

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

| | |
|-------------------------|------------|
| Rapportnummer: | 0-81012-01 |
| Undernummer: | III |
| Løpenummer: | 1486 |
| Begrenset distribusjon: | - |

| | |
|---|-------------------------------|
| Rapportens tittel: SAMMENLIGNING OG TILPASNING AV METODER: TOC ved utslippskontroll av organisk stoff fra kommunale renseanlegg. | Dato: 6. juni 1983 |
| | Prosjektnummer: 0-81012-01 |
| Forfatter(e): Håvard Hovind Bjarne Paulsrud | Faggruppe: ANADIV |
| | Geografisk område: - |
| | Antall sider (inkl. bilag): |

| | |
|---|----------------------------------|
| Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn | Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.): |
|---|----------------------------------|

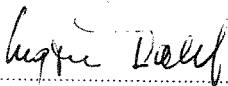
Ekstrakt:

Ved utslippskontroll bør indirekte bestemmelse av organisk stoff i form av biokjemisk og kjemisk oksygenforbruk (BOD, COD_{Cr}) erstattes med direkte bestemmelse av totalt organisk karbon (TOC). Basert på sammenlignende analyser av ulike typer kommunalt avløpsvann er det foreslått TOC-verdier som samsvarer med nåværende utslippskrav for BOD.

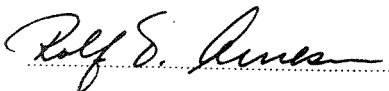
| |
|-------------------------------------|
| 4 emneord, norske: |
| 1. Totalt organisk karbon |
| 2. Biokjemisk oksygenforbruk |
| 3. Kjemisk oksygenforbruk |
| 4. Utslippskontroll Renseanlegg. |

| |
|------------------------------|
| 4 emneord, engelske: |
| 1. Total organic carbon |
| 2. Biochemical oxygen demand |
| 3. Chemical oxygen demand |
| 4. Effluent control |

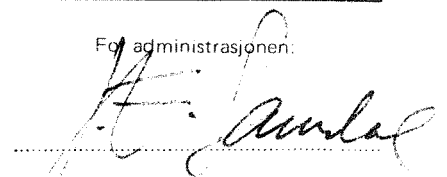
Prosjektleder:



Divisjonssjef:



For administrasjonen:





ISBN 82-577-0621-3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Nasjonalt referanselaboratorium for vannanalyser

0 - 8101201

SAMMENLIGNING OG TILPASNING AV METODER

TOC ved utslippskontroll av organisk stoff
fra kommunale renseanlegg.

6. juni 1983

Saksbehandlere: Håvard Hovind
Bjarne Paulsrud

Leder for
referanseaktivitetene:
Ingvar Dahl

For administrasjonen:
J.E. Samdal
Lars N. Overrein

I N N H O L D

| | Side |
|--|------|
| 0. SAMMENDRAG | 3 |
| 1. INNLEDNING | 4 |
| 1.1 Generelt om bestemmelse av organisk stoff i vann | 4 |
| 1.2 Bakgrunn for undersøkelsen | 4 |
| 2. TOC SOM ANALYSEVARIABEL VED UTSLIPPSKONTROLL | 5 |
| 3. GJENNOMFØRING | 6 |
| 3.1 Prøvetaking | 6 |
| 3.2 Analyser | 6 |
| 3.3 Databearbeidelse | 8 |
| 4. RESULTATER OG DISKUSJON | 8 |
| 4.1 Korrelasjoner mellom ulike analysevariable | 8 |
| 4.2 Valg av TOC-verdier for utslippskontroll | 18 |
| LITTERATUR | 19 |

F I G U R E R

| | |
|--|----|
| Figur 1. Korrelasjon COD-CR/TOC. Utløp | 9 |
| " 2. Korrelasjon COD-CR/TOC. Innløp | 10 |
| " 3. Korrelasjon BOD/TOC. Utløp | 11 |
| " 4. Korrelasjon BOD/TOC. Innløp | 12 |
| " 5. Korrelasjon BOD/COD-CR. Utløp | 13 |
| " 6. Korrelasjon BOD/COD-CR. Innløp | 14 |

T A B E L L E R

| | |
|---|----|
| Tabell 1. Regresjonsligninger for korrelasjonene COD_{Cr}/TOC , BOD/TOC og BOD/COD_{Cr} ved ulike typer renseanlegg | 16 |
| Tabell 2. Forslag til TOC-verdier som korresponderer med eksisterende utslippskrav for BOD | 18 |
| Tabell 3. Alle data. Analyseresultatene for TOC er gitt i mg/l karbon, for COD-Cr og BOD i mg/l oksygen | 20 |

0. SAMMENDRAG

Totalt organisk karbon (TOC) er en direkte metode for bestemmelse av organisk stoff. Metoden har inntil nylig vært lite anvendelig for analyse av avløpsvann, da prøvens innhold av partikulært materiale har skapt instrumentelle problemer. Utviklingen av nye karbonanalyser har gjort at dette ikke lenger er noen begrensning.

TOC er uavhengig av tilstandsformen til de organiske forbindelsene i prøven. Andre elementer som er organisk bundet forstyrrer ikke analysen. Slike faktorer påvirker derimot analyseresultatet ved de tradisjonelle, indirekte metodene for bestemmelse av organisk stoff: biokjemisk oksygenforbruk (BOD) og kjemisk oksygenforbruk (COD_{Cr}). Dette - foruten at TOC-bestemmelsen er rask, følsom og presis - gjør det naturlig å erstatte BOD med TOC ved utslippskontroll.

Statens forurensningstilsyn har nylig etablert en arbeidsgruppe til å vurdere kontrollordninger for kommunale renselanlegg. I den forbindelse vil også eksisterende standardkrav for utslipp av avløpsvann fra forskjellige typer anlegg bli revurdert. Det synes her rimelig å innarbeide forslag til grenseverdier for TOC.

På grunnlag av materialet i denne rapporten er det satt opp forslag til TOC-verdier som samsvarer med nåværende utslippskrav for BOD (tabell 2):

| Type renselanlegg | Maksimale konsentrasjoner i utløpsvannet | |
|---|--|------------|
| | BOD (mg/l) | TOC (mg/l) |
| Mekanisk rensing m/kjemikalietilsetning | 80 | 55 |
| Primær- og sekundærfelling | 60 | 45 |
| Biologisk rensing | 30 | 20 |
| Simultanfelling | 30 | 20 |
| Etterfelling | 20 | 15 |

1. INNLEDNING

1.1 Generelt om bestemmelse av organisk stoff i vann

Et uttrykk for mengden av organisk stoff i en vannprøve kan fås ved ulike metoder. En av disse er å bestemme totalt tørrstoff og glødetap, men metoden har sine ulemper: ved inndampingen kan flyktige organiske forbindelser forsvinne, og ved glødingen forsvinner krystallvann og visse uorganiske salter.

De tradisjonelle metodene for bestemmelse av organisk stoff (1) er kjemisk oksygenforbruk (COD) og biokjemisk oksygenforbruk (BOD). Begge metodene er indirekte og angir den mengde oksygen som forbrukes ved oksydasjonen av de organiske forbindelser i vannprøven. Oksydasjonen er ufullstendig og kan variere noe fra prøve til prøve da interferenseffekter påvirker resultatene i ulik grad. Til bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk benyttes to ulike metoder, basert på oksydasjon med henholdsvis permanganat (COD_{Mn}) og dikromat (COD_{Cr}). Permanganatmetoden er en enkel fremgangsmåte for analyse av forholdsvis lite belastet vann. Normalt blir bare 30-40 % av det organiske materialet oksydert. Dikromatmetoden gir langt høyere oksydasjonsgrad, som regel over 90 %, og brukes til prøver med høyere innhold av organisk materiale (f.eks. avløpsvann). Ingen av metodene kan anvendes til sjøvannsanalyser fordi klorid virker forstyrrende. Ved BOD-bestemmelsen er det stor risiko for at toksiske forbindelser kan hemme den biologiske reaksjonen.

