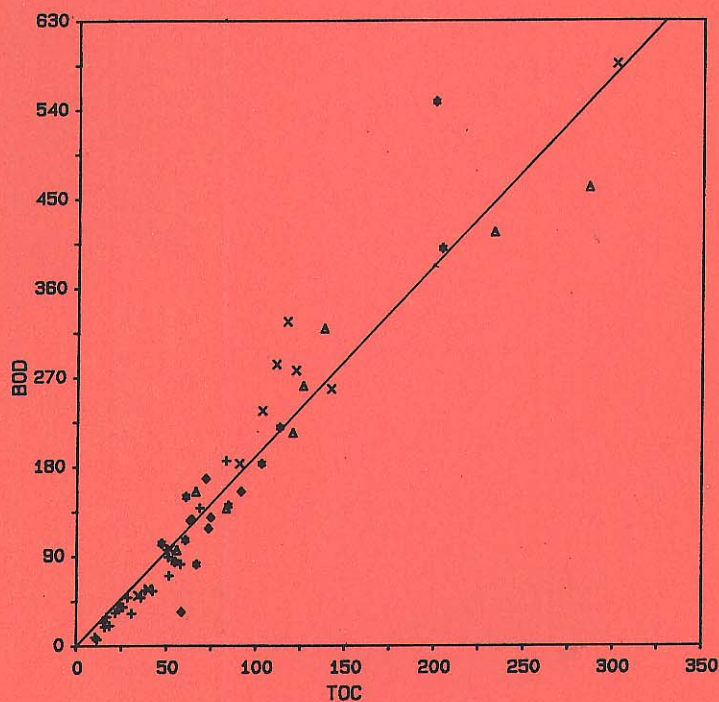




O-89023

Bestemmelse av organisk stoff i avløpsvann



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.: 89023
Undernummer:
Løpenummer: 2386
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Bestemmelse av organisk stoff i avløpsvann	Dato: 17/4 - 1990
Forfatter (e): Håvard Hovind	Prosjektnummer: 89023
	Faggruppe: Analyse
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 86

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

Ekstra

Det er foretatt en vurdering av hvilken informasjon man får ved bestemmelse av kjemisk og biokjemisk oksygenforbruk samt totalt organisk karbon. Resultatene for disse tre analysevariable er sammenlignet for ufiltrert og filtrert avløpsvann fra fem kommunale renesanlegg, et meieri, et slakteri og en treforedlingsbedrift. Den gode korrelasjonen mellom BOD og TOC gir grunnlag for å bruke TOC ved rutinemessig kontroll av utslipp fra kommunale renseanlegg og næringsmiddelbedrifter. Ved bestemmelse av både løst og partikulært organisk karbon, kan summen av disse fraksjonene benyttes til beregning av renseseffekten gjennom et renseanlegg. Dikromatmetoden er den mest effektive av de tre undersøkte oksidasjonsmetodene.

4 emneord, norske:

1. TOC
2. BOD
3. COD-Cr
4. Organisk stoff

4 emneord, engelske:

1. TOC
2. BOD
3. COD-Cr
4. Organic substance

Prosjektleder:

Håvard Hovind

For administrasjonen:

Rainer J. L. Skutumpahlet

ISBN 82-577-1675-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

BESTEMMELSE AV ORGANISK STOFF I AVLØPSVANN

Oslo 17. april 1990

Saksbehandler: Håvard Hovind

For administrasjonen:
Rainer Lichtenthaler

INNHold

	Side
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
2. INNLEDNING	7
2.1 Bakgrunn	7
2.2 Avgrensning av prosjektet	8
2.3 Fremtidige oppgaver	9
3. BESKRIVELSE AV DE ORGANISKE ANALYSEVARIABLE	10
3.1 Kjemisk oksygenforbruk, COD-Cr	10
3.2 Biokjemisk oksygenforbruk, BOD	13
3.3 Totalt organisk karbon, TOC	15
4. RESULTATER	20
4.1 Prøvetaking og analyse	20
4.2 Analyseresultater	21
4.3 COD-Cr	22
4.4 BOD	23
4.5 TOC	25
4.6 COD-Cr/TOC	26
4.7 BOD/TOC	28
4.8 COD-Cr/BOD	29
4.9 COD-Cr/DOC + NDOC	31
5. DISKUSJON	33
6. LITTERATUROVERSIKT	39
VEDLEGG	43
Figurene 1 - 36	44
Tabellene 14 - 23	80

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Totalt organisk karbon (TOC), kjemisk oksygenforbruk (COD-Cr) og biokjemisk oksygenforbruk (BOD), er uspesifikke analysevariable som gir oss et tallmessig uttrykk for en prøves innhold av organisk stoff. Disse tre variablene gir ulik informasjon om det organiske materiale som er i en prøve, og kan derfor aldri erstatte hverandre fullstendig. TOC gir i prinsippet et direkte mål for karboninnholdet i prøven, uavhengig av oksidasjonstilstanden til de organiske forbindelsene som er tilstede. BOD og COD-Cr adskiller seg fra TOC ved at de gir et mål for en egenskap ved det organiske materialet: hvor mye oksygen som går med til å oksidere stoffet.

COD-Cr gir et tilnærmet mål for det totale oksygenforbruket ved oksidasjon av organisk stoff. Dette omfatter vanligvis praktisk talt alt organisk materiale i prøven, både løst og partikulært. Visse uorganiske forbindelser kan også oksideres ved denne metoden.

BOD gir et mål for innholdet av biologisk lett tilgjengelig organisk materiale i prøven, dvs. hva som lar seg oksidere gjennom biologiske aktiviteter. Tungt nedbrytbare organiske forbindelser blir ikke medbestemt ved denne metoden, og dette omfatter blant annet størstedelen av det partikulære materialet i prøven. Presisjonen ved denne analysenmetoden er generelt dårligere enn for COD-Cr og TOC. Ved lave konsentrasjoner får man dessuten systematisk for lave resultater ved denne bestemmelsen.

TOC angir mengden av karbon bundet i organiske (kovalente) forbindelser i prøven. Uorganisk karbon fjernes gjerne ved en forutgående syrebehandling av prøven og gjennombobling med en CO₂-fri gass. Dette er den mest presise av de tre analysemetodene som er vurdert her, forutsatt at prøven er tilstrekkelig homogen før man tar ut delprøven som skal analyseres. Gjennomboblingen medfører at eventuelle flyktige forbindelser drives av i større eller mindre utstrekning. For de fleste vannprøver representerer ikke dette noe alvorlig problem, men for prøver hvor flyktige forbindelser er tilstede kan dette føre til alvorlige feil (f.eks. avløpsvann med flyktige løsningsmidler).

Det må understrekes at konklusjonene i denne rapporten er basert på resultater vi har oppnådd med karbon-analysatorer som benytter UV/peroksodisulfat-oppslutning. Dette er den instrumenttypen som har størst spredning i Norge idag. Derfor er det viktig at man er klar

over at resultater bestemt med instrumenter basert på forbrenning ved høy temperatur vil bli systematisk høyere, fordi disse omfatter karbon fra alt organisk materiale i prøvene, uansett om det er lett nedbrytbart eller ikke. De retningslinjene vi kommer fram til er derfor ikke almenyldige, men er knyttet til et bestemt analyseprinsipp for TOC: oksidasjon med UV og peroksodisulfat.

Ingen av de ovennevnte analysevariablene vil alene kunne gi et direkte bilde av det totale innholdet av organisk stoff i alle prøvetypene. Dette er illustrert ved korrelasjonen mellom de ulike analysevariablene (se tabell 1 på neste side). Hvilken analysemetode som skal anbefales for bestemmelse av organisk stoff er derfor avhengig av hvilke informasjonen man har behov for, dvs. hva analyseresultatene skal brukes til. Er man således interessert i den totale mengden organisk stoff i prøvene, uten at man ønsker å skille mellom løste og partikulære fraksjoner, kan COD-Cr være en akseptabel parameter.

