver og tidsinterval (FIELD 1733 og 1048).

Standard-empne 00004241 Vandløbskontrol vandprøver analyse

Dette emne er underordnet emne 4240, og under emnet overføres analyseresultater fra vandprøven.

**GRUP 00004241 DAT VANDLØBSKONTROL VANDPRØ-**

**VER ANALYSE**

FIELD 00000601 Kode for laboratorium STD000032  
FIELD 00000095 Kode for analysevariabel STD000019  
FIELD 00000100 Kode for enhed STD000016  
FIELD 00000101 Kode for analysemetode STD000018  
FIELD 00000622 Resultat (værdi)  
FIELD 00001114 Attributter til resultat (<>~!)



Koder for analysevariable, -enhed og -metode samt resultat bør altid anføres. Bemærk at der findes en kode 00 for ikke oplyst. Kode for laboratorium (FIELD 601) kan angives her i stedet for emne 4240, vandløbskontrol vandprøver. Attributter angives ved større end, mindre end en værdi osv. Attributter i anvendes, hvor værdien er udeladt af stoffransportberegningen. I bilag 8.6 er angivet en oversigt over de mest almindelige analysevariable, og hvilken enhed DMU ønsker dem overført i.

Eksempel på samlet STANDAT-definitionedel til overførsel af vandkemiske og fysiske variable fra vandløb.

DEFINITION

GRUP 00004200 DAT	VANDLØBSKONTROL
FIELD 00001460	Vandløbsnavn. Evt. synonymnavne
FIELD 00001459	Stationens navn.
FIELD 00001458	Beliggenhed. Nærmere beskrivelse af stationens beliggenhed.
FIELD 00001457	Vandløbssystem. Navnet på hoved-vandløbet, som udmunder i marin recipient.
FIELD 00001456	Marin recipient. Navnet på den marin recipient.
FIELD 00000151	Kode for beliggenhedsamt. STD000001
FIELD 00001455	Amtets stationsnummer.
FIELD 00001454	HHU nummer. Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser's nummer på vandstandsstation. xx.yy.
FIELD 00001453	DDH stationsnummer. Det Danske Hedeselskabs stationsnummer, 6 cifre.
FIELD 00001452	DMU FEVØ stationsnummer.
FIELD 00001400	Hydrologisk-referance.
FIELD 00000388	Afstand til vandløbets knudepunkt.
FIELD 00000445	Tilsynsdato.
FIELD 00000595	Starttidspunkt klokke-time. 0 - 23.
FIELD 00000596	Starttidspunkt minuttal. 0 - 59.
FIELD 0000600	Slutdato
FIELD 00000597	Sluttidspunkt klokke-time. 0 - 23.
FIELD 00000598	Sluttidspunkt minuttal. 0 - 59.
FIELD 00000142	Initialer for sagsmedarbejder.

GRUP 00004230 DAT	VANDLØBSKONTROL FELTMÅLIN-GER
FIELD 00000095	Kode for målevARIABLE STD000019
FIELD 00000100	Kode for måleenhed STD000016
FIELD 00000101	Kode for målemetode STD000018
FIELD 00000622	Resultat (værdi)
FIELD 00001114	Attributter til måleresultat (<~!)
FIELD 00001111	Valideret af. Initialer
END GRUP	

GRUP 00004240 DAT	VANDLØBSKONTROL VANDPRØ-VER
FIELD 00000601	Laboratorium
FIELD 00000605	Kode for prøvetype
FIELD 00001045	Kode for prøvetagningsudstyr STD000024
FIELD 00001046	Kode for evt. serietype
FIELD 00001733	Antal prøver
FIELD 00001048	Tidsinterval (minutter)
FIELD 00001111	Valideret af. Initialer

GRUP 00004241 DAT	VANDLØBSKONTROL VANDPRØ-VER ANALYSE
FIELD 00000601	Kode for laboratorium
FIELD 00000095	Kode for analysevariable
FIELD 00000100	Kode for enhed
STD000032	
STD000019	
STD000016	

FIELD 00000101	Kode for analysemetode	STD000018
FIELD 00000622	Resultat (værdi)	
FIELD 00001114	Attributter til resultat (<>~i)	
END GROUP		
END GROUP		
END GROUP		
END GROUP		
END DEFINITION		

<sup>1</sup> Ved intensive stationer

\* Bemærk: Antal prøver indberettes nu på FIELD 1733 imod tidligere FIELD 1047. Denne ændring skyldes, at det tidligere FIELD 1047 højst kunne indeholde en værdi på 99.

## Stoftransportdata fra vandløb

De beregnede stoftransportdata fra vandløbsstationerne overføres med stationsoplysninger under standard-erne 80000000 og oplysninger om tidsperiode og værdien af stoftransportberegningen under standard-erne 80000003.

Standard-erne 80000000 *Vandløbskontrol*

Under dette emne overføres oplysninger om vandløbsstationen.

### GRUP 80000000 DAT VANDLØBSKONTROL

FIELD 00001460 Vandløbsnavn. Evt. synonymnavne  
FIELD 00001459 Stationens navn.  
FIELD 00001458 Beliggenhed. Nærmere beskrivelse af stationens beliggenhed.  
FIELD 00001457 Vandløbssystem. Navnet på hoved-vandløbet, som udmunder i marine recipient.  
FIELD 00001456 Marin recipient. Navnet på den marinerecipient.

FIELD 00000151 Kode for beliggenhedsamt. STD000001

FIELD 00001455 Amtets stationsnummer.  
FIELD 00001454 HHU nummer. Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser's nummer på vandstandsstation.

FIELD 00001453 DDH stationsnummer. Det Danske Hedeselskabs xx.yy.  
FIELD 00001452 DMU FEVØ stationsnummer.  
FIELD 00001400 Hydrologisk-referenc.

FIELD 00000388 Afstand til vandløbets knudepunkt.

De vigtigste felter under dette emne er et stationsnummer (FIELD 1455, 1454, 1453 eller 1452). Data kan også overføres med hydrologisk reference og afstand (FIELD 1400 og 388), bemærk at der eksisterer et fast format for den hydrologiske reference ved EDB-overførsel (se bilag 8.4). Vandløbs- og stationsnavn (FIELD 1460 og 1459) samt amt (FIELD 151) bør for dokumentation af data også udfyldes.

Standard-erne 80000003 *Stoftransport*

Under dette emne angives oplysninger om tidsperiode, hvilken variabel, der er beregnet stoftransport for, samt enhed, metode og værdi af stoftransportberegningen.

### GRUP 80000003 DAT VANDLØBSKONTROL STOF-TRANSPORT

FIELD 00000599 Startdato.  
FIELD 00000595 Starttidspunkt klokke-time. 0-23.  
FIELD 00000596 Starttidspunkt minuttal. 0-59.  
FIELD 00000600 Slutdato.  
FIELD 00000597 Sluttdpunkt klokke-time. 0-23.  
FIELD 00000598 Sluttdpunkt minuttal. 0-59.  
FIELD 00000095 Kode for analysevariabel STD000019.  
FIELD 00000100 Kode for måleenhed STD000016.

FIELD 00001467 Kode for beregningsmetode STD000088.  
FIELD 00000622 Resultat (værdi).  
FIELD 00001114 Attributter til resultat (<>~)

Der bør altid overføres oplysninger om perioden i form af hhv. start- og slutdato (FIELD 599 og 600). Start- og sluttidspunkt (klokken) kan udelades såfremt perioderne dækker over et helt antal dage, f.eks. måneds-, sommer- og årstransport. Månedstransport angives med eksempelvis startdato lig med 920101 og slutdato lig med 920131 eller 920201.

Koder for analysevariable FIELD 0095 er de samme som ved overførsel af koncentrationresultater. Måleenheden vil normalt være enten 0092 = kg, 0093 = ton, 0098 =  $\text{m}^3$ , eller 0055 =  $\text{l s}^{-1}$ . Enhedskoderne med periodeangivelse f.eks. kg/måned, ton/år bør ikke anvendes. Vandtransport i f.eks  $10^3 \text{ m}^3$  angives med 0098 =  $\text{m}^3$  i enhedsfeltet og værdi i resultatfeltet (FIELD 622).

Det er fornuftigt at lagre og overføre stoftransportdata i sammenlignelige enheder. Opgøres fosfortransporten for en periode i kg, bør vandtransporten i den tilsvarende periode angives i  $10^3 \text{ m}^3$  (og ikke i l/s). Herved kan rigtigheden af værdierne checkes, da fosfortransport divideret med vandtransport er lig med fosforkoncentration i  $\text{mg P l}^{-1}$ .

Kode for stoftransportberegningss metode angives i FIELD 1467. Normalt anvendes 0002 = C-lineær interpolation, og enkelte gange 0001 = trapez integration.

I bilag 8.7 er angivet en oversigt over de almindeligste stoftransportvariable og den enhed, som DMU ønsker dem overført i.

Eksempel på STANDAT-definitionen til overførsel af stoftrans-  
portdata fra vandløb.

DEFINITION  
GRUP 80000000 DAT VANDLØBSKONTROL

FIELD 00001460	Vandløbsnavn. Evt. synonymnavne
FIELD 00001459	Stationens navn.
FIELD 00001458	Beliggenhed. Nærmere beskrivelse af stationens beliggenhed.
FIELD 00001457	Vandløbssystem. Navnet på hoved-vandløbet, som udmunder i marin recipient.
FIELD 00001456	Marin recipient. Navnet på den marinerecipient.
FIELD 00000151	Kode for beliggenhedsamt. STD00001
FIELD 00001455	Amtets stationsnummer.
FIELD 00001454	HHU nummer. Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser's nummer på vandstandsstation.
FIELD 00001453	DDH stationsnummer. Det Danske Hedeselskabs stationsnummer, 6 cifre.
FIELD 00001452	DMU FEVØ stationsnummer.
FIELD 00001400	Hydrologisk-reference.
FIELD 00000388	Afstand til vandløbets knudepunkt.

GRUP 80000003 DAT VANDLØBSKONTROL STOF-  
TRANSPORT

FIELD 00000599	Startdato.
FIELD 00000595	Starttidspunkt klokke-time. 0-23.
FIELD 00000596	Starttidspunkt minut-tal. 0-59.
FIELD 00000600	Slutdato.
FIELD 00000597	Sluttidspunkt klokke-time. 0-23.
FIELD 00000598	Sluttidspunkt minut-tal. 0-59.
FIELD 00000095	Kode for analysevariabel STD000019.
FIELD 00000100	Kode for måleenhed STD000016.
FIELD 00001467	Kode for beregningsmetode STD000088.
FIELD 00000622	Resultat (værdi).
FIELD 00001114	Attributter til resultat (<>~!)
END GROUP	
END GROUP	
END DEFINITION	

Stoftransport

Normalt beregnes stoftransport med metoden "(-)lineær interpolat-ion" som har nummer 02 i STANDAT kodelisten STD00088. Stoftransport beregnet på grundlag af de intensivt målte vandanalyser overføres med en anden metode-kode. Her anvendes koden 6 for metoden "Tidsproportional puljet", hvis transporten beregnes som en middeldkoncentration over en givent periode (eks. uge) gange vandafstrømningen i samme periode summeret op for hele året.

## Kemiske og fysiske data fra søer

I forbindelse med tilsyn udtages der prøver fra en række søstationer. Disse søstationer dokumenteres entydigt under standard-emne 00004300 *Søkontrol*. Der angives endvidere dato og tid for tilsynet. Der kan ved tilsynet udføres en række *Felt-/profilmålinger*, standard-emne 00004341, f.eks. vandtemperatur og måling af iltindhold. Der udtages en vandprøve, som beskrives under standard-emnet 00004320 *Vandprøve*, og vandprøven analyseres for en række kemiske og fysiske variable, standard-emne 00004321 *Vandprøveanalyse*.

### Standard-emne 00004300 Søkontrol

Under dette emne overføres oplysninger om søstationen og dato og tid for tilsynet.

#### GRUP 00004300 DAT SØKONTROL

FIELD 00001460 Søens navn. Evt. synonymnavne  
FIELD 00001459 Stationens navn.  
FIELD 00001458 Beliggenhed. Nærmere beskrivelse af stationens beliggenhed.  
FIELD 00001457 Vandløbssystem. Navnet på hoved-vandløbet, som udmunder i marin recipient.  
FIELD 00001456 Marin recipient. Navnet på den marin recipient.  
FIELD 00000151 Kode for beliggenhedsamt. STD00001  
FIELD 00001455 Amtets stationsnummer.  
FIELD 00001454 HHU nummer. Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser's nummer på vandstandsstation. xx.yy.  
FIELD 00001453 DDH stationsnummer. Det Danske Hedeselskabs stationsnummer, 6 cifre.  
FIELD 00001452 DMU FEVØ stationsnummer.  
FIELD 00001035 Total dybde  
FIELD 00001400 Hydrologisk-referenc.  
FIELD 00000388 Afstand til vandløbets knudepunkt.  
FIELD 00000445 Tilsynsdato.  
FIELD 00000595 Starttidspunkt klokke-time. 0 - 23.  
FIELD 00000596 Starttidspunkt minuttal. 0 - 59.  
FIELD 00000597 Sluttidspunkt klokke-time. 0 - 23.  
FIELD 00000598 Sluttidspunkt minuttal. 0 - 59.  
FIELD 00001042 Sigtdybde (m)  
FIELD 00000142 Initialer for sagsmedarbejder.

De vigtigste felter under dette emne er et stationsnummer (FIELD 1455, 1454, 1453 eller 1452), tilsynsdato (FIELD 445) og tidspunkt (FIELD 595) samt stationens totaldybde (FIELD 1035) og sigtdybden (FIELD 1042). Data kan også overføres med hydrologisk reference og afstand (FIELD 1400 og 388), bemærk at der eksisterer et fast format for den hydrologiske reference ved EDB-overførsel (se bilag 8.4). Søens- og stationsnavn (FIELD 1460 og 1459) samt amt (FIELD 151) bør for dokumentation af data også udfyldes.

NB! Bemærk at stationernes totaldybde angives her (FIELD 1035).

Standat-eme 00004341 Søkontrol felt-/profilmålinger

Under dette emne overføres målinger, som er udført i felten, i forbindelse med tilsyn f.eks. måling af vandtemperatur.

GRUP 00004341 DAT SØKONTROL FELT-/PROFILMÅ-  
LINGER

FIELD 00001050	Måledybde (m).
FIELD 00000095	Kode for målevariabel STD00019
FIELD 00000100	Kode for måleenhed STD00016
FIELD 00000101	Kode for målemetode STD00018
FIELD 00000622	Resultat (værdi)
FIELD 00001114	Attributter til måleresultat (<>~!)
FIELD 00001111	Valideret af. Initialer

Måledybde og koder for målevariabel, -enhed og -metode samt resultat bør altid anføres. Bemærk at der findes en kode 00 for ikke oplyst enhed og metode. Attributter angives ved f. eks. større end, mindre end en værdi. En af de målevariable som oftest er angivet med fejl enhedskode er ledningsevne. Ledningsevne bør såvidt muligt opgives i Siemens pr meter ( $\text{mS m}^{-1}$ ). I bilag 8.6 er angivet en oversigt over de mest almindelige målevariable, og hvilken enhed som DMU ønsker dem overført i.

Standat-eme 00004320 Søkontrol vandprøver

Under dette emne overføres oplysninger om vandprøven, som er udtaget ved tilsynet.

GRUP 00004320 DAT SØKONTROL VANDPRØVER

FIELD 00000601	Kode for laboratorium STD00032
FIELD 00001045	Kode for prøvetagningsudstyr STD00024
FIELD 00000605	Kode for prøvetype STD00034
FIELD 00001046	Kode for evt. serietype
FIELD 00001050	Dybde (m). Gennemsnitsdybde ved blandings- prøve.
FIELD 00001047	Antal prøver.
FIELD 00001049	Øvrige dybder. Alle dybder som en blandingsprøve er sammensat af, f.eks. 0.2 2.0 4.0 (adskilt med mellemrum)
FIELD 00001048	Tidsinterval (minutter)
FIELD 00001111	Valideret af. Initialer
FIELD 601	og koder for prøvetagningsudstyr (FIELD 1045) bør altid udfyldes.

Prøvetypen vil normalt være kode enten 0001 = enkeltprøve eller 0004 = blandingsprøve. Ved enkeltprøve udfyldes kun dybde (FIELD 1050), mens ved blandingsprøve angives gennemsnitsdybden i dybdefeltet (FIELD 1050) og antal af prøver i FIELD 1047 og dybderne for disse i FIELD 1049. I FIELD 1049 bør de enkelte dybder angives med mellemrum f.eks. 0.2 2.0 4.0. FIELD 1046 og 1048 anvendes normalt ikke og bør derfor ikke indgå i definitionssdelen.

Standat-eme 00004321 Søkontrol vandprøver analyser



Dette emne er underordnet emne 4320, og under emnet overføres analyseresultater fra vandprøven.

## GROUP 00004321 DAT SØKONTROL VANDPRØVER

### ANALYSE

FIELD 00000601 Kode for laboratorium STD000032  
FIELD 00000095 Kode for analysevariabel STD000019  
FIELD 00000100 Kode for enhed STD000016  
FIELD 00000101 Kode for analysemetode STD000018  
FIELD 00000622 Resultat (værdi)  
FIELD 00001114 Attributter til resultat (<>~!)

Koder for analysevariabel, -enhed og -metode samt resultat bør altid anføres. Bemærk at der findes en kode 00 for ikke oplyst. Kode for laboratorium (FIELD 601) kan angives her i stedet for i emne 4320, søkontrol vandprøve. Attributter angives ved større end, mindre end en værdi osv. I bilag 8.6 er angivet en oversigt over de mest almindelige analysevariable, og hvilken enhed DMU ønsker dem overført i.

Eksempel på samlet STANDAT-definitionsskel til overførsel af vandkemiske og fysiske variable fra søer.

DEFINITION

GROUP 00004300 DAT SØKONTROL

FIELD 00001460 Søens. Evt. synonymnavne  
FIELD 00001459 Stationens navn.  
FIELD 00001458 Belliggenhed. Nærmere beskrivelse af stationens belliggenhed.

FIELD 00001457 Vandløbssystem. Navnet på hoved-vandløbet, som udmunder i marin recipient.

FIELD 00001456 Marin recipient. Navnet på den marin recipient.  
FIELD 00000151 Kode for belliggenhedsamt. STD000001  
FIELD 00001455 Amtets stationsnummer.

FIELD 00001454 HHU nummer. Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser's nummer på vandstandsstation.  
xx.yy.

FIELD 00001453 DDH stationsnummer. Det Danske Hedeselskabs  
stedsnummer, 6 cifre.

FIELD 00001452 DMU FEVØ stationsnummer.  
FIELD 00001035 Total dybde  
FIELD 00001400 Hydrologisk-reference.

FIELD 00000388 Afstand til vandløbets knudepunkt.  
FIELD 00000445 Tilsynsdato.  
FIELD 00000595 Starttidspunkt klokke-time. 0 - 23.

FIELD 00000596 Starttidspunkt minuttal. 0 - 59.  
FIELD 00000597 Starttidspunkt klokke-time. 0 - 23.  
FIELD 00000598 Sluttidspunkt minuttal. 0 - 59.

FIELD 00001042 Sigtdybde (m)  
FIELD 00000142 Initialer for sagsmedarbejder.

GROUP 00004341 DAT SØKONTROL FELT-/PROFILMA-

LINGER

FIELD 00001050 Måledybde (m).  
FIELD 00000095 Kode for målevariabel STD000019  
FIELD 00000100 Kode for måleenhed STD000016  
FIELD 00000101 Kode for målemetode STD000018

FIELD 00000622 Resultat (værdi)  
FIELD 00001114 Attributter til måleresultat (<>~i)  
FIELD 00001111 Valideret af. Initialer

END GROUP

GROUP 00004320 DAT SØKONTROL VANDPRØVER

FIELD 00000601 Laboratorium STD000032  
FIELD 00001045 Kode for prøvetagningsudstyr STD000024  
FIELD 00000605 Kode for prøvetype STD000034  
FIELD 00001046 Kode for evt. serietype

FIELD 00001050 Dybde (m). Gennemsnitsdybde ved blandings-prøve.  
FIELD 00001047 Antal prøver.  
FIELD 00001049 Øvrige dybder. Alle dybder som en blandingsprøve er sammensat af, f.eks. 0.2 2.0 4.0

FIELD 00001048 Tidsinterval (minutter)  
FIELD 00001111 Valideret af. Initialer

GROUP 00004321 DAT SØKONTROL VANDPRØVER ANALYSE

FIELD 00000601 Kode for laboratorium STD000032  
FIELD 00000095 Kode for analysevariabel STD000019  
FIELD 00000100 Kode for enhed STD000016

FIELD 00000101 Kode for analysemetode STD00018  
FIELD 00000622 Resultat (værdi)  
FIELD 00001114 Attributter til resultat (<~i)  
END GROUP  
END GROUP  
END GROUP  
END GROUP  
END DEFINITION

## Bilag 8.6

Oversigt over almindeligste kemiske og fysiske variable

Variabelnavn	Standardkode	anbefalet enhed
Konduktivitet	0011	mS/m = 0024
pH	0041	ingen = 0003
Alkalinitet, total	0291	mmol/l = 0009 mækv/l = 0008
Farvetal-Pt	0061	mg/l = 0001
Itindhold	0251	mg/l = 0001
Itmætning	0252	procent= 0004
Vandføring (døgn)	9903	m <sup>3</sup> /sek = 0150
Øjeblikks-vandføring	9905	m <sup>3</sup> /sek = 0150
Temperatur (vand)	9902	°C = 0029
Biokemisk iltf. ufortyndet	2709	mg/l = 0001
Biokemisk iltforb. B15	0501	mg/l = 0001
Biok.iltf.iltr. B15	0502	mg/l = 0001
Biok.iltf.modif. B15	0503	mg/l = 0001
Biok.iltf. B17	0506	mg/l = 0001
Kem.iltf. COD total	0551	mg/l = 0001
Kem.iltf. COD, SS	0553	mg/l = 0001
Kem.iltf.CODtotal,modf.	0554	mg/l = 0001
Kem.iltf. KIF, total	0576	mg/l = 0001
Kem.iltf. KIF, filtr	0577	mg/l = 0001
Suspenderet stof	0127	mg/l = 0001
Glødetab af susp.stof	0147	mg/l = 0001
Ammoniak-ammonium-N1012	1191	mg/l = 0001
Nitrit+nitrat-N	1211	mg/l = 0001
Totalkvælstof	1304	mg/l = 0001
Ortofosfat-P, filtr.	1302	mg/l = 0001
Ortofosfat-P, total	1376	mg/l = 0001
Totalfosfor	1377	mg/l = 0001
Totalfosfor, filtr.	1551	mg/l = 0001
Kalcium	2041	mg/l = 0001
Jern	2111	mg/l = 0001
Silicium-Si,filtr.	7501	mg/l = 0020
Klorofyl a	0101	promille = 0036
Salinitet	2710	meter = 63
Vandstand DNN	2711	meter = 63
Vandstand Lokal		

## Bilag 8.7

### Oversigt over almindeligste stofftransportvariable

Variabelnavn	Standardkode	anbefalet enhed
Vandtransport	9903	m <sup>3</sup> = 0098
Biokemisk iltforbr.BI5	0501	kg = 0092
Kem.iltf. COD total	0551	kg = 0092
Suspenderet stof	0127	kg = 0092
Ammoniak-ammonium-N1012	1191	kg = 0092
Nitrit+nitrat-N	1211	kg = 0092
Totalkvælstof	1304	kg = 0092
Ortofosfat-P, filtr.	1302	kg = 0092
Ortofosfat-P, total	1376	kg = 0092
Totalfosfor	1377	kg = 0092
Totalfosfor, filtr.	1551	kg = 0092
Kalcium	2041	kg = 0092
Jern	2111	kg = 0092
Silicium-Si,filtr.		

## Bilag 8.8 Eksempler på udskifter i forbindelse med DMU's kontrol af fremsendte data

Bilag 8.8.1 Oversigt over vandløbsstationer og antal prøvetagninger i fire år i Vejle Amt til kontrol af antal målinger.

### STATIONER I VEJLE AMT

AQUA-STNR VANDLØBSNAVN  
ANTAL PRØVETAGNINGER 1989 1990 1991 1992

210077	MATTRUP Å, LILBERO	16	19	18	18
210089	GUDEN Å, VOERVADESBRO	17	18	19	19
210090	GUDEN Å, MØLLERUP	12	12	12	12
210872	ØLHOLM BEK, ØLHOLM BEK, NY STA	0	0	0	0
250018	SKJERN Å, TYKSKOV	17	19	18	18
250019	OMME Å, FARRE	18	18	18	18
250020	HOLTUM Å, HYGILD	17	18	18	18
250021	BRANDE Å, HESSELBJERGE	17	19	18	18
270004	LILLE-HANSTED Å, HANSTED	25	25	25	25
270045	HANSTED Å, ST. HANSTED BRO	13	11	13	12
280001	BYGHOLM Å, KØRUP BRO	26	25	25	25
290007	RÅRUP Å, ÅSTRUP	0	0	0	0
290008	ROHDEN Å, N.S. ÅRUP MØLLE DAMB	27	25	25	26
320001	VEJLE Å, HARALDSKÆR	17	18	20	19
320002	VEJLE Å, REFSGÅRDSLUND	17	19	19	19
320004	GREJS Å, GREJSDALENS PLANTESKO	18	17	18	18
320013	VEJLE Å, AFLØB ENGELSHOLM SØ	19	19	18	12
320014	NØRUP BEK, Ø.F.NØRUP	28	26	26	12
320015	ENGELSHOLM SØ, TILBØ E4, T.T.	17	8	7	0
320016	ENGELSHOLM SØ, TILBØ E5, S.V.	28	19	19	12
320017	ENGELSHOLM BEK, N.Ø.FOR ENGELS	20	23	13	10
320018	GREJS Å, AFLØB FÅRUP SØ	19	19	19	18
320019	SAKSØDAL BEK, N.Ø.FOR ØLLERUPGÅ	18	18	17	18
320020	LIDFROST BEK, OS FÅRUP SØ	18	18	17	18
320022	HØJEN Å, NEDERBRO	26	26	25	25
320030	SØDOVER BEK, V.F.SØDOVER	0	12	12	12
320031	ENGELSHOLM SØ, TILBØ E8, ANDE	0	26	25	11
320032	ENGELSHOLM SØ, TILBØ E9, T.T.	0	12	12	0
320033	ENGELSHOLM SØ, TILBØ E10, T.T	0	10	12	0
320034	FÅRUP SØ, TILBØ F5, T.T.FÅRUP	0	8	2	0
330004	SPANG Å, BREDSSTRUP	28	26	25	25
340002	VESTER-NEBEL Å, ELKFRHOLM	28	25	25	25
340004	ALMIND Å, OS DONS MØLLE	28	23	26	25
340016	ALMIND Å, AFLØB DONS NØRRESØ,	18	13	0	0
340017	DONS NØRRESØ, TILBØ N4, T.T.D	12	12	12	12
340018	ALMIND Å, T.T. DONS NØRRESØ, N	6	10	12	12
340019	KOLDING Å, ALPEDALEN (S.F.BLMF	11	12	12	12
340022	BORLEV BEK, BORLEV BEK, NY STA	0	0	0	0
360001	KONGE Å, HOLTGÅRD	31	25	25	25
360015	VANDRUP Å, AFLØB SØGÅRD SØ, S2	10	18	16	17
360016	HJARUP Å, TILBØ SØGÅRD SØ, S3	17	18	19	18
360017	SØGÅRD SØ, TILBØ S4, TILBØ S	12	12	12	0
360018	SØGÅRD SØ, TILBØ S5, T.T.SØGÅ	9	12	11	9
370011	SOLKÆR Å, MØLLERBRO	28	26	27	25

*Bilag 8.8.2* Oversigt over antal målinger pr. variabel i fire år for Fårup Sø, kilder. Et \* angiver at gennemsnitsværdien for den pågældende variabel for et flere år er mistænkelig. En # angiver at antal målinger af den pågældende variabel er mistænkelig for et eller flere år.

### 320025 FÅRUP SØ, KILDER FÅRUP SØ, KILDER, FÅ3

VARIABLE MIDDLEL-VERDI (ANTAL DATOER)

	1989	1990	1991	1992
Q	.	.	.	.
TEMPV	9.500 (3)	8.600 (2)	7.850 (4)	8.875 (4)
PH	7.963 (4)	7.365 (2)	7.630 (4)	7.570 (4)
TA	2.915 (4)	.	.	.
KOND	48.625 (4)	46.000 (1)	47.150 (4)	46.550 (2)
FARVE	.	.	.	.
NO3N	3.527 (4)	4.669 (3)	5.852 (4)	6.051 (4)
PO4P_F	0.063 (4)	0.020 (3)	0.036 (4)	0.025 (4)
PTOT	0.108 (4)	0.085 (3)	0.122 (3)	0.090 (4)
FE	0.344 (4)	0.800 (3)	1.153 (4)	0.808 (4)
NO2N	0.002 (4)	0.002 (3)	0.002 (4)	0.001 (4)
NO3N	3.525 (4)	4.667 (3)	5.850 (4)	6.050 (4)
NTOT	4.025 (4)	4.900 (3)	6.200 (4)	6.500 (4)
PO4P	0.095 (4)	0.069 (3)	0.063 (4)	0.065 (4)





Bilag 8.8.4 Eksempel på at en mistænkelig værdi angives som "speciel værdi". Konduktivite-  
ten (KOND) har været angivet som konstant ved flere målinger i træk eller som nul.

40004 VABRO A  
PRIVAT BRO  
År 1989  
HHU nummer

MISTÆNKELIGE VÆRDIER				
DATO	TID	VARIABEL	VÆRDI	
891218	1335	TA	1.510	mmol/l
890227	1240	NO23N	7.920	mg/l
890227	1240	NTOT	9.660	mg/l
891218	1335	PO4P_F	0.200	mg/l
891218	1335	PTOT	0.800	mg/l
891218	1335	COD	60.000	mg/l
specielle værdier for KOND				
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		

*Bilag 8.5* Eksempel på check af stoftransporter. I den øverste del af tabellen angives for nogle perioder at summen af månedssofttransporten er forskellig fra den angivne periode stoftransport. I den nedre del af skemaet angives at den vandføringsvægtede koncentration er forskellig fra middeldelkoncentrationen for perioden.

210519 BRYRUP LANGSØ, VESTL.TILLØB  
 BRYRUP LANGSØ, VESTL.TILLØB  
 År 1989 HHU nummer

PERIODE-CHECK I STOFTRANSPORT

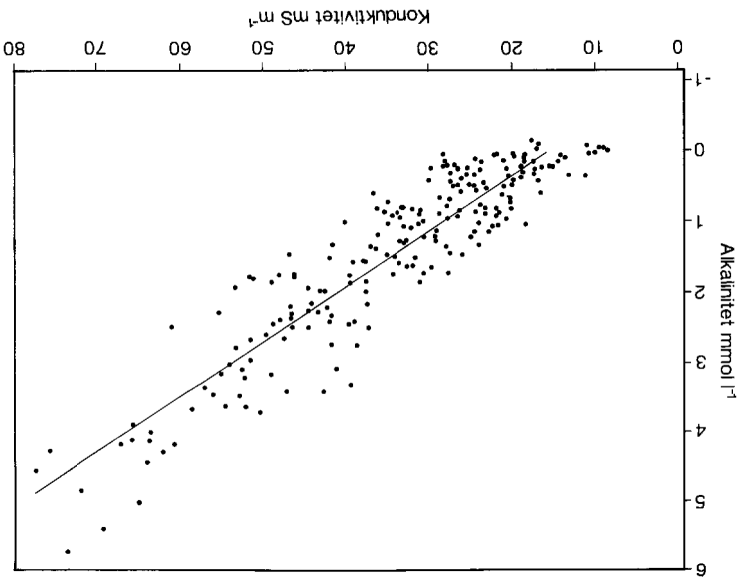
STARTDATO SLUTDATO VARIABEL		VARDI			
19890101	19891231	NH4N-ST	0.003	TON	SUM AF MÅNEDER
19890501	19890930	NH4N-ST	1.000	KG	SUM AF MÅNEDER
19890101	19891231	PO4PF-ST	0.003	TON	SUM AF MÅNEDER
19890501	19890930	PO4PF-ST	1.000	KG	SUM AF MÅNEDER
19890101	19891231	PTOT-ST	2.000	KG	SUM AF MÅNEDER
19890501	19890930	PTOT-ST	0.063	10E6 m3	SUM AF MÅNEDER
19890101	19891231	Q-ST	26.438	10E3 m3	SUM AF MÅNEDER
19890501	19890930	Q-ST	0.079		SUM AF MÅNEDER

Q-VÆGTET KONC. MOD MIDDLEL-KONC.

STARTDATO SLUTDATO VARIABEL		STOF-ST		Q-ST		STOF-ST/Q-ST		KONC	
19890201	19890228	PO4PF-ST	0.070		7.258		0.010		0.025

**Konduktivitet:**

Konduktiviteten er et konserverativt mål for det samlede ionindhold, hvorfor der normalt ikke er de store tidsmæssige variationer ved den enkelte station. Konduktiviteten kan i nogle tilfælde bruges som et identitetsmærke på en bestemt lokalitet, det gælder især vandløb, hvor grundvandsstilførselen er stor og punktueldningen er af mindre betydning. Såfremt en enkelt prøve i en tidsserie udviser en stor forskel fra de øvrige, kan der være begrundet mistanke om, at der er sket en ombytning eller forkert mærkning af prøven. Man kan f.eks. ved at plotte konduktiviteten sammen med alkaliniteten eventuelt konstatere grove fejl i den ene eller anden af variablerne, idet der som regel er en relativt god sammenhæng ved konduktiviteter over ca.  $1 \text{ mmol l}^{-1}$  (figur 4.5).



Figur 4.5 Sammenhæng mellem alkalinitet og konduktivitet for danske vandløb (DMU, upubl.).

Enhedsfejl

Enheden for konduktivitet er  $\text{mS m}^{-1}$  i følge Dansk Standard, DS 288 (1974) og den skal måles ved  $25^\circ\text{C}$ . Tidligere anvendtes  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Det er derfor vigtigt at kontrollere enheden og om nødvendigt konvertere til  $\text{mS m}^{-1}$  (tabel 4.1).

Da konduktiviteten i ferskvand stiger ret kraftigt med temperaturen (ca.  $1,9\%$  pr.  $^\circ\text{C}$ ), er det vigtigt at angive måletemperaturen, såfremt konduktiviteten er målt ved andre temperaturer end standardtemperaturen.