Det organiske bundne karbon i avløpsvann foreligger i mange ulike forbindelser og oksydasjonstrinn, og ikke alle karbonforbindelser kan oksyderes ved de tradisjonelle biokjemiske og kjemiske metoder. Totalt organisk karbon (TOC) gir derimot et direkte uttrykk for mengden av organisk stoff i en prøve. Alle metoder til bestemmelse av TOC i vann bygger på at karbon blir oksydert til karbondioksyd, som deretter bestemmes direkte eller etter reduksjon til metan.

1.2 Bakgrunn for undersøkelsen

I alle utslippstillatelser for kommunale renseanlegg er kravene til utslipp av organisk stoff knyttet til biokjemisk oksygenforbruk (BOD).

Dette er basert på lange tradisjoner fra utlandet hvor man i stor grad opererer med utslipp av biologisk rensed avløpsvann til resipienter med oksygenproblemer. I Norge er det vel heller sjelden at BOD-verdier fra kommunale utslipp blir brukt til å vurdere oksygenforholdene i resipienten. Dessuten er ca 55 % av rensenanleggskapasiteten her i landet utbygd for ren kjemisk felling, dvs. anleggene fjerner ikke spesielt det lett nedbrytbare organiske stoffet som BOD er et indirekte mål for.

På grunnlag av ovennevnte forhold er det klart at BOD ikke har like stor relevans for utslippskontroll her i landet som i mange andre land. Siden BOD-analysen er beheftet med svakheter som:

- lav presisjon
- lang analysetid (7 døgn)
- høye analysekostnader

er det naturlig at det arbeides for å finne alternative analysevariable for utslipp av organisk stoff. Kjemisk oksygenforbruk (COD_{Cr}) har lenge vært brukt parallelt med BOD, men har ikke kommet inn som erstatning for BOD i myndighetenes utslippstillatelser og utslippskontroll. Dette kan bl.a. skyldes usikkerhet om hva som egentlig måles ved COD-bestemmelsen samt at denne også er relativt tidkrevende.

2. TOC SOM ANALYSEVARIABEL VED UTSLIPPSKONTROLL

Bestemmelse av totalt organisk karbon (TOC) er utvilsomt den mest direkte metoden for angivelse av innholdet av organisk stoff. Metoden har inntil nylig vært lite anvendelig for avløpsvann da innholdet av partikulært materiale har skapt problemer for analyseutstyret.

Den opprinnelige fremgangsmåten gikk ut på å forbrenne prøven ved høy temperatur ($850-900^{\circ}C$) i nærvær av en katalysator. Nye karbonanalyser på markedet anvender våtkjemiske oksydasjonsmetoder, og det er vanlig å kombinere UV-bestråling og opplutning med peroksodisulfat (2). Innhold av partikulært materiale er ikke så kritisk for dette utstyret, men det kreves allikevel at prøvene homogeniseres før analyse. Dette har sammenheng med de små prøvevolum som benyttes, særlig ved høye konsentrasjoner av TOC.

Publiserte undersøkelser viser at selv meget resistente organiske forbindelser oksyderes praktisk talt kvantitativt ved kombinasjon av våtkjemiske og fotokjemiske metoder (2). Selv opp til 200 mg/l partikulært materiale hadde ingen dramatisk virkning på metodens nøyaktighet. Dessuten er presisjonen ved denne analysen meget god, med et relativt standardavvik av størrelsesorden 1 % når konsentrasjonen er 5 mg/l C (3).

Det må skilles mellom flyktig og ikke flyktig organisk karbon. Ved bestemmelse av TOC fjernes uorganisk karbon ved tilsetning av syre og etterfølgende gjennombobling med en egnet gass. Eventuelle flyktige organiske forbindelser vil da drives ut av prøven sammen med karbondioksyd, slik at man ved den etterfølgende analyse egentlig bestemmer innholdet av ikke flyktige organiske forbindelser. Det finnes mange instrumenter som muliggjør bestemmelse av både flyktig og ikke flyktig organisk karbon, og TOC er da summen av disse.

TOC er uavhengig av oksydasjonstilstanden til de organiske forbindelser, og andre organisk bundne elementer slik som nitrogen og hydrogen medbestemmes heller ikke, i motsetning til ved bestemmelse av BOD og COD der slike elementer kan bidra til å øke oksygenforbruket.

3. GJENNOMFØRING

3.1 Prøvetaking

Prøvene i dette prosjektet er tatt av Avløpssambandet Nordre Øyeren (ANØ) i forbindelse med deres rutinemessige driftsoppfølging av renseanleggene i området. Alle prøver er døgnprøver og det er brukt automatiske prøvetakere. Til sammen er det tatt ut 25 prøver av innløpsvann (råkloakk) samt 15 utløpsprøver fra biologiske anlegg, 23 fra simultanfellingingsanlegg og 26 fra kjemiske anlegg. Prøvetakingen foregikk i perioden september - desember 1982.

3.2 Analyser

ANØ har utført alle COD_{Cr} -analyser, mens NIVA har gjort BOD- og TOC-analysene. Analysemetodene er kort beskrevet nedenfor.

Kjemisk oksygenforbruk, COD_{Cr}

Dikromatoksydasjonen ble utført i henhold til Norsk Standard, NS 4748 (4). Metoden innebærer at nøyaktig 10,0 ml av prøven, tilsatt svovelsyre med sølvkatalysator og en kjent mengde kaliumdikromat, kokes i 2 timer med tilbakeløpskjøling. Svovelsyrens konsentrasjon under kokingen er ca. 9,5 mol/l. En del av dikromatet reduseres av oksyderbart materiale i prøven, og resten bestemmes ved titrering med jern (II)-løsning. COD_{Cr} beregnes deretter ut fra den mengde dikromat som er forbrukt under oksydasjonen av prøven.

Biokjemisk oksygenforbruk, BOD

Biokjemisk oksygenforbruk ble bestemt ved fortynningsmetoden i henhold til Norsk Standard, NS 4749 (5). Metoden innebærer at prøvens innhold av oppløst oksygen måles før og etter en inkubasjonstid på 7 døgn ved 20°C. Differansen gir BOD-verdien etter en beregning der det blir tatt hensyn til fortynningsfaktoren og oksygenforbruket i podet fortynningsvann. Innholdet av oppløst oksygen ble bestemt ved iodometrisk titrering i henhold til Norsk Standard, NS 4734 (6).

Total organisk karbon, TOC

Bestemmelse av total organisk karbon ble utført med en Astro 1850 karbonanalysator. Ved denne metoden blir prøven først tilsatt fosforsyre til pH \leq 2, og gjernomboblet med oksygen for å fjerne uorganiske karbonforbindelser (dvs. karbondioksyd, karbonater og bikarbonater). Dette medfører fare for tap av eventuelle flyktige organiske forbindelser.