Hverken BOD eller TOC (bestemt ved UV/peroksodisulfat-oksidasjon) omfatter alle organiske forbindelser i prøven, og spesielt den partikulære fraksjonen er vanskelig tilgjengelig ved disse to analysene. Tatt i betraktning at de fleste konsesjonskrav ved utslipp av organisk stoff er knyttet til BOD, gir den gode korrelasjonen mellom BOD og TOC grunnlag for å foreslå at TOC kan brukes ved rutinemessig kontroll av utslipp fra kommunale renseanlegg og næringsmiddelbedrifter.

Et unntak fra denne regelen omfatter avløpsvann hvor innholdet av tungt nedbrytbart materiale utgjør en vesentlig større andel av det organiske stoffet i prøven, f.eks. avløpsvann fra treforedlingsbedrifter spesielt når innholdet av partikulært materiale er stort. I slike prøver bør COD-Cr fortsatt brukes ved den rutinemessige utslippskontroll.

For å få frem mer informasjon om det organiske materialet i prøvene, anbefales at disse filtreres før analyse. Ved den rutinemessige bestemmelse av organisk stoff i avløpsvann, benyttes derfor analyse av løst organisk karbon (DOC), dvs karboninnholdet bestemmes i filtratet. Dette gir et brukbart bilde av hva som er biologisk lett tilgjengelig av det organiske materiale som slippes ut. Hvis man i tillegg ønsker informasjon om den totale organiske belastning ved utslippet, bestemmes også karboninnholdet i det frafiltrerte materialet etter tørking. Det anbefales at man fortrinnsvis gjør dette ved forbrenningsanalyse. Alternativt kan man grovt anslå innholdet av partikulært organisk karbon som 30 % av det suspenderte materialet.

Vurdering av renseseffekten i et renseanlegg på grunnlag av TOC-resultater alene blir feilaktig og gir altfor liten rensegrad. Dette har sammenheng med at TOC omfatter bare en liten del av det partikulære organiske materiale i prøven. Foretar man derimot en sammenligning av sammenhørende innløpsprøver og utløpsprøver ved å beregne summen av løst organisk karbon (DOC) og partikulært organisk karbon (NDOC), vil den rensegraden man beregner på grunnlaget av disse resultatene være i god overensstemmelse med den rensegrad man kan beregne på grunnlag av COD-Cr-verdiene eller BOD-verdiene.

En praktisk ulempe for fylkeslaboratoriene og andre, mindre laboratorier, er at instrumentene som brukes til bestemmelse av totalt organisk karbon og forbrenningsanalyse er meget kostbare i anskaffelse. Små laboratorier har derfor ikke råd til å kjøpe slikt utstyr. For laboratorier som har karbon-analysator, men ikke forbrenningsutstyr, kan en alternativ metode være å anslå innholdet av partikulært bundet karbon som 30 % av det suspenderte materialet, dvs. det frafiltrerte materialet tørket ved 105 °C (i Sveits er dette en akseptert metode).

Tabell 1. Forholdstallet a i ligningen $y = a \cdot x$, beregnet mellom de ulike analysevariable i de undersøkte prøvene. Forholdstallene kan brukes som en rettesnor ved omregning av analyseresultater mellom forskjellige analysevariable for tilsvarende type prøver.

Ufiltrerte prøver:

	Innløp	Utløp ¹	Utløp ²	Slakteri	Meieri
COD-Cr/TOC	4.6	3.0	4.1	3.9	4.1
BOD/TOC	1.9	1.2	0.7	2.1	2.3
COD-Cr/BOD	2.1	2.3	5.9	1.9	1.8
COD-Cr/DOC+NDOC	2.6	2.6	3.1	3.4	2.6

Filtrerte prøver:

COD-Cr/TOC	2.8	2.6	3.2	3.8	3.1
BOD/TOC	1.3	1.1	0.6	2.0	1.7
COD-Cr/BOD	2.0	2.1	4.9	1.9	1.8

¹ kjemiske renseanlegg, ² biologisk renseanlegg.

I tabellen ovenfor er gjengitt korrelasjonsfaktorene mellom ulike

analysevariable beregnet på grunnlag av datamaterialet i denne undersøkelsen. Disse verdiene kan brukes som veiledende faktorer ved sammenligning av resultater for ulike analysevariable i avløpsvann fra kommunale renseanlegg og fra næringsmiddelbedrifter. Det er beregnet en lineær korrelasjonskurve som alltid passerer gjennom origo, selv om vi vet at dette ikke alltid er helt riktig (f.eks. ved korrelasjon mellom BOD og andre analysevariable).

Det må understrekes at disse faktorene kun er veiledende, da de vil variere fra ett anlegg til et annet, avhengig av sammensetningen til det organiske materialet i prøven og hvilken renseprosess som benyttes. I oversikten ovenfor er dette illustrert ved forskjellen mellom utløpsprøvene for kjemiske og biologiske renseanlegg.

Ønsker man å få frem mer nøyaktige forholdstall, for eksempel fordi man ønsker å gjøre sammenligninger mellom nye og gamle data for et bestemt renseanlegg, er det helt nødvendig å utføre parallellanalyser med gammel og ny metode over en viss tidsperiode. Dermed kan man beregne en nøyaktig korrelasjonsfaktor for dette anlegget (eller denne prøvetypen).

Selv om de aller fleste laboratorier som bestemmer TOC i Norge idag anvender samme instrumenttype, er det helt nødvendig at de gir prøvene nøyaktig samme forbehandling hvis resultatene skal bli sammenlignbare. Ved bestemmelse av TOC i prøver med høyt innhold av partikulært materiale, er det avgjørende at den homogeniseres tilstrekkelig før delprøve tas ut til analyse. Homogenisering med roterende kniver (f.eks. av typen Ultra Turrax eller lignende) i to minutter, gir godt reproducerbare resultater i de aller fleste tilfeller. Høyest presisjon oppnås hvis prøven filtreres slik at løst organisk karbon (DOC) og partikulært organisk karbon (NDOC) kan bestemmes separat.

2. INNLEDNING

2.1 Bakgrunn

Det finnes ulike grunner til at vi ønsker å vurdere en prøves innhold av organisk materiale. Informasjoner om innholdet av organisk stoff i kommunalt avløpsvann er således et viktig grunnlag for dimensjonering av biologiske renseanlegg. Samtidig er det svært viktig å få fram et uttrykk for oksygenforbruket i resipienten ved et utslipp, både på kort sikt og over en lengre periode. Ikke alt organisk materiale er like lett å bryte ned, derfor vil oksygenforbruket være avhengig av hvilke typer forbindelser som slippes ut og hvilken analysemetode som benyttes. Det vi har behov for, er en rask og presis metode som gir grunnlag for å vurdere den umiddelbare belastningen ved utslipp av organisk stoff. I tillegg ønsker vi også opplysninger om den totale mengde organisk materiale som slippes ut, fordi det tungt nedbrytbare materialet også vil bli oksidert over lengre tid.

I utslippstillatelser for kommunale renseanlegg har kravene til utslipp av organisk stoff vært knyttet til biokjemisk oksygenforbruk (BOD). Ca. 55 % av renseanleggene her i landet er utbygd for kjemisk felling, dvs. anlegget er ikke bygget for å fjerne det lett nedbrytbare stoffet som BOD gir et indirekte mål for. BOD-bestemmelsen er beheftet med svakheter som lav presisjon, lang analysetid (syv døgn) og dermed høye analysekostnader. Den enklere, manometriske metoden benyttes av mange laboratorier istedenfor den mer tidkrevende fortynningsmetoden, men det finnes rikelig med eksempler på at den anvendes på feilaktig måte, noe som har ført til direkte gale resultater. Det er derfor naturlig å finne alternative analysevariable for kontroll av utslipp av organisk stoff. Bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk (COD-Cr) har lenge vært brukt ved siden av, eller istedenfor BOD, men denne metoden har også sine svakheter selv om den er raskere og mer presis enn BOD-bestemmelsen.