**Kvælstoftraktionerne:**Enheden er  $\text{mg l}^{-1} \text{ N}$ 

Det er vigtigt, at kvælstoftraktionerne altid angives i samme enhed:  $\text{mg l}^{-1} \text{ N}$ . Undertiden (især på analyser fra laboratorier, der analyserer drikkevand) angives nitrat som  $\text{mg l}^{-1} \text{ NO}_3$ . Omregningsfaktorerne er vist i tabel 4.1. Undertiden kan man observere, at summen af uorganiske N-fraktioner er større end total-N. Såfremt der praktisk taget ikke er noget organisk N i forhold til f.eks. en høj nitratkoncentration, så bør der imidlertid i knap 50% af analyserne rent statistisk tilsyneladende være mere uorganisk

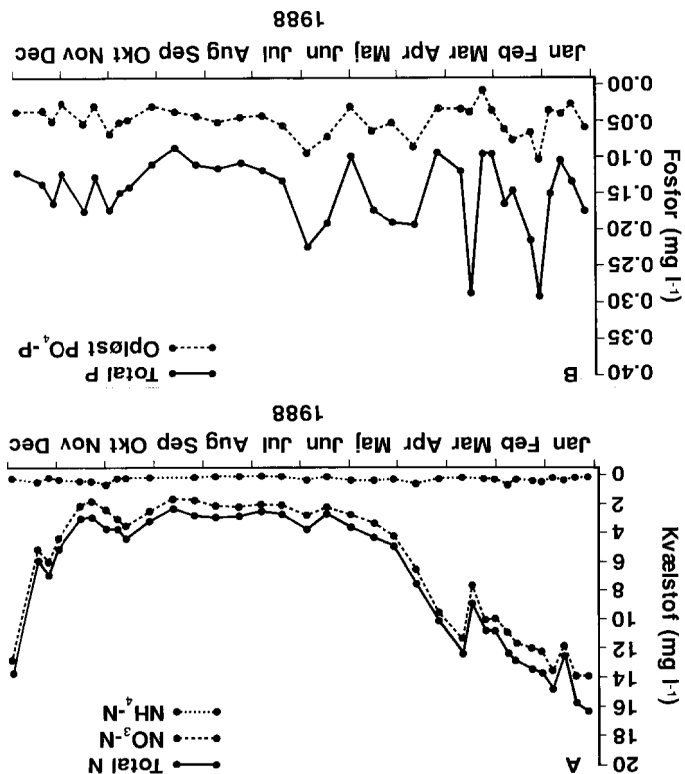
Total N større end summen af de uorganiske fraktioner

end total-N, og såfremt de negative værdier ikke væsentligt overskrider den sædvanlige usikkerhed på målingerne (2-5 % for total N), er der derfor ikke grund til at skride ind. Hvis på den anden side summen af de uorganiske fraktioner konsekvent er højere end total-N, så må laboratoriet naturligvis kontaktes for at få undersøgt, hvor fejlen ligger. Mange laboratorier foretager i egen interesse denne kontrol. Her skal foreslås to metoder:

(1) Såfremt summen af de uorganiske fraktioner minus  $\sqrt{s_1^2 + s_2^2}$

er mindre end total N + s, hvor s<sub>1</sub> og s<sub>2</sub> er laboratoriets standardafvigelse på henholdsvis ammonium-N og nitrit-N + nitrat-N, og hvor s er standardafvigelsen på total N, er der ikke grund til at reagere, men hvis summen er større, bør man undersøge sagen nærmere og evt. kontakte laboratoriet, især hvis forskellen er stor, eller forholdet er et hyppigt tilbagevendende fænomen.

(2) Lav en graf over sammenhængen mellem summen af fraktionerne og total N og vurder visuelt, om der er grund til at reagere (se figur 4.6A).



Figur 4.6 C-tid plot af koncentrationerne af total N og de uorganiske N-fraktioner (A) samt af total P og opløst fosfat-P (B) i Gelbæk (Kronvang og Bruhn, 1990).

Fejl i total N-analysen ved højt organisk indhold

Ved analyse af søvand og søafløb med højt indhold af organisk stof og samtidig højt indhold af organisk kvælstof har Danmarks Miljøundersøgelser konstateret, at total N-analysen i nogle tilfælde har givet for lave resultater. I ekstreme tilfælde op til 30-40% for lave. Det drejede sig om prøver, hvor COD var op til ca. 80 mg l<sup>-1</sup> svarende til ca. 30 mg l<sup>-1</sup> TOC, og organisk kvælstof op til ca. 7 mg l<sup>-1</sup> på grund af stor algebionmasse. Problemet kan løses enten ved at anvende en 4-5 gange højere persulfat-koncentration

Fr*i* NH<sub>3</sub>'s afhængighed af  
pH og temperatur

### Ammoniak og ammonium:

og en tilsvarende højere NaOH-koncentration end angivet i  
foreskrifterne, eller ved at anvende et tilsvarende mindre rumfang  
vandprøve og benytte de sædvanlige reagenser. For at undgå at  
have to hold reagenser med risiko for forveksling af reagenserne  
anbefales det sidstnævnte alternativ. Det anbefales at genanaly-  
sere prøver med mindre prøvemængde såfremt koncentrationen  
af organisk kvælstof (Total N minus organisk N) overstiger 3-4  
mg l<sup>-1</sup> N.

Ved bestemmelse af ammonium efter *Dansk Standard, DS 224*  
(1975) bestemmes summen af fri ammoniak (NH<sub>3</sub>) og ammonium  
(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) angivet i enheden mg l<sup>-1</sup> N. Ønsker man at kende ind-  
holdet af den fri ammoniak ved en bestemt temperatur, skal man  
kende både temperaturvariationen for pH og ammoniumdis-  
sociationen i ferskvand.

I vandløb hvor karbonatsystemet er fremherskende, dvs. hvor pH  
ligger over ca. 6,5, stiger pH med faldende vandtemperatur efter  
følgende ligning (se også kap. 2.3):

$$\text{pH}_t = \text{pH}_a + 0,009 (a-t)$$

hvor t er den ønskede temperatur (°C) og a er den temperatur,  
som pH er målt ved (*Davidson, 1990*). Hvis pH er målt ved 25°, og  
man vil vide, hvad pH ville have været, hvis vandet f.eks. var 5°  
bliver  $\text{pH}_5 = \text{pH}_{25} + 0,18$ .

Derefter kan den fri ammoniak bestemmes enten ud fra en tabel  
(bilag 8.3) over, hvor stor en andel den fri ammoniak udgør af  
total ammonium ( $[\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+]$ ) eller ud fra følgende  
formler (*Emerson m.fl., 1975; Rebsdorf, 1978*):

$$\text{pK} = 0,09018 + 2729,92/(273,2 + t)$$

$$[\text{NH}_3] = [\text{NH}_4]/(1 + 10^{\text{pK}-\text{pH}})$$

hvor t er temperaturen (°C) og pH angives ved temperatur t. pK  
er den negative logaritme til ammoniumionens syrestyrkekon-  
stant, dvs.  $\frac{[\text{NH}_3]}{[\text{H}^+][\text{NH}_4]} = K = 10^{-\text{pK}}$ .

Eftersom måleenheden normalt er mg l<sup>-1</sup> N, og grænseværdien for  
ammoniak i fiskevand angives i mg NH<sub>3</sub>, skal man yderligere  
multiplisere med 1,216 for at få resultatet i mg l<sup>-1</sup> NH<sub>3</sub> (tabel 4.1).

### Fosforfraktionerne:

Ligesom for kvælstoffraktionerne gælder, at total P generelt ikke  
må være mindre end summen af de organiske fraktioner, hvoraf  
kun den opløste organiske fosfat-P er inkluderet i Overvågnings-  
programmet. Man kan checke den organiske P-fraktion og total  
P efter samme retningslinier som anbefalet under "kvælstoffrakti-  
onerne" punkt 1 og 2 (figur 4.6B).

Total P større end norga-  
nisk P

Fr*i* NH<sub>3</sub> og fiskevand

Enheden er  $\text{mg l}^{-1}$  P. Undertiden (især på analyser fra laboratorieafdelinger, der analyserer drikkevand) angives fosfat som  $\text{PO}_4$ . I tabel 4.1 er omregningsfaktorerne angivet. Endelig bør man sikre sig, at analysen af opløst uorganisk fosfat er foretaget på en filtreret prøve.

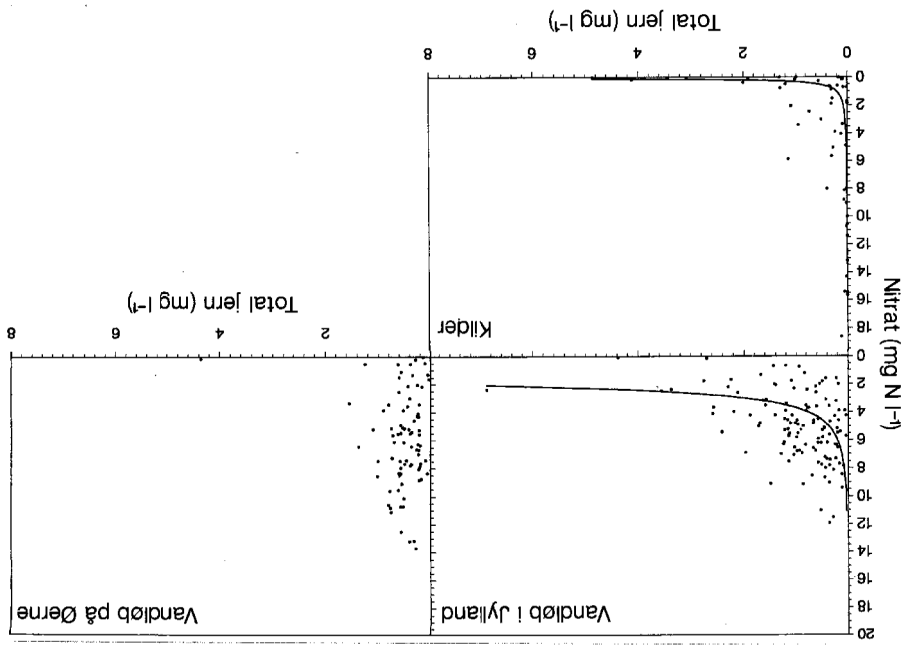
### Silikat:

Enheden er  $\text{mg l}^{-1}$  Si, ikke  $\text{SiO}_2$ . Omregningsfaktorerne er angivet i tabel 4.1.

### Total jern:

I koncentrationssområdet fra 0 -  $1,5 \text{ mg l}^{-1}$  kan anvendes *Dansk Standard* (DS 219), men ved højere koncentrationer op til ca. 12  $\text{mg l}^{-1}$  anbefales bipyrindymetoden (Rebsdorf m. fl., 1988). Især i jyske vandløb ses der ofte en slags omvendt proportionalitet mellem total jern og nitrat samt mellem total jern og opløst fosfat (se figur 4.7 og 4.8).

Enheden er  $\text{mg l}^{-1}$  Fe.



Figur 4.7 Samplot af koncentrationen af nitrat-N og total jern for jyske vandløb, vandløb på Øerne og alle kilder. I jyske vandløb og kilder er der fundet statistisk signifikante regressionsammenhænge ( $p < 0.0001$ ) (Kronvang m.fl., 1992).

### Biochemisk iltforbrug (BOD) ufortyndet:

Til måling af let omsætteligt organisk stof i vandløb har Århus Amt og Fyns Amt i en række år målt iltforbruget over 5 døgn i ufortyndede prøver uden tilsætning af podemateriale og nitrifi-kationshæmmere til beskrivelse af forureningsstiltanden. Metoden er nu foreslået som europæisk standard (CEN/TC 230/WG1/TC2, 1992) og er blevet afprøvet ved en interlaboratoriesammenligning (Vandkvalitetsinstituttet, 1992b) med godt resultat.

Nyt metodeforslag til europæisk standard

To metoder

# TOC og COD

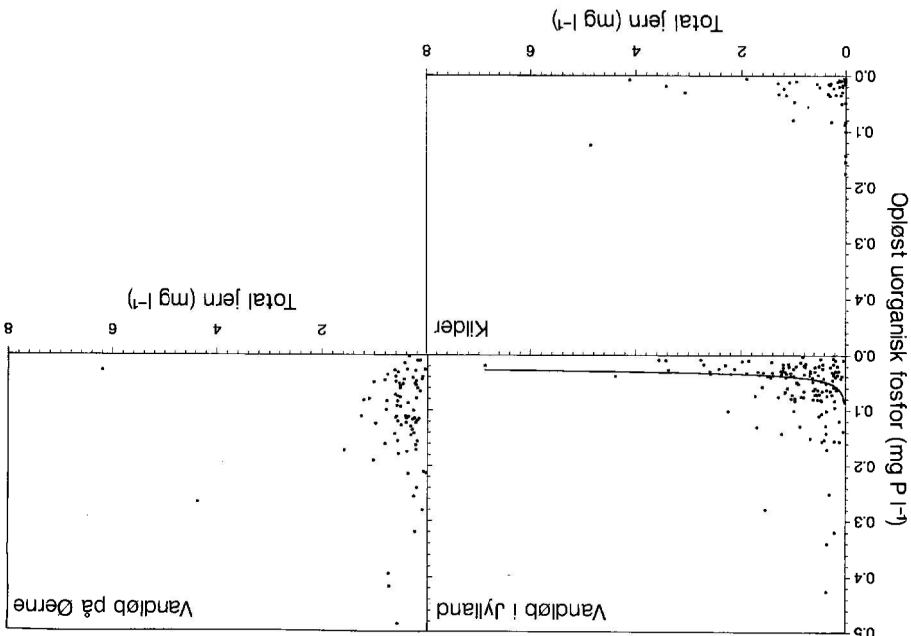
Måling af organisk stof omfattere både det let omsættelige og de mere refraktære organiske stoffer som humusstoffer kan foretages ved kemisk oxidation og efterfølgende måling enten af den  $\text{CO}_2$  der dannes ved oxidationen af det organisk bundne kulstof (TOC), eller ved måling af den ved oxidationen forbrugte ilt (COD). Ved bestemmelse af total og opløst organisk stof anbefales det at anvende TOC, fordi man her kan undgå anvendelse af kviksølv og stærke syrer, som kræves ved anvendelse af COD-metoden. Ved bestemmelse af partikulært organisk stof kan man dog fortsat med fordel anvende COD, fordi man kan koncentrere det organiske stof på et glasfibrerfilter, som derefter kan behandles med COD-kemikalierne uden brug af kviksølv. I de fleste tilfælde under aerobe forhold (Rebsdorf m.fl., 1988) kan man omregne TOC til COD ved multiplikation med  $32/12 = 2,67$  svarende til den teoretiske glukosefaktor:

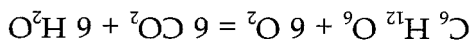
## Organisk stof (TOC og COD):

Enheden er  $\text{mg l}^{-1} \text{O}_2$ .

Undersøgelsen viste bl.a., at  $\text{BOD}_5$  og  $\text{BOD}_{2+5}$  ikke afviger signifikant fra hinanden ( $\text{BOD}_{2+5}$  betyder, at prøverne opbevares først 2 døgn ved højest  $4^\circ\text{C}$  og derpå 5 døgn ved  $20^\circ\text{C}$ ), mens  $\text{BOD}_7$  gav højere resultater. Metoden begrænsning ligger i, at iltforbruget højest må være  $6 \text{ mg l}^{-1}$ . Det betyder, at forureningsstiltanden ved stationer, der erfaringsmæssigt har et stort iltforbrug, f. eks. på grund af spildevandsbelastning, ikke kan følges med denne metode, men må undersøges med den metode, der normalt anvendes på spildevand.

Figur 4.8 Samplot af koncentrationen af opløst uorganisk fosfor og total jern for jyske vandløb, vandløb på Øerne og alle kilder. I jyske vandløb er der fundet en statistisk signifikant regressionsammenhæng ( $p < 0.01$ ) (Kronvang m.fl., 1992).





$$32 \text{ mg } O_2 \sim 12 \text{ mg } C$$

Enhederne er altså  $mg \text{ l}^{-1} O_2$  ved COD og  $mg \text{ l}^{-1} C$  ved TOC.

**Suspenderet stof (SS eller TS, tørstof), suspenderet stof  
gløderest (SS-GR) og glødetab (SS-GT):**

Måles efter *Dansk Standard* (DS 207) og må ikke forveksles med måling af "Tørstof og gløderest" (*Dansk Standard*, DS 204), som bestemmes efter inddampning og tørring af en kendt prøvemængde af enten vand, slam eller sediment.

Enhederne er  $mg \text{ l}^{-1} SS$ ,  $SS-GT$  eller  $SS-GT$ . Suspenderet stofs gløderest og glødetab angives desuden ofte som % af SS.

## 4.2. Detektionsgrænser og præcision

Præcisionen er et begreb, som beskriver størrelsen af den tilfældige fejlspridning, i modsætning til nøjagtigheden ("accuracy") er et udtryk for den systematiske fejl ("bias"). Jo mindre spredningen er, desto bedre er præcisionen, der i reglen udtrykkes ved standardafvigelsen. *Vandkvalitetsinstituttet* (1984); *Jansen m.fl.* (1985) og *Naturvårdsverket* (1987) har beskrevet de forskellige definitioner og der henvises til disse referencer for nærmere uddybning. Her skal kun nævnes to formler til beregning af standardafvigelsen, den første (1) er den almindeligst kendte. Den anden (2) er mindre kendt, men den er nyttig i de ofte forekommede tilfælde, hvor man har en serie dobbeltanalyser inden for nogenlunde samme koncentrationssområde:

$$(1) \quad s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{N-1}}$$

hvor  $x_i$  er måleværdien for den i-te analyse,  $\bar{x}$  er gennemsnittet af alle målingerne af prøven, og  $N$  er antallet af enkeltanalyser af den samme prøve.

$$(2) \quad s = \sqrt{\frac{\sum (\Delta x)^2}{2M}}$$

hvor  $\Delta x_i$  er differensen mellem de to måleværdier af den i-te prøve, og  $M$  er antallet af dobbeltprøver, dvs.  $2M=N$  er antallet af enkeltmålinger (*Doerffel*, 1965).

Detektionsgrænsen (DL) defineres som "den mindste koncentration af et stof, der kan angives med en specificeret grad af sikkerhed (normalt 95%) ved en bestemt analysemetode" (*Jansen m.fl.*, 1985). For de metoder, hvor der kan trækkedes en blindværdi, beregnes analyse-detektionsgrænsen, DL, i praksis som:

$$DL = \text{baggrundsniveauet } (\bar{x}) + 3 \cdot s$$

Standardafvigelser på  
dobbeltanalyser

Standardafvigelse

Præcision

Undgå forveksling af to  
metoder



hvor  $\bar{x}$  er middelværdien og  $s$  er standardafvigelsen for gentagne blindprøvebestemmelser (Naturvårdsverket, 1987). Jansen m.fl. (1985) giver en mere teoretisk statistisk indføring af begreberne.

Der er i litteraturen angivet flere forskellige typer og definitioner af detektionsgrænser (Long & Winefordner, 1983; APHA, 1989). Således opererer APHA (1992) med fem forskellige typer: Instrumetdetektionsgrænser (IDL), nedre detektionsgrænse (LLD), metodedetektionsgrænser (MDL), "Limit of quantitation" (LOQ) og "Practical quantitation limit" (PQL).

Metodedetektionsgrænser (MDL) angives at være  $3,14 \times s$ , hvor  $s$  er standardafvigelsen beregnet ud fra 7 målinger af stoffet ved lave koncentrationer f.eks. blindprøver. Desuden er især LOQ (Limit of quantitation) og PQL (practical quantitation limit) af interesse. LOQ defineres som den koncentration af stoffet, som giver et signal, der er så meget større end blindværdien, at det kan påvises indenfor specificerede grænser af gode laboratorier ved rutineanalyser. Den er typisk  $10 \times s$  over blindværdisignalet. PQL er foreslået som det laveste niveau, der kan måles mellem forskellige laboratorier indenfor specificerede grænser under rutineoperationer.

Det omtrentlige forhold mellem de tre grænser angives at være:

$$\text{MDL: LOQ: PQL} = 1: 2,5: 5$$

Det vil for eksempel sige, at hvis detektionsgrænsen for en metode (MDL) er  $0,01 \text{ mg l}^{-1}$ , bliver LOQ  $0,025 \text{ mg l}^{-1}$  og PQL  $0,05 \text{ mg l}^{-1}$ .

*Detektionsgrænser og præcisioner fra danske interkalibreringer*

I tabel 4.2 er angivet de detektionsgrænser og præcisioner, som normalt er fundet ved interkalibreringer af ferskvandsanalyser (Vandkvalitetsinstituttet, 1992a). For lave koncentrationer (nær detektionsgrænser) er de absolutte værdier for standardafvigelse af interesse, mens variationskoefficienten er mere relevant for højere koncentrationer (se tabellteksten til tabel 4.2). Endvidere er angivet "Normalt måleområde", som blot er at betragte som vejledende, og som kun kan bruges til at afsløre fejl i enheder eller kommaføj. Kolonnen "Antal betydende cifre" angiver det antal cifre, som DMU ønsker anvendt ved dataoverførsel under Overvågningssystemet.

I tabel 4.3 er anført nogle omtrentlige angivelser af usikkerheden og normalt måleinterval for sedimentanalyser under Overvågningssystemet for søer.

Såfremt et analyseresultat er angivet som  $> a \text{ mg l}^{-1}$ , anbefales det at indtaste  $\frac{1}{2} \cdot a \text{ mg l}^{-1}$  som et rimeligt bud på den mest sandsynlige koncentration, men det kan altid diskuteres, hvad der er det mest rimelige bud.

$$<a = \frac{1}{2} \cdot a$$

Tabel 4.2 Vejledende talværdier for de detektionsgrænser (DL), standardafvigelse (s) og variationskoefficienter (CV %), som man normalt kan forvente ved analyse af ferskvand i henhold til interkalibreringer de senere år (*Vandkvalitetsinstituttet, 1992a*). Ved lave koncentrationer gælder  $s_r$  og  $s_L$  (standardafvigelsen hhv. inden for og mellem laboratorier), for højere koncentrationsniveauer gælder  $CV_r$  og  $CV_L$  (Variationskoefficienten i % hhv. inden for og mellem laboratorier), idet  $CV = 100 \times \frac{s}{\bar{x}}$  hvor  $\bar{x}$  er gennemsnitskoncentrationen. CV anvendes i de tilfælde, hvor  $\bar{x} \cdot \frac{CV}{100}$  er større end de i tabellen anførte s-værdier. Endvidere er angivet det normale antale betydende cifre samt anbefalede metoder.

Variabel	Normalt måleområde <sup>(1)</sup>	Detektionsgrænser (DL)	$s_r$	$s_L$	CV <sub>r</sub> %	CV <sub>L</sub> %	Antal betydende cifre <sup>(2)</sup>	Anbefalet metode (DS=Dansk Standard)
pH	4 - 11	-	0,04	0,11	-	-	2-3	DS 287
Alkalinitet, mmol l <sup>-1</sup>	0,1 - 6	0,05	0,03	0,08	1	2	3	DS 253
Alkalinitet, mmol l <sup>-1</sup>	-0,1 - 0,2	0,005	0,003	0,01	3	10	3	Rebsdorf m.fl. (1988)
Konduktivitet, m S m <sup>-1</sup>	5 - 100	1,0	0,4	1,0	1	5	2-3	DS 288
Opløst ilt, titr. mg l <sup>-1</sup>	0 - 30	0,1	0,05	0,2	1-2	4-8	2-3	DS 2205
Opløst ilt, elektr. mg l <sup>-1</sup>	0 - 30	0,1	0,05	0,3	1-3	3-21 <sup>(3)</sup>	2-3	DS 2206
Farvetal, mg l <sup>-1</sup> Pt	5 - 500	5	2	5-10	20-50 <sup>(4)</sup>	2	2	DS 289, 2 udg.
Ammonium, mg l <sup>-1</sup> N	0 - 2	0,01	0,004	0,01	1-2	5	3	DS 224
Nitrit + nitrat, mg l <sup>-1</sup> N	0 - 25	0,02	0,005	0,03	2-3	5-6	3	DS 222
Total nitrogen, mg l <sup>-1</sup> N	0 - 25	0,06	0,03	0,06	3-5	5-10	3	DS 221
Op. uorg. fosfat, mg l <sup>-1</sup> P	0 - 2	0,005	0,002	0,004	1-2	2-3	3	DS 291
Total fosfor, mg l <sup>-1</sup> P	0 - 2	0,01	0,005	0,01	2-3	3-6	3	DS 292
Silikat, mg l <sup>-1</sup> Si	0 - 10	0,05	0,02	1-2	2	2	2	Rebsdorf m.fl. (1988)
Total jern, mg l <sup>-1</sup> Fe	0 - 10	0,05	0,02	0,3-0,5	3-10	10-20	3	Rebsdorf m.fl. (1988) el. DS 219
BOD ufortyndet, mg l <sup>-1</sup> <sup>(5)</sup>	0 - 6	0,5	0,1-0,2	4	2-5	5-10	2	CEN (1992)
COD, mg l <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	10 - 70	5	2	2	1-2	2	3	Rebsdorf m.fl. (1988)
TOC, mg l <sup>-1</sup> C	3 - 25	0,5	0,1	2	1-2	20	3	Div. TOC-app.
Suspenderet stof, mg l <sup>-1</sup>	2 - 80	2	1	2	10-20	20	3	DS 207
Susp. stofs glødetab, mg l <sup>-1</sup> <sup>(7)</sup>	2 - 40	2	1	2			3	DS 207

De angivne metoder kan være modificeret, især med hensyn til automatiserede metoder. Disse metoder bør kunne dokumenteres at give mindst lige så pålidelige resultater som de oprindelige manuelle metodebeskrivelser.

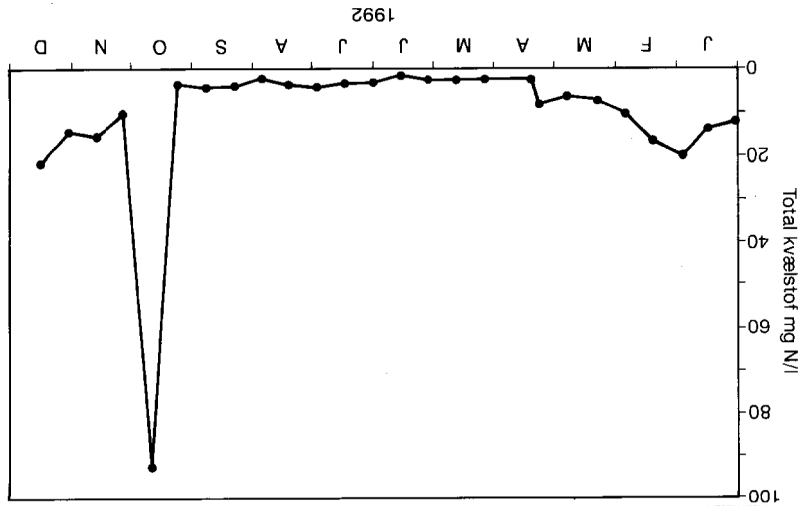
- <sup>(1)</sup> Denne kolonne beskriver vejledende grænser. Såfremt de overskrides væsentligt, er der højt sandsynligt tale om fejl, herunder f.eks. faktorfeljl eller enhedsfejl.
- <sup>(2)</sup> Ved lave koncentrationer kan antal betydende cifre nedskræres, så der er overensstemmelse med det antal decimaler, som standardafvigelsen er angivet med. Af hensyn til databehandlingen ønsker DMU i nogle tilfælde et større antal betydende cifre og decimaler, end metoden berettiger til, og som DS angiver.
- <sup>(3)</sup> Den høje CV<sub>L</sub> skyldes formentlig, at lave iltkoncentrationer er svære at måle med elektrode
- <sup>(4)</sup> Den høje CV<sub>L</sub> skyldes formentlig, at den benyttede metodik (DS 289, 1. udg.) ikke var entydig. Den nye 2. udgave er endnu ikke interkalibreret, men vil formentlig give bedre resultater.
- <sup>(5)</sup> Tallene stammer fra et nyt forslag til europæisk standard vedr. BOD i ufortyndede prøver (CEN, 1992; *Vandkvalitetsinstituttet, 1992b*).
- <sup>(6)</sup> Ved bestemmelse af partikulært COD på glasfiberfiltre kan detektionsgrænsen og standardafvigelsen blive mindre afhængigt af den mængde prøve, der filteres.
- <sup>(7)</sup> Suspenderet stofs glødetab kan også angives som % af suspenderet stof.

Der kan næppe opstilles helt klare regler for, hvordan en mistænkelig værdi skal forkastes eller ej. Generelt anvendes næsten alle data, som ikke umiddelbart kan tilskrives en skrivefejl enten

transport af P.

P optræder under stormflow, hvor der ofte er en stor partikulær stormflow og baseflow for at undersøge om høje værdier af total For total P vil det ofte være en fordel at lave C-Q plot opdelt for

Figur 4.9 C/tid-graf. Bemærk ekstremværdien på 92 mg/l (Hald, 1993).



C - C plot, se tabel 4.4, figur 4.2, 4.3, 4.5, 4.7 og 4.8  
C - tid plot, se figur 4.1, 4.6 og 4.9  
C - Q plot, se figur 4.10 og 4.11  
Årsmiddeltidsserier, se figur 4.12

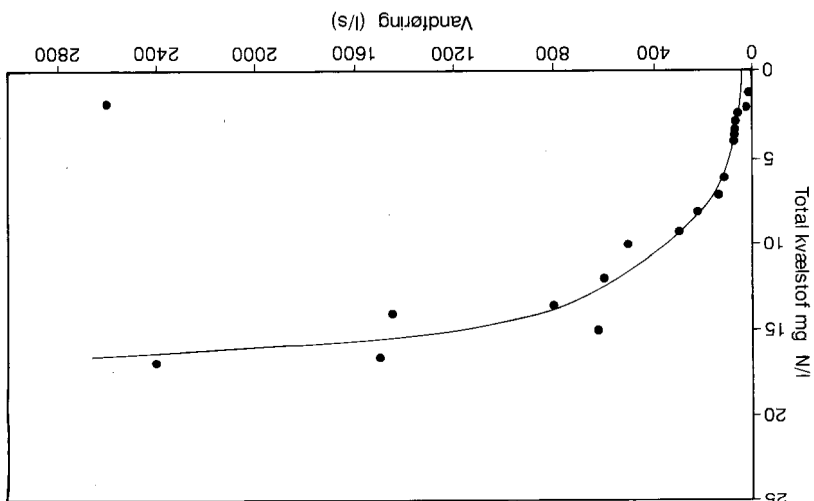
Følgende samplot kan anvendes til afsløring af mistænkelige værdier:

### 4.3. Generelle valideringsmetoder

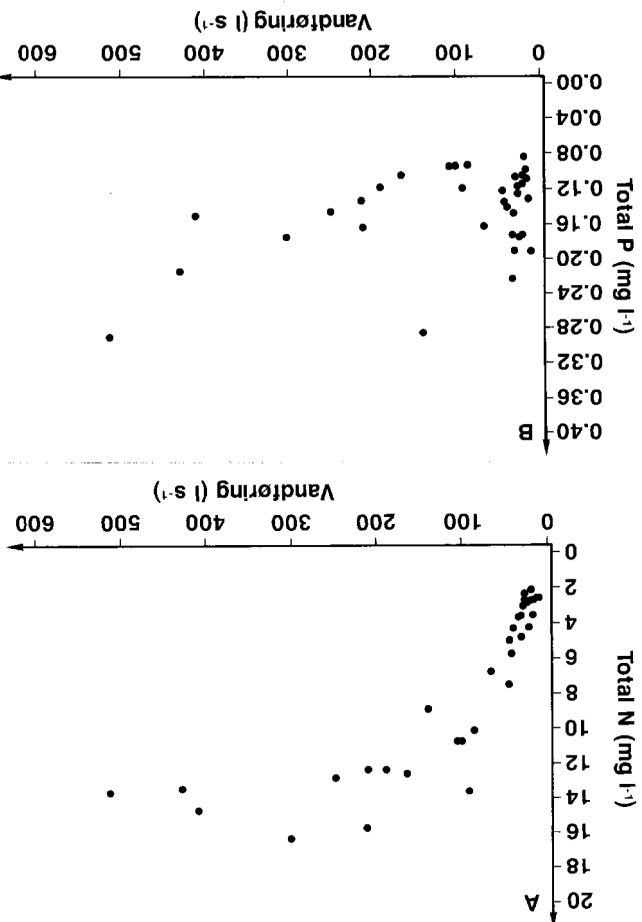
(1) Ved lave værdier kan antal betydende cifre nedskrives, så der bliver overensstemmelse med, hvad variationskoefficienterne beregnes til.

Parameter	CV <sub>r</sub> , %	Normalt måleområde (min-max)	Antal betydende cifre <sup>(1)</sup>
Tørstof (%)	1 - 3	2 - 90	2-3
Glødetab (%)	5 - 12	0 - 90	2-3
Jern	4 - 6	0 - 200	2-3
Calcium	5 - 10	0 - 300	2-3
Kvælstof	5 - 10	0 - 35	3
Fosfor	5 - 10	0 - 15	3
Ads-P	10 - 15	0 - 2	2-3
Fe-P	5 - 10	0 - 10	2-3
Ca-P	8 - 12	0 - 5	2-3
Org/res-P	10 - 15	0 - 5	2

Tabel 4.3 Sædvanlig præcision for sedimentanalyser (Rebsdorf m.fl., 1988) med angivelse af variationskoefficienter inden for DMU (CV<sub>r</sub>, %), minimum-maximum værdier (mg pr. g tørstof) og anbefalet antal af decimaler ved sedimentanalyser. Hvor intet andet er angivet, er der tale om total-koncentrationer.



Figur 4.10 C/Q-graf. Bemærk den lave værdi på ca. 2 mg/l ved høj vandføring (Hald, 1993).