Et gitt prøvevolum - avhengig av instrumentets kalibrering - blandes med oksydasjonsløsningen og føres gjennom reaktoren. Nedbrytningen av det organiske materialet skjer med en kombinert våtoppslutning og fotokjemisk reaksjon ved relativt lav temperatur (60-90°C). Oppslutningsenheten består av en UV-reaktor med tre adskilte kamre. Oksydasjonsløsningen av natriumperoksodisulfat pumpes sammen med oksyngengass kontinuerlig gjennom reaktoren under oppslutningen.

Karbondioksydet som dannes ved oksydasjon av det organiske materialet, ledes gjennom en IR-detektor som registrerer signalet i et bestemt tidsrom. Arealet under responskurven er proporsjonalt med prøvens innhold av organisk karbon.

3.3 Databearbeidelse

Korrelasjonene COD_{Cr}/TOC , BOD/TOC samt BOD/COD_{Cr} ble undersøkt ved lineær regresjonsanalyse. Siden det er såvidt stor forskjell mellom konsentrasjonsnivået i råkloakk og i rensed avløpsvann, er det av liten interesse å betrakte alle dataene under ett. De statistiske beregninger er derfor foretatt for alle innløpsprøver samlet, og for alle utløpsprøver sortert etter type renseanlegg (biologiske anlegg og simultanfellingingsanlegg ble slått sammen, mens kjemiske anlegg ble behandlet alene). Ved beregningene er resultatpar der det ene resultatet mangler utelatt. Til databearbeidelsen ble programpakken MINITAB benyttet.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

Analyseresultatene er presentert i tabell 3. Resultater som er utelatt ved de statistiske beregninger er satt i parentes. Datasett for utløpsprøver fra Grua 7/9 og 2/11, Volla 7/9 og Kopås 13/10 er utelatt da de høye analyseresultatene tyder på at slam har blitt med under prøvetakingen.

BOD-verdier fra Stranden 28/10, Borgen 14/10 og Harestua 30/11 er utelatt da de avviker vesentlig fra de øvrige resultatene.

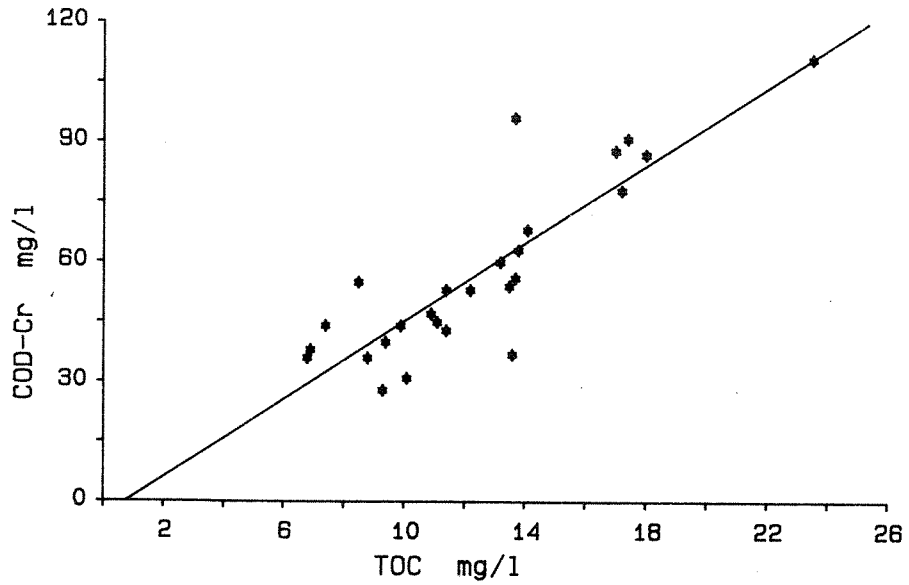
4.1 Korrelasjoner mellom ulike analysevariable

I figur 1 er COD_{Cr} fremstilt som funksjon av TOC for alle utløpsprøvene sortert etter type renseanlegg. For å illustrere den innflytelse selve renseprosessen har på analyseresultatet, er regresjonskurven for de ulike typer renseanlegg tegnet inn på figurene. Resultatene for innløpsprøvene, som har en vesentlig høyere konsentrasjon enn utløpsprøvene, er fremstilt i figur 2.

Tilsvarende figurer er fremstilt også for korrelasjonene BOD/TOC (figur 3-4) og BOD/COD_{Cr} (figur 5-6).