Med vår tids økende krav til kontroll av utslipp til omgivelsene, samt overvåking og styring av renseprosesser, har behovet for mer rasjonelle analysemetoder blitt stadig sterkere. Dette har ført til at totalt organisk karbon (TOC) er blitt meget aktuell som analysevariabel ved den rutinemessige kontroll av innholdet av organisk stoff i avløpsvann. Manglende kunnskaper om prinsippene for analysemetoden, og dermed om hva som bestemmes, har ført til enkelte uoverensstemmelser ved tolkning av slike analysedata. Dette har også sammen-

heng med at korrelasjonen mellom TOC og de "gamle" resultatene for BOD og COD-Cr ikke er entydige, men er avhengig av prøvenes sammensetning (5,14). Erfaringene med de karbon-analysatorene som har størst utbredelse på norske vannlaboratorier idag, tyder på at tungt nedbrytbare forbindelser oksideres mindre effektivt enn hva tidligere undersøkelser ga grunn til å tro. Det har derfor blitt stilt spørsmål ved TOC's anvendbarhet som kontrollvariabel, slik at en viktig oppgave blir å avklare hvilke forholdsregler som må tas for at TOC skal kunne anvendes rutinemessig.

En oversikt av ulike karbonanalyser som finnes på markedet ble laget i 1988 (6), og som det fremgår av denne rapporten er svært forskjellige analyseprinsipper benyttet som grunnlag for konstruksjonen av de ulike instrumentene. På denne bakgrunn må man vente at anvendelse av forskjellige instrumenttyper vil føre til resultater som ikke uten videre kan sammenlignes. Dette gjelder særlig avløpsvann som inneholder mye partikulært materiale, for det viser seg at alle instrumentene har sine begrensninger med hensyn til mengden av det partikulære materiale og størrelsen til enkeltpartikler i prøven. Det eksisterer således et sterkt behov for å få avklart hvilken fremgangsmåte som skal benyttes ved bestemmelse av organisk stoff.

2.2 Avgrensning av prosjektet

Gjennom analyser og litteraturstudier gjøres en vurdering av hvordan ulike parametre for organisk stoff varierer med ulike typer avløpsvann. Videre undersøkes hvor anvendelig TOC er som kontrollparameter for ulike typer avløpsvann, og hvilke betingelser - slik som prøvetaking, homogenisering, filtrering, reaksjonsbetingelser, etc. - må være oppfylt for at analysen skal kunne gi et representativt uttrykk for innholdet av organisk stoff i prøven som analyseres.

I utgangspunktet var det planlagt å hente prøver fra to avløpsrensaneanlegg (både innløps- og utløpsprøver), ett meieri, ett slakteri, en treforedlingsbedrift og ett oljeraffineri. Prøvene skulle analyseres med hensyn på BOD, COD og TOC for å belyse sammenhengen mellom disse parametrene under ulike forhold, og for å finne ut hvor representativ TOC er for ulike typer vann med varierende partikkelinnhold, fiberinnhold, saltholdighet, konsentrasjoner av løst organisk stoff og flyktige forbindelser.

På grunn av den store spennvidden i prøvetyper ble det tidlig klart at dette omfattet for mange problemstillinger til at de kunne løses samtidig, blant annet er spørsmålene omkring løst organisk stoff lite

utdypet i litteraturen. Dessuten viste det seg raskt at TOC i sjøvann ikke uten videre kan bestemmes direkte med den instrumenttypen som dominerer det norske markedet idag. Det er nødvendig med en grundig innkjøring av analysemetoden på den aktuelle instrumenttypen, før systematiske studier av utslipp til sjøvann kan gjennomføres. Derfor ble utslipp fra oljeraffinerier utelatt, og det ble tatt prøver fra fem kommunale renseanlegg istedenfor to.

Denne undersøkelsen er gjennomført på oppdrag for Statens forurensningstilsyn (SFT), som ledd i et arbeid med å avklare hvordan man på en enkel og rasjonell måte skal kunne gjennomføre rutinemessig kontroll av utslipp av organisk stoff.

2.3 Fremtidige oppgaver

Det har vist seg å være spesielt problematisk å bestemme TOC i sjøvann, noe som i første rekke skyldes at klorid oksideres til klor. Dette skjer i stor utstrekning på bekostning av oksidasjonen av organisk stoff, noe som skaper alvorlige begrensninger i muligheten for å bestemme organisk stoff i slike prøver. Videre arbeid med TOC-bestemmelsen må derfor i første rekke rettes mot å løse dette problemet, da mange bedrifter har utslipp til sjøvann. BOD kan under visse forutsetninger benyttes til bestemmelse av organisk stoff i sjøvann, mens COD-Cr er direkte uegnet.

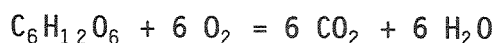
Det forekommer utslipp med relativt stor andel flyktige organiske forbindelser (avløpsvann fra oljeraffinerier, løsemidler osv.). I hvilken grad slike forbindelser medbestemmes ved TOC-analysen er meget uklart, og er forøvrig svært lite undersøkt. Det må derfor avklares hvordan man ønsker å definere skillet mellom flyktige og ikke-flyktige forbindelser. I denne sammenheng vil det være viktig å undersøke hvilken effekt ulik forbehandling og ulike bestemmelsesmetoder har på innholdet av flyktige organiske forbindelser.

3. BESKRIVELSE AV DE ORGANISKE ANALYSEVARIABLE

3.1 Kjemisk oksygenforbruk, COD-Cr

Kjemisk oksygenforbruk, COD-Cr, angir den mengde oksygen som, under betingelser definert i Norsk Standard NS 4748, forbrukes ved oksidasjon av løst og suspendert organisk stoff, samt andre oksiderbare forbindelser.

Kjemisk oksygenforbruk har gjennom mange år vært brukt som et mål for belastningen av organiske forurensninger fra kommunalt og industrielt avløpsvann. Denne analysevariabelen gir et tilnærmet mål for den mengde oksygen som trengs til å oksidere alt organisk stoff til karbondioksid og vann, slik som vist ved eksemplene i ligningene nedenfor. Metoden er basert på det faktum at alle organiske forbindelser - med noen få unntak - kan oksideres av sterke oksidasjonsmidler under sure betingelser. Organisk bundet nitrogen vil vanligvis overføres til ammonium-nitrogen slik som vist i ligningen nedenfor, mens nitrogen i høyere oksidasjonstilstander (f.eks. i nitroforbindelser) vil bli overført til nitrater.



Ved bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk blir organiske forbindelser overført til karbondioksid og vann, uansett om forbindelsene er biologisk tilgjengelige eller ikke. F.eks. blir både glukose og glutaminsyre - slik som vist i ligningene ovenfor - oksidert fullstendig. Derfor er verdien for COD-Cr nesten alltid større enn BOD-verdien for samme prøve, og forskjellen kan bli stor hvis prøven inneholder store mengder biologisk tungt nedbrytbart materiale. Visse

typer avløpsvann fra treforedlingsindustrien kan være et eksempel på dette, noe som skyldes det høye innholdet av blant annet ligniner og sulfonsyrer som begge er tungt nedbrytbare.

Kjemisk oksygenforbruk kan betraktes som et tilnærmet mål for den totale mengde oksygen som forbrukes hvis samtlige tilstedeværende organiske forbindelser oksideres fullstendig til uorganiske sluttprodukter. Kaliumdikromat er et kraftig oksidasjonsmiddel, og de fleste organiske forbindelser oksideres med et utbytte på 95 - 100 % av den teoretiske verdi. Enkelte organiske forbindelser, spesielt fettsyrer med lav molekylvekt, oksideres ikke av dikromat medmindre en egnet katalysator er tilstede. Sølv har vist seg å være effektiv i denne sammenheng. Men selv om sølv brukes som katalysator, blir ikke aromatiske hydrokarboner og pyridiner oksidert i noen særlig grad. Ammonium kan oksideres hvis klorid er tilstede i meget høye konsentrasjoner.