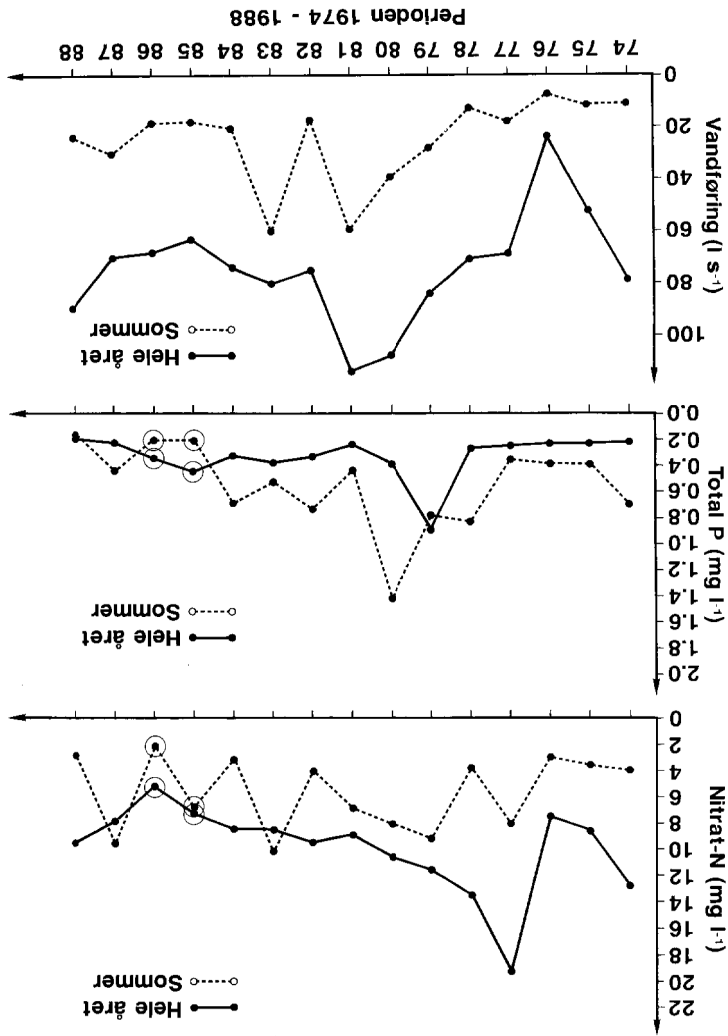
Figur 4.11 Sammenhænge mellem de målte koncentrationer af total N og vandføring (A) og total P og vandføring (B) i 1988 (Kronvang og Bruhn, 1990).

på laboratoriet eller ved indtastningsfejl i det pågældende amt. Forholdene i forbindelse med prøvetagningen spiller ofte en vigtig rolle ved vurderingen af en analyseværdi. Er en prøve f.eks. udtaget under høj vandføring, og der er en bemærkning om, at vandet ved prøvetagningen var uklart, vil det generelt være rimeligt at antage, at fosforindholdet er højt. Modsat virker det mistænkeligt, hvis der pludselig er et højt indhold af totalfosfor ved moderat/lav vandføring, hvilket kunne skyldes, at der

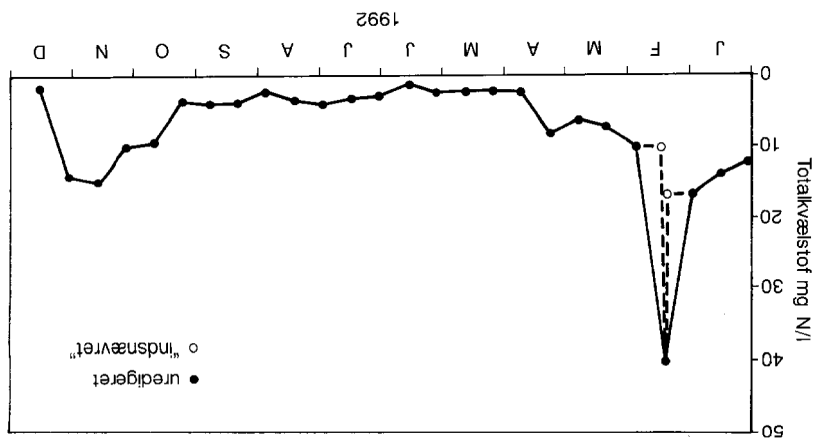
ved prøvetagningen ved et uheld er taget noget sediment med i prøven.

En "ekstremværdi" som f.eks. kan være forårsaget af grødeskæring, uheld på renseanlæg m.m. kan i visse tilfælde "indsnævres". Indsnævringen foregår typisk ved, at der indtastes et sæt skønnede analyseværdier på hver side af ekstremværdien, se figur 4.13. De skønnede værdier tildeles den nærmest foregående og nærmest efterfølgende "normale" værdi. Metoden bør dog kun anvendes i særlige tilfælde. Faren ved metoden består i, at den kan føre til underestimering af gennemsnitskoncentrationen og transporten, fordi man ved punktpåtagning let risikerer at miste enkelte naturligt høje værdier, som tidsmæssigt kan være forekommet mellem to prøvetagninger.

Det er vigtigt, at der i et følgebrev til de indrapporterede stoftransportdata til DMU gøres opmærksom på de stationer og tidspunkter, hvor der er foretaget indsnævring, samt hvor snævre (antal dage, timer) de enkelte intervaller er.



Figur 4.12 Vandføringsvægtet middeldkoncentration af nitrat-N (A) og total P (B) og middelvandføring (C) for året og sommermånederne maj-september i perioden 1974-88.  
○ = ikke et helt års målinger (Kronvang og Bruhn, 1990).



Figur 4.13 Indsnævring af en ekstremhændelse (Hald, 1993).

Tabel 4.4 Oversigt over, hvilke kemiske variable der kan samplottes til kontrol af mistænkelige værdier i forbindelse med kemiske variable for kilder og vandløb. I sidste kolonne angives med +, hvor der med fordel kan plottes flere stationer mod hinanden for samme parametre målt samme dag.

Parameter	C-C plot	Samplotte flere stationer
pH	Alkalinitet	+
Alkalinitet	Konduktivitet	+
Nitrat + nitrit	Total N	+
Total N	Summen af uorganisk N	+
Oplost uorg. P	Total P	+
Total jern	Nitrat, opl. uorg. P	+
Ammonium - N	BOD	+
Farvetal	Jern, evt. pH	+

## 5. Validering af stoffransportberegninger

Metoder til stoffransportberegning er behandlet i den tekniske anvisning "Metoder til bestemmelse af stoffransport i vandløb" (Kronvang & Bruhn, 1990) og omtales ikke i denne rapport. I dette kapitel behandles emnet kun i relation til, hvordan mistænkelige analyseværdier skal behandles i relation til stoffransport.

En analyseværdi bør aldrig kasseres med mindre det helt sikkert kan erkendes, at der er tale om prøvetagnings- eller analysefejl. Det skal derfor altid være den sidste løsning at fjerne en værdi. Kasseres en analyseværdi/feltmåling skal den fjernes fuldstændigt fra basen.

Hvis en høj værdi med sikkerhed kan relateres til slamflugt, ulovlig udledning, grødeskæring eller kortvarig høj spilddevandsbelastning, begrænses perioden for hvilken den pågældende måling anvendes ved stoffransportberegningen til f.eks. nogle få timer. Det bør dog under alle omstændigheder vurderes, hvilken betydning, det har for stoffransporten (måneds/år), om værdien fjernes, eller perioden den gælder for indsnævreres.

Såfremt der mangler koncentrationsdata for et stof for mere end to måneder i træk, beregnes der ikke stoffransport for disse måneder, ligesom årstransporten ikke beregnes for dette stof. Stoffransporten overføres dog til DMU for de resterende måneder.

Til bestemmelse af den "sande" fosfortransport blev der pr. 1.1.93 oprettet 14 intensive stationer med kontinueret prøvetagning. I forbindelse med de intensive stationer, er den aftalte prøvetagningsstrategi en prøve pr. time, der typisk puljes til 3 prøver pr. dag (dvs. 8 delprøver pr. prøve). Ved de intensive stationer skal der iagttages særlig opmærksomhed til såvel længere henstands-tid for prøverne (op til en uge), til hvorledes prøverne puljes, hvordan stoffransporten beregnes samt problemer ved stoffransportberegning når der mangler en eller flere delprøver/prøver.

*Feltopbevaring af intensive prøver*

*Stoffransportberegning for intensive stationer*

Stoffransporten vil typisk beregnes som middeldkoncentrationen over en periode (f.eks. 1 uge) ganget den totale vandføring i den samme periode. I døgn med høje vandføringer og stoffkoncentrationer kan der beregnes en særskilt stoffransport for et døgn (eller anden relevant tidsperiode).

DMU vil på baggrund af det første måleårs erfaringer (1993-94) udarbejdet et notat, der beskriver metoder til stoffransportberegning for intensive stationer og procedurer for fremgangsmaade i tilfælde af manglende målinger i en kortere eller længere periode.

Foreløbige resultater fra 9 stationer i 1993 viser, at sammenholdes total fosfortransporten beregnet ud fra sædvanlig punktprøvetagningssstrategi, sker der i mediantilfældet på årsbasis en underestimering på 34% sammenholdt med intensiv prøvetagning. Der er dog stor spredning for de enkelte stationer fra 322%’s underestimering til 2% overestimering. De største afvigelser forekommer i forbindelse med udskylling af tilbageholdt partikulært materiale på vandløbsbunden i perioden august til oktober (Svendsen et al., 1993). Til gengæld er der i mediantilfældet konstateret, at opløst fosfortransporten overestimeres med 11% ved punktprøvetagning sammenlignet med intensiv prøvetagning.



## 6. Kvalitetssikring af dataoverførsel

I dette kapitel gennemgås i afsnit 6.1 DMU's check procedure vedrørende STANDAT-filernes format og indhold, der gives en liste med typiske fejl i STANDAT-filer, konsekvensen af disse og hvordan de kan undgås. I afsnit 6.2 gennemgås DMU's kontrol procedure af data i STANDAT-filerne.

### 6.1 DMU's kontrolprocedure af STANDAT-filer

Overførsel af de amtskommunale data for vandkemi og stofftransport fra kilder, vandløb og søer foregår via en STANDAT-fil, som sendes til DMU. DMU's indlæsningsprogram er indrettet således, at det forudsættes at de fremsendte STANDAT-filer overholder STANDAT-formatet (*Miljøstyrelsen, 1990*) samt den tekniske anvisning for dataoverførsel på ferskvandsområder (*Kristensen, 1992*)

STANDAT-filerne indhold læses og undersøges før der foretages en kontrol af dataene i STANDAT-filen. Der foretages:

- Test af STANDAT-filens format (læsning af header og definitionsdelen)
- Udskrift med oversigt over stations- og prøveoplysninger i filen, herunder laves en oversigt over analyser og feltmålinger, over STANDAT-koder for variable, enheder og metoder samt antallet af observationer for de enkelte kombinationer.
- Udskrift med en oversigt over stationer i STANDAT-filen og det checkes om stationerne findes i DMU's database.
- Udskrift for hver station med alle variabel-værdier.

Det har vist sig, at der ofte forekommer en række fejl og mangler i de fremsendte STANDAT-filer, der betyder at hele STANDAT-filen, nogle stationer, en gruppe variable eller enkelte variable i filen ikke kan indlæses, eller at stationer og variable bliver blandedt sammen. Konsekvensen heraf er en stor manuel indsats for at vurdere og rette data eller i værste fald at filen må fremsendes på ny. Samtidig med er der ikke er sikkerhed for at alle fejl som f.eks ombytning af variable bliver opdaget. I tabel 6.1 findes en oversigt over typisk fejl og konsekvensen heraf. Denne liste bør anvendes som en checkliste før fremsendelse af STANDAT-fil til DMU. I oversigten er det angivet hvordan fejlene kan hindres eller afhjælpes.

# Overvågningsprogram Prøvetagning og analysemetoder i søer

Udarbejdet af  
Peter Kristensen  
Martin Søndergaard  
Erik Jeppesen  
Erik Mortensen  
Aage Rebsdorf

Miljøministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser  
Afd. for ferskvandsøkologi  
Juli 1990

TITEL: Prøvetagning og analysemetoder i søer

UNDERTITTEL: Overvågningsprogram

FORFATTER(E), AFDELINGSNAVN: Peter Kristensen, Martin Søndergaard, Erik Jepsen, Aage Rebsdorf, Danmark's Miljøundersøgelser, Afd. for Ferskvandsøkologi

SERIETITTEL, NR.: Teknisk anvisning fra DMU, nr. 1

BEDES CITERT: Kristensen, Peter, Martin Søndergaard, Erik Jepsen, Aage Rebsdorf, Danmark's Miljøundersøgelser, 1990.

COPYRIGHT © : Miljøministeriet Danmark's Miljøundersøgelser 1990

Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse

TEKSTBEHANDLING: Aase Federsen

TRYK: Dikt, på dansk miljøpapir

UDGIVELSESÅR OG OPLAG: Juli 1990, 200 eks.

PAGINERING: 32 s.

ISBN: 87-503-8588-7

ISSN: 0905-7811

KØBS HOS: Danmark's Miljøundersøgelser, Afd. for Ferskvandsøkologi, Lysebrogade 52, 8600 Silkeborg. Tlf. nr. 86 81 07 22

PRIS: Kr. 55,00 + porto

## FORORD

Denne anvisning tilhører rækken af tekniske anvisninger, der udsendes i forbindelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Anvisningen omhandler prøvetagning og analysemetoder vedrørende søovervågningen og henvender sig til teknikere, der varetager denne overvågning.

Anvisningen baserer sig på de erfaringer, som er høstet i forbindelse med centrale og decentrale miljømyndigheders prøve-  
tagning i søer. Når Overvågningsprogrammet kommer til at køre rutinemæssigt, forventes der at fremkomme nye erfaringer, som løbende vil give anledning til justeringer af måleprogrammerne. Forslag og ideer til ændringer er derfor velkomne.

1. INDLEDNING	3
2. VANDKEMISKE OG FYSISKE MÅLINGER I SØEN	5
2.1 Måleprogram	5
2.2 Prøvetagningsfrekvens	5
2.3 Prøvetagning	6
2.4 Analysemetoder	8
3. VANDKEMISKE OG FYSISKE MÅLINGER I TILLØB OG AFLØB	12
3.1 Måleprogram	12
3.2 Prøvetagningsfrekvens	13
3.2.1 I afløbet	13
3.2.2 I tilløbet	14
3.3 Prøvetagning	14
3.4 Analysemetoder	15
4. PLANTEPLANKTON	16
4.1 Måleprogram	16
4.2 Prøvetagningsfrekvens	16
4.3 Prøvetagning	16
4.4 Analysemetoder	18
5. DYREPLANKTON	19
5.1 Måleprogram	19
5.2 Prøvetagningsfrekvens	19
5.3 Prøvetagning	19
5.4 Analysemetoder	21
6. FISK	22
6.1 Måleprogram	22
6.2 Prøvetagningsfrekvens	22
6.3 Elektrofiskeri, garnsætning og mærkning	22
6.4 Målinger	23
7. SEDIMENTKEMI	24
7.1 Måleprogram	24
7.2 Prøvetagningsfrekvens	24
7.3 Prøvetagning	25
7.4 Analysemetoder	25
8. REFERENCES	27

## 1. INDLEDNING

I forbindelse med vedtagelsen af Vandmiljøplanen blev det vedtaget at iværksætte et overvågningsprogram bl.a. omfattende søer. I alt omfatter søovervågningen 37 søer, fordelt nogenlunde ligeligt ud over landet på forskellige søtyper med forskellig belastningsgrad og -type. Søovervågningsprogrammets overordnede formål er at vurdere udviklingen i disse søer og dermed effekten af Vandmiljøplanen.

Samspillet mellem tilførslen af næringsstoffer til og næringsstofkoncentrationen i søen samt den deraf følgende biologiske respons er meget komplekst. Det kan derfor være vanskeligt at vurdere udviklingstendenser i søernes miljøtilstand inden for en kortere årrække ud fra en tidsserie af få variable, som for eksempel næringsstoffer i søvandet. Der er derfor valgt en strategi, hvor forholdsvis få søer hvert år undersøges med et intensivt måleprogram, indeholdende mange variable og en høj pig prøvetagningsfrekvens. Udover de beskrevne undersøgelser områder kan måleprogrammet i den enkelt sø suppleres, eksempelvis ved undersøgelse af bundfaunaen eller underandsvegetationens udbredelse.

For at opnå det bedst mulige vurderingsgrundlag, er det vigtigt, at datamaterialet, som indsamles, kommer til at omfatte de væsentligste variable, indsamlet på en sådan måde og med en sådan frekvens, at materialet kommer til at afspejle en evt. udvikling. Samtidigt er det vigtigt, at datamaterialet bliver så sammenligneligt som muligt, så den statistiske og tværgående behandling får det bedst mulige grundlag.

Formålet med denne anvisning er således at anviser en række prøvetagnings- og analysemetoder inden for de områder, som omfattes af Overvågningsprogrammet for søer. Indholdet er for søgt standardiseret og holdt kortfattet for at gøre anvendelsen mere anvendelsesorienteret. For flere delområders vedkomende foreligger der desuden en mere detaljeret beskrivelse, som der henvises til. I disse tilfælde er undersøgelsesprogrammet derfor kun skitseret.

Anvisningen omfatter prøvetagning og analysemetoder inden for områderne vandkemi (afsnit 2 og 3), plankton og fisk (afsnit 4-6) og sedimentkemi (afsnit 7). Det har ikke været hensigten at gå i detaljer mht. metode- og resultatvurdering.

I tabel 1 er der givet en generel oversigt over prøvetagningsprogrammet i overvågningssøerne inden for de enkelte undersørgelsesområder.

Tabel 1: Oversigt over prøvetagningsprogrammet i søer.

område	frekvens x pr. år	stationer pr. bassin*	antal dybder** epilimnion hypolimnion	prøver i alt
kemi, sø	19	1	2-flere	2-5
kemi, tilløb	12-26	-	-	1
kemi, afløb	19	-	-	1
planteplankton	19	1	2-flere	2-flere
dyreplankton	19	3 (pulses)	2-flere	1
fisk	1/5	-	-	-
sediment	1/5	3	7	21

\*) Hvis søen er opdelt i bassiner, der adskiller sig væsentligt morfologisk eller belastningsmæssigt, etableres der målestationer i hvert bassin.  
\*\*) Fra søer med springlag puljes delprøverne fra henholdsvis epilimnion og hypolimnion til to separate prøver.

## 2. VANDKEMISKE OG FYSISKE MÅLINGER I SØEN

### 2.1 Måleprogram

Undersøgelserne har til formål at beskrive sæsonvariationen af en række kemiske og fysiske variable i søvandet. Nogle variable måles direkte i feltet, mens andre måles i laboratoriet på en vandprøve. Til laboratorieanalyse udtages en vandprøve fra overfladelaget (epilimnion), og hvis vandmassen er temperaturlagdelt udtages der også prøver fra bundlaget (hypolimnion).

Feltmålinger omfatter vejrforhold, vandstand, sigtgybde, vandtemperatur, iltkoncentration/mætning og pH. Laboratoriemålinger omfatter diverse kemiske variable fra henholdsvis epilimnion og hypolimnion, som angivet i tabel 2.

Tabel 2: Laboratorieanalyser, søen

	epilimnion	hypolimnion
pH ved 25 °C	X	X*
totalalkalinitet	X	X*
ammonium-kvælstof	X	X*
nitrit+nitrat-kvælstof	X	X
totalkvælstof	X	X
opløst fosfat-fosfor	X	X
totalfosfor	X	X
silikat-silicium	X	
suspenderet stof	X	
glødetab af suspenderet stof	X*	
COD partikulært	X	
klorofyl a	X	

\* Indgår ikke i det faste analyseprogram for søovervågningen.

### 2.2 Prøvetagningsfrekvens

Prøver udtages med 14 dages interval i perioden april til december (første prøve midt i april, sidste prøve midt i november). Resten af året udtages prøver 1 gang pr. måned, såfremt forholdene tillader det (se også afsnit 3.2.1). Dvs. i alt 19 prøvetagningsdatoer pr. år.



## 2.3 Prøvetagning

Feltmålinger og udtagning af vandprøver til laboratorieanalyse sker på een fast station på det dybeste sted i søen (størst vanddybde). I lavandede søer med ringe horisontal dybdeforskel placeres stationen såvidt muligt midt i søen. For at kunne genfinde stationen kan den evt. markeres med bøjle (godk. af fredningsmyndighederne), eller stationens placering kan defineres i forhold til fikspunkter på land. Vanddybden på prøvetagningssstationen registreres hver prøvetagningssdato. Hvis søen er opdelt i bassiner, der adskiller sig væsentlig i morfometrisk eller belastningsmæssig henseende, etableres der en målestation i hvert bassin.

Vandprøver udtages med vandhenter. Der udtages delprøver, som puljes og blandes. Fra ikke-lagedelte søer udtages een blandingsprøve, mens der fra søer med springlag udtages to blandingsprøver. Det registreres hvilke dybder, blandingsprøverne er sammensat af. Ved udtagning af prøver i hypolimnion skal det sikres, at vandhenteren lukker tæt under ophaling. Det anbefales at anvende Rutner eller hjerteclapvandhenter med lukkeanordning til prøvetagning i hypolimnion. Udtagning af prøver tæt ved bunden (<1 m over bunden) foretages kun, hvis det sikres, at der ikke kommer ophvirvlet bundmateriale med.

Afhængig af vanddybde og tilstedeværelse af springlag udtages delprøverne på følgende måde:

### I. Prøvetagning fra søer uden springlag

A: Vanddybde < 1,5 meter. Der udtages delprøver fra 0,2 og 1,0 m, som puljes. Prøven fra 1,0 m udelades, hvis det ikke er muligt at udtage prøven uden ophvirvling af sediment.

B: Vanddybde > 1,5 meter. Der udtages delprøver fra 0,2 m, sigtdybden og 2 x sigtdybden i det omfang, dybdeforholdene tillader. Hvis sigtdybden er større end 2 m udtages delprøver for hver 2 m (0,2; 2,0; 4,0; 6,0 ...), såfremt dybdeforholdene tillader.

## II. Prøvetagning fra søer med springlag

I søer med springlag (defineret som søer med vandlag, hvor temperaturændringen er større end 1 °C pr. m) udtages der dels en blandingsprøve fra epilimnion og dels en blandingsprøve fra hypolimnion

A: Blandingsprøven fra epilimnion. Der udtages delprøver fra 0,2 m, sigtdybden og 2 x sigtdybden, dog højest til overkanten af springlaget. Hvis sigtdybden er større end 2 m udtages delprøver for hver 2 m (0,2; 2,0; 4,0; 6,0 ...), dog højest til overkanten af springlaget.

B: Blandingsprøven fra hypolimnion. Der udtages delprøver i 2-5 dybder afhængig af hypolimnions udstærkning, som angivet i tabel 3. Udstærkning af hypolimnion defineres som laget fra underkanten af springlaget til søbunden.

Tabel 3: Prøvetagningsdybder fra hypolimnion

hypolimnions udstærkning	prøvetagningsdybder meter under springlaget
3 m	1 og 2 m
4 m	1 og 3 m
5 m	1; 2,5 og 4 m
6 m	1; 3 og 5 m
7 m	1; 2,5; 4,5 og 6 m
8 m	1; 3; 5 og 7 m
9 m	1; 3,5; 5,5 og 8 m
10 m	1; 4; 6,5 og 9 m
11 m	1; 3,5; 6; 8 og 10 m
12 m	1; 4; 6,5; 9 og 11 m
13 m	1; 4; 7; 9,5 og 12 m
14 m	1; 4; 7; 10 og 13 m
16 m	1; 5; 8; 11 og 14 m
18 m	2; 6; 10; 13 og 16 m
20 m	2; 6; 10; 14 og 18 m
22 m	3; 8; 12; 16 og 20 m

Vandprøverne opbevares i polyethylenflasker, der umiddelbart inden prøvetagningen skylles i søvandet. Under prøvetagningen skal det sikres, at flasken fyldes helt op, så der ikke er luft i flasken, når låget er skruet på. Indtil analyse opbevares vandprøverne mørkt, tildækket og køligt, eksempelvis i kø-

letaske i feltet og i kølerum efter hjemkomst. Mht. opbevarings-  
 tidsrum for de enkelte analyser henvises der til Dansk  
 Standard. Især bestemmelsen af pH og ammonium bør ske så hurtig  
 som muligt, idet store ændringer her er påvist allerede  
 efter få dages opbevaring ved 4 °C (Danmarks Miljøundersøgel-  
 ser, upubliceret).

## 2.4 Analysemetoder

### Feltmålinger

**Vejrforholdene** på prøvetagningsstedspunktet registreres (skøn-  
 nede værdier): skydække, vindhastighed (-styrke), og -retning,  
 nedbør samt evt. isfykkelser.

**Sigt dybde** måles med en hvid Secchiske fra badens skyggeside.  
 Sigt dybden angives til nærmeste hele eller halve decimeter.

**Vandstanden** måles på et eller flere vandstandsbrædder i søen.

**Temperatur:** Vandets og luftens temperatur måles i feltet med  
 en kalibreret termistor eller med et kviksølvtermometer. Der  
 bør tilstræbes en målenøjagtighed på mindst  $\pm 0,2$  °C. Vandtem-  
 peraturen måles i dybdeprofil for hver meter (start: 0,2 m).

**Iltkoncentration eller -mætning:** Iltkoncentrationen i feltet  
 måles med en elektrometrisk iltelektrode med en nøjagtighed på  
 mindst  $\pm 0,1$  mg  $O_2$  l<sup>-1</sup>. Målingen udføres for hver anden meter i  
 epilimnion og for hver meter i meta- og hypolimnion.

**pH:** Dybdeprofilen af pH kan i feltet måles med et felt-pH-me-  
 ter.

### Laboratorieanalyser

Generelt anbefales det at anvende metoder fra Dansk Standard  
 (DS). I nogle tilfælde, f.eks. ved nitratanalyse, kan det være  
 fordelagtigt at anvende automatiserede modifikationer af den  
 manuelle standardmetode. Enkelte af DS-metoderne har ved ana-

lyse af ferskvand vist sig at give anledning til problemer. I nedensstående er der nævnt nogle af disse, samtidig med at der er givet forslag til, hvordan de kan løses. En yderligere beskrivelse af modifikationerne til metoderne findes i Rebsdorf m.fl. (1988). For at sikre et landsdækkende ensartet datamateriale er det vigtigt, at de anbefalede analysemetoder følges. På analyseblanketter og ved indberetning af data på edb-medie skal den anvendte analysemetode angives.

Ved ankomst/indlevering til laboratorium og forud for de følgende analyser filtreres en del af vandprøven gennem et glasfibrerfilter med en porøsitetsrelse på 1-2 µm, f.eks. Whatman GF/C.

pH måles i laboratoriet ved 25 °C efter DS 287. Det er vigtigt, at pH måles hurtigt efter ankomsten/indleveringen til laboratoriet. Der bør anvendes laboratorie-pH-meter, og der skal tilstræbes en målenøjagtighed på ±0,02 pH-enheder.

**Totalalkaliniteten** bestemmes i reglen efter DS 253. Såfremt alkaliniteten er lavere end 0,1 mmol l<sup>-1</sup> (meg l<sup>-1</sup>), er det mere nøjagtigt at anvende Gran's titreringsmetode. Denne metode er nærmere beskrevet i Rebsdorf m.fl. (1988). Såfremt søen er sur (pH < 5,5), anvendes ligeledes ovennævnte Gran's titrering. Herved fås et ca. mål for koncentrationen af stærk syre (aciditeten). Måleresultaterne opgives i mmol l<sup>-1</sup> (meg l<sup>-1</sup>).

**Ammonium-kvælstof** måles efter DS 224 (indofenolblåmetoden) på filtreret prøve. Analyseresultatet opgives i mg N l<sup>-1</sup>.

**Nitrit+nitrat-kvælstof** måles efter DS 223 på filtreret prøve, idet nitraten reduceres til nitrit, som derefter måles spektrofotometrisk. Såfremt der benyttes automatiske modifikationer, skal analyselaboratoriet ved intern kvalitetskontrol sikre, at der opnås mindst samme analysekvalitet (nøjagtighed), som DS-metoden foreskriver. Analyseresultatet opgives i mg N l<sup>-1</sup>.

**Totalkvælstof** måles efter oxidation til nitrat med kaliumper-  
sulfat (DS 221) på ufiltreret prøve. For prøver med stort ind-  
hold af organisk stof kan metoden give for lave værdier. Sålæ-  
des har Danmarks Miljøundersøgelser, afd. for Ferskvandsøkolo-  
gi i søvand med et meget stort algeindhold (COD ca. 80 mg l<sup>-1</sup>)  
i enkelte tilfælde fundet et kvælstofindhold, der var 30-40%  
for lavt. Problemet kan løses ved at anvende den foreslåede  
metode i Rebsdorf m.fl. (1988). Analyseresultatet opgives i mg  
N l<sup>-1</sup>.

**Opløst fosfat-fosfor** måles efter DS 291 på filtreret prøve.  
Selv om DS 291 foreskriver membranfiltrering (0,45 µm), anbe-  
fales det at anvende glasfiberfiltre med en porøsitetsrelse på  
1-2 µm, f.eks. GF/C, bl.a. fordi algeholdige prøver kan være  
meget vanskelige at filtrere gennem membranfiltre. Analyseres-  
ultatet opgives i mg P l<sup>-1</sup>.

**Totalfosfor** måles efter DS 292 på ufiltreret prøve. Analyseres-  
ultatet opgives i mg P l<sup>-1</sup>.

**Silikat-silicium:** Bestemmelse af opløst reaktivt silicium for-  
retages efter metoden i Rebsdorf m.fl. (1988). Analyseresulta-  
tet angives i mg Si l<sup>-1</sup>. Da visse laboratorier anvender enhæ-  
den mg SiO<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>, bør disse ændres til Si (1 mg SiO<sub>2</sub> = 0.4674  
mg Si)

**Suspenderet stof** og evt. glødetab af suspenderet stof måles  
efter DS 207. Der kan evt. anvendes GF/C filter i stedet for  
GF/A filter, som anbefalet i DS 207. Analyseresultatet opgives  
i mg tørstof l<sup>-1</sup> og mg glødetab l<sup>-1</sup>.

**Partikulært organisk stof** måles som partikulært COD med kali-  
umdikromat. Analyselaboratorierne bør gøres opmærksom på, at  
DS-metoden, DS 217, i umodificeret form ikke er velegnet til  
prøver, hvor man ønsker at bestemme værdier på under 50 mg O<sub>2</sub>  
l<sup>-1</sup> med standardafvigelse væsentligt mindre end 5 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>.  
Danmarks Miljøundersøgelser, afdelingen for Ferskvandsøkologi  
har gode erfaringer med en modificeret metode, og det anbefa-  
les at anvende denne metode (Rebsdorf m.fl. 1988). Analyseres-  
ultatet opgives i mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>. Partikulært organisk stof kan

evt. også måles som TOC (Rebsdorf m.fl. 1988).

**Klorofyll a** måles efter DS 2201. Analyseresultatet opgives i mg klorofyll a l<sup>-1</sup>.

### 3. VANDKEMISKE OG FYSISKE MÅLINGER I TILLØB OG AFLØB

#### 3.1 Måleprogram

Undersøgelsens formål er at beskrive stoffransporten til og fra søen. Dette sker ud fra punktmålinger af kemiske og fysiske variable samt kontinueret måling af vandføringen i tilløb og afløb fra søen. Enkelte variable måles direkte i felten. De øvrige måles i laboratoriet på en vandprøve.

Feltmålingerne omfatter vejrforhold, vandtemperatur og vandføring. I laboratoriet analyseres for variable, som angivet i tabel 4.

Tabel 4: Laboratorieanalyser, tilløb/afløb

Afløb/tilløb	
ph ved 25 °C	X
totalkvælstof	X
opløst fosfat-fosfor	X
totalfosfor	X
silikat-silicium	X *
totaljern	X **
calcium	X **

\* Såfremt en silikat-balance på søen ikke skønnes nødvendig for vurdering af planteplanktonets udvikling, kan silikatmålinger i tilløb og afløb udelades.

\*\* Jern- og calciummålinger kan udelades, såfremt massebalancer for de to stoffer ikke skønnes at have væsentlig betydning for fosfortilbageholdelsen i søen.

Målinger af silikat, jern og calcium foretages det første år, og herefter vurderes det ud fra massebalancen, om målingerne kan udelades.

### 3.2 Prøvetagningsfrekvens

Vandføringen måles kontinuert med vandstandsskriver i de vigtigste tilløb til søen og i afløbet fra søen. Det anbefales, at der i sommerperioden ved lille afstrømning og i forbindelse med store afstrømningshændelser foretages manuelle vingemålinger af vandføringen i forbindelse med prøvetagning i tilløb og afløb, da det specielt er store og små vandføringer, som bestemmes dårligst ud fra Q-H sammenhænge.

Derudover kan vandføringen måles manuelt med vinge i de mindre tilløb. Frekvensen af de manuelle vandføringsmålinger i de mindre tilløb uden vandstandsskriver vurderes ud fra de enkelte tilløbs betydning for den samlede stoftransport til søen, således at der tilstræbes nogenlunde samme absolutte nøjagtighed på opførelsen af stoftransporten fra de enkelte tilløb. Det anbefales, at der inden for det første år foretages en kortlægning af samtlige tilløb til søen, hvorefter der på en eller to prøvetagningsdatoer foretages manuelle vandføringsmålinger og udtages vandprøve til laboratorieanalyse i alle tilløb. Herefter vurderes betydningen af de enkelte tilløb for den samlede transport til søen, og de vigtigste mindre tilløb udvælges. I disse mindre tilløb foretages der så i de efterfølgende år forholdsvis hyppige målinger (6-18 gange årligt) af vandføring og stofkoncentration. Derefter vurderes, om der kan opstilles rimelige Q-q sammenhænge for tilløbet med en referencestation med vandstandsskriver, og om stoftransporten fra oplandet er opgjort med den forventede nøjagtighed.

### 3.2.1 I afløbet

Vandprøver i afløbet udtages med samme prøvetagningsfrekvens som i søen. Dvs. der udtages prøver med 14 dages interval fra 1. april og til 1. december, herefter een gang pr. måned frem til 1. april. I alt 19 prøvetagningsdatoer pr. år. Såfremt prøvetagning på søen er umulig, udvides antallet af analyseviable med totalalkalinitet, ammonium-kvælstof, nitrit+nitrat-kvælstof, suspenderet stof, partikulært COD og klorofyl a.



### 3.2.2 I tilløb

Prøvetagningsfrekvensen i de vigtigste tilløb til søen fastlægges efter en analyse af afstrømningsmønstret i det vandløb, der ønskes undersøgt. I tilløb med nogenlunde konstant vandføring tages 12-18 prøver, mens der i tilløb med store svingninger i vandføringen tages 26 prøver om året.

Prøvetagningsfrekvensen fastlægges ud fra en rangordning og summering af et gennemsnitsårs daglige middeldel-afstrømningsværdier. Derefter opgøres det, hvor stor en del af den totale vandmængde, som afstrømmer i de 25% med højeste afstrømningsværdier (4. kvartil). I øvrigt kan der henvises til Kronvang og Bruhn (1990) vedrørende prøvetagning.

Prøvetagningsfrekvensen fastlægges på følgende måde:

- hvis mindre end 30% af årets vandmængde afstrømmer i 4. kvartil, udtages 12 årlige prøver fordelt med en månedlig prøvetagning

- hvis 30-40% af årets vandmængde afstrømmer i 4. kvartil, udtages 18 prøver pr. år, fordelt med en månedlig prøvetagning i perioden maj-oktober og to prøvetagninger pr. måned i perioden november-april

- hvis mere end 40-60% af årets vandmængde afstrømmer i 4. kvartil, udtages 26 prøver pr. år med en prøvetagning hver 14. dag.

### 3.3 Prøvetagning

Feltmålinger og udtagning af vandprøver til laboratorieanalyse sker på faste stationer i tilløb og afløb. Prøvetagningsstedet vælges såvidt muligt, hvor vandløbet har et vist fald (stryg), således at det sikres, at vandmassen er vertikalt opblandet. Vandstanden på prøvetagningsstationen registreres hver prøve-tagningsdato.

udtagning af vandprøver sker med polyethylenflasker, som umiddelbart inden prøvetagningen skylles i vandløbsvand. Flasken holdes i strømmenden, væk fra vandløbsbredden og under overfladen for at undgå flydende partikler. Under prøvetagningen fyldes flasken helt op, således at der ikke er luft i flasken, når låget er skruet på. Indtil analyse opbevares vandprøverne mørkt, tildækket og køligt, eksempelvis i køletaske i fælden og i kølerum efter hjemkomst.