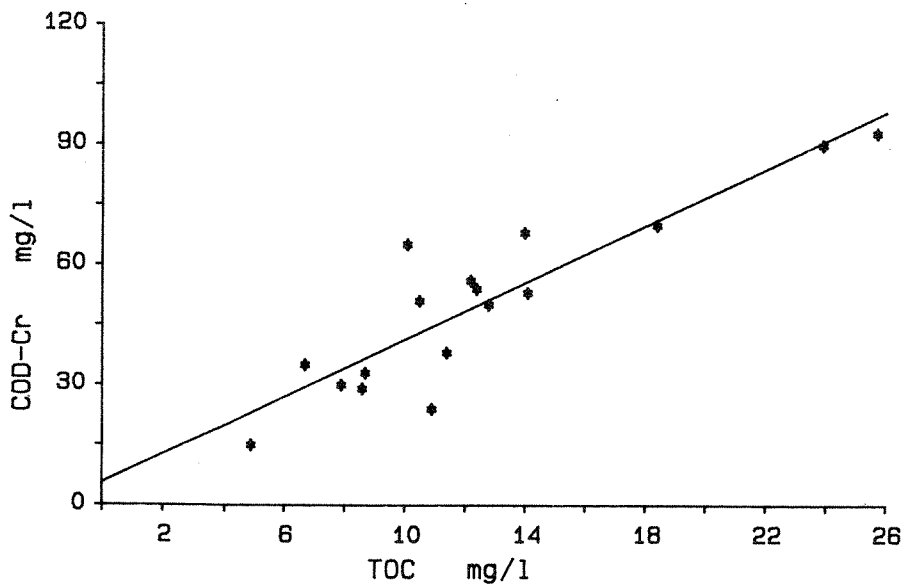
NIVA: 1983-4 -26

FIG. 1, KORRELASJON COD-CR/TOC
Biol. og simul.anlegg, utløp



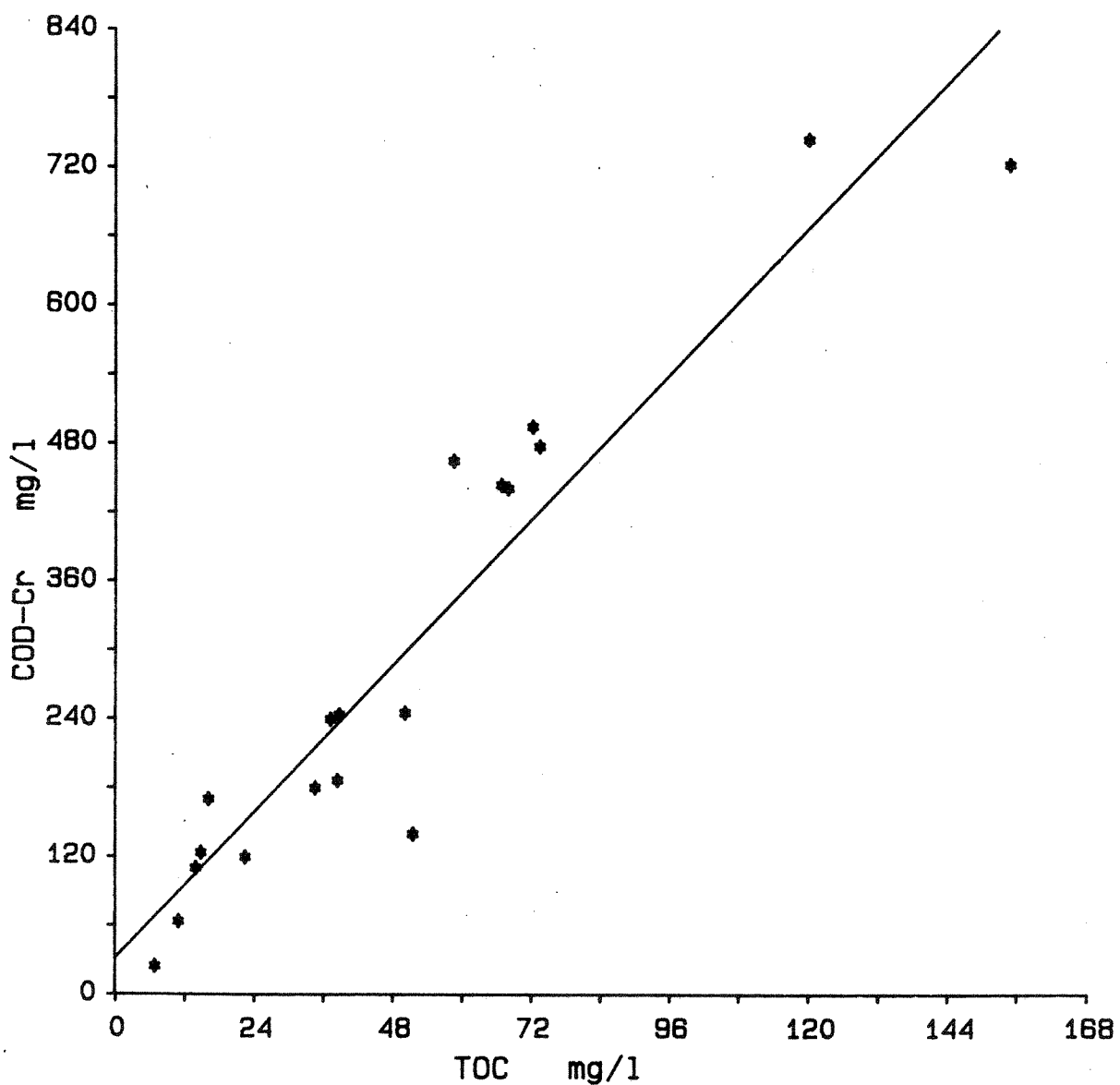
N=26

Kjemiske anlegg, utløp



N=17

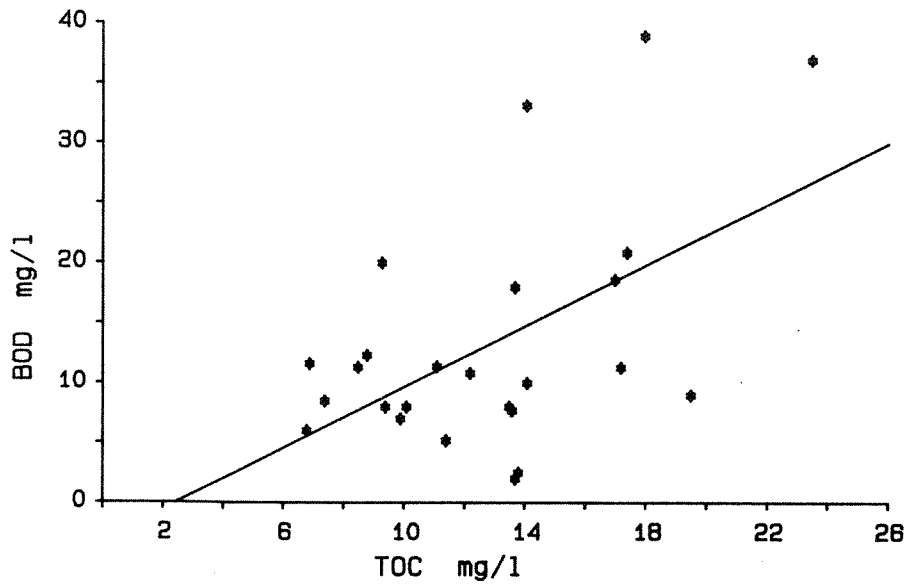
FIG. 2, KORRELASJON COD-CR/TOC
Alle anlegg, innløp