Hvorvidt COD-Cr-verdien er en god tilnærming til oksygenforbruket ved fullstendig oksidasjon av det organiske materiale i prøven eller ikke, er avhengig av hvilken prøvetype man arbeider med. For kommunalt avløpsvann er tilnærmelsen relativt god, mens dette ikke er tilfelle for visse typer industriavløpsvann som inneholder store mengder tungt oksiderbare organiske forbindelser. Prøver som inneholder betydelige mengder oksiderbare uorganiske forbindelser fører til systematisk for høye resultater (se neste side).

For at dikromat skal være et effektivt oksidasjonsmiddel og kunne oksidere organisk stoff tilnærmet fullstendig, må løsningen være sterkt sur og temperaturen under oksidasjonen må være høy. På grunn av den høye temperaturen vil de flyktige forbindelsene fordampe ut av løsningen før de blir oksidert. Selv om det brukes tilbakeløpskjøler for å kondensere forbindelsene med lavt kokepunkt, vil ikke dette forhindre at de flyktige forbindelsene unngår å bli oksidert. Disse vil oksideres bare i den grad de er i kontakt med oksidasjonsmiddelet. Dette er et stort problem for prøver fra oljeraffinerier, og andre prøver som inneholder signifikante mengder løsemidler med lavt kokepunkt, ettersom oksidasjonen med dikromat foregår ved 230 °C.

Det må understrekes at oksidasjonsgraden er avhengige av oksidasjonsbetingelsene. Hvis man anvender andre betingelser, f.eks. en annen reaksjonstemperatur, oksidasjonstid, dikromatmengde (kfr. såkalt "høy" og "lav" metode) eller svovelsyrekonsentrasjon, vil dette normalt medføre at analyseresultatene blir systematisk forskjellige (32).

Oksidasjon av uorganiske forbindelser slik som f.eks. klorid, nitritt,

hydrogensulfid, svoveldioksid og toverdige jern, fører til systematisk for høye verdier for oksygenforbruket. Eksempler på hvor mye disse uorganiske forbindelsene bidrar med til oksygenforbruket, er gitt i tabellen nedenfor. Nærvær av hydrogensulfid gir spesielt stort bidrag til forhøyede resultater. Kloridinterferensen kan delvis elimineres ved tilsetning av kvikksølv, men denne fremgangsmåten kan ikke benyttes ved kloridkonsentrasjoner over ca. 1000 mg/l. Kjemisk oksygenforbruk er således ikke egnet som mål for organisk stoff i sjøvann.

1 mg/l Fe ⁺⁺	krever 0.14 mg/l oksygen
1 mg/l Cl ⁻	krever 0.23 mg/l oksygen
1 mg/l NO ₂ ⁻	krever 0.35 mg/l oksygen
1 mg/l SO ₂ ⁻	krever 0.25 mg/l oksygen
1 mg/l H ₂ S	krever 1.88 mg/l oksygen

Den største begrensningen ved tolkning av resultatene for denne analysevariabelen, er at de er uegnet til å skille mellom biologisk resistent og biologisk nedbrytbart organisk stoff. Analysemetoden gir heller ingen informasjon om hvor hurtig nedbrytningen av det biologisk tilgjengelige materialet vil foregå under de betingelser som finnes i naturen.

Den viktigste fordelene med å anvende COD-Cr i utslippskontrollen, er den korte tiden det tar å gjennomføre selve bestemmelsen - tre timer istedenfor syv døgn for BOD.

Bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk er beskrevet i Norsk Standard NS 4748 (1), og er den mest anvendte metode i Norge. Prøvene surgjøres med svovelsyre og tilsettes sølv som katalysator før de kokes i to timer ved 230 °C. Mengden av dikromat som forbrukes under oksidasjonen bestemmes ved at overskuddet av dikromat titrerer med jern(II)-løsning, og trekkes fra den tilsatte mengde dikromat.

I løpet av de senere årene har det kommet flere eksempler på utstyr som er basert på en forenklet metode for bestemmelse av COD-Cr. Men utprøving av slikt utstyr har vist at de fører til resultater med dårligere presisjon og nøyaktighet (18) enn hva man oppnår med standardmetoden.

3.2 Biokjemisk oksygenforbruk, BOD

Biokjemisk oksygenforbruk, BOD, angir den mengde oksygen som forbrukes under definerte betingelser (Norsk Standard NS 4749 eller NS 4758) i løpet av syv døgn forbrukes til biokjemisk oksidasjon av løst og suspendert organisk stoff.

Det biokjemiske oksygenforbruket anvendes ofte som et tilnærmet mål for mengden av lett nedbrytbart organisk stoff i prøven. Oksygenet forbrukes under stoffskifteprosessene til levende organismer (hovedsakelig bakterier) under standardiserte betingelser, ved at de nyttiggjør seg det organiske materialet som er tilstede i avløpsvannet. Dette forutsetter blant annet at det må være tilstrekkelig med oksygen tilstede under nedbrytningen. For at BOD-testen skal være kvantitativ, må man forhindre at prøven tilføres mer luft etterhvert som det løste oksygenet forbrukes ved oksidasjonen. Konsentrerte løsninger må fortynnes til nivåer som er tilpasset den begrensede løselighet oksygen har i vann (ca. 9 mg/l ved 20 °C). Dette er nødvendig for å sikre at løst oksygen er tilstede gjennom hele perioden testen varer. Det er meget viktig at miljøbetingelsene under testen er sammenlignbare fra en prøvetype til en annen, og er tilpasset slik at de levende organismene kan vokse uhindret hele tiden. Dette betyr at toksiske stoffer må være fraværende, og at alle nødvendige næringsstoffer som trengs til den bakterielle vekst, slik som nitrogen, fosfor og visse sporelementer, må være tilstede i tilstrekkelig mengde.

Den biokjemiske nedbrytningen av organisk stoff foregår med et mangfold av organismer som gjennomfører oksidasjonen til karbondioksid og vann, og prosessen er nesten fullstendig hvis oksidasjonen foregår lenge nok. Derfor er det avgjørende at en tilstrekkelig artsrik blanding av organismer er tilstede under BOD-testen, og kommunalt avløpsvann blir ofte brukt som podevann. Etter dypfrysing av prøvene er det vanlig å tilsette podevann for å oppnå størst mulig artsmangfold og artsmengde, og få oksidasjonsprosessen raskt igang.

Biokjemiske reaksjoner som BOD-testen er basert på, er et resultat av stoffskifteprosessene i mikro-organismer, og hastigheten til disse

reaksjonene er derfor i meget stor grad avhengig av substrat-tilgjengelighet, temperaturen i løsningen og mikro-organismenes delingshastighet. Temperatureffekten holdes konstant ved at testen utføres ved 20 °C. Hastigheten til organismenes stoffskifteprosesser ved denne temperaturen og de betingelser testen forøvrig gjennomføres under, er slik at inkubasjonstiden må regnes i dager. Teoretisk sett kreves relativt lang tid til fullstendig biokjemisk oksidasjon av en viss mengde organisk stoff, men i praksis klassifiseres et stoff som biologisk lett nedbrytbart når minst 70 % av karbonet er oksidert til CO₂ etter 28 døgn (7 - 9), en empirisk bestemt periode som er internasjonalt akseptert. Ved rutinemessig utslippskontroll er dette vanligvis altfor lenge å vente på resultatene. Av praktiske grunner, blant annet på grunn av fem-dagers arbeidsuke, er det i Norge valgt å benytte syv-døgn inkubasjonsperiode som basis for en rutinemessig gjennomføring av BOD-bestemmelsen. For kommunalt, og visse typer industrielt avløpsvann, er det funnet at syv-døgn BOD utgjør omtrent 80-90 % av den totale BOD. Denne andelen er stor nok for de fleste formål. Den nøyaktige prosentdel er avhengig av egenskapene til podematerialet og hva slags organisk stoff som er i prøven, og kan bare bestemmes gjennom eksperimentelle forsøk. Ved vurdering av BOD-resultater må man derfor huske at denne verdien bare representerer en del av det totale biokjemiske oksygenforbruket.