### 3.4 Analysemetoder

#### Feltmålinger

**Vejrforhold:** Vejrforholdene registreres efter samme princip som nævnt under afsnit 2.4.

**Temperatur:** Vandes og luftens temperatur måles i fælden med en kalibreret termistor eller med et kviksølvtermometer. Der bør tilstræbes en målenøjagtighed på mindst  $\pm 0,2$  °C.

**Vandføring:** For metodik vedrørende vandføringsmålinger henvises til rapporten fra Fagdatacenter for Hydrometriske Data (Hedesselskabets Hydrometriske Undersøgelser, 1990).

#### Laboratorieanalyser

Generelt anbefales det at anvende metoder fra Dansk Standard (DS). Disse metoder og modifikationer heraf er omtalt i afsnit 2.4. Analyseres der for totaljern og totalcalcium gælder følgende:

**Totaljern:** Bestemmelse af totaljern foretages efter metoden i Rebsdorf m.fl. (1988) eller ved atomabsorptionspektrofotometri (DS 263). Analyseresultatet opgives i mg Fe  $l^{-1}$ .

**Calcium** måles efter DS 248 eller ved atomabsorptionspektrofotometri (DS 259). Analyseresultatet opgives i mg Ca  $l^{-1}$ .

#### 4. PLANTEPLANKTON

##### 4.1 Måleprogram

Undersøgelserne omfatter en beskrivelse af sæsonvariationen i forekomsten af planteplankton, bestemt til slægtsniveau, og hvor det er muligt også artsniveau. Herunder foretages der en bestemmelse af antal og volumen af de kvantitativt vigtige slægter/arter i et sådant omfang, at volumen af de opmålte slægter/arter udgør mindst 90% af det totale planteplanktonvolumen.

I Olrik (1990) er der givet en detaljeret beskrivelse af metoder vedrørende planteplanktonbedømmelse.

##### 4.2 Prøvetagningsfrekvens

Der udtages prøver med samme frekvens, som vandprøver til kemianalyserne, dvs. med 14 dages interval fra 1. april (eller når isen smelter) til 1. december, og herefter een gang pr. måned frem til 1. april, hvis ellers forholdene tillader det. Dvs. i alt 19 prøver pr. år.

##### 4.3 Prøveudtagning

Prøverne udtages på samme station, som til kemiprøver, dvs. på det dybeste sted i søen. Hvis søen er opdelt i bassiner, som adskiller sig væsentligt i morfometrisk eller belastningsmæssig henseende, etableres der en prøvetagningsstation i hvert bassin.

Delprøverne til den kvantitative planteplanktonbestemmelse udtages med vandhenter og puljes. Der udtages normalt kun een blandingsprøve, men hvis lyszonen i lagdelte søer strækker sig ned under springlaget, udtages der også en blandingsprøve fra hypolimnion. Af blandingsprøven fra de forskellige dybder (se næste afsnit) udtages 200-300 ml, som hældes på klar glasflaske med tætsluttende låg. Prøverne fikseres i sur lugol til de

er cognactarvede (0,5-1 ml pr. 100 ml prøve, hvis standardopløsninger anvendes).

Blandingsprøverne udtages efter følgende princip (efter Olrik 1990), idet der tages højde for vanddybde, lyszone og springtogsdannelse:

#### I. Prøvetagning fra søer uden springlag

A: Vanddybde mindre end 1,5 meter. I sådanne søer er lyszonen (defineres som zonen fra overfladen ned til 2 x sigtdybden) ofte meget snæver, og overgangen mellem vand og sediment er dårligt defineret. Der tages derfor delprøver fra den overste meter (0,2 m + 1 m), uanset sigtdybde. Den nederste halve meter bør undgås af hensyn til ophvirvlet sediment. Delprøverne blandes.

B: Vanddybde større end 1,5 meter. Såfremt dybdeforholdene sigtdybden, dog mindst delprøver fra hver 2. meter. Delprøverne blandes.

#### II. Prøvetagning fra søer med springlag

A: Lyszonen beliggende over hypolimnion. Såfremt dybdeforholdene tillader, tages der delprøver fra 0,2 m, sigtdybden og 2 x sigtdybden, dog mindst fra hver 2. meter inden for lyszonen. Delprøverne blandes.

B: Lyszonen strækker sig ned i hypolimnion. Der udtages to blandingsprøver. En blandingsprøve bestående af delprøver fra epilimnion/metalimnion fra ækvivalente dybder (dog mindst fra hver 2. meter). Den anden blandingsprøve sammen sættes af ækvivalente delprøver fra den del af hypolimnion, som lyszonen når ned i (2 x sigtdybden), dog mindst fra hver 2. meter. Hvis ressourcerne tillader, kan der med fordel tages en blandingsprøve alene fra springlaget, således at man opnår en biomassebestemmelse fra både epi-, meta- og hypolimnion.

I Olrik (1990) er der givet en detaljeret gennemgang af, hvordan prøverne bearbejdes. Dette emne vil derfor ikke blive behandlet i denne anvisning.

#### 4.4 Analysemetoder

Prøverne skal opbevares mørkt og køligt. Efterfiksering med lugol er nødvendig, hvis prøverne opbevares i mere end et år. Ud over prøver til den kvantitative fytoplanktonbestemmelse kan der udtages netprøver til kvalitativ bestemmelse af ikke så hyppigt forekommende slægter/arter. Der foretages et træk både i lodret og vandret retning med et planktonnet med en masketvidde på 20 µm. Prøven fortyndes eventuelt, inden den påføres en separat flaske, og prøven fikseres som beskrevet ovenfor. Det kan være en god ide også at tage en ikke-fikseret netprøve med hjem, så det er muligt at se på levende prøver. Prøverne skal opbevares mørkt og køligt. Efterfiksering med lugol er nødvendig, hvis prøverne opbevares i mere end et år.

## 5. DYREPLANKTON

### 5.1 Måleprogram

Undersøgelserne omfatter en beskrivelse af sæsonvariationen i forekomsten af dyreplankton bestemt til gruppe, og hvor det er muligt også slægt og art. Derudover foretages der bestemmelse af antal og biomasse af de kvantitativt vigtigste organismer i et sådant omfang, at den opgjorte biomasse udgør mindst 90% af den totale dyreplanktonbiomasse.

I den tekniske anvisning vedrørende metoder til dyreplanktonbedømmelse (Hansen m.fl. 1990) er der givet en detaljeret beskrivelse af metoder til indsamling og bearbejdning af dyreplanktonprøver. I denne anvisning er disse metoder derfor kun skitseret.

### 5.2 Prøvetagningsfrekvens

Der udtages prøver med samme frekvens som til vandkemi og planteplanktonprøver, dvs. med 14 dages interval fra 1. april (eller når isen smelter) til 1. december, og herefter een gang pr. måned frem til 1. april, hvis ellers forholdene tillader det. Der udtages i alt 19 prøver.

### 5.3 Prøveudtagning

Delprøver udtages med hjerteklapvandhenter med et volumen på mindst 3 liter på tre stationer i søen. De tre stationer placeres inden for de 20% af søens areal og de dybder, som svarer til intervallet mellem 70% og 90% grænserne på hypsografen, regnet fra land mod største dybde. De tre stationer placeres med stor indbyrdes afstand og nogenlunde midt i prøvetfeltet.

Hvis søen er opdelt i bassiner, som adskiller sig væsentligt i morfometrisk eller belastningsmæssig henseende, etableres der tre målestationer i hvert bassin. På hver station udtages der delprøver fra søverfladen til bunden med ækvivalent afstand,

som angivet i tabel 5.

Tabel 5: Prøvetagning af dyreplankton. Antal delprøver og dybde

vandedybde		antal delprøver	
<2 m		2	
2-4 m		3	
4-8 m		4	
8-15 m		5	
>15 m		prøver fra hver 3. meter	

Første prøve udtages altid i 0,2 m's dybde og sidste prøve 0,5 m over søbunden.

Vandprøverne fra de tre stationer og alle dybder puljes, og der udtages heretter - under kraftig omrøring - en prøvemængde til filtrering og en prøvemængde til sedimentation. Ved dybde søer med mange prøvetagningsdybder kan det af praktiske grunde være nødvendigt først at pulje prøverne for de enkelte stationer.

Prøvemængden, der udtages, afhænger af tætheden af dyreplankton, således at der i "næringsrige" søer udtages 4,5 l til filtrering og 0,9 l til sedimentation, mens der i "næringsfattige" søer udtages 9 l til filtrering og 1,8 l til sedimentation. Grænsen mellem næringsrige og næringsfattige søer sættes her som søer, hvor overfladevandet som gennemsnit for perioden 1. maj - 1. oktober har en total-fosforkoncentration på 40 µg pr. l.

Prøverne til filtrering filtreres i felten gennem et 90 µm filter, og filtratet overføres til klare 100 ml glasflasker med tætsluttende skruelåg. Der tilsættes lugol, til de er coganfærvede. Det kan være nødvendigt at efterfiksere dagen efter prøvetagningen. De fikserede prøver opbevares mørkt og efterfikseres med lugol efter behov (ca. 1 gang pr. år).

Prøverne til sedimentation påhældes en glasflaske og fikseres

i lugol som beskrevet ovenfor. I laboratoriet hældes prøven op i et smalt glasrør og stilles til sedimentation i 48 timer. Herefter dekanteres hovedparten af vandet fra, og resten, som inkluderer bundfaldet, påføres en klar 100 ml prøveflaske med tætsluttende skruelåg og fikseres i lugol påny som beskrevet ovenfor.

Foruden de kvantitative prøver kan der med fordel udtages netprøver til kvalitativ bestemmelse af ikke så hyppigt forekommende slægter/arter. Såfremt ressourcerne tillader, kan man desuden undlade at pulje delprøverne, så det er muligt f.eks. at beskrive den horisontale variation i dyreplanktonet. Det må dog understreges, at det af hensyn til resultatvurderingen er meget bedre at oparbejde een puljet prøve fra hver af tre prøvetagningsdatoer end tre prøver fra kun een prøvetagningsdag.

#### 5.4 Analysemetode

I Hansen m.fl. (1990) er der givet en detaljeret gennemgang af, hvordan prøverne bearbejdes. Dette emne behandles derfor ikke i denne anvisning.



### 6.1 Måleprogram

En detaljeret beskrivelse af prøvetagningsprogram og metodik er givet i Mortensen m.fl. (1990). I denne anvistning er undersøgelsen derfor kun skitseret.

Fiskeundersøgelsen har til formål at give en oversigt over fiskebestandsætningen i søen. Der kan vælges mellem et normalprogram, som beskriver artssammensætning, størrelsesfordeling og relativ hyppighed, eller et udvidet program, som også vurderer bestandstørrelse, biomasse, alder og vækst af de forskellige arter. Afhængig af størrelse og dybdeforhold inddeles søen i et antal sektioner. Normalprogrammet for undersøgelsen er standardiseret dels i form af fiskeri med gællenet af forskellig størrelse (biologiske oversigtsgarn) og dels ved elektrifiskeri langs bredden i hver sektion.

### 6.2 Prøvetagningsfrikvens

Fiskeundersøgelsen gennemføres mindst hvert 5. år. Af hensyn til vurderingen af udviklingstendenser i overvågningsøer anbefales det, at undersøgelsen gennemføres så hurtigt som muligt efter overvågningsprogrammets start. Normalprogrammet gennemføres i perioden 15. august til 15. september, mens det udvidede program desuden omfatter en undersøgelsesperiode i forsommeren.

### 6.3 Elektrifiskeri, garnsætning og mærkning

Under normalprogrammet elektrifiskes der i en eller to zoner à 300 m langs bredden i hver sektion. De biologiske oversigtsgarn sættes i et bestemt antal og med en bestemt placering. Garnene sættes sidst på eftermiddagen og tages op næste morgen.

I det udvidede program mærkes der i en forårs- eller sommerperiode i løbet af ca. en uge et så stort antal fisk som muligt. Fiskeriet bør ske med redskaber, der skåner fiskene og dermed sikrer, at de mærkede fisk efter gennudsætning ikke har højere dødelighed end ikke-mærkede fisk. Under august-september fiskeriet sættes et antal garn som under normalprogrammet, og mærkede fisk registreres.

#### 6.4 Målinger

Under normalprogrammet holdes fangsten ved elektrofiskeri og garn adskilte, og der registreres et antal variable, som ikke beskrives nærmere her. I det udvidede program foretages endvidere en række målinger i laboratoriet til alders- og vækstbestemmelse.

## 7. SEDIMENTKEMI

### 7.1. Måleprogram

Undersøgelsen omfatter en beskrivelse af horisontale og vertikale variationer i sedimentets indhold af næringsstoffer (kulstof, kvælstof og fosfor) og af stoffer vigtige for næringsstofudvekslingen mellem sediment og vand (jern og kalcium). For fosfors vedkommende foretages en kemisk fraktionering til bestemmelse af forskellige bindingstyper.

Sedimentprøverne analyseres for følgende variable:

- tørvægt (% tørvægt af vådvægt)
- organisk stof (% glødetab af tørvægt)
- jern (mg Fe pr. g tørstof)
- kalcium (mg Ca pr. g tørstof)
- totalkvælstof (mg tot-N pr. g tørstof)
- totalfosfor (mg tot-P pr. g tørstof)
- let adsorberet fosfor/ $\text{NH}_4\text{Cl}$  ekstraherbart fosfor (mg ADS-P pr. g tørstof),
- Fe+Al-fosfor/NaOH ekstraherbart fosfor (mg Fe-P pr. g tørstof)
- Ca+Mg-fosfor/HCl ekstraherbart fosfor (mg Ca-P pr. g tørstof)
- organisk fosfor/residual fosfor (mg Org-P/Res-P pr. g tørstof)

### 7.2 Prøvetagningsfrekvens

Sedimentkarakteristikken gennemføres hvert 5. år. Da beskrivelsen af sedimentets sammensætning skal bruges til vurdering af udviklingen i sedimentets næringsstofindhold i overvågningsseerne, anbefales det, at den første sedimentkarakteristik foretages så tidligt som muligt efter starten af overvågningsprogrammet.

Sedimentsøjler udtages i november.

### 7.3 Prøvetagning

Tre sedimentsøjler udtages på hver af de tre stationer, hvor der også udtages dyrepianktonprøver (se afsnit 4.3), dvs. i alt 9 søjler. Stationsplaceringen bør kunne genfindes, så lokale variationer så vidt muligt ikke slører udviklingstendenser ved prøvetagningen 5 år senere. Sedimentsøjlerne udtages så de er mindst 70 cm lange. I nogle søer med hårde sedimentlag af sand eller ler kan det dog være vanskeligt at opnå så lange sedimentsøjler.

Sedimentsøjlerne udtages med en Kajak-bundhenter eller evt. en modificeret Kajak-bundhenter (stempel-prøvetager monteret på fast stang). I dybe søer anvendes blybelastet Kajak-bundhenter eller dykker. Det er vigtigt, at sedimentsøjlerne udtages på samme måde, og således at sedimentoverfladen forstyrres så lidt som muligt, og således at sedimentsøjlen ikke sammenpresses under prøvetagningen og ødelægger dybdeprofilen.

Sedimentsøjlerne opskæres i laboratoriet i følgende dybdeintervaller: 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-50 cm og 50-70 cm. Sedimentsøjler med en meget markant visuel lagdeling, dannet f.eks. af sandlag, kan i stedet opskæres, så næringssstofindholdet bestemmes i dybdeintervaller svarende til denne lagdeling. Selve opskæringen sker lettest ved at fjerne bundproppen og med et stempel presse sedimentet op til rørets øvre kant. Det kan være en god ide at udtage mere end tre søjler fra hver station, så der er en ekstra, hvis opskæringen går galt. Sedimentet fra de samme dybdeintervaller fra de tre søjler på samme station puljes og analyseres som en prøve for ovennævnte variable. Dvs. der foretages altså i alt 21 sedimentsøjler pr. sø. Før analyse omrøres/homogeniseres sedimentprøven grundigt.

### 7.4 Analysemetoder

Sedimentanalyserne udføres som beskrevet i Rebsdorf m.fl. (1988) eller efter metoderne angivet i Dansk Standard (DS). I det følgende er de anvendte metoder derfor kun skitseret.

**Tørvegt** bestemmes efter DS 204 ved tørring af vådsediment ved 105 °C til konstant vægt (24 timer).

**Glødetab** bestemmes efter DS 204 ved glødning af tørret sediment ved 550 °C i mindst 2 timer.

**Totaljern** bestemmes på glødet sediment ved kogning i 10% HCl og derefter spektrofotometrisk ved bipyridyl-kompleks-dannelse. Totaljern kan også bestemmes ved atomabsorptionspektrofotometri (DS 263).

**Totalkalций** bestemmes ved atomabsorptionspektrofotometri (DS 259)

**Totalkvælstof** bestemmes efter DS 242 ved Kjeldal-metoden

**Totalfosfor** bestemmes på glødet sediment ved kogning i 10% HCl og derefter efter DS 291.

Fosforfraktionerne ADS-P, Fe-P, Ca-P og Org-P bestemmes ved en successivt fraktionering med forskellige ekstraktionsmidler:

ADS-P bestemmes efter ekstraktion med 1,0 M  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ,  
Fe-P bestemmes efter ekstraktion med 0,1 M NaOH,  
Ca-P bestemmes efter ekstraktion med 0,5 M HCl,

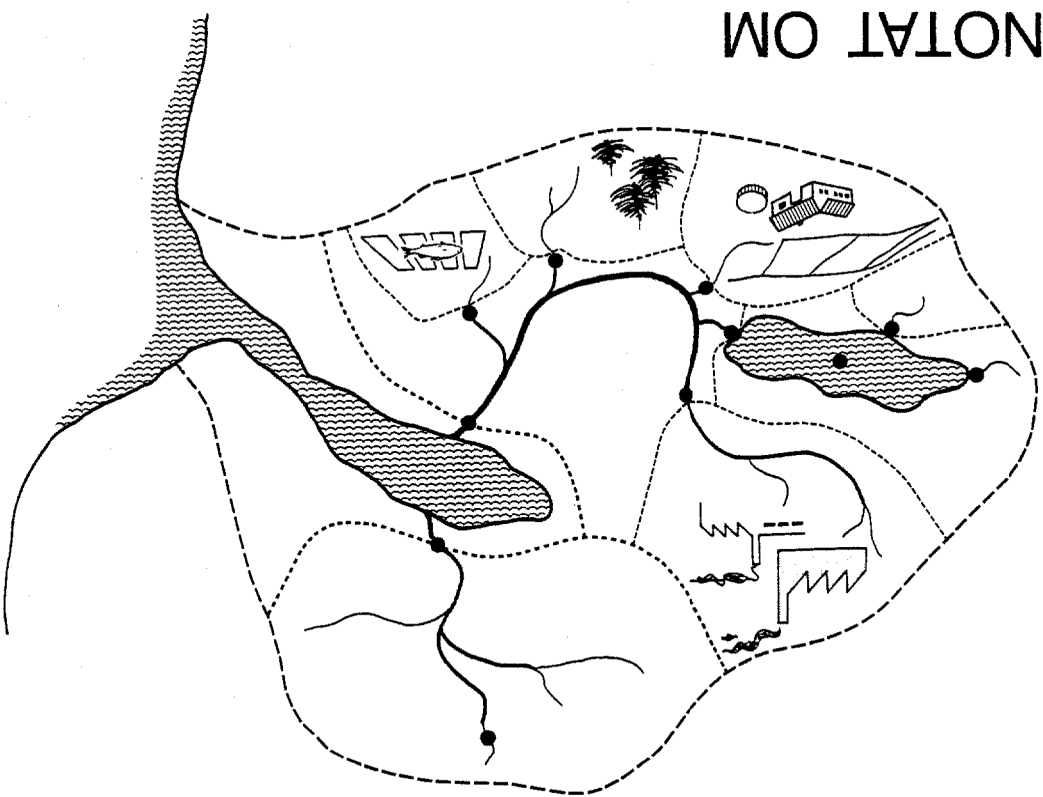
Org-P bestemmes ved glødning af sedimentresten fra de tre foregående ekstraktioner efterfulgt af en totalfosfor-bestemmelse. Alternativt kan den organiske fraktion estimeres som differencen mellem totalfosfor og summen af ADS-P, Fe-P og Ca-P. Denne fraktion betegnes **Res-P** (residual/rest fosfor).

## 8. REFERENCER

- Hansen A., E. Jeppesen, S. Bosselmann og P. Andersen, 1990: Zooplanktonbedømmelse i søer, metoder. Teknisk anvisning, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Hedelskabets Hydrometriske Undersøgelser, 1990: Usikkerhed på bearbejdning af data fra vandføringsstationer, Fagdatacenter for Hydrometriske Data, rapport fra Hedelskabets Hydrometriske Undersøgelser.
- Kronvang, B. og A. Bruhn, 1990: Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser, 22 sider + appendiks.
- Mortensen, E., H. J. Jensen og J. P. Müller, 1990. Retningslinjer for standardiserede fiskeundersøgelser i søer og en beskrivelse af redskaber og metoder. Teknisk anvisning, Danmarks Miljøundersøgelser og Fiskekologisk Laboratorium.
- Olrik K., 1990: Phytoplanktonbedømmelse, del 1, metoder. Miljøstyrelsen.
- Rebsdorf Aa., M. Søndergaard og N. Thyssen, 1988: Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 60 sider.



OVERVÅGNINGSPROGRAM



NOTAT OM

# STATIONS- OG OPLANDS- BESKRIVELSERNE

AF LOKALITETERNE I

OVERVÅGNINGSPROGRAMMET

Miljøministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser



## Forord

På fagmødet den 23. november 1988 om Overvågningsprogrammet for de ferske vande blev der nedsat en arbejdsgruppe, der skulle udarbejde et notat med minimumskrav til detaljeringsgrad af op-  
landsbeskrivelserne og med standardiserede metoder til kortlæg-  
ning af belastningskilder i oplandet. Arbejdsgruppen har bestået af følgende personer:

Stig Pedersen, Fyns amtskommune

Jesper Ansbæk, Storstrøms amtskommune

Egon Dall, Vejle amtskommune

Poul Hald Møller, Vejle amtskommune

Mads Ejbye-Ernst, Ribe amtskommune

Steen Platau, Landbrugsministeriets Arealdatakontor

Jan Højbye, Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser

Peter Kristensen, Danmarks Miljøundersøgelser

Det foreliggende notat er udarbejdet af Danmarks Miljøundersø-  
gelser, Afdeling for ferskvandsøkologi, på baggrund af møder i  
arbejdsgruppen og har været udsendt til endelig kommentering i  
arbejdsgruppen.

1	Søer
1	Beskrivelse af den enkelte sø
1	- Morfometriske forhold
3	- Hydraulisk opholdstid
4	- Afstrømningsforhold i tilløb samt afløb
4	Oplandsbeskrivelse
5	- Topografisk opland
5	- Jordtype
6	Kortlægning af kilder til belastning af søen
6	- Oversigt over arealudnyttelsen
7	- Oversigt over antallet af husdyr
7	- Punktkilder
10	Vandløbsstationer - typeoplande
10	Beskrivelse af den enkelte vandløbsstation
10	- Afstrømningsforhold
10	Oplandsbeskrivelse
11	- Topografisk opland
11	- Jordtype
12	Kortlægning af kilder til næringsstoftransport
12	- Oversigt over arealudnyttelsen
12	- Oversigt over antallet af husdyr i oplandene
13	- Punktkilder
15	Vandløbsstationer i det nationale net
15	Beskrivelse af den enkelte vandløbsstation
15	- Afstrømningsforhold
16	Oplandsbeskrivelse
16	- Uvalte oplande
16	- Topografisk opland
16	- Jordtype
17	Kortlægning af kilder til næringsstoftransport
17	- Oversigt over arealudnyttelsen
17	- Punktkilder
19	Kilder og kildebække
19	Beskrivelse af den enkelte kilde
19	Oplandsbeskrivelse
19	- Jordtype
20	Kortlægning
20	- Oversigt over arealudnyttelsen
20	- Oversigt over antallet af husdyr i oplandene
21	- Punktkilder

## Beskrivelse af den enkelte sø

Under dette punkt rapporteres et oversigtskort over søen og oplandet til søen og et over de vigtigste belastningskilder i oplandet. Ud over disse punkter kan der indgå andre beskrivende oplysninger.

Oversigtskort

Optegning af vandløbssystemet, i hvilket søen er placeret. Navne på vandløbene angives, se forslag i figur 1.

Oversigtskort 1:25.000

Oversigtskort i ca 1:25.000 hvor søen og oplandet til søen, tilløbene og afløbet fremhæves. Grænsen for det topografiske opland markeres med en stipleet linie. I tilløbene markeres de væsentlige forureningskilder, eksempelvis spildevandsanlæg, dambrug, større regnvandsudløb og overfaldsbygværker, se forslag i figur 2.

## Morfometriske forhold

Under dette punkt angives en række standardparametre for de morfometriske forhold i søen. En beskrivelse af de morfometriske forhold skal som minimum indeholde følgende:

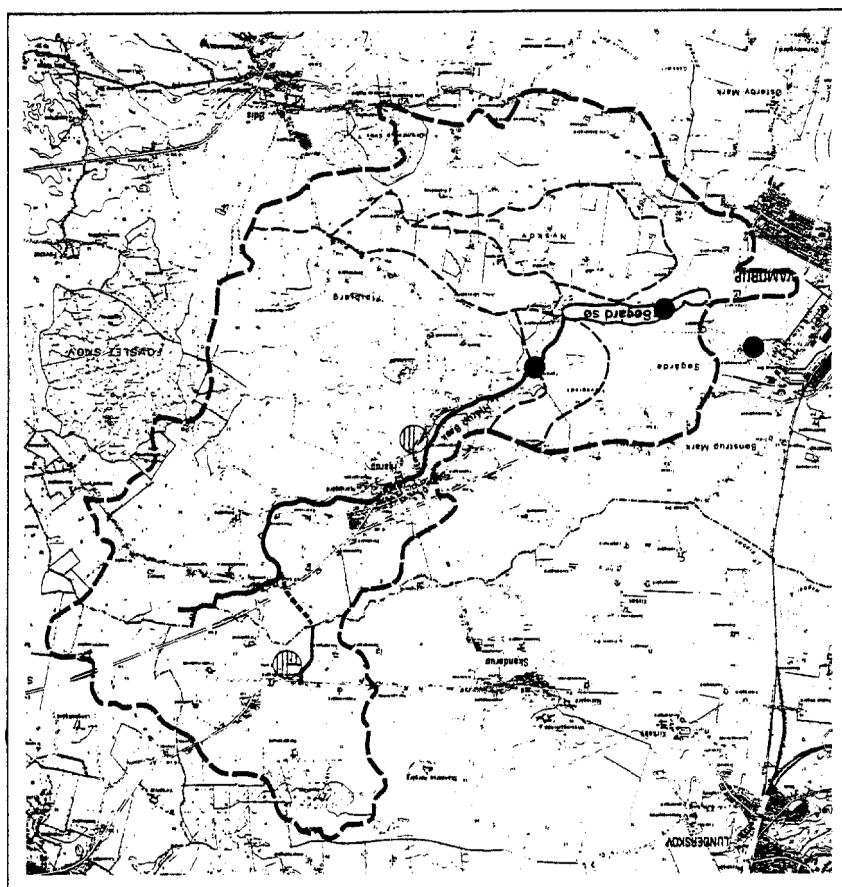
- et skørt med isolinier for vanddybder i søen. På kortet angives placering af tilløb, afløb og de stationer, hvor der i forbindelse med overvågningsprogrammet udtages prøver

- en tabel med søareal, middeldybde, største dybde, volumen og kystlængde. Kystlængden opgøres for sammen med hypsografierne at få indtryk af littoralzonens udbredelse

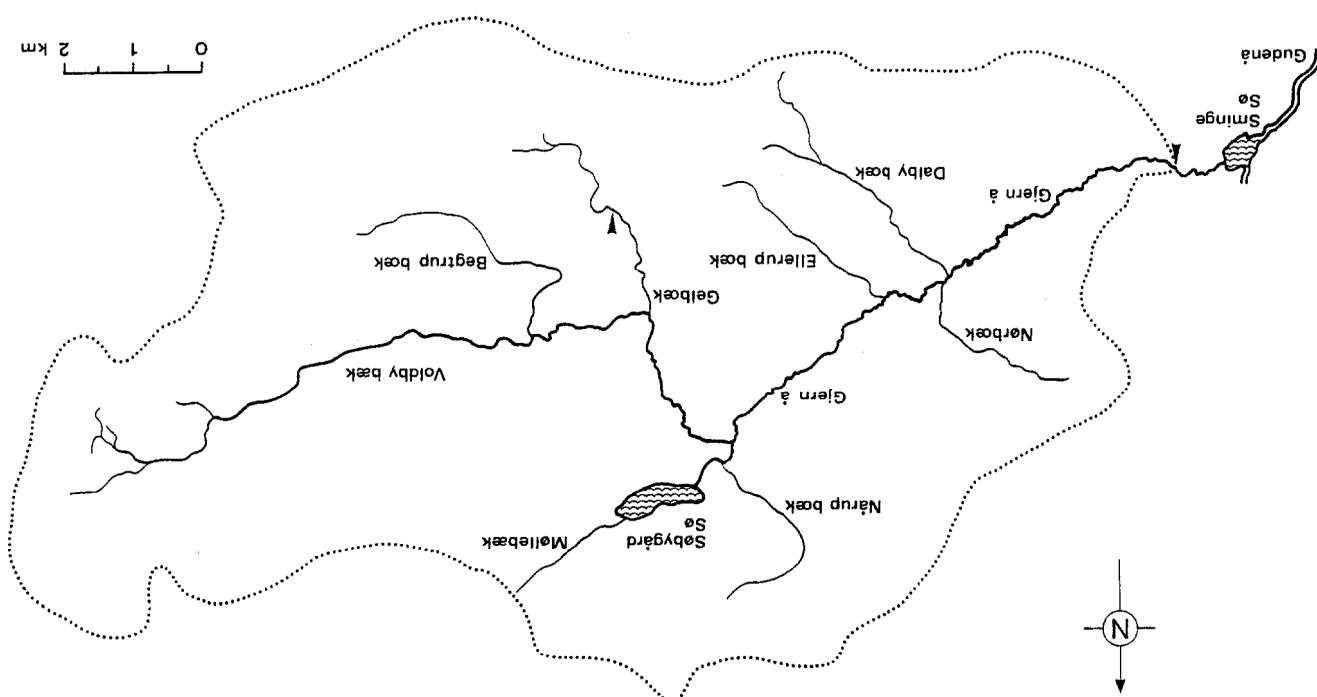
- en figur med henholdsvis dybdefordelingen i forhold til areal og vandvolumen (hypsografier).

Såfremt søen er opdelt i flere bassiner opgøres de morfometriske parametre både for de enkelte bassiner og for søen som helhed. I Lars Håkanson "A manual of lake morphometry", Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 1981 (pris 169,- kr.), er der givet eksempler, hvorledes de enkelte morfometriske parametre kan opgøres.

Figur 2. Oversigtskort over oplandet til Søgaard Sø og Hjarup bæk. Vejle Amt 1989. Overvågningssøerne, Dons Nørre Sø 1977-88. Søgaard Sø 1980-88.



Figur 1. Oversigtskort over Gjern å-systemet.



## Hydraulisk opholdstid

I mange tilfælde er de hydrauliske forhold i søerne af afgørende betydning ved vurdering af miljøtilstanden. Det er derfor vigtigt, at der foretages en nogenlunde ensartet opgørelse af de hydrauliske parametre. Det er primært den hydrauliske opholdstid, som er en god beskrivende parameter for den enkelte sø, men endvidere vil en række beskrivende statistiske parametre af vandstandsvariationer samt af afstrømningsforhold i tilløb og afløb også være god information. Da mange af de søer, der indgår i overvågningsprogrammet, har store forskelle i sommer- og vinteropholdstid, er det vurderet, at der ud over den normale årsmiddellopholdstid også skal foretages en opgørelse af opholdstiden for henholdsvis sommer- og vinterperioden.

Den hydrauliske opholdstid opgøres for følgende perioder:

- årsmiddel,
- sommermiddel (1/5 - 1/10),
- vintermiddel (1/12 - 31/3),
- månedsmiddellopholdstid i månederne med mindst og størst opholdstid.

I søer med meget lang opholdstid (> 2 år) opgøres opholdstidene ikke for delperioder.

Det kan diskuteres, hvorledes den hydrauliske opholdstid opgøres. Det ideelle ville være at lave en fuldstændig vandbalance for søen, hvor samtlige til- og fratrækter opgøres. I de fleste tilfælde kan der ikke fremskaffes tilstrækkelige data til en sådan opgørelse. Det anbefales derfor, at opholdstiden opgøres på følgende måder:

- Såfremt der findes vandføringsmålinger fra afløbet kan opholdstiden beregnes som vandvolumenet i søen divideret med fratrækt vandmængde over en periode plus evt. magasinændring i søen.

- Såfremt der findes vandføringsmålinger i tilløbene opgøres vandtilstrømningen ud fra målingerne. For det øvrige opland opgøres tilført vandmængde ud fra oplandsafstrømning (l s km<sup>2</sup>) gange oplandsareal. Opholdstiden opgøres som vandvolumenet i søen divideret med tilført vandmængde over en periode plus evt. magasinændring i søen.

- Nedbør på og fordampning fra søoverfladen medregnes ikke ved beregning af opholdstiden.

- Vandbalancen vurderes ud fra tilført og fratrækt vandmængde, og størrelsen af ind- eller udstrømning af vand via søbunden opgøres.

Såfremt der findes afstrømningsmålinger for flere år, vurderes år til år-variationen i opholdstiden, evt. ved beregning af opholdstiden for alle år med målinger.

Såfremt søen er opdelt i flere bassiner, bør opholdstiden opgøres både for de enkelte bassiner og for søen som helhed.

Svingninger i søvandsstanden vurderes. Det har især betydning i de lavvandede søer: Eksempelvis er vanddybden i Søbygaard Sø i sommerperioden op til 20 cm mindre end i vinterperioden, og dermed er middeldybden reduceret med 20%.

## Afstrømningsforhold i tilløb samt afløb

Ud fra vandføringsmålingerne på stationerne i tilløb og afløb udregnes en række beskrivende statistiske parametre:

- middelvandføring
- medianvandføring
- 25% kvartil
- 75% kvartil
- minimums- og maksimumsvandføring.

Areaalfstrømningen ( $l s^{-1} km^{-2}$ ) opgøres og vurderes i forhold til det topografiske opland (se endvidere under opgørelse af opland).

## Oplandsbeskrivelse

Oplandsbeskrivelsen består af en opgørelse af det topografiske opland til søen. Derudover en beskrivelse af jordtypen og arealudnyttelsen i oplandet samt en registrering af de vigtigste punktkilder i oplandet.