N=19

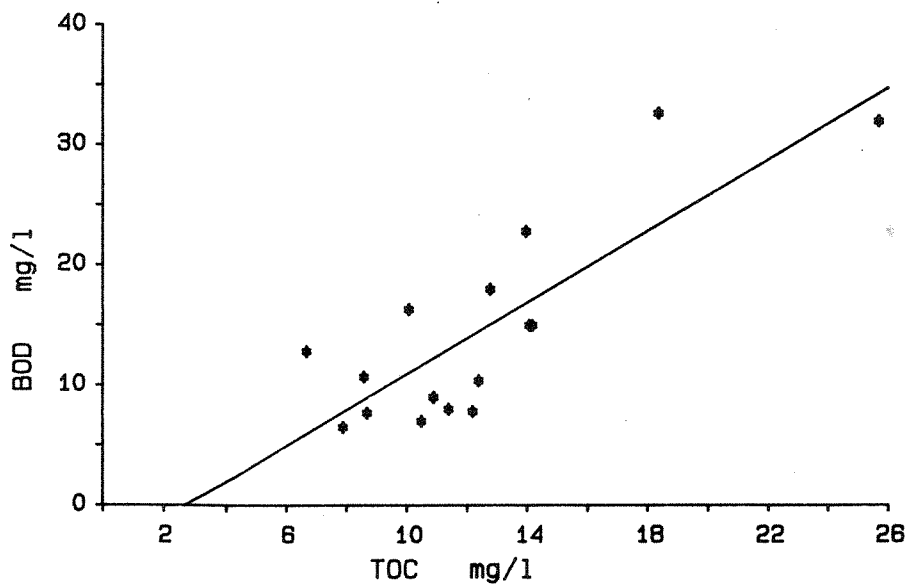
NIVA: 1983-4 -26

FIG. 3, KORRELASJON BOD/TOC
Biol. og simul.anlegg, utløp



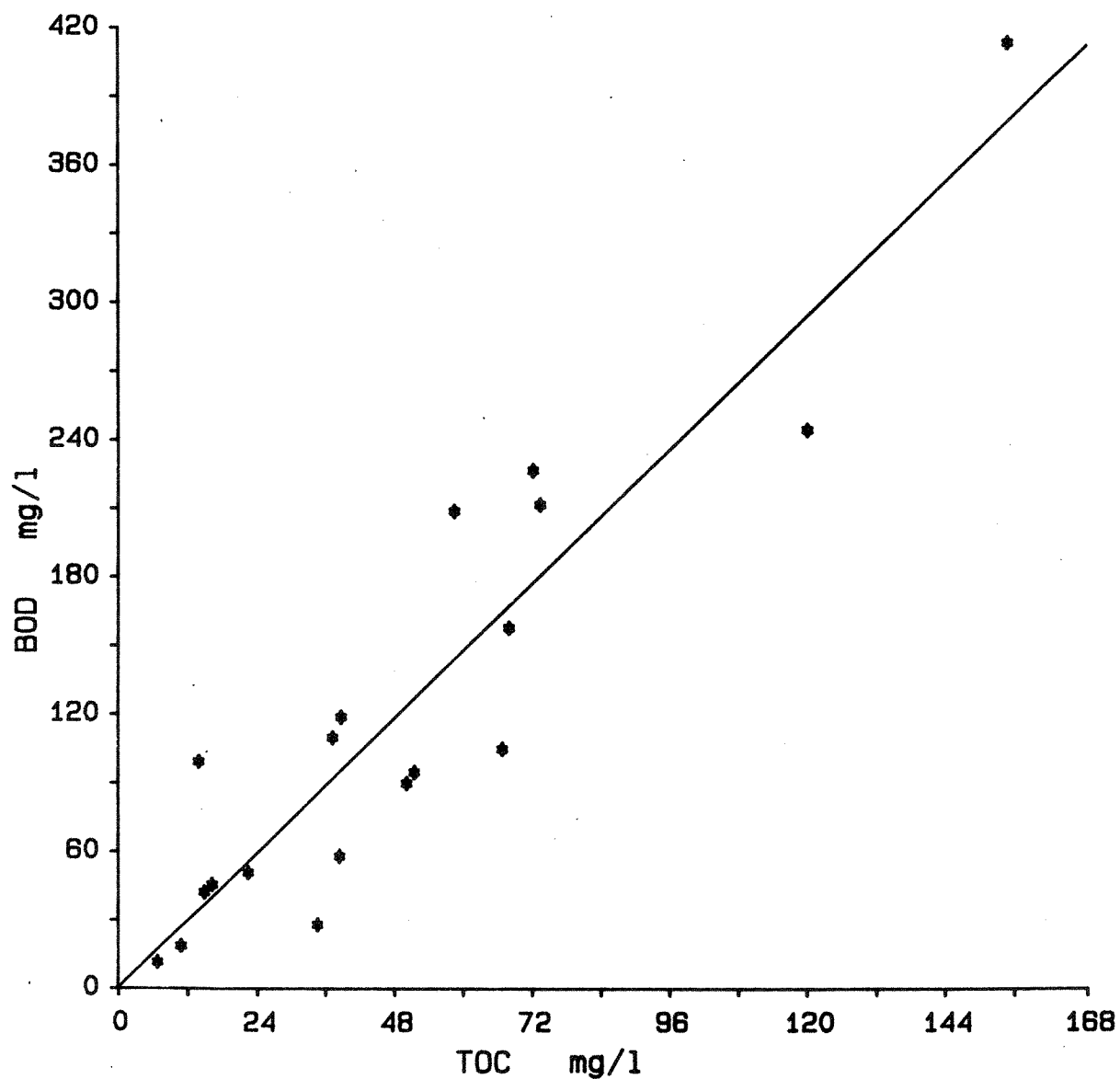
N=26

Kjemiske anlegg, utløp



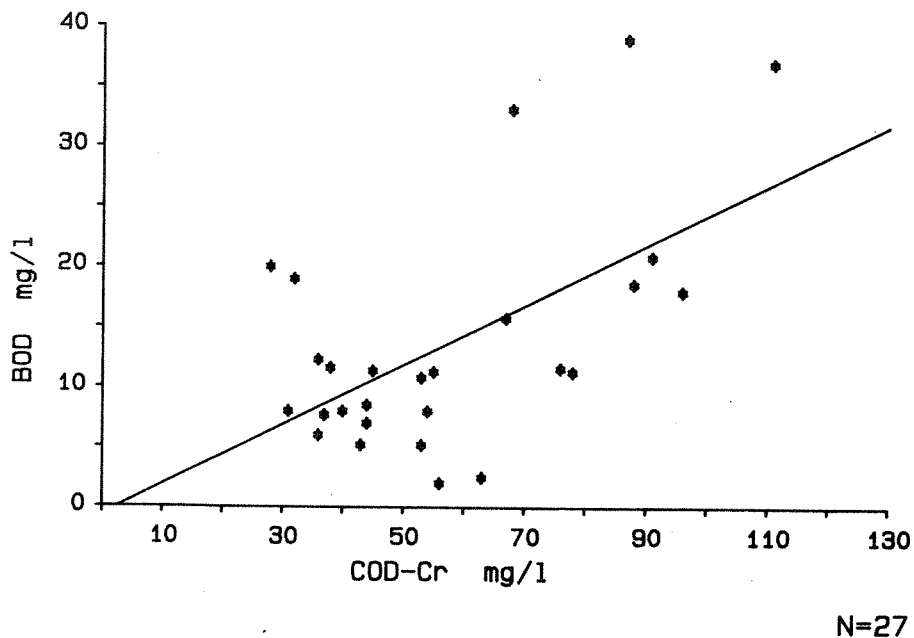
N=16

FIG. 4, KORRELASJON BOD/TOC
Alle anlegg, innløp



N=19

FIG. 5, KORRELASJON BOD/COD-CR
Biol. og simul.anlegg, utløp



Kjemiske anlegg, utløp

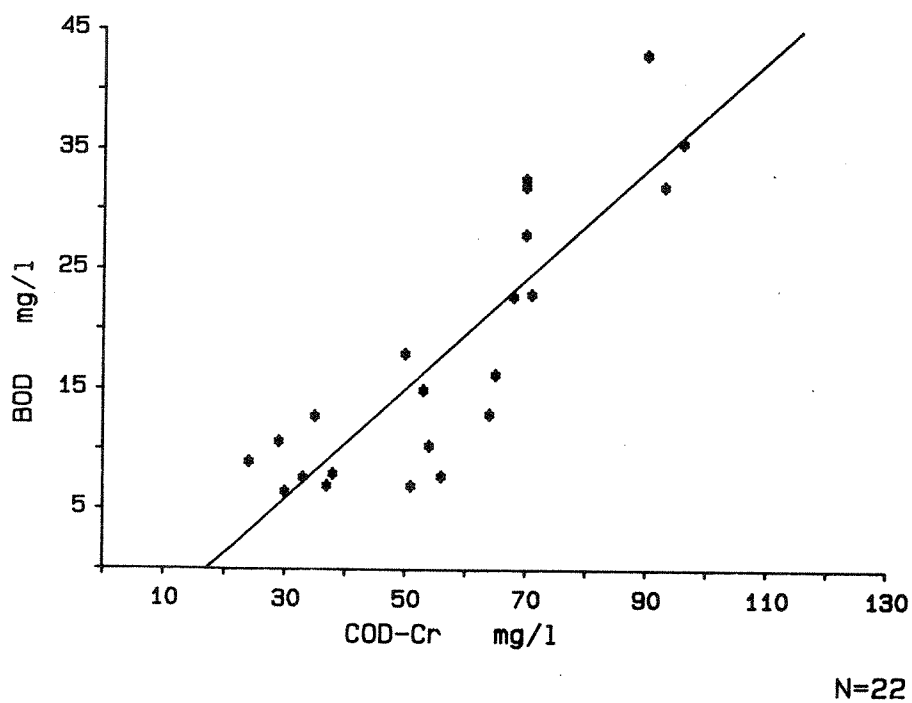
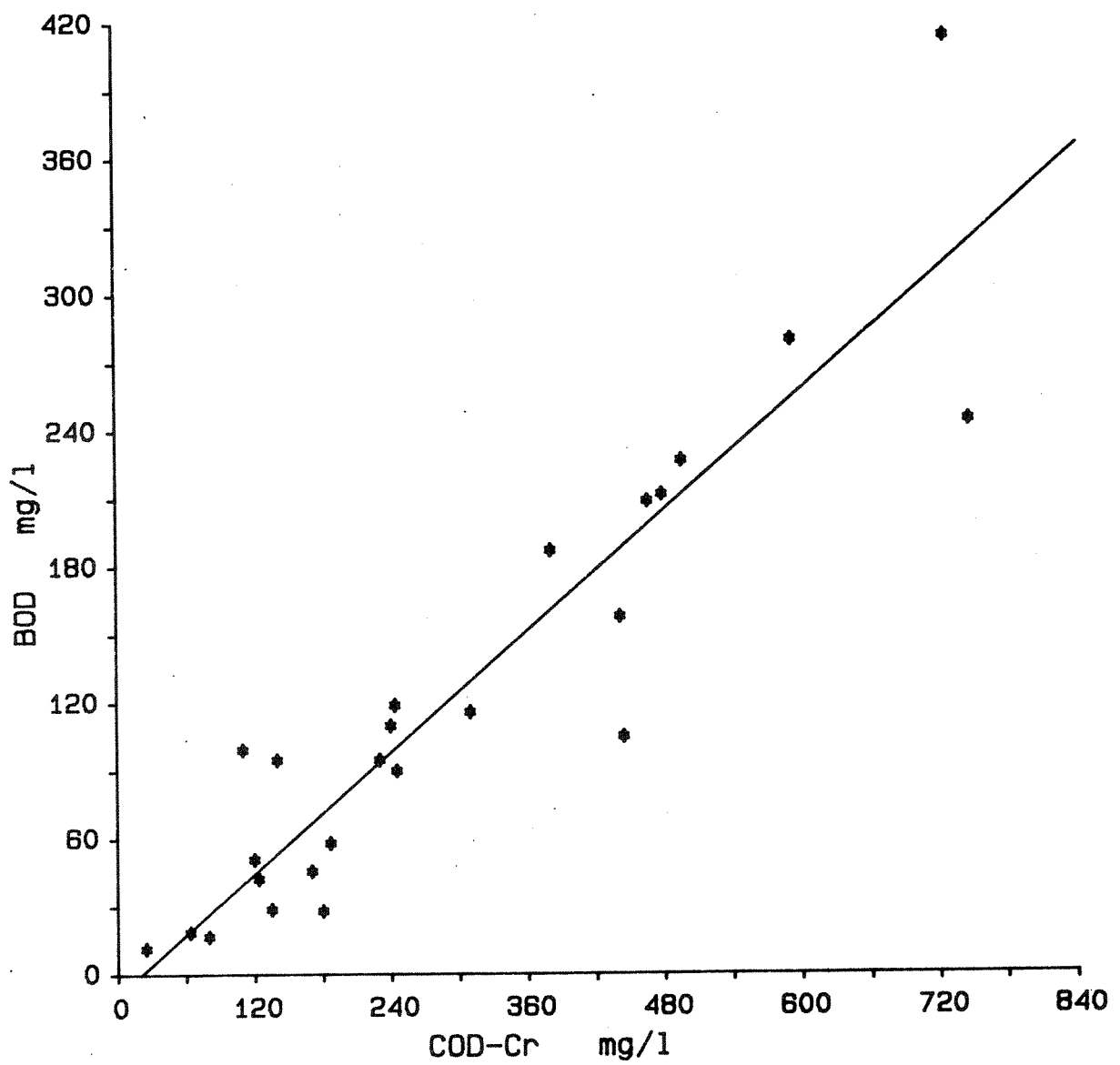


FIG. 6, KORRELASJON BOD/COD-CR
Alle anlegg, innløp



N=25

I tabell 1 er sammenstilt mer detaljerte opplysninger fra regresjonsanalysene. På grunn av den store spredningen i noen enkeltresultater, kan regresjonskurven variere ganske mye fra en type renseanlegg til et annet. I tabellen er foruten regresjonsligninger av typen

$$y = a + b \cdot x \quad (\text{tegnet inn i figur 1-6})$$

også angitt ligninger på formen

$$y = b \cdot x$$

der kurven legges gjennom origo.

Som det fremgår av figurene er det til dels stor forskjell mellom regresjonslinjene for de enkelte kombinasjoner av analysevariable ved de ulike typer renseanlegg. De største variasjonene finner vi der BOD er korrelert med COD_{Cr} eller TOC. Dette har en klar sammenheng med analysemetodens begrensninger, og gir seg størst utslag for BOD ettersom analyseresultatene for denne variabelen er spesielt avhengig av prøvens sammensetning.

Når det gjelder BOD kan analysemetodens nøyaktighet vanskelig vurderes, da dette forutsetter at en primær standard er tilgjengelig, noe som ikke er tilfelle for BOD. Derimot kan man vurdere metodens presisjon, som defineres i forhold til reproduserbarheten ved gjentatte analyser av samme prøve. Generelt finner man best reproduserbarhet når prøven inneholder en rekke biologisk lett nedbrytbare forbindelser, hovedsakelig av naturlig opprinnelse, men også eventuelle modifiserte former av disse. Slike forbindelser følger sannsynligvis en relativt lett reproduserbar prosess ved oksydasjonen, som dermed fører til bedre presisjon ved analysen.

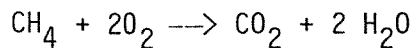