Det kvantitative forhold som finnes mellom oksygenmengden som trengs for å overføre en bestemt mengde av en gitt organisk forbindelse til karbondioksid, vann (og ammonium) og ny biomasse, kan uttrykkes ved de samme ligningene som er gitt for COD-Cr (se side 10). Men som vi nettopp har diskutert, vil den biokjemiske prosessen - slik vi anvender den - føre til resultater som avviker fra 100 % oksidasjon. BOD vil derfor normalt være mindre enn COD-Cr, og den relasjonen som finnes mellom disse to analysevariable må bestemmes gjennom praktiske forsøk for hver aktuell prøvetype.

Det finnes flere feilkilder som kan påvirke resultatene ved BOD-bestemmelsen. I visse tilfeller kan man få for høye resultater, og en viktig årsak til denne interferensen er at uorganiske forbindelser oksideres sammen med de organiske, f.eks. toverdige jern og i visse tilfeller også reduserte former av nitrogen (ammonium, hvis det er høye konsentrasjoner av klorid tilstede). Standardmetoden foreskriver at prøven tilsettes en hemmer (ATU - allyltiourea) for å unngå oksidasjon av ammonium. I renseanlegg hvor det benyttes felling med jernklorid kan dette være et problem. Systematisk for lave resultater er et langt alvorligere problem, spesielt for industriavløpsvann som inneholder stoffer som hindrer den biologiske aktivitet, f.eks. klor, svoveldioksid, hydrogensulfid, og andre. Slike forbindelser må fjernes

før bestemmelse av BOD.

Det finnes to standardiserte metoder til bestemmelse av biokjemisk oksygenforbruk. Norsk Standard NS 4749 (2), beskriver fortynningsmetoden. Prinsippet for denne er at prøven fortynnes med oksygenmettet vann tilsatt næringssalter og mineraler, slik at oksygeninnholdet i prøveløsningen er minst 2 mg/l ved inkubasjonstidens slutt. For å sikre at det er tilstrekkelig mengde nedbrytende bakterier tilstede, blir prøven tilsatt podemateriale fremstilt av kommunalt avløpsvann. Prøveløsningen får deretter stå i lukket flaske ved 20°C i 7 døgn. Innholdet av løst oksygen i prøven før og etter inkubasjonsperioden bestemmes ved Winkler-titrering, eventuelt ved elektrometrisk måling med oksygen-elektrode. Nedre bestemmelsesgrense for denne metoden er 2 mg/l.

Norsk Standard NS 4758 (3), beskriver den manometriske metoden. Ved denne metoden inkuberes prøven (NB! eventuelt etter fortykning) i en lukket beholder sammen med et kjent volum luft. Ved nedbrytning av organisk stoff forbrukes oksygen under dannelse av CO₂, som absorberes i en konsentrert løsning av kaliumhydroksid. Den trykkreduksjon som oppstår i systemet skyldes forbrukt oksygen, og blir registrert med et manometer. Nedre bestemmelsesgrense for denne metoden er 10 mg/l.

3.3 Totalt organisk karbon, TOC

Totalt organisk karbon, TOC, er et mål for karboninnholdet i løst og partikulært organisk materiale i vannprøven. Analyseresultatet gir ingen opplysninger om hvilken type organisk stoff som bestemmes ved denne variabelen. UV/peroksodisulfat-metoden oksiderer de løste organiske forbindelsene tilnærmet fullstendig, men bare en liten del av den partikulære fraksjonen. Ved forbrenningsmetoden oksideres alt organisk stoff.

Organisk karbon i naturlig vann og avløpsvann er bundet i en rekke organiske forbindelser som representerer ulike oksidasjonstilstander. TOC gir et direkte uttrykk for innholdet av total organisk karbon i

prøven, uavhengig av oksidasjonstilstanden til de organiske forbindelsene. Dette er prinsippielt forskjellig fra BOD og COD-Cr, som begge gir et uttrykk for egenskaper ved det organiske materiale. TOC, BOD og COD-Cr gir derfor ulike informasjoner om det organiske stoffet i prøven.

Alle metoder for bestemmelse av TOC i vann er basert på oksidasjon av karbonforbindelsene til CO_2 , som enten måles direkte ved IR-absorpsjon eller med flammeionisasjonsdetektor etter reduksjon av CO_2 til metan. Den instrumentelle fremgangsmåten som først ble lansert var basert på katalytisk forbrenning av det organiske materialet i prøven ved høy temperatur. Selv om de fleste instrumentene som markedsføres idag er basert på dette prinsippet, har våtkjemiske oksidasjonsmetoder fått stadig større utbredelse. Disse instrumentene benytter en kombinasjon av fotokjemisk nedbrytning ved UV-bestråling og våtkjemisk oppløsning med peroksidisulfat. Man kan aldri forvente å oppnå direkte sammenlignbare resultater for alle prøvetyper med to så prinsippielt forskjellige metoder. Analyseresultatene for TOC vil være avhengig av hvilket instrument som brukes, fordi oksidasjonseffekten er avhengig av hvilke organiske forbindelser som foreligger, hvilken tilstand de finnes i (partikulært bundet eller i løst form), og hvilken oksidasjonsmetode som benyttes. En oversikt over hvordan de ulike instrumentene fungerer og hvilke karbonfraksjoner de bestemmer, finnes i en tidligere rapport (6).

Forbrenningsmetoden er uten tvil den mest effektive metoden for kvantitativ nedbrytning av organisk materiale. En liten porsjon av prøven sprøytes inn i et reaksjonskammer som er pakket med en oksiderende katalysator. Vannet fordampes og organiske forbindelser oksideres til karbondioksid og vann, mens uorganiske karbonater og hydrogenkarbonater spalter av karbondioksid. Forbrenningen foregår gjerne ved temperaturer på minst $900\text{ }^{\circ}\text{C}$, men det finnes også et instrument der oksidasjonen foregår ved $680\text{ }^{\circ}\text{C}$. Gassblandingen fraktes med en bæregass til detektoren, hvor konsentrasjonen av karbondioksid måles.

Ettersom det er total karbon som bestemmes på denne måten, må uorganisk karbon bestemmes separat, og TOC kan beregnes som differansen mellom disse. Alternativt kan man på forhånd behandle prøven med syre for å fjerne uorganisk karbon, og så bestemme det resterende organiske materiale direkte.

Forbrenningsmetoden kan normalt bare benyttes for små mengder prøve og mangler derfor den følsomhet som er nødvendig for bestemmelse av lave karbonkonsentrasjoner slik som i "rene" vannprøver. Metoden er egnet

for kommunalt avløpsvann og for industriavløp, hvor det er relativt høyt innhold av organisk stoff. Nøyaktigheten er gjerne avhengig av partikkelstørrelse og -mengde, fordi det må benyttes sprøyter med liten åpning til injeksjon av prøven i instrumentet. Homogenisering av prøven er derfor påkrevet, men selv godt homogeniserte prøver skaper ofte problemer ved gjentetting av kanaler og ventiler.

De våtkjemiske metodene er basert på at organiske forbindelser oksideres med peroksidisulfat i surt miljø. I de fleste instrumentene på markedet utføres dette i kombinasjon med UV-bestråling og oppvarming, for å gjøre oksidasjonen mest mulig fullstendig. Lyskilden er gjerne plassert i et reaksjonskammer på en slik måte at en blanding av prøven og oksidasjonsmiddelet befinner seg i et tynt skikt rundt UV-lampen. I enkelte instrumenter pumpes prøven kontinuerlig gjennom reaksjonskammeret sammen med en strøm av peroksidisulfat og bæregass, mens det i andre er mulig å stoppe prøvestrømmen i reaksjonskammeret en viss tid for å øke oksidasjonseffekten. Ved denne metoden er det mulig å øke prøvevolumet slik at større følsomhet oppnås, og metoden er derfor godt egnet til bestemmelse av organisk stoff i lave konsentrasjoner. Også for instrumenter av denne typen representerer partikkelholdige prøver et stadig tilbakevendende problem.