Følgende ting kan som minimum opgøres:

## Opland

Det samlede opland for søen opgøres, dvs. oplandene for de enkelte tilløb samt oplandet direkte til søen.

I første omgang opgøres de topografiske oplande, og der foretages en korrektion for de drænoplande, der ændrer betydeligt på det topografiske opland.

Det vurderes, at hvis grundvandsoplundene skal opgøres, skal der anvendes en betydelig ressource til denne opgørelse. En opgørelse af grundvandsoplundene er ønskelig i de oplande med et stort grundvandsbidrag, men i forbindelse med de første rapporteringer i 1990 og 1991 bør problemets omfang opgøres, og derefter bør det vurderes, om det er nødvendigt at anvende ressourcer til at opføre grundvandsoplandet.

I forbindelse med opgørelse af jordtypen og arealudnyttelsen i oplandet bør det dog vurderes om den fundne forskel mellem størrelsen af topografisk opland og grundvandsopland har væsentlig betydning.

## Topografisk opland

Det topografiske opland er helt omkranset af vandskel. Ved vandskel forstås linier i terrænet, hvor det vand, der bevæger sig langs overfladen, ikke passerer. Dette betyder, at vandskellene altid skærer højdekurverne vinkelret.

Oplandene konstrueres ud fra Geodætisk Instituts højdekurvekort i 1:25.000. I visse områder kan det være vanskeligt at udarbejde vandskel alene på grundlag af GI-kort, f.eks. flade moseområder, afvandede områder under havniveau og byområder, og vandskellenes placering må skønsmæssigt opgøres. Når de topografiske oplande er opgjort, anbefales det at få Hedeselskabets Distriktskontor til at vurdere de topografiske oplande i forhold til drænsystemerne i oplandet.

Når der er foretaget en rimelig opgørelse af størrelsen og udbredelsen af de enkelte oplande, foreligger der et godt basismateriale for opgørelse og vurdering af jordtype samt arealudnyttelse i de enkelte oplande.

## Jordtype

Jordtypen i det samlede opland og i oplandene til tilløbene opgives ud fra Arealdatakontorets (ADK) jordklassificering, som procentfordeling af:

- 1) grovsandet
- 2) finsandet
- 3) lerblandet sandjord
- 4) sandblandet lerjord
- 5) lerjord
- 6) svær lerjord
- 7) humus
- 8) kalkrig jord.

Opgørelsen kan ske ud fra Arealdatakontorets jordklassificeringskort, eller oplandene kan indtegnes på kalket eller kort i 1:25.000 og indsendes til ADK, hvorefter ADK mod betaling digitaliserer kortet og laver en opgørelse af en række af de vigtigste parametre i oplandene, bl.a. jordtype og arealudnyttelse.

## Kortlægning af kilder til belastning af søen

Kortlægningen skal omfatte en registrering af alle betydende kilder til belastningen af søen. Der skal både ske opgørelse for det samlede opland og for deloplandene (de vigtigste tilløb). Detaljeringsgraden af kortlægningen afhænger af de enkelte kilder betydning for den samlede stoffransport til søen.

## Oversigt over arealudnyttelsen

Ud fra opgørelse af det topografiske opland og ADK's jordklassificering foretages der en opgørelse af fordelingen på følgende typer:

- dyrket areal
- skovareal
- andre arealer, såsom heder og naturområder
- bebygget (befæstet) areal
- ferskvandareal.

Dyrket areal er det areal, der er klassificeret som farvekode 1-8 (jordtyperne). Dette areal vil dog også omfatte arealer, som ikke anvendes i dyrkningsmæssig sammenhæng. Disse arealer udgøres primært af:

- bebyggelse i landzone, dvs. landsbyer, gårde, tekniske anlæg, veje, jernbaner, råstofgrave, heder, mindre søer og mindre skove samt strandenge (generelt mindre end 0,5 ha).

Det dyrkningsklassificerede område er således større end det reelt dyrkede areal (ca. 11-29%), og afvigelsen bør vurderes for de enkelte oplande ud fra ADK's jordklassificeringskort og et tilsvarende kort fra Geodætisk Institut.

Skovareal er det areal, der er klassificeret som arealtype 13, 14 og 19, skovarealet kan forsøges inddelt i løv- og nåleskov.

Andre arealer, såsom heder og øvrige naturområder, er ikke klassificeret i ADK-system, men hvis der foretages en justering af det dyrkede areal med disse typer, vil det være rimeligt at opgøre fordelingen af dem.

Byzoneareal er det areal, der er registreret som arealtype 9, 16, 17, 18 og 21. Bemærk, at det er areal i byzone og ikke befæstet areal.

Ferskvandsareal er det areal med arealtype 10, 20, 23 og 25. Da opstrømsbeliggende søer har betydning for belastningen fra oplandet pga. fosfortilbageholdelse og kvælstoftab i disse søer, bør følgende som minimum opgøres for disse søer: Søareal, middelebyde, hydraulisk opholdstid, oplandsareal og næringsstofbelastning, eller der kan foretages vurderinger af massebalancer for disse søer.

For nærmere beskrivelse af arealtyper, se notatet fra ADK's "Arealbergningsmuligheder ved Arealdatakontoret" vedlagt dette notat som bilag 1.



Denne opgørelse af arealudnyttelsen i oplandene er ikke tilfredsstillende på langt sigt, bl.a. fordi der ikke kan foretages en nøjagtig opgørelse af det dyrkede areal, ligesom det dyrkede areal ikke kan inddeles i areal i omdrift og areal uden for omdrift. Endvidere er det ikke muligt at klassificere byzonearealer, som reelt er bebygget (befæstet). Derfor er det DMU's hensigt at undersøge mulighederne for at opstarte et projekt i samarbejde med Arealdatakontoret, hvor arealerne klassificeres ud fra satellitdata. Herved opnås i første omgang en bedre klassificering af dyrket areal både i og uden for omdrift, skovareal og bebygget areal. På længere sigt vil det sandsynligvis være muligt at opgøre fordelingen på afgrødetyper.

## Overblik over antallet af husdyr i oplandene

Reduktioner i landbrugets forurenelinger som følge af NPO-on i gårdbidraget. Det er derfor vigtigt ved vurdering af effektiviteten af disse planer at have rimelige data om antallet af dyreenheder i de oplande, hvor fosforbelastningen primært kommer fra landbruget.

Der kan i oplande, hvor der er stor belastning fra landbruget, laves en opgørelse af antallet af dyreenheder og anvendelse af husdyrgødningen. Opgørelse kan bygge på landbrugstilsynet i kommunerne, en forespørgsel til landbrugskonsulentene og Danmarks Statistiks opgørelse af husdyrbestanden i de enkelte kommuner. Da der skal anvendes en stor ressource til disse opgørelser, er det næppe realistisk, at amterne kan nå at indhente oplysninger fra de berørte kommuner til den første rapportering.

## Punktkilder

For alle søerne udarbejdes en oversigt over alle betydende punktkilder.

- Ved kommunale spildevandsanlæg angives oplysninger om de enkelte anlæg. Følgende oplysninger skal som minimum angives:

- antal tilsluttede PE til anlægget
- antal PE som anlægget er dimensioneret til,
- rensningstype og -effektivitet, følgende rensningstyper kan bl.a. tænkes:
  - spredt (direkte) udlødnig fra mindre bysamfund
  - mekanisk rensning
  - mekanisk/biologisk rensning
  - bassinlæg
  - biologisk/kemisk rensning
  - andet
- en historisk oversigt over anlægget. Hvorfor anlægget er oprettet, ændringer i antallet af PE og rensningstype, samt hvorfor der forventes ændringer af anlægget eller antallet af tilsluttede PE.

Der angives, hvilket datagrundlag, som findes til beregning af udledte mængder af kvælstof, fosfor, organisk stof og ferskvand: Følgende tabel kan anvendes som udgangspunkt:

Datagrundlag til beregning af udledte mængder: Tabellen skal forstås på følgende måde: Eksempelvis ved type 3 kan belastningen fra anlægget beregnes ud fra antal PE og erfaringstal, eller ud fra data fra afløbskontrol, som kan danne grundlag for beregning af årlige transporter af kvælstof, fosfor, organisk stof og ferskvand.

type	PE	NPO Ø ÅRLIGE DATA	NPO Ø MÅNEDS DATA
1	X		
2	X	X X	
3	X	X X X	
4	X	X X X	X X
5	X	X X X	X X X

- For industrier med direkte udledning (kap. 5-virksomheder) angives tilladte og målte udledningmængder af NPO
- ved dambrug angives årsproduktion og udledningmængder af NPO

- overfaldsbygværker og regnvandsudløb registreres og en evt. belastning fra disse vurderes. Denne aktivitet bør koordineres med overvågningsaktiviteterne i spildevandsafdelingerne, således at de oplande, hvor det vurderes, at belastningen fra overfaldsbygværker og regnvandsudløb er stor, undersøges først
- spredt bebyggelse, dvs. udledning af husspildevand uden for kloakerede områder.

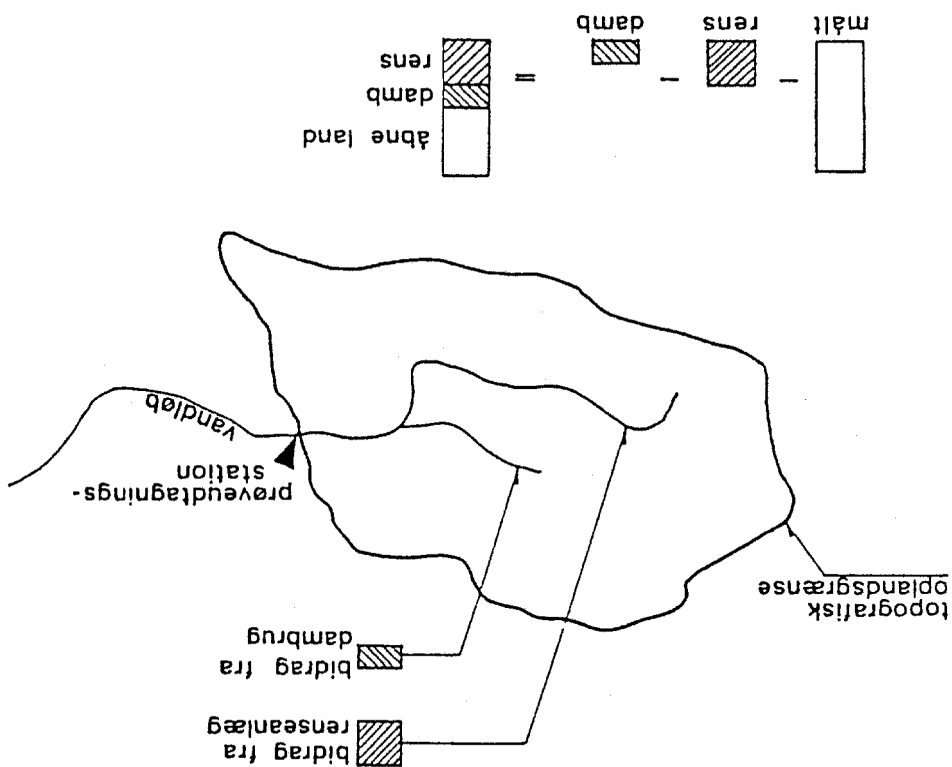
Efter realiseringen af foranstaltningerne i forbindelse med Vandmiljøplanen vil belastningen med fosfor fra udledninger af husspildevand uden for kloakerede områder udgøre omkring 25% af den samlede belastning fra punktkilder (uden arealbidsaget), se tabel 2.1.1 i Fosforreddegørelsen. Det er derfor vigtigt, at der på længere sigt sker en grundlig opgørelse af denne belastning. Omvendt er der i dag mange oplande, hvor belastningen fra spredt bebyggelse er lille. Derfor er der til den første oplandsbeskrivelse opstillet følgende kriterier:

I de oplande, hvor fosforbelastningen fra spredt bebyggelse har væsentlig betydning (>20%) for den samlede belastning bør følgende opgøres:

- Antallet af huse opgøres, og spildevandspotentialet i oplandet vurderes ud fra den generelle fordeling af "an-

Lægstyper" i de kommuner, der ligger i oplandet. Eksempelvis vil spildevandspotentialet være forskelligt i kommuner uden og med tømningsordning af septictanke, ligesom fordelingen på nedslutningsanlæg, og direkte udløbning vil variere kommunerne imellem. DMU vil forsøge at opstille/fremskaffe standardværdier til brug for beregning af bidraget fra spredt bebyggelse.

Oplysningerne i forbindelse med registrering af belastningskilderne i oplandet skal anvendes ved kildeopdeling af de målte transporter. Der bør foretages en samlet vurdering/beskrivelse af, hvorledes denne kildeopdeling af de målte transporter foretages mest hensigtsmæssigt. Fagdatacentret for ferskvandsdata vil forsøge at udarbejde forslag til kildeopdeling, ligesom amterne bør vurdere, hvorledes kildeopdelingen opgøres mest hensigtsmæssigt. Kildeopdelingen vil herefter blive diskutere ret på fagmøderne i februar/marts 1990.



Figur 3. Principskitse for kildeopdeling. Fra Ringkøbing amtskommune/Hedeselskabet 1988. Stoftransportberegninger. Kildeopdeling og samlet opgørelse. Ringkøbing Fjord 1983 og 1986.

Indhold af stations- og oplandsbeskrivelserne for vandløbsstationerne i det lokale net (typeoplande)

## Beskrivelse af den enkelte vandløbsstation

Under dette punkt rapporteres to oversigtskort over henholdsvis oplandet til vandløbsstationen og over de vigtigste belastningskilder i oplandet. Udover disse punkter kan der indgå andre beskrivende oplysninger.

Oversigtskort  
Optegning af vandløbssystemet. Navne på vandløbene angives, se forslag i figur 1.

Oversigtskort 1:25.000  
Oversigtskort i ca 1:25.000 over oplandet til vandløbsstationen. Grænsen for det topografiske opland markeres med en stiplet linie. I vandløbet markeres de væsentlige forureningskilder, eksempelvis spildevandsanlæg, dambrug, større regnvandsudløb og overfaldsbygværker, se forslag i figur 2.

## Afstrømningsforhold

Ud fra vandføringsmålingerne på stationen udregnes en række beskrivende statistiske parametre:

- middelvandføring
- medianvandføring
- 25% kvartil
- 75% kvartil
- minimums- og maksimumsvandføring.

Arealastrømningen ( $l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$ ) opgøres og vurderes i forhold til det topografiske opland, se endvidere under opgørelse af opland.

## Oplandsbeskrivelse

Oplandsbeskrivelsen består af en opgørelse af det topografiske opland til vandløbsstationen. Derudover en beskrivelse af jordtypen og arealudnyttelsen i oplandet samt en kortlægning af de vigtigste punktkilder i oplandet.

Følgende ting kan som minimum opgøres:

## Opland

I første omgang opgøres det topografiske opland til vandløbsstationen, og der foretages en korrektion for de drænoplande, der ændrer betydeligt på det topografiske opland.

Det vurderes, at hvis grundvandsoplandene skal opgøres, skal der anvendes en betydelig ressource til denne opgørelse. En opgørelse af grundvandsoplandene er ønskelig i de oplande med et stort

grundvandsbidrag, men i forbindelse med de første rapporteringer i 1990 og 1991 bør problemets omfang opgøres, og derefter bør det vurderes, om det er nødvendigt at anvende ressourcer til at opføre grundvandsopland.

I forbindelse med opgørelse af jordtypen og arealudnyttelsen i oplandet bør det vurderes om den fundne forskel mellem størrelsen af topografisk opland og grundvandsopland har væsentlig betydning.

## Topografisk opland

Det topografiske opland er helt omkranset af vandskel. Ved vandskel forstås linier i terrænet, hvor det vand, der bevæger sig langs overfladen, ikke passerer. Dette betyder, at vandskellene altid skærer højdekurverne vinkelret.

Oplandet konstrueres ud fra Geodætisk Instituts højdekurvekort i 1:25.000. I visse områder kan det være vanskeligt at udarbejde vandskel alene på grundlag af GI-kort, f.eks. flade moseområder, afvandede områder under havniveau og byområder, og vandskellenes placering må skønsmæssigt opgøres. Når det topografiske opland er opgjort, anbefales det at få Hedeselskabets Distriktskontorer til at vurdere de topografiske oplande i forhold til drænsystemerne i oplandet.

Når der er foretaget en rimelig opgørelse af størrelsen og udbredelsen af oplandet, foreligger der et godt basismateriale for opgørelse og vurdering af jordtype samt arealudnyttelsen i oplandet.

## Jordtype

Jordtypen i oplandet opgives ud fra Arealdatakontorets (ADK) jordklassificering, som procentfordeling af:

- 1) grovsandet
- 2) finsandet
- 3) lerblandet sandjord
- 4) sandblandet lerjord
- 5) lerjord
- 6) svær lerjord
- 7) humus
- 8) kalkrig jord.

Opgørelsen kan ske ud fra Arealdatakontorets Jordklassificeringskort, eller oplandet kan indtegnes på kalket eller kort i 1:25.000 og indsendes til ADK, hvorefter ADK mod betaling digitaliserer kortet og laver en opgørelse af en række af de vigtigste parametre i oplandet, bl.a. jordtype og arealudnyttelse.

## Kortlægning af kilder til næringsstoftransport

Kortlægningen skal omfatte en registrering af alle betydende kilder til stoftransport fra oplande. Detaljeringsgraden af kortlægningen afhænger af de enkelte kilders betydning for den samlede stoftransport.

### Overblik over arealudnyttelsen

Ud fra opgørelse af det topografiske opland og ADK's jordklassificering foretages der en opgørelse af fordelingen på følgende typer:

- dyrket areal
- skovareal
- andre arealer, såsom heder og naturområder
- bebygget (befæstet) areal
- ferskvandareal.

For nærmere beskrivelse af arealtyper, se side 6 og notatet fra ADK's "Arealberegningssmuligheder ved Arealdatakontoret" vedlagt dette notat som bilag 1.

Denne opgørelse af arealudnyttelsen i oplandene er ikke tilfredsstillende på langt sigt, bl.a. fordi der ikke kan foretages en nøjagtig opgørelse af det dyrkede areal, ligesom det dyrkede areal ikke kan inddeles i areal i omdrift og areal uden for omdrift, endvidere er det ikke muligt at klassificere byzonearealer, som reelt er bebygget (befæstet). Derfor er det DMU's hensigt at undersøge mulighederne for at opstarte et projekt i samarbejde med Arealdatakontoret, hvor arealerne klassificeres ud fra satellitdata. Herved opnås i første omgang en bedre klassificering af dyrket areal både i og uden for omdrift, skovareal og bebygget areal. På længere sigt vil det sandsynligvis være muligt at opføre fordelingen på afgrødetyper.

### Overblik over antallet af husdyr i oplandene

Reduktionerne i landbrugets forurenelinger som følge af NPO-handlingsplanen og Vandmiljøplanen skal især ske ved en reduktion i gædbidraget. Det er derfor vigtigt ved vurdering af effekten af disse planer at have rimelige data om antallet af dyreenheder i de oplande, hvor fosforbelastningen primært kommer fra landbruket.

Der kan i oplande, hvor der er stor belastning fra landbruket, laves en opgørelse af antallet af dyreenheder og anvendelse af husdyrgødningen. Opgørelsen kan bygge på landbrugstilsynet i kommunerne, en forespørgsel til landbrugskonsulenterne og Danmarks Statistiks opgørelse af husdyrbestanden i de enkelte kommuner. Da der skal anvendes en stor ressource til disse opgørelser, er det næppe realistisk, at amterne kan nå at indhente oplysningerne fra de berørte kommuner til den første rapportering.

# Punktkilder

For alle vandløbsstationer udarbejdes en oversigt over alle betydende punktkilder.

- Ved kommunale spildevandsanlæg angives oplysninger om de enkelte anlæg. Følgende oplysninger skal som minimum angives:

- antal tilsluttede PE til anlægget,  
- antal PE som anlægget er dimensioneret til,  
- rensningstype og -effektivitet følgende rensningstyper kan bl.a. tænkes:

- spredt (direkte) udledning fra mindre bysamfund

- mekanisk rensning

- mekanisk/biologisk rensning

- bassinanlæg

- biologisk/kemisk rensning

- andet

- en historisk oversigt over anlægget. Hvor når anlægget er oprettet, ændringer i antallet af PE og rensningstype, samt hvor når der forventes ændringer af anlægget eller antallet af tilsluttede PE.

Der angives, hvilket datagrundlag, som findes til beregning af udledte mængder af kvælstof, fosfor, organisk stof og ferskvand: Følgende tabel kan anvendes som udgangspunkt:

Datagrundlag til beregning af udledte mængder: Tabellen skal forstås på følgende måde: Eksempelvis ved type 3 kan belastningen fra anlægget beregnes ud fra antal PE og erfaringstal, eller ud fra data fra afløbskontrol, som kan danne grundlag for beregning af årlige transporter af kvælstof, fosfor, organisk stof og ferskvand.

type	PE	NPO Ø	ÅRLIGE	DATA
		NPO Ø	ÅRLIGE	DATA
1	X			
2	X		X X	
3	X		X X X	
4	X		X X X	X X
5	X		X X X	X X X

- For industrier med direkte udledning (kap. 5-virksomheder) angives tilladte og målte udledningsmængder af NPO

- ved dambrug angives årsproduktion og udledningsmængder af NPO

- overfaldsbygværker og regnvandsudløb registreres og en evt. belastning fra disse vurderes. Denne aktivitet bør koordineres med overvågningsaktiviteterne i spildevandsafdelingerne, således at de oplande, hvor det vurderes, at belastningen fra overfaldsbygværker og regnvandsudløb er stor, undersøges først

- spredt bebyggelse, dvs. udlægning af husspildevand uden for kloakerede områder. Efter realiseringen af foranstaltningerne i forbindelse med Vandmiljøplanen vil belastningen med fosfor fra udlægning af husspildevand uden for kloakerede områder udgøre omkring 25% af den samlede belastning fra punktkilder (uden arealbidraget), se tabel 2.1.1 i Fosforredøgørelsen. Det er derfor vigtigt, at der på længere sigt sker en grundig opfølgelse af denne belastning. Omvendt er der i dag mange oplande, hvor belastningen fra spredt bebyggelse er lille. Derfor er der til den første oplandsbeskrivelse opstillet følgende kriterier:
- I de oplande, hvor fosforbelastningen fra spredt bebyggelse har væsentlig betydning (<20%) for den samlede belastning bør følgende opgøres:
- Antallet af huse opgøres, og spildevandspotentialet i oplandet vurderes ud fra den generelle fordeling af "anlægstyper" i de kommuner, der ligger i oplandet. Eksempelvis vil spildevandspotentialet være forskelligt i kommuner uden og med tømningssortering af septiktanke, ligesom fordelingen på nedslætningsanlæg, og direkte udlægning vil variere mellem. DMU vil forsøge at opstille/frem-skatte standardværdier til brug for beregning af bidraget fra spredt bebyggelse.
- Oplysningerne i forbindelse med registrering af belastningskilderne i oplandet skal anvendes ved kildedeling af de målte transporter. Der bør foretages en samlet vurdering/beskrivelse af, hvorledes denne kildedeling af de målte transporter foretages mest hensigtsmæssigt. Fagdatacentret for ferskvandsdata vil forsøge at udarbejde forslag til kildedeling, ligesom amterne bør vurdere, hvorledes kildedelingen opgøres mest hensigtsmæssigt. Kildedelingen vil herefter blive diskuteret på fagmøderne i februar/marts 1990.

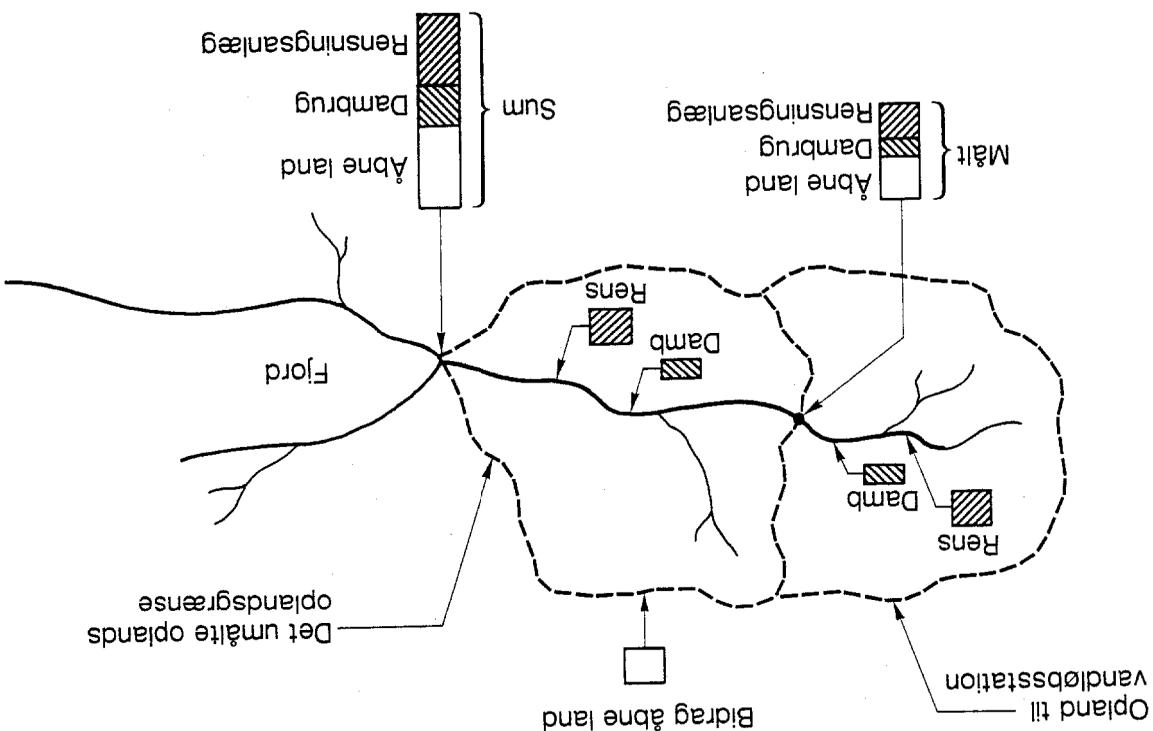


Indhold af stations- og oplandsbeskrivelserne for vandløbsstationer i det nationale net

## Beskrivelse af den enkelte vandløbsstation

OverSIGTSKORT  
 Optegning af vandløbssystemet. Navne på vandløbene angives, se forslag i figur 1.

OverSIGTSKORT 1:100.000  
 Oversigtskort i ca. 1:100.000 over oplandet til vandløbssystemet. Oplandet til vandløbsstationen markeres. Grænsen for det topografiske opland til kystområdet markeres med en stiplede linie. I vandløbet markeres de vigtigste punktkilder, eksempelvis spildevandsanlæg, dambrug, større regnvandsudløb og o-vertalsbygværker, se forslag i figur 4.



Figur 4. Oversigtskort.

## Afstrømningsforhold

Ud fra vandføringsmålinger udregnes en række beskrivende statistiske parametre:

- middelvandføring
- medianvandføring
- 25% kvartil
- 75% kvartil
- minimums- og maksimumsafstrømning.

Arealafstrømningen ( $l s^{-1} km^{-2}$ ) opgøres og vurderes i forhold til det topografiske opland (se endvidere under opgørelse af opland).

## Oplandsbeskrivelse

Oplandsbeskrivelsen består af en opgørelse af det topografiske opland. Derudover en beskrivelse af jordtypen og arealudnyttelsen samt en registrering af de vigtigste punktkilder i oplandet.

### Umålte oplande

Det nationale vandløbsnet er planlagt således, at stoftransporten via hovedvandløbene til de kystnære områder kan opgøres. Oplandet til vandløbsstationerne i nettet dækker omkring 50% af landets areal. I de landsdækkende oversigtskort skal Fagdatacentret foretage en samlet vurdering af næringsstofftransporten fra land, dvs. også vurderer transporten fra oplandene nedstrøms vandløbsstationerne og fra de øvrige umålte oplande. Såfremt amtskommunerne foretager denne vurdering af stoftransporten fra et helt vandløbssystem til et kystområde, vil Fagdatacentret anvende disse opgørelser i den landsdækkende sammenstilling. Da amtskommunerne har de bedste forudsætninger til at vurdere stoftransporten fra de umålte oplande, anbefales det, at amterne foretager disse opgørelser.

### Topografisk opland

Ved de nationale vandløbsstationer opgøres kun det topografiske opland. Der kan opgøres det samlede opland for vandløbssystemet, oplandet til vandløbsstationen og oplandet nedstrøms stationen. Oplandene konstrueres ud fra Geodætisk Institut's højdekurvekort i 1:25.000. I visse områder kan det være vanskeligt at udarbejde vandskel alene på grundlag af GI-kort f.eks. flade moseområder, afvandede områder under havniveau og byområder, og vandskellenes placering må skønsmæssigt opgøres.

Når der er foretaget en rimelig opgørelse af størrelsen og udbredelsen af de enkelte oplande, foreligger der et godt basist materiale for opgørelse og vurdering af jordtype og arealudnyttelsen i de enkelte oplande.

### Jordtype

Jordtypen i de opførte oplande opgives ud fra Arealdatakontorets (ADK) jordklassificering, som procentfordeling af:

- 1) grovsandet
- 2) finsandet
- 3) lerblandet sandjord
- 4) sandblandet lerjord
- 5) lerjord
- 6) svær lerjord
- 7) humus
- 8) kalkrig jord.

Opgørelsen kan ske ud fra Arealdatakontorets Jordklassificeringskort, eller oplandene kan indtegnes på kalket eller kort i 1:25.000 og indsendes til ADK, hvorefter ADK mod betaling digitaliserer kortet og laver en opgørelse af en række af de vigtigste parametre i oplandene.

## Kortlægning af kilder til næringssstofftransport

De enkelte kilder til udledninger i oplandet skal registreres. Detaljeringsgraden af kortlægningen afhænger af de enkelte kilder betydning for den samlede stofftransport. Detaljeringsgraden skal generelt være mindre for de nationale vandløbsstationer end for stationerne i typeoplandene. Der kan ske opgørelse for:

- oplandet til vandløbsstationen og
- det umålte opland nedstrøms vandløbsstationen.

## Overblik over arealudnyttelsen

Ud fra opgørelsen af de topografiske oplande foretages en opgørelse (ud fra ADK's arealklassificering) af fordelingen af:

- dyrket areal
- skov
- andre arealer som heder og naturområder
- bebygget (befæstet) areal
- ferskvandareal.

Se endvidere side 6 og bilag 1.

## Punktkilder

Der udarbejdes en oversigt over alle betydende punktkilder.

Ved kommunale spildevandsanlæg angives oplysninger om de enkelte anlæg, følgende oplysninger skal som minimum angives:

- antal tilsluttede PE til anlægget,
- antal PE som anlægget er dimensioneret til,
- rensningstype og -effektivitet følgende rensningstype kan bl.a. tænkes:
- spredt (direkte) udledning fra mindre bysamfund
- mekanisk rensning
- mekanisk/biologisk rensning
- bassin anlæg
- biologisk/kemisk rensning
- andet
- en historisk oversigt over anlægget. Hvor når anlægget er oprettet, ændringer i antallet af PE og rensningstype, samt hvor når der forventes ændringer af anlægget eller antallet af tilsluttede PE.

Der angives, hvilket datagrundlag, som findes til beregning af udledte mængder af kvælstof, fosfor, organiske stoffer og ferskvand: Følgende tabel kan anvendes som udgangspunkt:

Datagrundlag til beregning af udlæste mængder: Tabellen skal forstås på følgende måde: Eksempelvis ved type 3 kan belastningen fra anlægget beregnes ud fra antal PE og erfaringstal, eller ud fra data fra afløbskontrol, som kan danne grundlag for beregning af årlige transport af kvælstof, fosfor, organisk stof og ferskvand.

type	PE	NPO 0 ÅRLIGE	DATA	NPO 0 MÅNEDS	DATA
1	X				
2	X	X X			
3	X	X X X			
4	X	X X X		X X	
5	X	X X X		X X X	

- For industrier med direkte udlædning (kap. 5 virksomheder) angives tilladte og målte udlædningsmængder af NPO
- ved dambrug angives årsproduktion og udlædningsmængder af NPO

- øvrige punktkilder registreres og størrelsen af belastningen fra disse vurderes.

Som eksempel på præsentation og kildeopdeling af belastningskilder er der i bilag 2 vist et eksempel fra Limfjordsundersøgelsen.

## Beskrivelse af den enkelte kilde

Overstigtskort 1:25.000

Overstigtskort i ca. 1:25.000 over oplandet til kilden. Oplandet til kildestationen markeres.

## Oplandsbeskrivelse

Oplandsbeskrivelsen består af en opgørelse af det topografiske og evt. afstrømningsoplandet til kilden. Derudover en beskrivelse af jordtypen og arealudnyttelsen i oplandet samt en registrering af evt. punktkilder i oplandet.

Følgende ting skal som minimum opgøres:

## Opland

Med kendskab til vandføringen i kilden kan man beregne kildens grundvandsoplands omtrentlige størrelse, men ikke den nøjagtige geografiske afgrænsning af oplandet. Ved at se detaljeret på et topografisk kort kan man dog ofte, formentlig endda med rimelig sikkerhed, fastlægge afgrænsning af oplandet. Se endvidere det udsendte notat fra Fagdatacentret for ferskvandsdata 5/1 1989. Når der er foretaget en rimelig opgørelse af størrelsen og udbredelsen af oplandet, foreligger der et godt basismateriale for opgørelse og vurdering af jordtype og arealudnyttelsen i oplandet.

## Jordtype

Jordtypen i oplandet opgives ud fra Arealdatakontorets (ADK) jordklassificering, som procentfordeling af:

- 1) grovsandet
- 2) finsandet
- 3) lerblandet sandjord
- 4) sandblandet lerjord
- 5) lerjord
- 6) svær lerjord
- 7) humus
- 8) speciel jordart.

Opgørelsen kan ske ud fra Arealdatakontorets Jordklassificeringskort eller oplandet kan indtegnes på kalke- eller kort i 1:25.000 og indsendes til ADK, hvorefter ADK mod betaling digtalisserer kortet og laver en opgørelse af en række af de vigtigste parametre i oplandet.

## Kortlægning

De enkelte belastningskilder i oplandet skal kortlægges. Da hovedparten af belastningen kommer fra det åbne land skal der foretages en detaljeret opgørelse af arealudnyttelsen i oplandet. Derudover skal et evt. bidrag fra spredt bebyggelse vurderes.

## Overview over arealudnyttelsen

Ud fra opgørelsen af oplandet foretages en opgørelse (ud fra ADK's arealklassificering) af fordelingen af:

- dyrket areal
- skov
- andre arealer såsom heder og naturområder
- bebygget (befæstet) areal
- ferskvandareal.