Hvis prøven derimot inneholder vesentlige mengder av naturlige eller syntetiske forbindelser som krever en viss energitilførsel før de overføres til en lettere nedbrytbar form, blir presisjonen ved analysen meget dårlig (et typisk eksempel er acetat som viser en meget variabel "forsinkelses"-periode før den hurtige oksydasjonen kommer igang). Nærvarer av toksiske forbindelser som inhiberer den biologiske nedbrytningsprosessen vil bidra ytterligere til å redusere presisjonen ved analysen.

Tabell 1. Regresjonsligninger for korrelasjonene CO_{2Cr}/TOC , BOD/TOC og BOD/COD_{Cr} ved ulike typer renseanlegg.

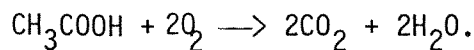
| Korrelasjon | Figur- nr. | Korrelasjons- faktor | Antall resultater | Y = a + b · x | | Y = b · x | |
|--|---------------|-------------------------|----------------------|---------------|-------|-----------|----------------|
| | | | | a | b | b | b |
| CO_{2Cr}/TOC | | | | | | | |
| Utløpsprøver; | | | | | | | |
| Biologiske anlegg og simultanfellingsanlegg | 1 | 0.864 | 26 | -3.615 | 4.882 | 4.617 | <i>KOF/TOC</i> |
| Kjemiske anlegg | 1 | 0.898 | 17 | 5.581 | 3.561 | 3.936 | |
| Innløpsprøver | 2 | 0.942 | 19 | 31.539 | 5.302 | 5.709 | |
| BOD/TOC | | | | | | | |
| Utløpsprøver; | | | | | | | |
| Biologiske anlegg og simultanfellingsanlegg | 3 | 0.537 | 26 | -3.077 | 1.272 | 1.053 | <i>BOF/TOC</i> |
| Kjemiske anlegg | 3 | 0.821 | 16 | -4.029 | 1.491 | 1.203 | |
| Innløpsprøver | 4 | 0.924 | 19 | 0.272 | 2.455 | 2.458 | |
| BOD/COD_{Cr} | | | | | | | |
| Utløpsprøver; | | | | | | | |
| Biologiske anlegg og simultanfellingsanlegg | 5 | 0.583 | 27 | -0.628 | 0.250 | 0.240 | <i>BOF/KOF</i> |
| Kjemiske anlegg | 5 | 0.864 | 22 | -7.818 | 0.457 | 0.336 | |
| Innløpsprøver | 6 | 0.922 | 25 | -8.956 | 0.446 | 0.425 | |

De relativt store forskjeller i regresjonsligningene til BOD korrelert med TOC og COD_{Cr} ved ulike typer renseanlegg kan således settes i sammenheng med ulikheter i prøvenes sammensetning. I slike tilfeller har BOD-resultatene alene relativt liten verdi, mens en BOD-kurve bestående av punkter fra forskjellige inkuberingsperioder ville ha vært mer informativ.