Dette er en mindre effektiv oksidasjonsmetode enn forbrenning ved høy temperatur, og spesielt tungt nedbrytbare organiske forbindelser, f.eks. cellulose og klorerte alkylbensener, oksideres i svært liten utstrekning. Store organiske partikler og komplekse molekyler, som f.eks. tanniner og ligniner, oksideres langsomt siden selve oksidasjonsprosessen har noe begrenset hastighet. Strålingens intensitet reduseres sterkt gjennom en turbid løsning, noe som fører til langsom og ufullstendig oksidasjon og dermed for lave resultater i slike tilfeller. Da det er så mange faktorer som påvirker oksidasjonsgraden, bør denne kontrolleres med modellforbindelser som er representative for den aktuelle prøvetypen, hvis det er tvil om hvor effektiv metoden er.

Karbonforbindelsene som finnes i vann kan inndeles i en rekke ulike fraksjoner. I oversikten nedenfor, og i rapporten forøvrig, er forkortelsene som brukes for de enkelte karbonfraksjonene basert på de engelske uttrykkene. Dette er gjort fordi enkelte av disse allerede er godt innarbeidet, og er brukt i forslaget til Norsk Standard (12) for bestemmelse av totalt organisk karbon. For å være konsekvent er derfor de engelske forkortelsene brukt for alle fraksjonene.

I enkelte prøver kan den uorganiske fraksjonen (IC) være mye større enn den organiske (TOC). For å korrigere for den uorganiske

fraksjonen, kreves at man utfører flere separate målinger for å måle den "riktige" TOC. Den mest anvendte fremgangsmåten er å surgjøre prøvene til pH = 2 eller lavere, for å overføre alle former av uorganisk karbon til CO₂, og deretter boble gjennom prøven med en CO₂-fri gass slik at karbondioksidet fjernes ved avdrivningen. Ved denne prosessen fjernes også eventuelle flyktige organiske forbindelser (POC), slik at måling av organisk karbon ved denne fremgangsmåten egentlig er en bestemmelse av ikke-flyktig organisk karbon (NPOC); da må POC bestemmes separat for å finne den virkelige TOC.

- IC - uorganisk karbon (inorganic carbon): karbonater, hydrogenkarbonater og løst CO₂
- TOC - totalt organisk karbon (total organic carbon): alle organiske molekyler, hvor karbon er kovalent bundet
- DOC - løst organisk karbon (dissolved organic carbon): den fraksjonen av TOC som passerer gjennom et 0,45 µm membranfilter
- NDOC - ikke-løst organisk karbon (non-dissolved organic carbon) - som også kalles partikulært organisk karbon, fraksjonen av TOC som holdes tilbake på et 0,45 µm membranfilter
- POC - avdrivbar organisk karbon (purgeable organic carbon) - også kalt flyktig organisk karbon, er fraksjonen av TOC som fjernes ved gjennombobling av prøven med en gass under spesifiserte betingelser
- NPOC - ikke-flyktig organisk karbon (non-purgeable organic carbon) - fraksjonen av TOC som ikke fjernes ved gassgjennomboblingen

Den flyktige fraksjonen av det organiske materialet i prøven er en funksjon av de spesifikke betingelser og det utstyret som benyttes ved gjennombobling av løsningen. Prøvens temperatur og saltinnhold, gasshastigheten, typen av gass-diffusor, dimensjonene på karet som

benyttes ved gjennomboblingen, volumet av gassen som bobles igjennom prøven, og tiden gjennomboblingen foregår, alle disse faktorene påvirker inndelingen av TOC i POC- og NPOC-fraksjoner. Det finnes idag ingen veldefinerte metoder for bestemmelse av POC, og dette er derfor en meget "diffus" analysevariabel.

Det er internasjonalt akseptert at man skiller mellom partikulært og "løst" stoff i vann ved å filtrere vannprøven gjennom et membranfilter med nominell porevidde 0,45 μm . Det som passerer dette filteret karakteriseres derfor som "løst" stoff. Av praktiske grunner - f.eks. problemer med gjentetting av filteret - kan det ofte være nødvendig å benytte filter med større porevidde. Dette er gjerne tilfelle ved filtrering av avløpsvann, hvor man ofte benytter glassfiberfilter av typen Whatman GF/C eller GF/A. I slike tilfeller er det strengt tatt ikke den "løste" fraksjon alene som passerer gjennom filteret, og dette må opplyses sammen med analyseresultatene.

4. RESULTATER

4.1 Prøvetaking og analyse

Det ble hentet inn en serie prøver tatt over en viss tidsperiode, fra fem kommunale rensesanlegg, et slakteri, et meieri og en treforedlingsbedrift. Prøvetakingen ved de kommunale rensesanleggene er gjennomført slik som beskrevet i "Veiledning for prøvetaking ved avløpsrensanlegg" (13). Disse prøvene er døgnblandprøver. Ved slakteriet og meieriet er prøvene tatt som stikkprøver av avløpsvannet på ulike dager. Prøvene fra treforedling er også stikkprøver, men disse er tatt i avløpet fra ulike prosesser og fra hovedavløpet.

Det ble utført bestemmelse av COD-Cr, BOD og TOC, både i ufiltrerte og filtrerte prøver. På grunn av problemer med gjentettinger ved filtreringen, ble det ved alle filtreringer benyttet Whatman GF/C glassfiberfilter istedenfor membranfilter med porevidde 0,45 µm. Kjemisk oksygenforbruk ble bestemt i henhold til Norsk Standard, NS 4748 (1), og kvikksølvulfat ble tilsatt til alle prøvene. Biokjemisk oksygenforbruk ble bestemt ved fortynningsmetoden, Norsk Standard NS 4749 (2). Totalt organisk karbon ble bestemt ved en kombinert fotokjemisk og våtkjemisk oppløsning med Astro 2001 karbonanalysator.

Etter filtrering ble filteret med det frafiltrerte materialet benyttet til å bestemme mengden av suspendert stoff i vannprøvene, i henhold til NS 4733 (4). Deretter ble det stanset ut to biter av det tørkede filteret, og mengden av partikulært materiale på disse bitene ble beregnet på grunnlag av arealet av disse i forhold til arealet av hele filteret. De utstansede bitene ble brukt til bestemmelse av partikulært bundet karbon ved forbrenningsanalyse med Carlo Erba 1106 elementanalysator.

De aller flest prøvene som ble undersøkt her, var tildels svært inhomogene. Spesielt i de kommunale innløpsprøvene var det stor variasjon både i størrelse og utforming av det faste materialet. Alle ufiltrerte prøver - med unntak av de kommunale utløpsprøvene - ble derfor homogenisert i et apparat som er basert på at prøven suges gjennom hurtig roterende kniver (Silverson L4R). Dermed blir den faste fraksjonen i prøven overført til et mer finfordelt materiale. En representativ TOC-bestemmelse er helt avhengig av at prøven er godt homogenisert fordi volumet av delprøven som blir ført inn i

instrumentet er svært lite (0,1 - 1 ml). De andre analysene er mindre avhengig av dette fordi det tas ut vesentlig større volum delprøve, men for å få sammenlignbare forhold ble det benyttet samme forbehandling til alle analysene.

4.2 Analyseresultater

Analyseresultatene er gjengitt for hvert enkelt anlegg i tabellene 14 - 21 i tillegget. Resultater som er plassert i parentes, er utelatt ved de statistiske beregningene og ved fremstilling av figurene. Dessuten er resultatene presentert i ulike grafiske fremstillinger i figurene 1 - 36, som også finnes i tillegget. I figurene er følgende symboler brukt:

Aursmoen renseanlegg	*
Bårlidalen renseanlegg	△
Jessheim renseanlegg	◇
Slattum renseanlegg	×
Bekkelaget renseanlegg	+
Hed-Opp slakteri, Tynset	*
Fellesmeieriet, Oslo	△
Borregaard, Sarpsborg	*

De fire første kommunale renseanleggene er kjemiske og benytter aluminiumsulfat som fellingskemikalium. Ved Slattum brukes også jernklorid til forfelling. Bekkelaget er et kjemisk-biologisk renseanlegg hvor det benyttes felling med jernklorid. De fire første anleggene domineres fullstendig av kommunalt avløpsvann, mens Bekkelaget i tillegg mottar så store utslipp av organisk stoff fra næringsmiddelbedrifter at det påvirker vannets sammensetning i visse perioder.