Dyrket areal er det areal, der er klassificeret som farvekode 1-8 (jordtyperne). Dette areal vil dog også omfatte arealer, som ikke anvendes i dyrkningsmæssig sammenhæng. Disse arealer udgøres primært af:

- bebyggelse i landzone, dvs. landsbyer, gårde, tekniske anlæg, veje, jernbaner, råstofgrave, heder, mindre søer og mindre skove samt strandenge (generelt mindre end 0,5 ha).

Det dyrkningsklassificerede område er således større end det reelt dyrkede areal, (ca. 11-29%), og afvigelsen bør vurderes for de enkelte oplande ud fra ADK's jordklassificeringskort og et tilsvarende kort fra Geodætisk Institut.

Skovareal er det areal, der er klassificeret som arealtipe 13, 14 og 19, skovarealer kan forsøges inddelt i løv- og nåleskov. Andre arealer, såsom heder og øvrige naturområder, er ikke klassificeret i ADK-system, men hvis der foretages en justering af det dyrkede areal med disse typer, vil det være rimeligt at opføre fordelingen af dem.

## Overview over antallet af husdyr i oplandene

Reduktionen i landbrugets forureddninger som følge af NPO-handlingsplanen og Vandmiljøplanen skal især ske ved en reduktion i gærdbidraget. Det er derfor vigtigt ved vurdering af effekten af disse planer at have rimelige data om antallet af dyreenheder i de oplande, hvor fosforbelastningen primært kommer fra landbruket.

Der kan i oplande, hvor der er stor belastning fra landbruket, laves en opgørelse af antallet af dyreenheder og anvendelse af husdyrgødningen. Opgørelse kan bygge på landbrugstilsynet i kommunerne, en forespørgsel til landbrugskonsulentene og Danmarks Statistiks opgørelse af husdyrbestanden i de enkelte kommuner. Da der skal anvendes en stor ressource til disse opgørelser, er det næppe realistisk, at amterne kan nå at indhente oplysninger-

ne fra de berørte kommuner til den første rapportering.

### Punktkilder

Spredt bebyggelse, dvs. udlægning af spildevand uden for kloakerede områder.

Der opgøres antallet af huse, og spildevandspotentialet i oplandene vurderes ud fra den generelle fordeling af "anlægstyper" i de kommuner, der ligger i oplandet. Eksempelvis vil spildevandspotentialet være forskelligt i kommuner uden og med tømningsordning af septiktanke, ligesom fordelingen på nedslætningsanlæg, og direkte udlægning vil variere kommunerne imellem. DMU vil forsøge at opstille/fremskaffe standardværdier til brug for beregning af bidraget fra spredt bebyggelse.

Øvrige punktkilder registreres, og størrelsen af belastningen fra disse vurderes.

## Arealberegningssmuligheder ved Arealdatakontoret.

### Datagrundlag

Arealberegning foretages på grundlag af koordinatsatte grænse-  
data, hvor der skelnes mellem to typer:

1. Grænser for temaer, d.v.s. afgrænsning af arealer med  
specifikke egenskaber, f.eks. jordtypegrænser.

2. Grænser for beregningsområder, d.v.s. afgrænsningen af de om-  
råder indenfor hvilke der skal opgøres arealfordelinger for  
de aktuelle tematiske data., f.eks. oplande eller kommuner.

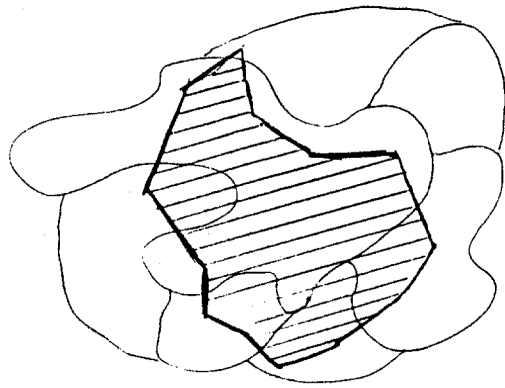
For begge datatyper kræves, at grænselinierne danner et lukket  
netværk, hvor hvert areal (polygon) er identificeret med en en-  
tydig kode (f.eks. jordtype kode) eller et entydigt nummer (f.eks.  
et oplandsnummer).

### Arealberegningssmuligheder

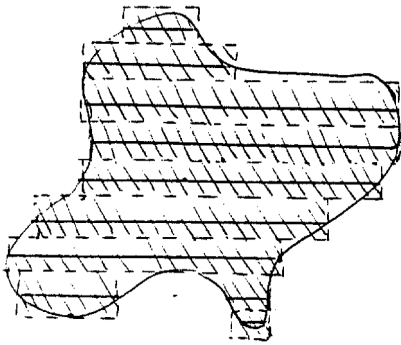
Arealberegningerne kan foretages på to måder:

1. Polygonmetoden, d.v.s. der oprettes polygoner for de områder  
der skal beregnes indenfor. Disse polygonlinier bruges til ud-  
sortering af de dele af tema-grænserne der ligger indenfor poly-  
gonerne, hvorved arealerne kan beregnes.
2. Rastermetoden, der er baseret på beregning af (normalt) vand-  
rette linier med en given afstand indenfor hvert arealpolygon,  
d.v.s. fra grænselinie til grænselinie. Rasterlinien repræsente-  
rer så et areal = længden \* rasterlinies afstand. Arealbereg-  
ningerne er baseret på sammentælling af længderne af de sam-  
mentællende rasterlinier i område-rasterne og tema-rasterne.

Polygon metode layout



Raster metode layout





Nøjagtighederne i beregningerne, når der ses bort fra den primære unøjagtighed i grænseindtegningen og koordinatsætningen af grænserne, kan gøres vilkårlig god med begge metoder:

Polygonmetoden: Polygonen opbygges primært af et vilkårligt antal punkter. Ved arealberegningen kan man vælge, enten at anvende det originale antal punkter, eller der kan fjernes punkter. Prisen på beregningerne er direkte proportional med antallet af punkter. Ved f.eks. normale oplandspolygoner vil koordinatsætningsafstanden mellem punkterne i polygonen normalt være 30-50 m. Arealberegningerne kan normalt udføres med mindste punktstand på 150-200 m, uden at resultatet afviger mere end op til 1-2 %, hvilket bl.a. skyldes at fejlene ophæver hinanden. For små enkeltarealer der skræres af polygonen, kan afvigelserne naturligvis blive meget store.

Raster metoden: Nøjagtigheden afhænger af afstanden mellem raster-linjerne, og prisen er proportional med denne afstand. Normalt, jvnt. ovenstående eksempel, vil en raster afstand på 100 m kun afvige lidt for en beregning med en rasterafstand på f.eks. 50 m.

Hvilken metode der er mest fordelagtig til en given opgave må afgøres fra tilfælde til tilfælde. Normalt vil polygonmetoden være bedst ved simple polygoner og komplekse tema-data. Polygonmetoden har dog nogle tekniske begrænsninger, primært kan den ikke anvendes, hvis der er sammenfald mellem linjerne i polygonen og linjerne i tema-dataene. Denne begrænsning har raster metoden ikke, til gengæld er denne metode mere kompliceret at anvende, fordi der er involveret betydeligt større datamængder.

### Specielle muligheder ved raster-data

Anvendelse af rasterdata indebærer nogle ekstra muligheder, der ikke umiddelbart er tilgængelige når der anvendes polygoner. Disse muligheder kan bedst illustreres ved et tænkt eksempel:

- Datatyper: 1) Afgrænsning af oplande.  
2) Områder med markvandings tilladelser.  
3) Kommunegrænser.

- 4) Afgrænsning af klasserne for okkerpotentialet.  
5) Afgrænsning af arealtyper (jordtyper, skov etc.)  
6) Afgrænsning af arealudnyttelse (dyrket mark evt. afgrøde opdelt).  
7) Afgrænsning af kvartærgeologi i meter dybde

(underbunden moræne ler, sand etc.).

Alle datatyper foreligger på rasterform. Og kan nu kombineres frit, således at man dels kan få arealerne ud, og dels data således at der på kort kan udtegnes hvor de forskellige kombinationer optræder, f.eks. hvor store arealer og hvor ligger der i opland NN i kommune MM markvandede arealer på sandet geologi med kornafgrøder og okkerpotentialet i klasse II til III, på jordtyperne Farvekode 1+2+3. Beregningerne kan foretages dels ved sammenlægning, d.v.s. hvor egenskaberne falder sammen, men også ved udelukkelse, f.eks.: hvor markvandes der ikke på kornafgrøder der dyrkes på sandjord med sandet underbund.

#3Datagrundlag

Arealberegningerne kan udføres på alle tilgængelige datatyper, af primær interesse er ADK Arealtype Database, der indeholder afgrænsning af følgende temaer:

Jordklassificeringens Farvekoder:

Farvekode 1 - Grovsandet Jord  
Farvekode 2 - Finsandet Jord  
Farvekode 3 - Lerblandet sandjord  
Farvekode 4 - Sandblandet Lerjord  
Farvekode 5 - Lerjord  
Farvekode 6 - Svær Lerjord  
Farvekode 7 - Humus Jord  
Farvekode 8 - Kalkrig Jord.

I forbindelse med den landsomfattende jordklassificering er det totale landområde opdelt i en systematisk arealstrukturering. Derved er foretaget en opdeling i klassificeret og ikke-klassificeret område. Det klassificerede område er inddelt i de 8 jordtyper (den dominerende jordtype i 0-20 cm dybde). Jordtypedefinitionerne er vist i bilag. Jordtyperne svarer til farvekoderne på basisdatakort, 1:50.000 (JB-serien). Det ikke-klassificerede område indeholder arealer af byzone/-sommerhusområde, skove, ferske vande (søarealer), restområder, samt arealer der senere kan klassificeres med jordtyper.

I henhold til arealstruktureringen vil det klassificerede område, bestående af jordtyperne 1-8, også omfatte arealer, der ikke anvendes i dyrkningsmæssig sammenhæng. Disse arealer udgøres primært af:

- bebyggelse i landzone, dvs. landsbyer, gårde, tekniske anlæg
- veje, jernbaner, ræstogtrave, hede, mindre søer og mindre skove
- samt strandenge (generelt arealer under 0.5 ha.).

Det må bemærkes, at marginale jorder (f.eks. hede) arealmæssigt vil have større vægt på jordtype 1-2, men en vægtning heraf må bero på et skøn.

Det klassificerede område er således i de enkelte amtskommuner noget større end det dyrkede areal ifølge Danmarks Statistik. Afvigelsen varierer fra ca. 11% til ca. 29%.

Byzone/sommerhusområde

Arealtype 9 - Byzone  
Arealtype 16 - Sommerhusområder  
Arealtype 17 - Lokalplaner i landzone  
Arealtype 18 - Lokalplaner i landzone for sommerhusområder  
Arealtype 21 - Bebyggelse i landzone.

Type 9 omfatter både byzone og sommerhusområde, slået sammen i en arealttype. Der er dog i enkelte amtskommuner påbegyndt en opdeling i to typer, 9 og 16. I enkelte amtskommuner er registrering af landzone-lokalplaners områder, type 17 og 18. Arealtal for disse typer kan derfor ikke anvendes på landsplan.

Det bemærkes, at byzonen generelt vil indeholde relativt store ubebyggede arealer, herunder landbrugsarealer. Det ubebyggede areal kan udgøre 11-27% af byzonen, ifølge opgørelser i forbindelse med areal- og byggeomønstersundersøgelsen 1978, se tabel R1, Regionplanorientering nr. 12, Planstyrelsen 1979.

Grundlaget for byzone/sommerhusområde er kortmateriale fra amtskommunerne, der bygger oplysningerne på areal- og byggeomønstersundersøgelserne hvert fjerde år. Det ældste grundlag er fra 1974-undersøgelsen.

Der foretages jævnligt i samarbejde med amtskommunerne en ajourføring af byzone/sommerhusområderne i databasen.

## Søer

Arealtype 10	-	Søer
Arealtype 20	-	Brakvandsøer.
Arealtype 23	-	Søer i byzone
Arealtype 25	-	Større vandløbsarealer.

Søernes afgrænsning følger 4-cm kortets topografiske definition. Søarealer over ca. 0,5-1 ha er koordinatsat. Søer ned til ca. 0,1 ha er koordinatsat i ca. 60% af landet. Brakvands-søer (type 20) er strandsøer.

## Skove

Arealtype 13	-	Skov
Arealtype 14	-	Skov i byzone
Arealtype 19	-	Skov i sommerhusområde

Skovgrænsebilledet (type 13) er indlagt i databasen ifølge 4-cm kortenes topografiske billede ud fra luftfototolkning og feltbesøg i forbindelse med den landsomfattende skovregistrering. Revisionen er foretaget med grundlag i skovregistreringens særlige forstlige definition. Ajourføringsstatus er 1975-81.

Skovafgrænsningen er sket efter følgende kriterier:

1. Arealer skal være bevokset med vedplanter, der på stedet er i stand til at udvikle sig til højstammets skov (> 6 m) og producere ved.

2. Skoven eller plantagen skal være 0,5 ha eller større.

3. Skoven skal være bredere end 20 m.

4. Skovarealet skal have - eller forventes at kunne få mindst 50% kronedekning.

5. Tilgroede juletræs- og pynategrønsskulturer på landbrugsjord anses som skov, hvis vedproduktionen antages at være af mindst lige så stor økonomisk betydning som juletræs- og pynategrønproduktionen.

## Restområder

Arealtype 12 - Restområder  
Arealtype 20 - Grundfjeld (kun Bornholm).

Omfatter områder, der ikke kan eller ikke forventes at skulle klassificeres med hensyn til jordtype. Der er oftest tale om mellem byzone og skov, etc. Der kan indgå dyrkede arealer i restområder, men de skønnes at være uden større arealmæssig betydning, eftersom restområdet ofte kun udgør højst 1-2% af totalarealet.

## Ikke-klassificerede områder

Arealtype 15

Udgøres af arealer, som ikke for tiden er klassificeret med hensyn til jordtyper. 70-80% af denne type generelt udgøres af dyrket areal.

Der er overvejende tale om mindre områder, f.eks. skovlysninger, tidligere skovarealer, mindre søer, etc. Områderne påtænkes senere klassificeret.

## Udskrift af arealberegningerne

Arealberegningerne udskrives normalt på papir i standard udskrift som vist her, der er dog også muligheder for mere komprimerede udskrift. Det er endvidere muligt at afbilde arealfordelingerne på kort, f.eks. i form af lagkager, eller søjlediagrammer.

Eksempel på standard areal liste

Bemærk.: Hav i Byzone og Brakvand indgår ikke i total arealet.

Landbrugsministeriet - Arealdatakontoret  
Engshavevej 2  
7100 Vejle

Udskrevet: 1989. 4.16

Arealtype fordel. i kommune: DRAGSHOLM (305) VESTSJÆLLANDS AMT

Type 1 (Grovsandet jord)	261 Hektar	1.7 %
Type 2 (Finsandet jord)	1292 Hektar	8.5 %
Type 3 (Lerbland.sandjord)	5012 Hektar	32.9 %
Type 4 (Sandbland.lerbland)	4081 Hektar	26.8 %
Type 5 (Lerbland)	231 Hektar	1.5 %
Type 6 (Svært lerbland)	32 Hektar	.2 %
Type 7 (Humus jord)	160 Hektar	1.0 %
Type 8 (Speciel jord)	1696 Hektar	11.1 %
Type 9 (Byzone)	1800 Hektar	11.8 %
Type 16 (Sommerhus områder)	0 Hektar	.0 %
Type 17 (Landso.lokal.plan)	0 Hektar	.0 %
Type 18 (Landz.lok.pla.som)	0 Hektar	.0 %
Type 21 (Bebygg.i Landzone)	20 Hektar	.1 %
Type 23 (Sø i byzone)	1 Hektar	.0 %
Type 10 (Ferske vandareal)	29 Hektar	.2 %
Type 25 (Større vandløb)	0 Hektar	.0 %
Type 22 (Brakvand)	0 Hektar	.0 %
Type 24 (Hav i Byzone)	0 Hektar	.0 %
Type 12 (Rest områder)	44 Hektar	.3 %
Type 13 (Skov områder)	592 Hektar	3.9 %
Type 14 (Skov i Byzone)	0 Hektar	.0 %
Type 19 (Skov i sommerhusomr.)	0 Hektar	.0 %
Type 15 (Ikke klassificeret)	0 Hektar	.0 %
Type 20 (Prækvarter)	0 Hektar	.0 %
Totalt:	15250 Hektar	100.0 %
Byzone (9+14+16+17+18+19+23):	1801 Hektar	11.8 %
Skov i alt (13+14+19):	592 Hektar	3.9 %
Skov i byzone (14+19):	0 Hektar	.0 %
Ferskvand (10+23+25):	30 Hektar	.2 %
Andet (12+15+20):	44 Hektar	.3 %

Fordeling mellem Farvekode (FK) 1-8

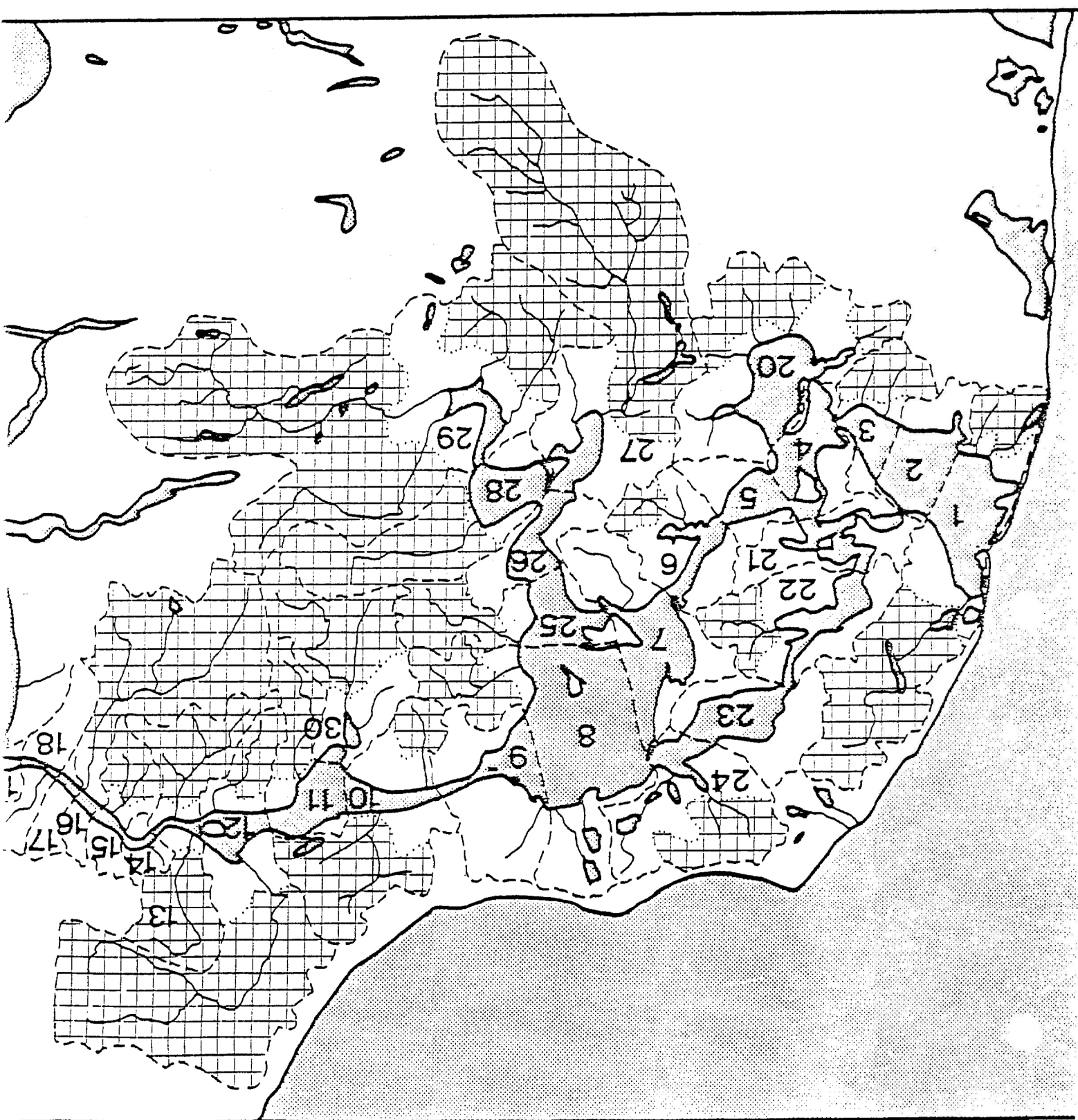
FK 1 (Grovsandet)	261 Hektar	2.0 %
FK 2 (Finsandet)	1292 Hektar	10.1 %
FK 3 (Lerbland.sand)	5012 Hektar	39.3 %
FK 4 (Sandbland.lerbland)	4081 Hektar	32.0 %
FK 5 (Lerbland)	231 Hektar	1.8 %
FK 6 (Svært lerbland)	32 Hektar	.3 %
FK 7 (Humus)	160 Hektar	1.3 %
FK 8 (Speciel jord)	1696 Hektar	13.3 %
Totalt:	12765 Hektar	100.0 %

Farvekode 1-8 udgør.: 83.7 % af total arealet

Jordklassificeringens Jordtypedefinitioner

FARVE- KODE	TEKSTURDEFINITION FOR JORDTYPE	Symbol	Jb- nr.	Vægtprocent				
				Ler under 2 µm	Silt 2-20 µm	Finsand 20-200 µm	Sand, ialt 20-2000 µm	Humus 58,7 % C
1	Grovsandet jord	GR.S.	1	0-5	0-20	0-50	75-100	Under 10
2	Finsandet jord	F.S.	2	0-5	0-20	50-100	75-100	
3	Grov lerblandet sandjord	GR.L.S.	3					
3	Fin lerblandet sandjord	F.L.S.	4	5-10	0-25	40-95	65-95	
		GR.S.L.	5					
4	Grov sandblandet lerjord	F.S.L.	6	10-15	0-30	40-90	55-90	
		L.	7					
5	Lerjord	SV.L.	8	25-45	0-45		10-75	
6	Svær lerjord Meget svær lerjord	M.S.V.L.	9	45-100	0-50		0-55	
		SL.	10	0-50	20-100		0-80	
		HU.	11					
7	Humus							Over 10
8	Speciel jordtype	SPEC.	12					

Eksempel på kildeopsplittning. Fra Limfjords-  
komiteen/Hedeselskabet 1986, bilagsrapport.  
Kildeopsplittning og samlet opgørelse over  
stoffilførslen til Limfjorden 1984.



SIGNATURFORKLARING:

- boksgrænse
- 25 boksnr.
- ||||| malt opland



ANVENDE REFERENCE OPLANDE TIL BEREGNING AF BIDRAG FRA UMLITE OPLAND

STEDNR NAVN, LOKALITET

VEGT ABNE-TN ABNE-TP ABNE-Q

KG/HA/AR KG/HA/AR L/SKM2

160143 KANAL V. HYGUM NØR 1984

FUNDONE RESULTAT

NAVN	TYPE	REC	PE	BER.	OPDAT.	TOTAL	KVELSTOF	TOTAL	TONS	TONS	L/S
TAF	M	-1	42000	2	1984	327.0	8.4	105.0			
THYBØRN	U	-1	3900	2	1984	31.4	8.2	7.8			
HARBORE	B	-1	1800	2	1984	5.0	2.0	4.5			
AGGER	M	-1	700	2	1983	2.5	0.9	1.8			
KRIK	U	-1	200	2	1983	0.9	0.3	0.5			
1ALT RENS			48600			366.8	19.8	121.5			

-1 NISSUM BREDDNING VEST, DIREKTE UDLEDNING

FJORDOMRADE 1 NISSUM BREDDNING VEST - OPLANDSOVERSIGT

21-JAN-1986 hjh

TOPOGRAFISK OPLAND 453.0 KM2

SAMLET BOKSRESULTAT FOR 1984

KVELSTOF TILFØRSEL OPLANDSVIS (TONS)

STEDNR	NAVN	DELPLAND	KM2	TOTAL	(%)	RENS	(%)	DAMB	(%)	ABNE	(%)
110090	KASTET A, AFLØB ØRUM SØ 1984		295.8	678.4	(40.7)	1	21.0	3.1	27.5	(4.1)	
160143	KANAL V. HYGUM NØR 1984		37.6	136.5	(8.2)	1	0.0	0.0	0.0	(0.0)	
160152	VESTERØ LANDKANAL, UDL I NISSUM BR. 198		27.0	147.2	(8.8)	1	0.0	0.0	0.0	(0.0)	
10000	RESTOPLAND - UMLIT - DIREKTE UDL.		92.6	703.2	(42.2)	1	366.8	(52.2)	0.0	(0.0)	
SAMLET KVELSTOF TILFØRSEL			453.0	1665.4	(100.0)	1	387.8	(23.3)	27.5	(1.7)	

POSFOR TILFØRSEL OPLANDSVIS (TONS)

STEDNR	NAVN	DELPLAND	KM2	TOTAL	(%)	RENS	(%)	DAMB	(%)	ABNE	(%)
110090	KASTET A, AFLØB ØRUM SØ 1984		295.8	19.6	(28.6)	1	7.7	(39.3)	3.8	(19.4)	
160143	KANAL V. HYGUM NØR 1984		37.6	6.6	(9.6)	1	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)	
160152	VESTERØ LANDKANAL, UDL I NISSUM BR. 198		27.0	6.3	(9.2)	1	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)	
10000	RESTOPLAND - UMLIT - DIREKTE UDL.		92.6	36.0	(52.6)	1	19.8	(55.0)	0.0	(0.0)	
SAMLET POSFOR TILFØRSEL			453.0	68.5	(100.0)	1	27.5	(40.1)	3.8	(5.5)	

FERSKVANDS TILGANG OPLANDSVIS (L/S)

STEDNR	NAVN	DELPLAND	KM2	TOTAL	(%)	RENS	(%)	ABNE	(%)
110090	KASTET A, AFLØB ØRUM SØ 1984		295.8	4310.0	(60.0)	1	15.3	(0.4)	
160143	KANAL V. HYGUM NØR 1984		37.6	688.0	(9.6)	1	0.0	(0.0)	
160152	VESTERØ LANDKANAL, UDL I NISSUM BR. 198		27.0	364.0	(5.1)	1	0.0	(0.0)	
10000	RESTOPLAND - UMLIT - DIREKTE UDL.		92.6	1815.9	(25.3)	1	121.5	(6.7)	
SAMLET FERSKVANDS TILGANG			453.0	7177.9	(100.0)	1	136.8	(1.9)	

7041.1 (98.1)

110090 KASTET A, AFLØB ØRUM SØ 1984

21-JAN-1986 n/h

HEDREGNEDE ENKELTKILDER

295.8 KM2

OPLANDSAREAL

DATA FOR RENSEANLEGE

DATA FOR RENSEANLEGE									
NAVN	TYPE	REC	FE	BER.	OPDAT.	TOTAL	KVÆLSTOF	TOTAL	FOSFOR
				MET.		TONS	TONS	TONS	TONS
SEDESTED	M	311	1900	2	1983	6.7	2.5	4.9	4.9
SJØRRING	B	311	1700	2	1983	5.3	1.9	4.3	4.3
MUNDSDORG	B	311	1000	2	1983	3.1	1.1	2.5	2.5
GETTRUP	U	355	650	2	1983	2.8	1.0	1.6	1.6
WEDDUM	U	311	450	2	1983	1.6	0.6	1.1	1.1
SVANKER	M	311	230	2	1983	0.9	0.3	0.6	0.6
HASSING	M	311	200	2	1983	0.7	0.3	0.5	0.5
TOTAL REMS									
			6110			21.0	7.7	15.3	

RECIPIENT OVERSIGT (REC)

311 KASTET A  
355 GUNDTØFT A

DATA FOR DAMBRUG

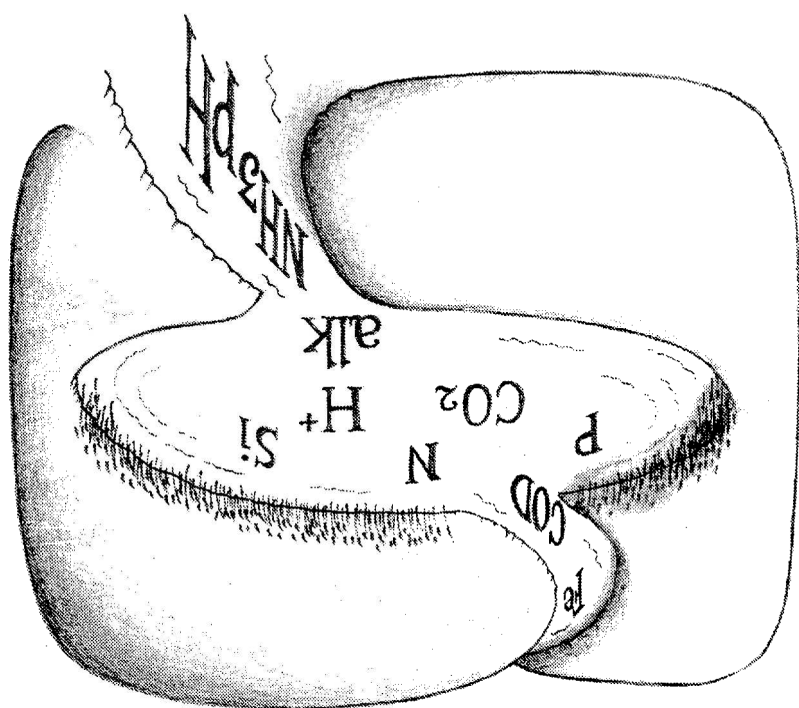
NAVN	TYPE	REC	P.EKV	BER.	OPDAT.	TOTAL	KVÆLSTOF	TOTAL	FOSFOR
				MET.		TONS	TONS	TONS	TONS
TRUP	U	311	2500	1	1983	11.0	1.5	1.5	1.5
WEDDUM	U	311	2550	1	1983	11.0	1.5	1.5	1.5
TØGBØL	U	311	1250	1	1983	5.5	0.8	0.8	0.8
TOTAL DAMS									
			6300			27.5	3.8		

RECIPIENT OVERSIGT (REC)

311 KASTET A

INGEN HÅLTE OPSTRØMS BELIGGENDE OPLANDE

# OVERVÅGNINGSPROGRAM



## Vand- og sedimentanalyser i ferskvand

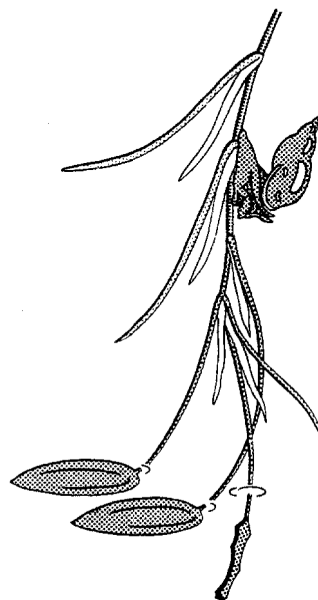
-særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder

udarbejdet af

Aage Rebsdorf

Martin Søndergaard

Niels Thyssen



Miljøstyrelsens  
Ferskvandslaboratorium

## FORORD

I forbindelse med iværksættelsen af Vandmiljøplanens overvågningsprogram har Ferskvandslaboratoriet ment det nyttigt at publicere nogle af de specielle kemiske og fysiske analyse- og beregningsmetoder, som vi har anvendt gennem en række år. Det drejer sig dels om modifikation af nogle metoder fra Dansk Standard, dels om mere specielle analysemetoder, som ikke er optaget i Dansk Standard, men som er nødvendige i relation til overvågningen af ferskvand. Ligeledes er der inkluderet nogle beregningsformler og tabeller, som kan være nyttige at have ved hånden. Til sidst er der medtaget nogle sedimentundersøgelsesmetoder, dels en bestemmelse af klorofyl på sediment, dels nogle metoder, der bl.a. kan anvendes til at vurdere den interne fosforbelastning i søer.

De vandkemiske metoder og bestemmelse af total fosfor og total jern i sediment er udarbejdet og samlet af Aage Rebsdorf, metoden til klorofylbestemmelse i sediment er udarbejdet af Niels Thyssen, og metoderne til fraktionering, adsorption og udveksling af fosfor mellem sediment og vandfase er udarbejdet af Martin Søndergaard. Derudover har flere af Ferskvandslaboratoriets laboranter og teknikere bidraget med nyttige forbedringer og tilføjelser til metodebeskrivelserne.

Ferskvandslaboratoriet modtager gerne kommentarer og forslag til forbedringer af denne metodesamling.

## I. VANDANALYSER

1	Prioritering af analysernes rækkefølge
1	Reagenser og opløsninger
2	Filtrering
3	Kommentar til bestemmelse af klorofyl $\bar{a}$ efter DS 2201
4	Korrektion for brintionernes andel i konduktiviteten
5	Bestemmelse af opløst COD, total COD
13	og partikulært COD. Kommentar vedr. TOC
13	Modifikation af DS 291 og DS 292:
	Bestemmelse af ortofosfat og total fosfor.
	Fraktionering i partikulært og opløst organisk
	og uorganisk fosfor
15	Destruktion af total kvælstof i prøver med
	højt indhold af organisk stof
16	Modifikation af DS 250: Bestemmelse af
	kalcium + magnesium
17	Beregning af koncentrationen af $\text{Frl}$ ,
	unioniseret ammoniak
22	Bestemmelse af total uorganisk kulstof
	ved høje pH-værdier
29	Bestemmelse af lav alkalinitet og stærk
	aciditet ved Gran titrering
33	Bestemmelse af opløst reaktivt silicium
36	Bestemmelse af jern
41	Indirekte bestemmelse af sulfat ved måling
	af totalkoncentration af anioner af de
	stærke syrer ( $\text{Cl}^-$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$ )

## II. SEDIMENTUNDERSØGELSER

45	Bestemmelse af klorofyl $\bar{a}$ på vandløbssediment
48	Analysen og forslag til undersøgelse af den
	interne fosforbelastning i søer
49	Bestemmelse af total fosfor og total jern
52	Fraktionering af sedimentets fosforpulje
56	Adsorptions-/desorptionsforsøg
58	Udvekslingsforsøg med uforstyrrede sedimentsøjler

## I. VANDANALYSER

### PRIORITERING AF ANALYSERNES RÆKKEFØLGE

Vandprøverne bør afleveres på analyselaboratoriet så tidligt på eftermiddagen, at der kan foretages en vis forbehandling såsom filtrering, evt. konservering (ifølge DS 203) og start af ammoniumanalysen. pH-måling bør også foretages, så snart prøverne er ankommet.

De filtrerede og ufiltrerede delprøver anbringes i kølerum (0-4 °C) natten over. Næste dag påbegyndes eller fortsættes analyserne.

En fornuftig prioritering af starten af analyserne for de forskellige variable kan være følgende: pH, ammonium, nitrit, fosfat, alkalinitet, nitrat, total fosfor, total kvælstof, COD og herefter eventuelle øvrige variable.