Av erfaring vet man at for visse typer avløpsvann og resipienter finnes det en god korrelasjon mellom COD_{Cr} og TOC, men denne er på ingen måte generell. For eksempel er oksygenforbruket pr. karbonator dobbelt så stort for metan



som for eddiksyre



Som en kompliserende faktor kommer også det faktum at COD_{Cr}-bestemmelsen ikke alltid gir fullstendig oksydasjon av det organiske materiale i prøven. COD_{Cr}-resultatene er metodeavhengige og påvirkes av reaksjonsbetingelsene: syrestyrke, reaksjonstid, temperatur, konsentrasjon av oksydasjonsmiddel, innholdet av organisk stoff, nærvær av eventuelle katalysatorer og interfererende stoffer, etc. På tilsvarende måte som BOD, gir COD_{Cr} et bilde av den organiske belastning i vannprøven.

Ved bestemmelse av TOC får man et direkte mål for den totale organiske belastning i prøven, i motsetning til f.eks. COD_{Cr}, der man bestemmer den mengde oksygen som er akvivalent med mengden av oksydasjonsmiddel som forbrukes under nedbrytningen av det organiske materiale. En vesentlig fordel med TOC-analysen er den korte analysetiden i forhold til COD_{Cr} og spesielt BOD. Dessuten er det enkelt å skille mellom prøvens totale karboninnhold og innholdet av organisk karbon.

Konsentrasjonen av organisk materiale i det rensede avløpsvannet var i mange prøver så lav at bestemmelsen av COD_{Cr} og BOD ble foretatt ned mot metodenes deteksjonsgrenser. De tilfeldige feil ved disse bestemmelsene ble derfor relativt store sammenlignet med TOC-analysene som metodisk sett ble foretatt i et gunstig konsentrasjonsområde. Dette gjenspeiles forøvrig i figurene. Således er korrelasjonene for innløpsprøvene vesentlig bedre enn for utløpsprøvene.

Til TOC-analysen benyttes bare 100 µl prøve ved selve bestemmelsen når konsentrasjonen er større enn 50 mg/l karbon, og en effektiv homogenisering av prøven er derfor helt nødvendig.

Det forventes ofte at bestemmelse av COD_{Cr}, BOD og TOC skal gi direkte sammenlignbare resultater for avløpsvann. Men dette er ikke mulig da hver enkelt av disse metodene gir et mål for ulike sider ved avløpsvannets innhold av nedbrytbare og biologisk resistente organiske forbindelser. Til gjengjeld gir ikke BOD noen antydning om hvilket langtidsoksygenforbruk som kan skyldes f.eks. organisk materiale inkorporert i partikler.

4.2 Valg av TOC-verdier for utslippskontroll

Dersom TOC skal kunne avløse BOD ved utslippskontroll, er det nødvendig at eksisterende utslippskrav for BOD blir erstattet med tilhørende TOC-verdier. Likeledes må nye utslippstillatelser gis med grenseverdier for TOC i stedet for BOD.

Statens forurensningstilsyn har nylig etablert en arbeidsgruppe for å vurdere kontrollordninger for kommunale rensesanlegg. I den forbindelse vil også de eksisterende standardkrav for utslipp av avløpsvann fra de forskjellige typer rensesanlegg bli vurdert. Det er da sannsynlig at man vil gå bort fra å sette krav til maksimalkonsentrasjoner som aldri skal overskrides, og i stedet satse på krav til en eller annen form for gjennomsnittsverdier for et visst antall prøver pr. år. I dette arbeidet vil det være naturlig å innarbeide forslag til TOC-verdier basert på materialet i denne rapporten. På grunnlag av korrelasjonene i figur 3, er det i tabell 2 satt opp forslag til TOC-verdier som svarer med eksisterende utslippskrav for BOD (kfr. rundskriv T-24/74 fra Miljøverndepartementet til fylkesmennene).

Tabell 2. Forslag til TOC-verdier som korresponderer med eksisterende utslippskrav for BOD

| Type rensesanlegg | Maksimale konsentrasjoner i utløpsvannet | |
|---|--|------------|
| | BOD (mg/l) | TOC (mg/l) |
| Mekanisk rensing m/kjemikalietilsetning | 80 | 55 |
| Primær- og sekundærfelling | 60 | 45 |
| Biologisk rensing | 30 | 20 |
| Simultanfelling | 30 | 20 |
| Etterfelling | 20 | 15 |

LITTERATUR

- 1) G. Ekedahl: Bestämning av organisk substans i vatten - några synpunkter. Vatten 1976, 32, 328-36.
- 2) R.J. Oake: A review of photo-oxidation for the determination of total organic carbon in water. WRC Technical Report TR 160, mars 1981, 21 s.
- 3) P.D. Goulden, P. Brooksbank: Automated determinations of dissolved organic carbon in lake water. Anal. Chem. 1975, 47, 1943-7.
- 4) NORGES STANDARDISERINGSFORBUND: Norsk Standard, NS 4748 - Vannundersøkelse. Bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk, COD_{Cr}. Oksydasjon med dikromat. 1. utg., mai 1979, 5 s.
- 5) NORGES STANDARDISERINGSFORBUND: Norsk Standard, NS 4749 - Vannundersøkelse. Biokjemisk oksygenforbruk, BOD. Fortynningsmetode. 1. utg., juni 1979, 11 s.
- 6) NORGES STANDARDISERINGSFORBUND: Norsk Standard, NS 4734 - Vannundersøkelse. Bestemmelse av oppløst oksygen. 1. utg., mai 1975, 6 s.

Tabell 3. Alle data. Analyseresultatene for TOC er gitt i mg/l karbon, for COD-Cr og BOD i mg/l oksygen.