Ved å plote resultatene for ufiltrerte prøver mot tilsvarende for filtrerte, får vi frem et bilde av i hvilken grad det partikulære materialet blir oksidert ved den enkelte metode. Dette er gjort for hver av de tre analysevariablene. Den prikkede linjen i figurene 1 - 12 representerer et teoretisk tilfelle der alt organisk materiale foreligger i løst form, mens den heltrukne linjen som er angitt i noen av figurene, representerer korrelasjonslinjen for alle resultatene i figuren.

Dessuten er korrelasjonene mellom de ulike analysevariable plottet mot hverandre, både for ufiltrerte og filtrerte prøver. Ved alle beregningene er benyttet korrelasjonsligningen

$$y = a \cdot x$$

Det betyr at vi benytter en korrelasjonskurve som alltid går gjennom origo. Dette er ikke alltid helt riktig, noe som vil fremgå av figurene i enkelte tilfeller. Det vil også bli spesielt omtalt i teksten. Resultatene av korrelasjonsberegningene er gjengitt i tabellene nedenfor.

4.3 COD-Cr

I figurene 1 - 4 er resultatene for kjemisk oksygenforbruk i ufiltrerte prøver plottet mot de tilsvarende resultater for filtrerte prøver. Figur 1, som gjengir resultatene for innløpsprøvene fra de kommunale renseanleggene, viser helt tydelig at det er stor forskjell mellom den heltrukne linjen som representerer korrelasjonslinjen for alle resultatene, og den prikkede linjen som representerer et teoretisk tilfelle der alt organisk materiale foreligger i løst form. Denne forskjellen viser at dikromat er et effektivt oksidasjonsmiddel for disse prøvetypene, og oksiderer det partikulære, organiske materialet i de ufiltrerte prøvene i meget stor utstrekning. Metoden gir derfor et brukbart bilde av totalinnholdet av organisk stoff i disse prøvene. Det er en viss forskjell i stigningskoeffisienten til korrelasjonslinjen for de ulike kommunale renseanleggene, men dette gjenspeiler bare det faktum at det er forskjell i mengden av partikulært materiale i prøvene fra de ulike anleggene.

I utløpsprøvene fra de kommunale renseanleggene er forskjellen mellom de ufiltrerte og filtrerte prøvene vesentlig mindre. Dette er som ventet da innholdet av suspendert materiale utgjør omtrent en tiendedel av hva vi finner i innløpsprøvene. Det er god overensstemmelse mellom korrelasjonsligningene for utløpsprøvene fra de ulike kommunale renseanleggene. Den beste korrelasjonslinjen i figur 4 vil ikke passere gjennom origo, men vil ligge tilnærmet parallelt med den prikkede linjen. Dette skyldes at mengden av suspendert materiale er omtrent den samme i alle prøvene, og gir derfor et tilnærmet konstant tillegg til den løste fraksjonen.

Meieri-avløpsvannet inneholder stor mengde partikulært organisk materiale, men korrelasjonen kan sammenlignes med den vi finner for innløpsprøvene til de kommunale renseanleggene. Slakteriavløpet har et

noe lavere innhold av suspendert tørrstoff - sammenlignbart med innløpsprøvene til de kommunale renseanleggene - men her er stigningskoeffisienten til korrelasjonslinjen vesentlig lavere. Dette indikerer at en mindre andel av det partikulære, organiske materiale blir oksidert ved denne bestemmelsen. Prøvene fra treforedling inneholder praktisk talt ikke partikulært materiale - med unntak av prøven som er tatt fra prosessen der tømmeret blir rensset - og det blir derfor ingen forskjell mellom resultatene for ufiltrerte og filtrerte prøver her (figur 3).

Tabell 2. Korrelasjonen mellom ufiltrert og filtrert prøve for COD-Cr. a er stigningskoeffisienten og s er standardavviket for korrelasjonslikningen. n er antall resultater benyttet ved beregningene.

Lokalitet	Innløpsprøver			Utløpsprøver		
	a	s	n	a	s	n
Aursmoen	1.85	0.124	9	1.12	0.038	10
Bårlidalen	2.17	0.087	8	1.13	0.051	9
Jessheim	2.82	0.133	9	1.15	0.068	9
Slattum	2.06	0.133	10	1.17	0.044	9
Bekkelaget	2.36	0.183	19	1.34	0.083	20
Alle kommunale anlegg	2.12	0.063	55	1.17	0.030	57
Slakteri	1.23	0.051	15			
Meieri	1.87	0.122	12			
Borregaard, alle	1.16	0.099	9			

4.4 BOD

I figurene 5 - 8 er BOD-resultatene for de ufiltrerte prøvene plottet mot tilsvarende resultater for de filtrerte prøvene. Forskjellen mellom den heltrukne linjen som representerer korrelasjonslikningen for alle resultatene, og den prikkede linjen som representerer et teoretisk tilfelle der alt organisk materiale foreligger i løst form, viser at det partikulære materiale blir oksidert i en viss utstrekning også ved denne metoden. Forskjellen mellom ufiltrerte og filtrerte

prøver er mindre for BOD enn for COD-Cr, og dette viser at en mindre andel av det partikulære materialet blir oksidert ved den biokjemiske metoden.

Tabell 3. Korrelasjonen mellom ufiltrert og filtrert prøve for BOD. a er stigningskoeffisienten og s er standardavviket for korrelasjonsligningen. n er antall resultater benyttet ved beregningene.

Lokalitet	Innløpsprøver			Utløpsprøver		
	a	s	n	a	s	n
Aursmoen	1.64	0.078	9	1.05	0.033	10
Bårlidalen	1.52	0.099	9	1.11	0.022	9
Jessheim	2.10	0.125	9	1.11	0.041	9
Slattum	1.79	0.082	10	1.09	0.053	9
Bekkelaget	1.62	0.051	19	1.22	0.079	19
Alle kommunale anlegg	1.67	0.041	56	1.08	0.016	57
Slakteri	1.28	0.049	15			
Meieri	1.84	0.168	13			
Borregaard, alle	1.02	0.036	9			

For de kommunale utløpsprøvene er resultatene for BOD i ufiltrerte prøver knapt 10 % høyere enn i filtrerte, dette henger sammen med at det er vesentlig mindre partikulært materiale i disse prøvene. Som det fremgår av figuren er det meget god korrelasjon mellom resultatene for de ufiltrerte og filtrerte prøvene.

Avløpsprøvene fra meieri og slakteri viser samme tendens som ved bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk, ved at meieriavløpsprøvene er sammenlignbare med de kommunale innløpsprøvene, og det partikulære materiale i slakteriprøvene oksideres i langt mindre utstrekning enn i de øvrige prøvene. På grunn av det meget lave innholdet av partikulært materiale i prøvene fra treforedling, blir det her ingen forskjell mellom resultatene for ufiltrerte og filtrerte prøver.

4.5 TOC

I figurene 9 - 12 er analyseresultatene for totalt organisk karbon i ufiltrerte prøver plottet mot tilsvarende for de filtrerte. I gjennomsnitt er TOC-verdiene knapt 20 % høyere i ufiltrerte innløpsprøver enn i filtrerte, mens tilsvarende verdier for COD-Cr er dobbelt så høye i ufiltrerte prøver som i filtrerte. Dette viser at det partikulære organiske materiale lar seg oksidere bare i liten utstrekning med peroksidisulfat og UV-bestråling. For utløpsprøvene er forskjellen mellom ufiltrerte og filtrerte prøver svært liten.