### REAGENSER OG OPLØSNINGER

Alle kemikalier til fremstilling af reagenser skal være af høj renhed (pro analysi). Vand til fremstilling af opløsninger skal være destilleret eller demineraliseret. Når der i teksten kun er anført "vand", betyder det derfor altid destilleret eller demineraliseret vand. I nogle tilfælde, f.eks. ved siliciumanalyse og COD-analyse, kan demineraliseret vand indeholde generende mængder af enten silicium eller organisk stof. I de tilfælde kan det være nyttigt at efterbehandle vandet ved en ekstra rensning. Der findes systemer i handelen, der består af ionbytterkolonner og filtre med aktivt kul, til efterbehandling af demineraliseret eller destilleret vand.

## FILTRERING

Til generel brug anbefales glasfiberfiltre med en porestørrelse på 1-2  $\mu\text{m}$  (f.eks. Whatman GF/C).

I nogle lande og til andre vandtyper anbefales ofte membranfiltre med en porestørrelse på 0,45  $\mu\text{m}$  som standardfiltre, men erfaringssmæssigt giver de her til lands ofte store problemer, bl.a. ved filtrering af søvand med stort algeindhold, men også ved filtrering af vandløbsvand kan det være vanskeligt at filtrere tilstrækkelige mængder vand til analyseformål ved anvendelse af 0,45  $\mu\text{m}$  membranfiltre.

Glasfiberfiltre har endvidere den fordel, at de kan glødes og derfor anvendes til bestemmelse af partikulært organisk stof (glødetab og COD).

Som regel betyder valg af filtertype ikke særligt meget for analyseresultatet, men i nogle tilfælde har filtertypen betydning. f.eks. kan der undertiden være mere "opløst" jern og fosfat i filtrat fra GF/C filtre end fra membranfiltre med mindre porestørrelse. DS-metoderne foreskriver ikke altid den samme filtertype. f.eks. foreskriver DS 207 (suspenderet stof og gløderest) filtrering ved hjælp af Whatman GF/A glasfiberfilter, og DS 291 og 292 (opløst og total fosfor) membranfiltre med porestørrelsen 0,45  $\mu\text{m}$ .

For at undgå enhver misforståelse bør analyserapporten derfor altid indeholde oplysning om, hvilket filter der er anvendt ved den pågældende analyse, og til generelt brug ved undersøgelse af ferskvand vil Ferskvandslaboratoriet anbefale glasfiberfiltre med en porestørrelse på 1-2  $\mu\text{m}$ , vel vidende, at der til andre vandtyper og andre formål kan være grunde til at vælge andre filtertyper.

# KOMMENTAR TIL BESTEMMELSE AF KOLOROFL Å EFTER DS 2201.

Ved måling af klorofyll a efter DS 2201 (1. udg. 1986) i ferskvand har Ferskvandslaboratoriet observeret, at det ikke er tilrådeligt at opbevare fratiltrerede alger ved frysning til -18 °C i en beholder med silikagel, således som DS-metoden tillader i punkt 5.1. Sammenlignende forsøg har vist, at der kan gå betydelige mængder klorofyll tabt ved frysning i forhold til, hvad der måles, når ekstraktionen påbegyndes straks efter filtrering. Det anbefales derfor at foretage ekstraktionen umiddelbart efter filtreringen, når der er tale om ferskvandsprøver.

DS 2201 anfører, at det anvendte spektrofotometer skal have en båndbredde på 1-2 nm. Det hænger dels sammen med, at analysen ikke kan relateres til en klorofyllstandard, dels at absorptions- toppen er smal. Såremt man anvender spektrofotometre med en større båndbredde, vil man derfor få en reduktion i absorptionsværdien. I en interkalibreringsrapport (Rydning 1975) advares der imidlertid mod at anvende en så lille båndbredde, da selv en lille fejljustering af instrumentets bølgelængder vil kunne medføre store analysefejl. Det anbefales dog, at båndbredden ikke er større end 5 nm.

Rapporten afslører, at man ved måling i en blandingsalgekultur fik en næsten proportional reduktion i absorptionsværdierne ved større båndbredder med følgende procenter:

2 nm	~	0,5% reduktion
3 nm	~	2% reduktion
5 nm	~	6% reduktion
7 nm	~	11% reduktion
12 nm	~	21% reduktion

Ved anvendelse af spektrofotometre med større båndbredder end 3 nm bør man korrigere for reduktionen. Båndbredder over 7-8 nm bør under alle omstændigheder undgås, idet interferenser fra andre farvestoffer da vil gøre sig kraftigere gældende.

## Litteratur

Rydning, S.-O. 1975: Interkalibrering af måtemetoder for bestämning av klorofyll a. - Nordforsk, Miljövärdsssekretariatet, Publ. 1975: 5, 21 sider.



# KORREKTION FOR BRINTIONERNES ANDEL I KONDUKTIVITETEN

Konduktiviteten er et mål for vandets totale indhold af ioner. Brintioner yder et væsentligt bidrag til konduktiviteten ved pH-værdier under ca. 5. Da brintioner ikke medregnes i "saltindhold", bør man ved en langtidsovervågning af forsuringstendensen og ved sammenligninger mellem forskellige ferske vandes saltindhold korrigere for brintionernes bidrag, såfremt pH er lavere end ca. 5 (Sjörs 1950).

Brintionernes bidrag til konduktiviteten, målt ved 25 °C, kan enten beregnes af formelen (Jensen 1971):

$$(H^+)-kond.(25\text{ }^{\circ}C) = 34980 \cdot 10^{-pH} \text{ ms/m,}$$

eller aflæses i nedenstående tabel, der viser, hvor stor en andel af den samlede målte konduktivitet, der skyldes brintionerne ved forskellige pH-værdier. Det ses, at bidraget fra brintionerne er stort ved lave pH-værdier.

pH	(H <sup>+</sup> )-kond.(25 °C) ms/m	pH	(H <sup>+</sup> )-kond.(25 °C) ms/m	pH	(H <sup>+</sup> )-kond.(25 °C) ms/m
5,0	4,9	4,8	4,7	4,6	0,9
4,5	4,4	4,3	4,2	4,1	2,8
4,0	3,9	3,8	3,7	3,6	8,8
3,5	4,4	5,5	7,0		

## Litteratur

Jensen, K.A. 1971: Almen kemi II, 678-686.

Sjörs, H. 1950: On the relation between vegetation and electrolytes in North Swedish mire waters. - Oikos 2, 241-258.

## Orientering

Da præcisionen ved en COD-bestemmelse efter DS 217 ikke er til-  
strækkelig ved de lave COD-værdier, som i reglen karakteriserer  
fersk overfladevand, har Ferskvandslaboratoriet gennem en række  
år bestemt COD ved anvendelse af lavere koncentrationer af kali-  
umdikromat-opløsning og titrerwæske samt anvendt større prøve-  
mængde, end DS 217 foreskriver.

I den her beskrevne metode anvendes samme destruktionsudstyr og  
-betingelser som i DS 217. Nogle laboratorier anvender en de-  
struktion i lukkede flasker under tryk i autoklave, hvilket kan  
være en praktisk fordel. Såfremt en planlagt sammenligning af de  
to metoder vil vise sig at give god overensstemmelse, vil begge  
destruktionsmetoder kunne anvendes.

Metoden kan anvendes ved COD-værdier op til omkring 70 mg/l med  
standardafvigelse på ca. 1 mg/l. Ved bestemmelse af partikulært  
COD kan standardafvigelserne blive endnu mindre, afhængigt af  
hvor mange ml prøve, der filtreres.

Den foreskrevne koncentration af merkursulfat pr. 20 ml prøve  
er 10 gange mindre end efter DS 217. Det betyder, at klorid-kon-  
centrationen ikke må være højere end 100 mg/l. Såfremt koncen-  
trationen er højere, må merkursulfat-koncentrationen øges til-  
svarende, idet forholdet mellem  $\text{HgSO}_4$  og  $\text{Cl}^-$  (på vægtbasis) skal  
være mindst 10 for at undgå interferens fra  $\text{Cl}^-$ .

## Princip

Prøven koges i 2 timer under tilbagesvaling med en kendt mængde  
kaliumdikromat og svovlsyre, der indeholder sølvulfat-katalysa-  
tor. Til bestemmelse af total eller opløst COD tilsættes endvi-  
dere merkursulfat for at kompleksbinde kloridionerne. En del af  
dikkromatindholdet reduceres ved oxidationen af det organiske

stof og evt. andre oxiderbare stoffer i prøven. Restindholdet af dikromat bestemmes ved tilbagetitrering med  $\text{Jern(II)ammoniumsulfat}$ , hvorefter COD-værdien beregnes ud fra den forbrugte mængde dikromat.

## Reagenser

Anvend demineraliseret eller destilleret vand med så lavt indhold af organisk stof som muligt ved fremstilling af reagenserne.

Dikromatopløsning 0,008 mol/l

Fortynd 200 ml 0,04 mol/l (reagens 3.1 i DS 217) med vand til 1000 ml.

Jern(II)opløsning 0,025 mol/l

Fortynd 360 ml 0,07 mol/l Jern(II)opløsning (se DS 217) med vand til 1000 ml. Opløsningens nøjagtige koncentration bestemmes hver gang metoden anvendes. Koncentrationen beregnes som gennemsnittet af tre bestemmelser, idet en god bestemmelse er yderst vigtig for COD-analysens nøjagtighed.

Bland 70 ml vand og 25 ml svovlsyreagens og afkøl til stuetemperatur. Tilsæt derefter  $5,00 \pm 0,01$  ml dikromatopløsning (0,008 mol/l), 2 dråber ferroin-indikator og titrer til omslag (se under "Analyse af opløst COD").

$$c = d \cdot 0,008 \cdot 6/g = 0,048 \cdot d/g$$

hvor  $c$  = Jern(II)opløsningens koncentration, mol/l

$g$  = rumfang Jern(II)opløsning, ml (gennemsnit af 3 bestem-

melser

$d$  = rumfang dikromatopløsning, ml

Svovlsyreagens, se DS 217 (kan købes færdig)

Kviksølv(II)sulfatopløsning 10%

10 g  $\text{HgSO}_4$  opløses i en blanding af ca. 70 ml vand og 10 ml koncentreret svovlsyre,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (densitet 1,84 g/ml), hvorpå der fyl-

des op til 100 ml med vand.

Ferroin-indikator, se DS 217

Kogesten, se DS 217

Kaliumhydrogenftalat,  $\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$

Kromsvovlsyre til rensning af destruktionsglas

50 g kaliumdikkromat, ren, opløses i 1 l koncentreret svovlsyre, ren. kan købes færdig.

Apparatur, se DS 217

Der bør anvendes en burette med aflæsningsnøjagtighed på 0,01 ml. Eventuelt kan titreringen foretages potentiometrisk.

### Fremgangsmåde

Det er af største vigtighed både før og under oxidationen at undgå enhver forurening af oxidationsblandingen med organisk stof, f.eks. støv, fingeraftryk m.m. Fuldpipetter til afmåling af prøve og dikkromatopløsning samt især oxidationsglassene med svalere skal være fuldstændigt rensede for rester af organisk stof. Før oxidationsglassene tages i brug første gang, samt efter i nogen tid ikke at have været i brug, bør de renses ved to eller flere timers opvarmning til 150 °C påfyldt kromsvovlsyre til over det niveau, der normalt bruges til COD-bestemmelse. Derefter skylles glassene og svalerne med vandhanevand og demineraliseret vand, og de stilles til afdrykning uden at komme i berøring med organisk materiale som f.eks. plastovertrukne stativer. Glas og svalere må herunder beskyttes mod enhver mulig kontamination fra støv, bomuld, cellestof og andre kilder til organisk forurening, f.eks. ved hjælp af aluminiumsfolie.

Før en COD-analyse skal blokken være opvarmet, således at oxidationsblandingen antager den rigtige temperatur inden for 10 minutter.

## Analyse af opløst COD

Formål i oxidationsglasseset  
20,0 ml filtreret prøve (glasfiberfilter, 1-2 µm porøstørrelse) eller blindprøve (tag altid 3 blindprøver pr. serie)  
0,2 ml kviksølv(II)opløsning  
3 små kogesten  
5,00 ml 0,008 mol/l dikromatopløsning  
25,0 ml svovlsyreagens tilsættes med forsigtighed.

Glassene anbringes i den opvarmede blok og påsættes luftsvælere. Tænd udsugning i stinkskab. Prøverne skal bringes i kog i løbet af 5-10 minutter, og kogetiden er derefter 2 timer.

Glassene tages af blokken og anbringes i koldt vandbad. Efter afkøling tilsættes 50 ml vand gennem svæleren, således at dens underside bliver skyllet godt. Bland og afkøl igen. Svalerne fjernes.

Tilsæt 2 dråber ferroin-opløsning og titrer med 0,025 mol/l jern(II)opløsning til farveomslag fra gul over blågrøn til rød. Sidste del af titreringen bør foregå langsomt for at sikre fuld-standig omblanding. Da farveomslaget bedømmes subjektivt, bør alle prøverne i en serie inkl. indstillingen af titreræsken titreres af den samme person.

Såfremt titreringen foretages potentiometrisk, bør man sikre sig, at nøjagtighed og præcision er i orden.

Aflæs forbrug af jern(II)opløsningen til prøven, b ml. Udfør ved hver prøveserie tre blind-bestemmelser med 20,0 ml vand i stedet for prøven. Gennemsnittet af forbrug af jern(II)opløsningen til blindprøverne beregnes (a ml).

NB! Aftaldet opsamles, se DS 217.

#### Analyse af total COD

Foretages på samme måde som opløst COD, men på en ufiltreret, eventuelt homogeniseret prøve.

#### Analyse af suspenderet, partikulært COD

Inden filtrering til COD skal filtrerne (f.eks. GF/C, 47 mm) tørres og glødes. Formålet med tørringen er at undgå, at filtrerne under den påfølgende glødning hænger fast i porcelænsskålene. Tørringen kan ske ved 60 °C i ca. 12 timer. Derefter lægges filtrerne i porcelænsskåle og glødes ved 525-550 °C i 1-2 timer. Filtrerne kan ødelægges, hvis temperaturen overstiger 550 °C. Opbevaring i eksikator indtil filtrering.

Ryst flasken godt og filtrer en passende mængde. Jo mere organisk materiale prøven forventes at indeholde, jo mindre mængde skal der filtreres. Eventuelt kan det blive nødvendigt at prøve sig frem med forskellige mængder, men 50-100 ml er ofte passende.

Filtrerne opbevares i eksikator indtil analyse. Husk mindst 2 blindfiltre. Filtrerne foldes to gange med pincet og lægges i hvert sit oxidationsglas. I glasset måles derefter 20,0 ml vand  
3 små kogesten  
5,00 ml 0,008 mol/l dikromat-opløsning  
25,0 ml svovlsyreagens.

Kogning, afkøling og titrering som ved opløst COD. I beregningsformlen er prøvevolumen det filtrerede rumfang.  
Selv om affaldet fra partikulært COD ikke indeholder kviksølv, bør det opsamlles på grund af indholdet af sølv og krom. Affaldet opsamlles for sig i en særlig beholder.

### Efter analysen

Oxidationsklassene skylles grundigt i vandhanevand og demineraliseret vand og stilles til afdrykning. Når de er tørre, sættes svalerne på igen. Sæt et "støvlæg" af f.eks. alu-folie på svalerne.

Se i øvrigt under: Fremgangsmåde.

### Kontrol

En kontrolanalyse bør foretages med jævne mellemrum. Fortynd kaliumhydrogentsulfat-opløsningen fra DS 217 (5.3) 10 gange, således at det teoretiske oxygenforbrug er 50 mg/l COD, og anvend denne opløsning ved kontrolanalysen.

### Beregning af resultatet

Beregn det kemiske oxygenforbrug, COD, efter formelen:

$$X = \frac{V}{(a - b) \cdot c \cdot 8 \cdot 1000}$$

hvor X = prøvens COD, mg/l  
a = gennemsnittet af rumfang jern(II)opløsning til blindprøverne, ml  
b = rumfang jern(II)opløsning til prøven, ml  
c = jern(II)opløsningens koncentration, mol/l  
V = rumfang prøve, ml.

### Sikkerhedsforskrifter

Se punkt 7.2 i DS 217.

Såfremt man ønsker at erstatte COD-analysen med bestemmelse af TOC på ferskvandsprøver, bør man sikre sig, at der er en tilstrækkelig god sammenhæng, så man ved hjælp af en omregningsfaktor kan beregne den ene variabel ud fra den anden.

For glukose er omregningsfaktoren fra COD til organisk kulstof  $12/32 = 0,375$ . Forskellige forfattere (El Wakeel & Riley 1956, Maciulek 1962, Nordfors 1974, Parsons et al. 1961, Rebsdorf & Theerkildsen 1978, Ulén 1978) har undersøgt denne sammenhæng for ferskvand, alger og detritus samt sedimentter. I alle undersøgelserne lå gennemsnitsfaktoren mellem 0,35 og 0,41, medens f.eks. enkelte algearter kunne give større afvigelse, med faktorer fra yderpunkterne ca. 0,32-0,50. Strickland & Parsons (1971) anvender den teoretiske glukosefaktor på 0,375 for partikulært organisk stof i havvand, bestemt ved COD. I de tilfælde hvor der ikke findes sammenlignende undersøgelser, foreslår ferskvandslaboratoriet også, at denne faktor anvendes.

Til bestemmelse af partikulært organisk stof vil det fortsat være bedst at analysere det som COD i stedet for TOC, fordi man da kan opkoncentrere prøven ved at filtrere et vilkårligt stort rumfang prøve og derved forøge både følsomhed og præcision.

## Litteratur

Dansk Standard, DS 217 1978: Vandundersøgelse, COD (Oxygenforbrug med kaliumdichromat) 1. udg., 4 s.

El Wakeel, S.K. & J.P. Riley 1957: The determination of organic carbon in marine muds. - J. Conseil Expl. Mer. 22(2), 180-183.

Maciulek, J.A. 1962: Limnological organic analyses by quantitative dichromate oxidation. - U.S. Deptm. Interior, Fish and Wildlife Service, Research Report 60(1962Z), 1-61.



- Nordforsk 1974: Interkalibrering av sedimentkemiska analysmetoder. - Miljövärdsssekretariatet, Publ. No. 5, 20 s.
- Parsons, T.R., K. Stephens & J.D.H. Strickland 1961: On the chemical composition of eleven species of marine phytoplankton. - J. Fish. Res. Board Can. 18, 1001-1016.
- Rebsdorf, Aa. & B. Therkildsen 1978: Bestemmelse af organisk stof i recipientvand og på fæste prøver ved en modificeret metode. - Vand, 9 (nr. 1), 13-20.
- Rebsdorf, Aa. 1981: Kommentar til bestemmelse af COD i fersk recipientvand. - Nyt fra Miljøstyrelsens Referencelaboratorium på det kemiske vandanalyseområde 12: 81, 23-27.
- Rebsdorf, Aa. 1985: Kemisk analyse af fersk recipientvand. Erfaringer samt forslag til forbedringer og supplering af nogle standardforskrifter. - Nyt fra REF LAB, Miljøstyrelsens Referencelaboratorium på det kemiske vandanalyseområde 16/3, 1-3.
- Strickland, J.D.H. & T.R. Parsons 1972: A practical handbook of seawater analysis. - Bulletin 167 (2.ed.), 310 s.
- Ulen, B. 1978: Seston and sediment in Lake Norrviken, I. Seston composition and sedimentation. - Schweiz. Z. Hydrol. 40(2), 262-286.

MODIFIKATION AF DS 291 OG DS 292: BESTEMMELSE AF ORTOFOSFAT OG TOTAL FOSFOR. FRAKTIONERING I PARTIKULÆRT OG OPLØST ORGANISK OG UORGANISK FOSFOR

### Filtrering

Som beskrevet i afsnittet om filtrering anbefales det generelt og derfor også her at anvende glasfiberfiltre med en porestørrelse på 1-2  $\mu\text{m}$ , f.eks. Whatman GF/C, selvom DS 291 og 292 foreskriver membranfiltre med en porestørrelse på 0,45  $\mu\text{m}$  til fosforanalyserne.

### Silikatinterferens

I DS 291 og 292 nævnes, at silikat ikke interfererer ved indhold under 5 mg/l Si. Ferskvandslaboratoriet har undersøgt eventuel interferens ved silikatindhold op til 15 mg/l Si og konstateret, at der ingen interferens var.

### Fraktionering

Der er ofte behov for at adskille total fosfor i forskellige fraktioner: opløst og partikulært samt organisk og uorganisk. En 4-fraktionering kan foretages ud fra følgende 4 målinger:

A = måling af uorganisk fosfat-P på filtreret prøve  
B = måling af uorganisk fosfat-P på ufiltreret prøve  
C = måling af total-P på filtreret prøve  
D = måling af total-P på ufiltreret prøve

De enkelte fosforkomponenter kan beregnes ud fra ovennævnte målinger (A, B, C og D) på følgende måde:

<u>Total-P</u>		D
<u>Norganisk P</u>		B
opløst norganisk P		A
partikulært norganisk P		B-A
<u>Organisk P</u>		D-B
opløst organisk P		C-A
partikulært organisk P		(D-B)-(C-A)

Såfremt måling af total-P på filtrat udelades (C), fås ingen adskillelse mellem partikulært og opløst organisk fosfor.

Ved tilstedeværelse af jern ( $>0,1 \text{ mg/l}$ ) vil der som regel være en høj procentdel partikulært bundet norganisk fosfat. Organisk bundet fosfor kan være til stede i partikulær form, f.eks. i alger.

DESTRUKTION AF TOTAL KVÆLSTOF I PRØVER MED HØJT INDHOLD AF ORGANISK STOF (DS 221)

Ved analyse af søvand og sætløb med højt indhold af organisk stof og samtidig højt indhold af organisk kvælstof har Ferskvandslaboratoriet konstateret, at total N-analysen i nogle tilfælde har givet for lave resultater. I ekstreme tilfælde op til 30-40% for lave. Det drejede sig om prøver, hvor COD var op til ca. 80 mg/l, og organisk kvælstof op til ca. 7 mg/l.

Støkiometrisk set skulle der selv i disse tilfælde være en tilstrækkelig mængde oxidationsmiddel (efter DS 221) til at oxidere både organisk C og N, men da oxidationsmidlet foruden at virke oxidierende på det organiske stof samtidig undergår selvdestruktion under udvikling af molekylært  $\text{H}_2\text{O}_2$ , skal der derfor være et stort overskud af oxidationsmidlet ved højt indhold af organisk stof, der som regel også indeholder meget organisk kvælstof.

Problemet kan løses enten ved at anvende en 4-5 gange højere persulfat-koncentration og en tilsvarende højere NaOH-koncentration, eller ved at anvende et tilsvarende mindre rumfang vandprøve og benytte de sædvanlige reagenser. For at undgå at have to hold reagenser med risiko for forveksling af reagenserne anbefales det sidstnævnte alternativ.

# MODIFIKATION AF DS 250: BESTEMMELSE AF KALCIUM + MAGNESIUM

Såfremt kalcium og magnesium ønskes bestemt titrimetrisk, vil det være en fordel at erstatte den ammoniakholdige stødpudeopløsning, som beskrives i DS 250, med en anden, der ikke afgiver ammoniak-dampe, idet disse vil kontaminere alle overflader i laboratoriet, således at ammoniak-analysen ikke vil kunne udføres i det samme laboratorielokale.

I forslag til svensk standard SS 02 81 21, 2. udgave (1982), er stillet DS 250's stødpudeopløsning med en blanding af aminoetanol og saltsyre. Indikatoropløsningen er ændret en smule, og interferens fra jern foreslås generelt klaret ved tilsætning af 0,5 ml 2% hydroxylammoniumklorid-opløsning før tilsætning af øvrige reagenser. Kun ved meget høje koncentrationer af jern tilsættes desuden natriumcyanid som beskrevet i DS 250. Filtrede prøver indeholder dog sjældent ret meget jern.

## Stødpudeopløsning

Til sæt 155 ml koncentreret saltsyre, HCl, densitet 1,19 g/ml, og 310 ml aminoetanol,  $\text{NH}_2\text{C}_2\text{H}_4\text{OH}$ , til 400 ml vand. Opløs heri 1,5 g af EDTA's dinatriummagnesiumsalt,  $\text{C}_{10}\text{H}_{12}\text{N}_2\text{O}_8\text{Na}_2\text{Mg}$ , og fortynd til 1000 ml med vand. Opløsningen opbevares bedst i en polyetylenflaske. Opløsningens holdbarhed er begrænset.

Kontroller stødpudeopløsningen ved at fortynde 10 ml til 100 ml med vand. Denne fortyndings pH skal være  $10,0 \pm 0,1$ .

## Indikatoropløsning

Opløs 0,5 g eriochromsort T i en blanding af 50 ml trietanolanilin,  $(\text{HOCH}_2\text{CH}_2)_3\text{N}$  og 50 ml etanol,  $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ . Opløsningen er holdbar i nogle måneder.

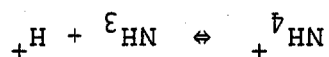
## Litteratur

SIS (Standardiseringskommissionen i Sverige) 1982: Bestämning av summan kalcium och magnesium i vatten - titrimetrisk metod. Forslag SS 02 81 21, 2. udg., 9 s.

# BEREGNING AF KONCENTRATIONEN AF FRI, UIONISERET AMMONIAK

Ud fra totalammonium-koncentrationen, pH og temperaturen kan man bestemme koncentrationen af fri ammoniak i ferskvand (Rebsdorf 1978). Det er den fri, uioniserede ammoniak, som kan være giftig for fisk, selv i ret lave koncentrationer. Således har miljøstyrelsen (1983) angivet et kvalitetskrav for koncentrationen af fri ammoniak i ferskvand på mindre end 0,025 mg/l, angivet i enheden mg/l  $\text{NH}_3$ , hvilket svarer til 0,0206 mg/l  $\text{NH}_3\text{-N}$ .

Syrekonstanten  $pK$  for dissociationen af ammoniumionen er temmelig stærkt afhængig af temperaturen, således at dissociationen forskydes til højre ved stigende temperaturer:



Ved 0 °C er  $pK = 10$ , og ved 30 °C er den 9. Syrekonstanten kan ifølge Emerson et al. (1975) beregnes efter formelen

$$pK = 0,09018 + 2729,92/T \quad (1)$$

hvor  $T$  er temperaturen i °Kelvin, dvs.

$$T = (t + 273,2), \text{ hvor } t \text{ er temperaturen i } ^\circ\text{C}.$$

Kombineret med de to følgende ligninger

$$[\text{NH}_3]/[10^{-pH}]/[\text{NH}_4^+] = K = 10^{-pK} \quad (2)$$

og

$$[\text{TOT.NH}_3] = [\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+] \quad (3)$$

(hvor  $[\text{TOT.NH}_3]$  er summen af de molære koncentrationer af  $\text{NH}_3$  og  $\text{NH}_4^+$ ), fås følgende beregningsformel:

$$[\text{NH}_3] = [\text{TOT.NH}_3]/(1 + 10^{pK-pH}) \quad (4)$$

eller, som procent fri uioniseret ammoniak af total-ammonium angivet i samme enhed (mg N/l, mmol/l)

$$\% \text{ fri } \text{NH}_3 = 100/(1 + 10^{pK-pH}) \quad (5)$$

I tabel 1 er anført omregningsfaktorer for forskellige enheder.

	mg $\text{NH}_4^+$	mg $\text{NH}_3$	mg N	$\mu\text{mol N}$
1 mg $\text{NH}_4^+$ svarer til	1	0,94	0,78	55,44
1 mg $\text{NH}_3$ svarer til	1,06	1	0,82	58,72
1 mg N svarer til	1,29	1,22	1	71,39
1 $\mu\text{mol N}$ svarer til	0,018	0,017	0,014	1

Tabel 1  
Omregningsfaktorer for forskellige N-enheder.

I tabel 2 er anført, hvor stor en procentdel den fri ammoniak-N udgør af total ( $\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ )-N i pH-intervallet 6,0-11,4 og temperaturintervallet 0-30 °C.

Figur 1 viser de koncentrationer af totalammonium-N i mg/l, som netop indeholder 0,025 mg/l fri  $\text{NH}_3$  ved forskellige pH-værdier og temperaturer.

## Litteratur

Emerson, K., R.C. Russo, E.E. Lund & R.V. Thurston 1975: Aqueous ammonia equilibrium calculations: Effect of pH and temperature. - J. Fish. Res. Board Can. 31, 2379-2383.

Miljøstyrelsen 1983: Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning, del I, vandløb og søer. - Vejledning nr. 1/1983, januar 1983, 89 s.

Rebsdorf, Aa. 1978: Beregning af procent uioniseret ammoniak i ferskvand ved forskellige pH-værdier og temperaturer. - Vand 9, 97-98.

Temperatur, °Celsius

pH

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
6.0	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.02	.02	.02	.03	.03
6.1	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.02	.02	.02	.03	.03
6.2	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.01	.02	.02	.02	.03	.03
6.3	.02	.02	.02	.02	.02	.02	.02	.02	.02	.02	.03	.03	.03	.04	.04
6.4	.02	.02	.02	.02	.02	.02	.02	.02	.02	.02	.03	.03	.03	.04	.04
6.5	.03	.03	.03	.03	.03	.03	.03	.03	.03	.03	.04	.04	.04	.05	.05
6.6	.03	.03	.03	.03	.03	.03	.03	.03	.03	.03	.04	.04	.04	.05	.05
6.7	.04	.04	.04	.04	.04	.04	.04	.04	.04	.04	.05	.05	.05	.06	.06
6.8	.05	.05	.05	.05	.05	.05	.05	.05	.05	.05	.06	.06	.06	.07	.07
6.9	.07	.07	.07	.07	.07	.07	.07	.07	.07	.07	.08	.08	.08	.09	.09
7.0	.08	.09	.10	.11	.12	.13	.14	.15	.16	.17	.19	.20	.22	.23	.25
7.1	.10	.11	.12	.13	.14	.15	.16	.17	.18	.19	.21	.22	.24	.25	.27
7.2	.13	.14	.15	.16	.17	.18	.19	.20	.21	.22	.24	.25	.27	.28	.30
7.3	.16	.17	.18	.19	.20	.21	.22	.23	.24	.25	.27	.28	.30	.31	.33
7.4	.21	.22	.23	.24	.25	.26	.27	.28	.29	.30	.32	.33	.35	.36	.38
7.5	.26	.28	.30	.32	.34	.36	.38	.40	.42	.44	.46	.48	.50	.52	.54
7.6	.33	.36	.39	.42	.45	.48	.51	.54	.57	.60	.63	.66	.69	.72	.75
7.7	.41	.45	.49	.53	.57	.61	.65	.69	.73	.77	.81	.85	.89	.93	.97
7.8	.52	.56	.61	.66	.71	.76	.81	.86	.91	.96	1.00	1.05	1.10	1.15	1.20
7.9	.65	.71	.77	.83	.89	.95	1.01	1.07	1.13	1.19	1.25	1.31	1.37	1.43	1.49
8.0	.82	.89	.96	1.03	1.10	1.17	1.24	1.31	1.38	1.45	1.52	1.59	1.66	1.73	1.80
8.1	1.02	1.12	1.21	1.31	1.41	1.51	1.61	1.71	1.81	1.91	2.01	2.11	2.21	2.31	2.41
8.2	1.29	1.40	1.52	1.65	1.79	1.94	2.09	2.24	2.39	2.54	2.69	2.84	2.99	3.14	3.29
8.3	1.63	1.76	1.91	2.07	2.24	2.41	2.58	2.75	2.92	3.09	3.26	3.43	3.60	3.77	3.94
8.4	2.03	2.20	2.39	2.59	2.80	3.04	3.28	3.55	3.84	4.13	4.46	4.80	5.14	5.48	5.82
8.5	2.54	2.76	2.99	3.24	3.51	3.79	4.10	4.43	4.78	5.15	5.55	5.97	6.42	6.90	7.41
8.6	3.18	3.44	3.73	4.04	4.37	4.73	5.10	5.51	5.94	6.40	6.89	7.40	7.95	8.54	9.15
8.7	3.97	4.30	4.65	5.04	5.48	5.96	6.46	6.99	7.54	8.11	8.70	9.31	9.95	10.61	11.27
8.8	4.94	5.35	5.79	6.26	6.76	7.29	7.86	8.46	9.10	9.77	10.49	11.25	12.05	12.88	13.77
8.9	6.14	6.65	7.18	7.75	8.36	9.01	9.69	10.42	11.19	12.00	12.86	13.76	14.70	15.70	16.74
9.0	7.61	8.22	8.88	9.57	10.30	11.08	11.90	12.77	13.69	14.65	15.66	16.72	17.83	18.99	20.19
9.1	9.40	10.14	10.92	11.75	12.63	13.56	14.54	15.57	16.64	17.77	18.95	20.18	21.46	22.79	24.16
9.2	11.55	12.44	13.38	14.36	15.40	16.49	17.64	18.84	20.09	21.39	22.74	24.14	25.59	27.07	28.62
9.3	14.12	15.17	16.27	17.43	18.65	19.91	21.24	22.61	24.04	25.51	27.04	28.61	30.22	31.87	33.55
9.4	17.15	18.37	19.66	21.00	22.39	23.84	25.34	26.89	28.49	30.13	31.81	33.53	35.28	37.06	38.86
9.5	20.67	22.08	23.55	25.07	26.64	28.27	29.94	31.65	33.40	35.19	37.00	38.84	40.70	42.57	44.45
9.6	24.70	26.30	27.94	29.64	31.38	33.16	34.98	36.83	38.70	40.60	42.51	44.43	46.35	48.27	50.18
9.7	29.23	30.99	32.80	34.65	36.54	38.45	40.38	42.33	44.29	46.25	48.21	50.16	52.10	54.02	55.91
9.8	34.16	36.13	38.15	40.22	42.33	44.45	46.58	48.73	50.90	53.08	55.26	57.43	59.59	61.74	63.89
9.9	39.56	41.58	43.62	45.67	47.71	49.75	51.77	53.77	55.75	57.69	59.60	61.47	63.29	65.06	66.79
10.0	45.18	47.26	49.34	51.41	53.46	55.48	57.47	59.42	61.33	63.19	65.00	66.76	68.46	70.10	71.67
10.1	50.92	53.08	55.08	57.12	59.12	61.07	62.98	64.83	66.63	68.37	70.04	71.66	73.23	74.69	76.11
10.2	56.83	59.08	61.08	63.04	64.94	66.79	68.58	70.31	71.99	73.61	75.17	76.66	78.09	79.46	80.77
10.3	62.91	65.26	67.36	69.32	71.22	73.06	74.83	76.53	78.16	79.72	81.21	82.63	84.00	85.31	86.55
10.4	69.24	71.69	73.89	75.94	77.84	79.58	81.16	82.67	84.11	85.49	86.81	88.07	89.27	90.41	91.49
10.5	75.89	78.41	80.61	82.66	84.54	86.26	87.82	89.23	90.58	91.87	93.10	94.27	95.38	96.43	97.41
10.6	82.82	85.41	87.61	89.54	91.30	92.89	94.31	95.65	96.91	98.09	99.19	100.21	101.15	102.01	102.79
10.7	89.99	92.57	94.81	96.82	98.61	100.18	101.62	102.93	104.10	105.22	106.28	107.27	108.19	109.03	109.79
10.8	97.37	99.93	102.14	104.09	105.80	107.27	108.51	109.61	110.57	111.39	112.07	112.61	113.01	113.27	113.49
10.9	104.96	107.51	109.71	111.56	113.15	114.58	115.85	116.97	117.94	118.76	119.43	120.00	120.45	120.77	121.05
11.0	112.75	115.29	117.49	119.34	120.93	122.36	123.63	124.75	125.72	126.54	127.21	127.73	128.11	128.35	128.45
11.1	120.75	123.27	125.45	127.29	128.87	130.29	131.55	132.65	133.59	134.37	135.00	135.48	135.81	136.00	136.05
11.2	128.96	131.46	133.61	135.40	136.92	138.27	139.45	140.47	141.33	142.04	142.60	143.01	143.27	143.39	143.37
11.3	137.37	139.85	141.98	143.75	145.25	146.58	147.74	148.73	149.55	150.20	150.68	151.00	151.17	151.20	151.10
11.4	145.96	148.41	150.51	152.25	153.72	154.93	155.88	156.58	157.04	157.35	157.51	157.53	157.41	157.15	156.75
11.5	154.71	157.13	159.21	160.93	162.38	163.57	164.50	165.17	165.59	165.76	165.68	165.35	164.78	163.97	162.91
11.6	163.61	165.99	167.99	169.60	170.89	171.87	172.54	172.90	172.96	172.72	172.19	171.46	170.53	169.39	167.04
11.7	172.64	174.99	176.94	178.47	179.58	180.27	180.63	180.65	180.34	179.70	178.74	177.47	175.89	173.99	171.75
11.8	181.86	184.17	186.10	187.63	188.74	189.43	189.70	189.63	189.22	188.47	187.39	185.98	184.24	182.16	178.73
11.9	191.21	193.48	195.39	196.90	197.99	198.66	198.91	198.74	198.25	197.44	196.31	194.86	193.09	190.98	187.50
12.0	200.71	202.94	204.82	206.31	207.38	208.03	208.26	208.07	207.55	206.70	205.52	203.94	201.94	199.50	195.61
12.1	210.34	212.52	214.38	215.84	216.88	217.50	217.70	217.48	216.93	216.05	214.84	213.24	211.22	208.77	204.85
12.2	220.11	222.24	224.07	225.50	226.50	227.07	227.21	226.91	226.26	225.26	223.91	222.19	219.99	217.29	212.95
12.3	230.01	232.09	233.89	235.29	236.26	236.80	236.91	236.58	235.91	234.80	233.32	231.45	229.16	226.42	221.04
12.4	240.04	242.07	243.84	245.21	246.15	246.66	246.74	246.39	245.70	244.58	242.98	240.96	238.50	235.57	229.04
12.5	250.21	252.19	253.93	255.27	256.18	256.66	256.71	256.34	255.64	254.50	252.88	250.73	248.12	244.93	237.24
12.6	260.51	262.44	264.14	265.45	266.32	266.74	266.72	266.27	265.55	264.39	262.71	260.52	257.79	254.47	246.62
12.7	270.94	272.81	274.47	275.74	276.58	276.96	276.89	276.42	275.69	274.50	272.78	270.56	267.79	264.32	256.31
12.8	281.49	283.31	284.93	286.19	286.98	287.27	287.15	286.66	285.91	284.69	282.93	280.66	277.84	274.22	266.04
12.9	292.16	293.93	295.51	296.74	297.49	297.73	297.55	296.95	296.10	295.00	293.69	291.84	289.39	286.17	281.81
13.0	302.94	304.66	306.21	307.41	308.13	308.34	308.04	307.42	306.55	305.42	304.00	302.03	299.44	296.04	290.54
13.1	313.81	315.48	316.99	318.21	318.91	319.07	318.67	317.99	317.00	315.79	314.33	312.31	309.66	306.17	299.54
13.2	324.76	326.38	327.85	329.03	329.69	329.81	329.38	328.67	327.65	326.42	324.92	322.81	320.04	316.44	309.64
13.3	335.79	337.35	338.79	339.93	340.53	340.57	340.03	339.21	338.10	336.77	335.21	333.07	330.28	326.58	319.64
13.4	346.89	348.39	349.79	350.93	351.50	351.50	350.93	350.00	348.79	347.30	345.61	343.37	340.48	336.68	329.54
13.5	358.04	359.48	360.81	361.89	362.47	362.44	361.79	360.40	358.99	357.36	355.51	353.01	349.86	345.96	338.64
13.6	369.24	370.62	371.89	372.99	373.50	373.41	372.71	371.20	369.67	367.92	365.94	363.31	359.96	355.96	348.44
13.7	380.49	381.81	383.01	384.03	384.50	384.4									