BIOLOGISKE RENSEANLEGG, UTLØSPRØVER

| RENSEANLEGG | DATE | COD-CR | BOD | TOC |
|-------------|-------|---------|---------|--------|
| GRUA BIO | 7/9 | | (458.0) | |
| | 5/10 | 87.0 | 39.0 | 18.0 |
| | 2/11 | (154.0) | (141.0) | (61.7) |
| | 30/11 | 55.0 | 11.3 | 8.5 |
| VOLLA BIO | 7/9 | | (433.0) | |
| | 5/10 | 28.0 | 20.0 | 9.3 |
| | 2/11 | 96.0 | 18.0 | 13.7 |
| | 30/11 | 44.0 | 8.5 | 7.4 |
| Y. ENEBAKK | 30/9 | 32.0 | 19.0 | |
| | 28/10 | 53.0 | 10.8 | 12.2 |
| | 24/11 | 40.0 | 8.0 | 9.4 |
| | 29/9 | 39.0 | (<4.0) | |
| ÅSGREINA | 27/10 | 36.0 | 12.3 | 8.8 |
| | 24/11 | 36.0 | 6.0 | 6.8 |
| | 28/10 | 60.0 | (49.6) | 13.2 |

SIMULTANFELLINGSANLEGG, UTLØSPRØVER

| RENSEANLEGG | DATE | COD-CR | BOD | TOC |
|-------------|-------|---------|--------|--------|
| LØRENFALLET | 8/9 | 67.0 | 15.8 | |
| | 6/10 | 31.0 | 8.0 | 10.1 |
| | 3/11 | 38.0 | 11.6 | 6.9 |
| | 1/12 | 44.0 | 7.0 | 9.9 |
| RÅNÅSFOSS | 8/9 | 41.0 | (<4.0) | |
| | 6/10 | | 10.0 | 14.1 |
| | 3/11 | 45.0 | 11.4 | 11.1 |
| | 1/12 | 43.0 | 5.2 | 11.4 |
| HOGSETH | 8/9 | 76.0 | 11.6 | |
| | 6/10 | | 9.0 | 19.5 |
| | 3/11 | 37.0 | 7.7 | 13.6 |
| | 1/12 | 53.0 | 5.2 | 11.4 |
| HÅPETS DØR | 13/10 | 63.0 | 2.5 | 13.8 |
| | 8/12 | 88.0 | 18.6 | 17.0 |
| TUEN BRUK | 13/10 | 56.0 | 2.0 | 13.7 |
| | 8/12 | 54.0 | 8.0 | 13.5 |
| NORDKISA | 14/10 | 78.0 | 11.3 | 17.2 |
| | 9/12 | 91.0 | 20.9 | 17.4 |
| ALGARHEIM | 14/10 | 111.0 | 37.0 | 23.5 |
| | 9/12 | 68.0 | 33.2 | 14.1 |
| BORGEN | 14/10 | 47.0 | (40.7) | 10.9 |
| | 9/12 | 256.0 | | |
| KOPÅS | 13/10 | (210.0) | (59.5) | (40.1) |

KJEMISKE RENSEANLEGG, UTLØPSPRØVER

| RENSEANLEGG | DATO | COD-CR | BOD | TOC |
|-------------|-------|--------|--------|------|
| HARESTUA | 7/9 | 96.0 | 35.6 | |
| | 5/10 | 53.0 | 15.0 | 14.1 |
| | 2/11 | 68.0 | 22.8 | 14.0 |
| | 30/11 | 90.0 | (59.4) | 25.9 |
| SØRUMSAND | 8/9 | 64.0 | 13.0 | |
| | 6/10 | 93.0 | 32.0 | 25.7 |
| | 3/11 | 29.0 | 10.7 | 8.6 |
| | 1/12 | 35.0 | 12.8 | 6.7 |
| FROGNER | 8/9 | 71.0 | 23.0 | |
| | 6/10 | 51.0 | 7.0 | 10.5 |
| | 3/11 | 56.0 | 7.8 | 12.2 |
| | 1/12 | 65.0 | 16.3 | 10.1 |
| NANNESTAD S | 29/9 | 37.0 | 7.0 | |
| | 27/10 | 54.0 | 10.4 | 12.4 |
| | 24/11 | 24.0 | 9.0 | 10.9 |
| MAURA | 29/9 | 28.0 | (<9.0) | |
| | 27/10 | 30.0 | 6.5 | 7.9 |
| | 24/11 | 15.0 | (<6.0) | |
| GJERDRUM | 29/9 | 70.0 | 32.0 | |
| | 27/10 | 70.0 | 32.6 | 18.4 |
| | 24/11 | 50.0 | 18.0 | 12.8 |
| KIRKEBYGDA | 30/9 | 90.0 | 43.0 | |
| | 28/10 | 33.0 | 7.7 | 8.7 |
| | 25/11 | 38.0 | 8.0 | 11.4 |
| FLATEBY | 30/9 | 70.0 | 28.0 | |
| | 25/11 | 0.0 | 15.0 | 14.2 |

ALLE RENSEANLEGG, INNLØSPRØVER

| RENSEANLEGG | DATO | COD-CR | BOD | TOC |
|-------------|-------|--------|-------|-------|
| LØRENFALLET | 8/9 | 310.0 | 116.0 | |
| | 6/10 | 187.0 | 58.0 | 38.5 |
| | 3/11 | 140.0 | 94.9 | 51.6 |
| | 1/12 | 170.0 | 45.9 | 16.2 |
| SØRUMSAND | 8/9 | 380.0 | 187.0 | |
| | 6/10 | 444.0 | 105.0 | 66.9 |
| | 3/11 | 244.0 | 119.0 | 38.9 |
| NANNESTAD S | 1/12 | 240.0 | 110.0 | 37.3 |
| | 29/9 | 135.0 | 29.0 | |
| | 27/10 | 180.0 | 28.0 | 34.7 |
| MAURA | 24/11 | 120.0 | 51.0 | 22.5 |
| | 29/9 | 80.0 | 17.0 | |
| | 27/10 | 64.0 | 18.9 | 11.0 |
| GJERDRUM | 24/11 | 25.0 | 11.7 | 6.9 |
| | 29/9 | 590.0 | 280.0 | |
| | 27/10 | 745.0 | 245.0 | 120.0 |
| Y. ENEBAKK | 24/11 | 495.0 | 227.0 | 72.3 |
| | 30/9 | 230.0 | 95.0 | |
| | 25/11 | 110.0 | 99.5 | 14.0 |
| NORDKISA | 14/10 | 441.0 | 158.0 | 68.1 |
| | 9/12 | 724.0 | 414.0 | 154.7 |
| ALGARHEIM | 14/10 | 473.0 | 212.0 | 73.5 |
| | 9/12 | 124.0 | 42.5 | 14.9 |
| BORGEN | 14/10 | 465.0 | 209.0 | 58.7 |
| | 9/12 | 245.0 | 90.0 | 50.2 |



Nasjonalt referanselaboratorium for vannanalyser

Landsomfattende kontroll med forurensende utslipp og overvåking av vannressursene forutsetter analyselaboratorier med tilstrekkelig kompetanse og kapasitet. Miljøvern-departementet har derfor gitt tilskudd til etablering av regionale laboratorier for vann-analyser. Dette skaper behov for en sentral referanse- og rådgivningsinstans.

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fungerer fra 1981 som nasjonalt referanse-laboratorium for vannanalyser. Referanselaboratoriet har faglig ansvar for

- metodearbeid og utstysprøving
- løpende standardiseringsvirksomhet
- organisering av ringtester
- veiledning, informasjon og opplæring
- nasjonalt og internasjonalt samarbeid
- utførelse av analyser etter behov

Referanselaboratoriets arbeid blir koordinert med virksomheten innen det statlige program for forurensningsovervåking.

Det er opprettet et råd for referanselaboratoriet. Rådet skal være et kontaktorgan for brukerne av referanselaboratoriet og delta i planleggingen av arbeidet. Sekretariatet for rådet er lagt til Statens forurensningstilsyn (SFT), som har den overordnede styring av referanselaboratoriets virksomhet.

Forespørsler om retningslinjene for referanselaboratoriets arbeid kan rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100 Dep, OSLO 1 - tlf. (02) 22 98 10.

Faglige spørsmål vedrørende de enkelte referanseaktiviteter kan tas opp med Norsk institutt for vannforskning, Postboks 333 Blindern, OSLO 3 - tlf. (02) 23 52 80.