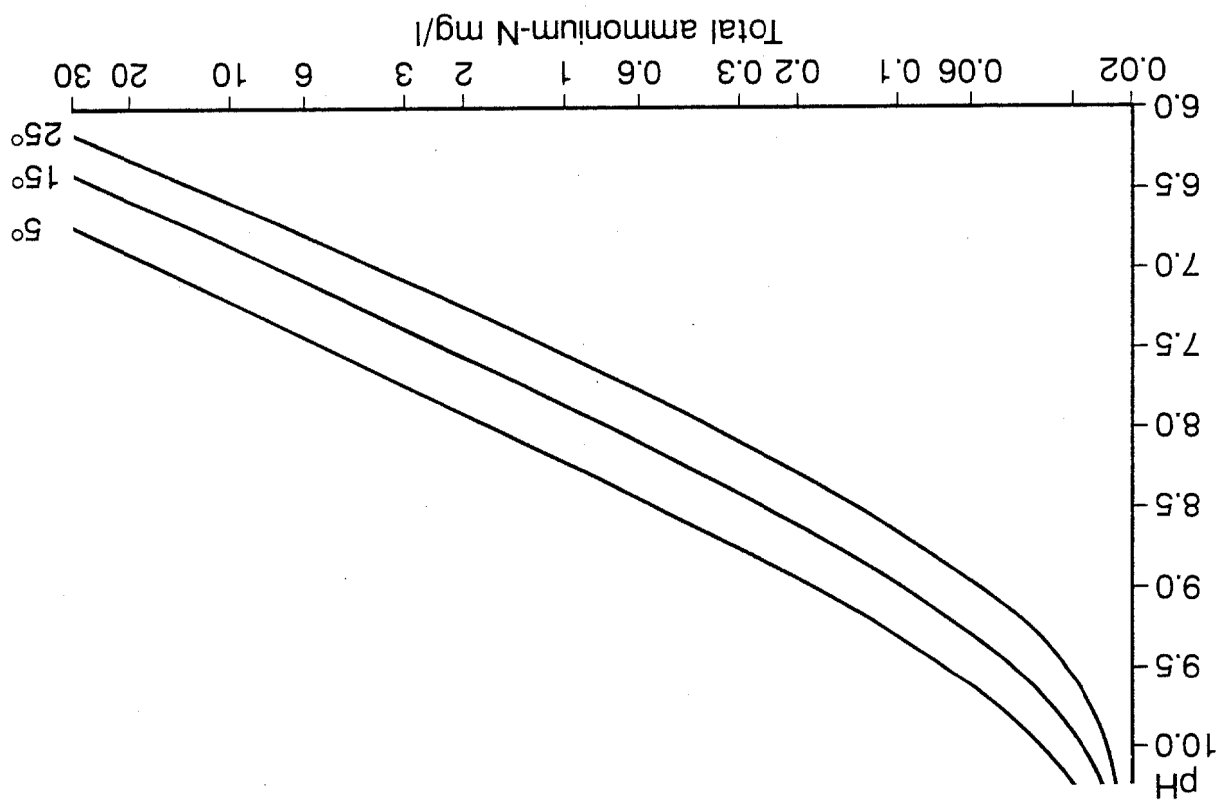


Temperatur, °Celsius

pH

15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
6.0	6.1	6.2	6.3	6.4	6.5	6.6	6.7	6.8	6.9	7.0	7.1	7.2	7.3	7.4	7.5
0.0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5
1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2	2.3	2.4	2.5
3.0	3.1	3.2	3.3	3.4	3.5	3.6	3.7	3.8	3.9	4.0	4.1	4.2	4.3	4.4	4.5
5.0	5.1	5.2	5.3	5.4	5.5	5.6	5.7	5.8	5.9	6.0	6.1	6.2	6.3	6.4	6.5
7.0	7.1	7.2	7.3	7.4	7.5	7.6	7.7	7.8	7.9	8.0	8.1	8.2	8.3	8.4	8.5
9.0	9.1	9.2	9.3	9.4	9.5	9.6	9.7	9.8	9.9	10.0	10.1	10.2	10.3	10.4	10.5
11.0	11.1	11.2	11.3	11.4	11.5	11.6	11.7	11.8	11.9	12.0	12.1	12.2	12.3	12.4	12.5
13.0	13.1	13.2	13.3	13.4	13.5	13.6	13.7	13.8	13.9	14.0	14.1	14.2	14.3	14.4	14.5
15.0	15.1	15.2	15.3	15.4	15.5	15.6	15.7	15.8	15.9	16.0	16.1	16.2	16.3	16.4	16.5
17.0	17.1	17.2	17.3	17.4	17.5	17.6	17.7	17.8	17.9	18.0	18.1	18.2	18.3	18.4	18.5
19.0	19.1	19.2	19.3	19.4	19.5	19.6	19.7	19.8	19.9	20.0	20.1	20.2	20.3	20.4	20.5
21.0	21.1	21.2	21.3	21.4	21.5	21.6	21.7	21.8	21.9	22.0	22.1	22.2	22.3	22.4	22.5
23.0	23.1	23.2	23.3	23.4	23.5	23.6	23.7	23.8	23.9	24.0	24.1	24.2	24.3	24.4	24.5
25.0	25.1	25.2	25.3	25.4	25.5	25.6	25.7	25.8	25.9	26.0	26.1	26.2	26.3	26.4	26.5
27.0	27.1	27.2	27.3	27.4	27.5	27.6	27.7	27.8	27.9	28.0	28.1	28.2	28.3	28.4	28.5
29.0	29.1	29.2	29.3	29.4	29.5	29.6	29.7	29.8	29.9	30.0	30.1	30.2	30.3	30.4	30.5
31.0	31.1	31.2	31.3	31.4	31.5	31.6	31.7	31.8	31.9	32.0	32.1	32.2	32.3	32.4	32.5
33.0	33.1	33.2	33.3	33.4	33.5	33.6	33.7	33.8	33.9	34.0	34.1	34.2	34.3	34.4	34.5
35.0	35.1	35.2	35.3	35.4	35.5	35.6	35.7	35.8	35.9	36.0	36.1	36.2	36.3	36.4	36.5
37.0	37.1	37.2	37.3	37.4	37.5	37.6	37.7	37.8	37.9	38.0	38.1	38.2	38.3	38.4	38.5
39.0	39.1	39.2	39.3	39.4	39.5	39.6	39.7	39.8	39.9	40.0	40.1	40.2	40.3	40.4	40.5
41.0	41.1	41.2	41.3	41.4	41.5	41.6	41.7	41.8	41.9	42.0	42.1	42.2	42.3	42.4	42.5
43.0	43.1	43.2	43.3	43.4	43.5	43.6	43.7	43.8	43.9	44.0	44.1	44.2	44.3	44.4	44.5
45.0	45.1	45.2	45.3	45.4	45.5	45.6	45.7	45.8	45.9	46.0	46.1	46.2	46.3	46.4	46.5
47.0	47.1	47.2	47.3	47.4	47.5	47.6	47.7	47.8	47.9	48.0	48.1	48.2	48.3	48.4	48.5
49.0	49.1	49.2	49.3	49.4	49.5	49.6	49.7	49.8	49.9	50.0	50.1	50.2	50.3	50.4	50.5
51.0	51.1	51.2	51.3	51.4	51.5	51.6	51.7	51.8	51.9	52.0	52.1	52.2	52.3	52.4	52.5
53.0	53.1	53.2	53.3	53.4	53.5	53.6	53.7	53.8	53.9	54.0	54.1	54.2	54.3	54.4	54.5
55.0	55.1	55.2	55.3	55.4	55.5	55.6	55.7	55.8	55.9	56.0	56.1	56.2	56.3	56.4	56.5
57.0	57.1	57.2	57.3	57.4	57.5	57.6	57.7	57.8	57.9	58.0	58.1	58.2	58.3	58.4	58.5
59.0	59.1	59.2	59.3	59.4	59.5	59.6	59.7	59.8	59.9	60.0	60.1	60.2	60.3	60.4	60.5
61.0	61.1	61.2	61.3	61.4	61.5	61.6	61.7	61.8	61.9	62.0	62.1	62.2	62.3	62.4	62.5
63.0	63.1	63.2	63.3	63.4	63.5	63.6	63.7	63.8	63.9	64.0	64.1	64.2	64.3	64.4	64.5
65.0	65.1	65.2	65.3	65.4	65.5	65.6	65.7	65.8	65.9	66.0	66.1	66.2	66.3	66.4	66.5
67.0	67.1	67.2	67.3	67.4	67.5	67.6	67.7	67.8	67.9	68.0	68.1	68.2	68.3	68.4	68.5
69.0	69.1	69.2	69.3	69.4	69.5	69.6	69.7	69.8	69.9	70.0	70.1	70.2	70.3	70.4	70.5
71.0	71.1	71.2	71.3	71.4	71.5	71.6	71.7	71.8	71.9	72.0	72.1	72.2	72.3	72.4	72.5
73.0	73.1	73.2	73.3	73.4	73.5	73.6	73.7	73.8	73.9	74.0	74.1	74.2	74.3	74.4	74.5
75.0	75.1	75.2	75.3	75.4	75.5	75.6	75.7	75.8	75.9	76.0	76.1	76.2	76.3	76.4	76.5
77.0	77.1	77.2	77.3	77.4	77.5	77.6	77.7	77.8	77.9	78.0	78.1	78.2	78.3	78.4	78.5
79.0	79.1	79.2	79.3	79.4	79.5	79.6	79.7	79.8	79.9	80.0	80.1	80.2	80.3	80.4	80.5
81.0	81.1	81.2	81.3	81.4	81.5	81.6	81.7	81.8	81.9	82.0	82.1	82.2	82.3	82.4	82.5
83.0	83.1	83.2	83.3	83.4	83.5	83.6	83.7	83.8	83.9	84.0	84.1	84.2	84.3	84.4	84.5
85.0	85.1	85.2	85.3	85.4	85.5	85.6	85.7	85.8	85.9	86.0	86.1	86.2	86.3	86.4	86.5
87.0	87.1	87.2	87.3	87.4	87.5	87.6	87.7	87.8	87.9	88.0	88.1	88.2	88.3	88.4	88.5
89.0	89.1	89.2	89.3	89.4	89.5	89.6	89.7	89.8	89.9	90.0	90.1	90.2	90.3	90.4	90.5
91.0	91.1	91.2	91.3	91.4	91.5	91.6	91.7	91.8	91.9	92.0	92.1	92.2	92.3	92.4	92.5
93.0	93.1	93.2	93.3	93.4	93.5	93.6	93.7	93.8	93.9	94.0	94.1	94.2	94.3	94.4	94.5
95.0	95.1	95.2	95.3	95.4	95.5	95.6	95.7	95.8	95.9	96.0	96.1	96.2	96.3	96.4	96.5
97.0	97.1	97.2	97.3	97.4	97.5	97.6	97.7	97.8	97.9	98.0	98.1	98.2	98.3	98.4	98.5
99.0	99.1	99.2	99.3	99.4	99.5	99.6	99.7	99.8	99.9	100.0	100.1	100.2	100.3	100.4	100.5

Tabel 2b  
Flt, uioniseret ammoniak-N i procent af total ammonium-N  
ved forskellige pH-værdier og temperaturer (15-30 °C)



Figur 1  
 Koncentrationer af total ammonium-nitrogen, som svarer  
 til 0,025 mg/l ioniseret  $\text{NH}_3$  ved forskellige pH-værdier  
 og temperaturer

## BESTEMMELSE AF TOTAL UORGANISK KULSTOF VED HØJE pH-VÆRDIER

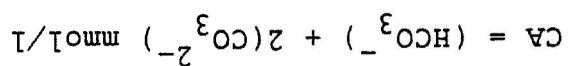
Hvis man vil beregne total uorganisk kulstof ud fra pH og alkalinitet, kan man f.eks. benytte tabellerne i DS 256, men de gælder kun for pH-værdier op til 10,4. En forudsætning er desuden, at der foruden  $\text{OH}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  og  $\text{HCO}_3^-$  ikke er andre basiske stoffer til stede, f.eks. ammoniak eller silikat, med mindre der korrigeres specielt herfor.

I søvand kan pH under tiden ved kraftig fotosynteseaktivitet stige til omkring 11. I sådanne tilfælde kan man derfor ikke benytte DS 256.

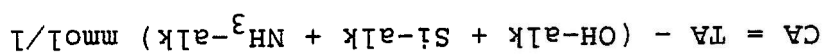
Ved pH-værdier over ca. 9 er den bedste metode til bestemmelse af total uorganisk kulstof (UC) imidlertid at bestemme både totalalkalinitet (TA) ved titrering til pH 8,3 og totalalkaliniteten (TA) ved at fortsætte titreringen på den sædvanlige måde. Ved pH 8,3 findes al uorganisk kulstof som  $\text{HCO}_3^-$ , og de fleste interfereerende basiske ioner er nu praktisk talt omdannet til de tilsvarende svage syrer. Ved TA's endepunkt er al  $\text{HCO}_3^-$  omdannet til frit  $\text{CO}_2$ , og total uorganisk kulstof er derfor lig med TA-PA mmol/l. Det er nødvendigt at titrere forholdsvis langsomt et stykke før PA's endepunkt, idet reaktionshastigheden for omdannelse til  $\text{HCO}_3^-$  er relativt langsom omkring pH 8-9.

Såfremt man ikke har bestemt PA og derfor må beregne UC ud fra pH og TA, kan man korrigere for de interfereerende ioner på følgende måde. Ved hjælp af tabel 3 og 4 kan man bestemme hydroxyl- og silikationernes bidrag til totalalkaliniteten ved forskellige pH-værdier op til 11,4. Såfremt der også er ammoniak til stede i betydende koncentrationer, kan bidraget fra den fri unioniserede ammoniak bestemmes efter "Beregning af koncentrationen af frit, unioniseret ammoniak" (tabel 2). Det er imidlertid først ved pH-værdier over ca. 9, at hydroxylioner, ammoniak og silikat kan bidrage mærkbart til totalalkaliniteten.

Karbonat-alkaliniteten (CA) er den del af totalalkaliniteten (TA), som skyldes karbonat og hydrogencarbonat, og som sammen med pH kan benyttes til beregning af total uorganisk kulstof:



Den beregnes efter ligningen



ud fra CA og faktorerne F(UC) i tabel 5 kan endelig total nor-  
ganisk kulstof (UC) beregnes ved pH-værdier fra 6,4-11,4:

$$UC = CA \cdot F(UC) \text{ mmol/l}$$

Beregningsgrundlaget for tabellerne er givet i et appendix efter  
tabellerne.

## Litteratur

Dansk Standard DS 256 1977: Carbonatsystemets komponenter (Be-  
regningsmetode), 1. udg. 8 s.  
Stumm, W. & J.J. Morgan 1981: Aquatic Chemistry, 2. ed. - Wiley  
Interscience, 780 s.

Tabel 3  
Hydroxyllion-alkaliniteten (OH-alk) ved forskellige pH-  
værdier (målt ved 25 °C) (gælder i området 20-100 ms/m)

pH <sub>25</sub>	OH-alk mmol/l	pH <sub>25</sub>	OH-alk mmol/l
8,6	0,00	10,40	0,27
8,7	0,01	10,45	0,31
8,8	0,01	10,50	0,35
8,9	0,01	10,55	0,39
9,0	0,01	10,60	0,44
9,1	0,01	10,65	0,50
9,2	0,02	10,70	0,56
9,3	0,02	10,75	0,63
9,4	0,03	10,80	0,70
9,5	0,04	10,85	0,79
9,6	0,04	10,90	0,88
9,7	0,06	10,95	0,99
9,8	0,07	11,00	1,11
9,9	0,09	11,05	1,25
10,0	0,11	11,10	1,40
10,1	0,14	11,15	1,57
10,2	0,18	11,20	1,76
10,3	0,23	11,25	1,92
		11,30	2,22
		11,35	2,49
		11,40	2,79

Tabel 4

Faktorer  $F_{Si}$  til beregning af silikationens ( $Si(OH)_3^-$ ) bidrag til total-alkaliniteten i mmol/l pr. mg/l total-silicium ( $Si^T$ ). Ved en total-siliciumkoncentration på a mg/l  $Si$ , bliver alkalinitetsbidraget  $Si-alk = a \times F_{Si}$ .

$pH_{25}$	$F_{Si}$	$pH_{25}$	$F_{Si}$
8,0	0,001	9,8	0,024
8,1	0,001	9,9	0,026
8,2	0,002	10,0	0,028
8,3	0,002	10,1	0,029
8,4	0,003	10,2	0,030
8,5	0,003	10,3	0,031
8,6	0,004	10,4	0,032
8,7	0,005	10,5	0,033
8,8	0,006	10,6	0,033
8,9	0,008	10,7	0,034
9,0	0,009	10,8	0,034
9,1	0,011	10,9	0,034
9,2	0,012	11,0	0,035
9,3	0,014	11,5	0,035
9,4	0,016		
9,5	0,018		
9,6	0,020		
9,7	0,022		

pH <sub>25</sub> F(UC)		pH <sub>25</sub> F(UC)		pH <sub>25</sub> F(UC)	
6,4	1,81	8,2	1,00	10,0	0,72
6,5	1,64	8,3	1,00	10,1	0,69
6,6	1,51	8,4	0,99	10,2	0,67
6,7	1,40	8,5	0,99	10,3	0,64
6,8	1,32	8,6	0,98	10,4	0,62
6,9	1,25	8,7	0,97	10,5	0,60
7,0	1,20	8,8	0,97	10,6	0,59
7,1	1,16	8,9	0,96	10,7	0,57
7,2	1,13	9,0	0,95	10,8	0,56
7,3	1,10	9,1	0,93	10,9	0,55
7,4	1,08	9,2	0,92	11,0	0,54
7,5	1,06	9,3	0,90	11,1	0,53
7,6	1,05	9,4	0,88	11,2	0,52
7,7	1,04	9,5	0,86	11,3	0,52
7,8	1,03	9,6	0,83	11,4	0,51
7,9	1,02	9,7	0,81		
8,0	1,01	9,8	0,78		
8,1	1,01	9,9	0,75		

ad tabel 3:

$$a_{\text{H}^+} a_{\text{OH}^-} = K_v = 10^{-14} \text{ (ved } 25^\circ \text{C)}$$

$$a_{\text{H}^+} = 10^{-\text{pH}}$$

$$a_{\text{OH}^-} = f_{\text{OH}^-} c_{\text{OH}^-}$$

hvor  $f_{\text{OH}^-}$  er sat til 0,92, gældende som gennemsnit for vand med  
konduktiviteten i området ca. 20-60 mS/m

Herudfra bliver

$$c_{\text{OH}^-} = 10^{-14} / (0,92 \cdot 10^{-\text{pH}})$$

ad tabel 4:

$$10^{-3} \text{Si}^{\text{T}} / 28,09 = [\text{HSi}] + [\text{Si}^-]$$

$$f_{\text{Si}^-} [\text{Si}^-] a_{\text{H}^+} / [\text{HSi}] = K_a = 10^{-9,5}$$

hvor  $\text{Si}^{\text{T}}$  = total reaktivt silicium, mg/l.  
28,09 = atomvægt for Si.

$[\text{HSi}]$  = koncentrationen af kiselstyren, mol/l.

$[\text{Si}^-]$  = koncentrationen af silikationen, mol/l.

$f_{\text{Si}^-}$  = aktivitetsskoefficienten for silikationen, her

$f_{\text{Si}^-} = 0,93$ , gældende som gennemsnit for vand med  
konduktiviteten i området ca. 20-60 mS/m.

Herudfra kan  $[\text{Si}^-]$  isoleres i forhold til  $\text{Si}^{\text{T}}$ :

$$[\text{Si}^-] = 10^{-3} (\text{Si}^{\text{T}} / 28,09) / (1 + a_{\text{H}^+} f_{\text{Si}^-} / K_a) \text{ mol/l}$$

$$\text{Si-alk} = 10^3 [\text{Si}^-] \text{ mmol/l}$$



ad tabel 5:

$$UC = C_1 + C_2$$

$$CA = C_1 + 2C_2$$

$$a_H f_2 C_2 / (f_1 C_1) = K_2$$

$$a_H = 10^{-pH}$$

Hervedfra kan UC isoleres:

$$UC = CA(1 - 1/(2 + f_2 a_H / (f_1 K_2)))$$

hvor UC = total uorganisk kulstof, mmol/l

$C_1$  = koncentrationen af  $HCO_3^-$ , mmol/l

$C_2$  = koncentrationen af  $CO_3^{2-}$ , mmol/l

$a_H$  = brintionaktiviteten =  $10^{-pH}$

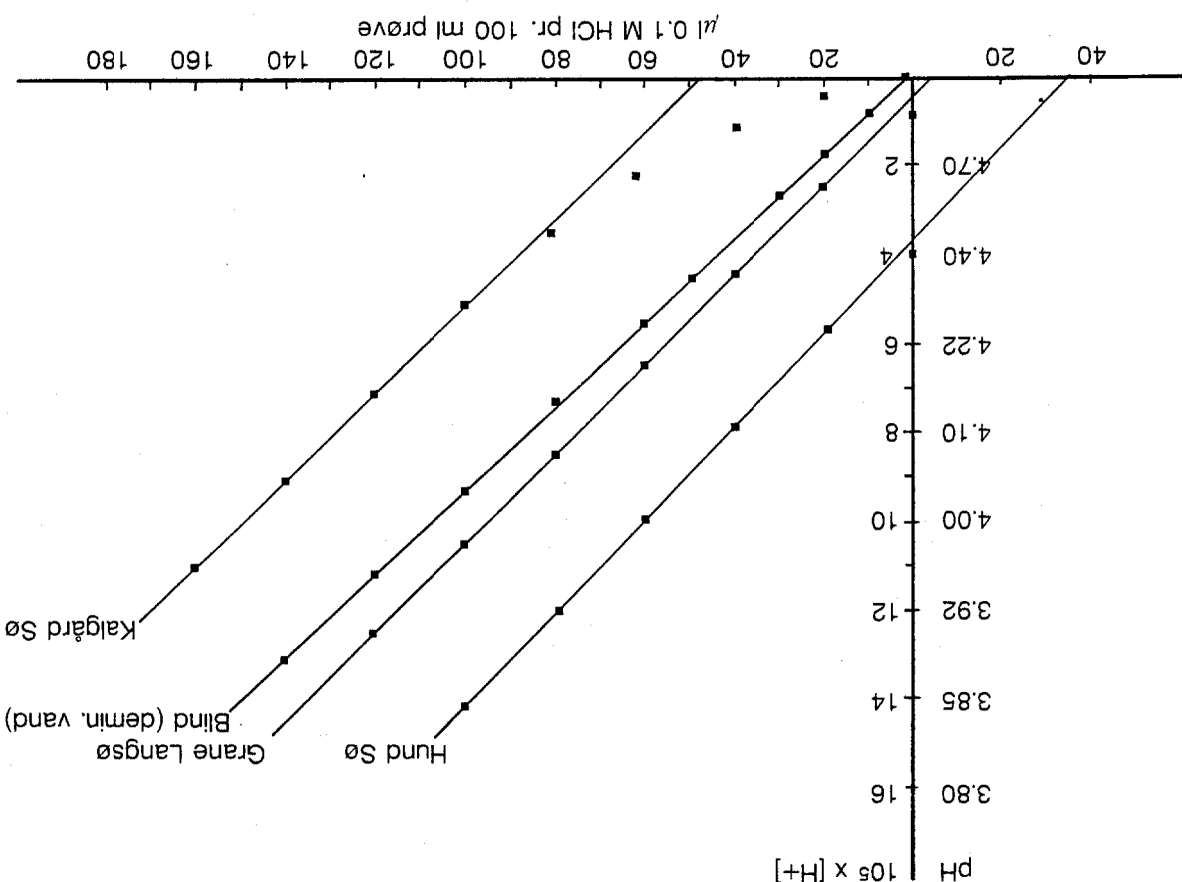
$f_1$  = aktivetskoefficienten for  $HCO_3^-$ , her er anvendt 0,93  
 $f_2$  = aktivetskoefficienten for  $CO_3^{2-}$ , her er anvendt 0,75  
 begge gældende som gennemsnit for vand med konduktivitet i området ca. 20-60 mS/m.

# BESTEMMELSE AF LAV ALKALINITET OG STÆRK ACIDITET VED GRAN TITRE- RING

Efter den metode, der er beskrevet i Dansk Standard (DS 253), kan man bestemme alkaliniteter ned til 0,1 mmol/l. For vandprøver med lavere alkalinitet er der i standardbladet henvisning til to metoder, der egner sig bedre i området lavere end 0,1 mmol/l.

Ved undersøgelse af forsøgsudviklingen i vandløb og søer har vi på Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium i en længere årrække anvendt den ene af disse metoder, Gran's titreringsmetode. Metoden er internationalt anerkendt og anbefales til undersøgelse af forsuring i ferskvand (ECE 1987).

Metodens teori er beskrevet af Sørensen (1951), Gran (1952), Larson & Henley (1955) og af Stumm & Morgan (1981). Dens praktiske anvendelse til analyse af ferskvand er beskrevet af bl.a. Mackereith et al. (1978).



Figur 2  
Eksempler på Gran plot titreringer

Overfør 100,0 ml prøve til et bægerglas og nedsmæk elektrodeparret i prøven. Tilsæt under magnetomrøring 0,1 mol/l saltsyre, indtil pH er omkring 4,3. Tilsæt herefter saltsyre i portioner à f.eks. 20 ml. Efter hver tilsætning standses magnetomrøringen, og

### Fremgangsmåde

- Et præcisions-pH-meter.
- En mikroburette, der tillader aflæsning af hele mikrolitter.
- Glaselektrode med referenceelektrode eller kombinationselektrode.
- 0,1 mol/l saltsyre.

### Apparat og reagenser

Ved den sædvanligt anvendte grafiske fremstilling af potentiometriske syre-base-titreringer afsætter man tilsat volumen titrant mod pH. Ved Gran's titreringsmetode udregner man  $10^{-\text{pH}}$  og afsætter titrantvolumen mod denne størrelse. Efter ækvivalenspunktet vil enhver yderligere tilsætning af saltsyre bevirke en proportional forøgelse af  $[\text{H}^+] = 10^{-\text{pH}}/f_{\text{H}^+}$ . Ved pH ca. 4,3 er svage bases som  $\text{HCO}_3^-$ , silikat m.fl. fuldstændigt neutraliseret, og man titrerer derfor ud over denne pH-værdi, idet man noterer ca. 4 sammenhørende værdier af tilsat mængde saltsyre og pH fra pH 4,3 til pH ca. 3,7. pH transformeres til  $10^{-\text{pH}}$ , og man finder derpå ækvivalenspunktet ved at ekstrapolere den rette linie til abscissaaksen (figur 2). Ved transformeringen behøver man ikke at tage hensyn til aktivitetskoefficienten  $f_{\text{H}^+}$ , fordi den kan betragtes som konstant inden for dette pH-interval. De abscissaværdier, som ligger til højre for skæringspunktet, repræsenterer den ekstra mængde saltsyre, der er tilsat ud over forbrugt til neutralisation af de basiske stoffer (alkaliniteten) (Kalgård sø i figur 2). Såfremt prøven i forvejen er sur, kan afskæringen give en negativ alkalinitetsværdi. Det betyder, at prøven indeholder stærk syre i den koncentration, som man finder ved ind-sættelse i formelen til beregning af alkaliniteten (Hund sø og Grane Langsø i figur 2). Vand med højt indhold af aluminium, jern og humussyrer egner sig ikke umiddelbart til analyse efter Gran's metode, fordi deres  $\text{pK}_a$ -værdier er så lave, at der ikke fås en ret linie ved titrering fra pH 4,3 til 3,7.

efter stabilisering af elektroden aflæses pH-metret. Der bør være ca. 4 aflæsninger inden for pH-området 4,3-3,7.

pH-aflæsningerne omregnes til  $10^{-\text{pH}}$ . Disse værdier afsættes som ordinatværdier, og antal  $\mu\text{l}$  0,1 mol/l saltsyre afsættes som abscisseværdier. Der lægges den bedste rette linie mellem punkterne inden for nævnte pH-område, og linien forlænges til skæring med abscisseaksen (figur 2). I stedet for at trække linien grafisk kan man ved hjælp af en lommeregner med indbygget program for regressionsanalyse beregne afskæringen på abscisseaksen.

## Beregning

Alkaliniteten, som definitionsmæssigt her svarer til totalalkaliniteten, beregnes af formelen:

$$\text{TA} = bc/v \text{ mmol/l}$$

hvor

b = antal mikroliter saltsyre aflæst ved afskæringen på abscisseaksen  
 c = saltsyrens koncentration i mol/l, f.eks. 0,1 mol/l  
 v = antal ml prøve, f.eks. 100 ml.

Er saltsyrens koncentration 0,1 mol/l, og anvendes der 100 ml prøve, er TA b  $\mu\text{mol/l}$  eller 0,001  $\cdot$  b mmol/l.

Såfremt afskæringen med abscisseaksen bliver negativ, er der tale om stærk aciditet (SA).

I Hund sø-eksemplet (figur 2) er TA = -0,035 mmol/l, eller SA = -TA = 0,035 mmol/l.

## Præcision og nøjagtighed

Præcision og nøjagtighed er i reglen ca.  $\pm 0,002$  mmol/l.

## Litteratur

- ECE, Convention on long-range transboundary air pollution 1987:
- monitoring of acidification in rivers and lakes. Manual for chemical and biological monitoring. - Prepared by the Programme Center, Norwegian Institute for Water Research, NIVA, Oslo, 23 s.
- Gran, G. 1952: Determination of the equivalence points in potentiometric titrations. Part II. - Analyst 77, 661-671.
- Larson, T.E. & L. Henley 1955: Determination of low alkalinity or acidity in water. - Anal. Chem. 27, 851-852.
- Mackereth, F.J.H., J. Heron & J.F. Talling 1978: Water analysis: Some revised methods for limnologists. - Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 36, 120 s.
- Stumm, W. & J.J. Morgan 1981: Aquatic Chemistry 2. ed. - Wiley Interscience, 780 s.
- Sørensen, P. 1951: Transformation af titreringsskruver til rette linier. - Kemisk Månedssblad 32, 73-76.