Også for denne analysevariabelen er det organiske, partikulære materiale lettere oksiderbart i meieriprøvene enn i slakteriprøvene, selv om forskjellen er mindre enn for COD-Cr og BOD. På grunn av det meget lave partikkelinnholdet er det ingen forskjell mellom resultatene for ufiltrerte og filtrerte prøver fra treforedling.

Bortsett fra noen avvikende enkeltresultater er det jevnt over bedre korrelasjon mellom resultatene for ufiltrerte og filtrerte prøver for denne analysevariabelen, enn for BOD og COD-Cr. Dette indikerer at presisjonen ved denne analysemetoden er noe bedre enn for de to andre.

Tabell 4. Korrelasjonen mellom ufiltrert og filtrert prøve for TOC. a er stigningskoeffisienten og s er standardavviket for korrelasjonsligningen. n er antall resultater benyttet ved beregningene.

Lokalitet	Innløpsprøver			Utløpsprøver		
	a	s	n	a	s	n
Aursmoen	1.11	0.082	9	0.93	0.037	10
Bårlidalen	1.14	0.052	9	0.98	0.021	7
Jessheim	1.30	0.139	7	1.09	0.049	8
Slattum	1.17	0.046	10	1.02	0.027	10
Bekkelaget	1.28	0.036	19	1.04	0.043	20
Alle kommunale anlegg	1.16	0.025	54	0.98	0.017	55
Slakteri	1.21	0.034	15			
Meieri	1.44	0.038	13			
Borregaard, alle	1.06	0.017	9			

4.6 COD-Cr/TOC

Korrelasjonen mellom disse to analysevariablene er fremstilt grafisk i figurene 13 - 19 for ulike grupper av prøver. For sammenligningens skyld er det benyttet samme skala på aksene i figurene for henholdsvis ufiltrerte og filtrerte prøver. Av tabell 5 ser vi at korrelasjonskurven for de ufiltrerte prøvene har nesten dobbelt så høy stigningskoeffisient som for de filtrerte. Dette viser at koking med dikromat i surt miljø er en langt mer effektiv oksidasjonsmetode enn oppslutning med UV og peroksidisulfat, når det gjelder å bryte ned det partikulære organiske materiale i ufiltrerte prøver. Tilsvarende tendens ser vi også for utløpsprøvene, men forskjellen er mindre, noe som skyldes at partikkelinnholdet her er langt mindre enn i innløpsprøvene.

Tabell 5. Korrelasjonen mellom COD-Cr og TOC for ufiltrerte prøver. a er stigningskoeffisienten og s er standardavviket. n er antall resultater benyttet ved beregningene.

Lokalitet	Innløpsprøver			Utløpsprøver		
	a	s	n	a	s	n
Aursmoen	4.54	0.270	9	2.96	0.115	10
Bårlidalen	4.01	0.425	9	2.99	0.172	8
Jessheim	5.62	0.344	7	3.12	0.310	8
Slattum	4.87	0.310	10	2.70	0.162	9
Bekkelaget	5.59	0.247	19	4.11	0.335	20
Alle kommunale anlegg	4.58	0.158	54	3.14	0.114	55
Slakteri	3.89	0.178	15			
Meieri	4.09	0.112	12			
Borregaard, alle	3.57	0.191	9			

Som det fremgår av tabell 5 varierer forholdet mellom COD-Cr og TOC ganske mye fra en prøvetype til en annen. Selv for de kommunale innløpsprøvene er det store variasjoner, fra 4.0 til 5.6, noe som i første rekke skyldes det store innholdet av partikulære materiale. I de filtrerte prøvene er forholdene mer sammenlignbare mellom de ulike anleggene.

Tabell 6. Korrelasjonen mellom COD-Cr og TOC for filtrerte prøver. a er stigningskoeffisienten og s er standardavviket. n er antall resultater benyttet ved beregningene.

Lokalitet	Innløpsprøver			Utløpsprøver		
	a	s	n	a	s	n
Aursmoen	2.78	0.129	9	2.47	0.116	10
Bårlidalen	2.70	0.121	8	2.48	0.121	8
Jessheim	2.69	0.191	9	3.00	0.132	9
Slattum	2.77	0.061	10	2.38	0.135	10
Bekkelaget	2.91	0.089	19	3.19	0.203	20
Alle kommunale anlegg	2.76	0.044	56	2.61	0.072	57
Slakteri	3.79	0.209	15			
Meieri	3.10	0.124	13			
Borregaard, alle	3.15	0.222	9			

I de kommunale utløpsprøvene er forholdet mellom COD-Cr og TOC lavere, men det er fortsatt en viss forskjell mellom de ulike anleggene. Her vil renseprosessen ved anlegget være avgjørende. Således ser vi at forholdstallet er vesentlig høyere for Bekkelaget som benytter biologisk rensing, enn for de kjemiske renseanleggene. Dette skyldes at lett nedbrytbare forbindelser fjernes langt mer effektivt ved biologisk rensing enn ved kjemiske metoder.

Industriavløpsprøvene har andre dominerende trekk, blant annet er forholdstallet noe høyere i de filtrerte prøvene. Dette tyder på at disse inneholder en større andel tungt nedbrytbare, løste forbindelser. Dette kommer tydelig til uttrykk for slakteriprøvene, hvor filtrering fører til svært liten forandring i forholdet mellom COD-Cr og TOC. I figur 17, der resultatene for prøvene fra treforedling er fremstilt grafisk, representerer stjerner de ufiltrerte prøvene og trekkanter de filtrerte.

4.7 BOD/TOC

I figurene 20 - 26 er resultatene for BOD plottet mot tilsvarende TOC-verdier. Som det fremgår av disse får man et noe høyere forholdstall for ufiltrerte prøver enn for filtrerte, selv om denne forskjellen er vesentlig mindre enn ved sammenligning av COD-Cr og TOC. Dette viser at TOC oksiderer en noe mindre andel av det partikulære organiske materialet enn BOD.

For utløpsprøvene, som inneholder langt mindre partikulært materiale enn innløpsprøvene, er forskjellen mellom ufiltrerte og filtrerte prøver mye mindre. Til gjengjeld finner vi en markert forskjell mellom forholdstallene for prøver fra henholdsvis biologiske og kjemiske renseanlegg. I utløpsprøvene fra biologiske renseanlegg der den biologisk lett tilgjengelige andelen av organisk stoff sterkt redusert, og dermed blir forholdet mellom BOD og TOC meget lavt, slik som for prøvene fra Bekkelaget.

For industriprøvene finner vi tilsvarende tendenser som ved sammenligning av COD-Cr og TOC.

Tabell 7. Korrelasjonen mellom BOD og TOC for ufiltrerte prøver. a er stigningskoeffisienten og s er standardavviket. n er antall resultater benyttet ved beregningene.

Lokalitet	Innløpsprøver			Utløpsprøver		
	a	s	n	a	s	n
Aursmoen	1.88	0.080	9	1.38	0.107	10
Bårlidalen	1.79	0.081	9	1.42	0.058	8
Jessheim	1.74	0.181	7	1.12	0.080	8
Slattum	2.08	0.097	10	1.09	0.097	10
Bekkelaget	1.74	0.089	19	0.66	0.045	20
Alle kommunale anlegg	1.90	0.043	54	1.23	0.050	55
Slakteri	2.07	0.066	15			
Meieri	2.28	0.121	13			
Borregaard, alle	1.53	0.157	9			

Et annet typisk trekk ved korrelasjonen mellom BOD og TOC fremkommer tydelig i figurene 25 og 26. Det er helt åpenbart at en korrelasjonskurve som legges gjennom alle punktene på best mulig måte, vil skjære TOC-aksen et stykke fra origo, samtidig som kurven vil krumme oppover. Også for innløpsprøvene i figur 20 og 21 kan man iaktta dette fenomenet. Dette illustrerer det faktum at BOD alltid gir systematisk lave verdier når konsentrasjonen av organisk materiale er lav. Her gir TOC et riktigere bilde av innholdet av organisk stoff i prøven enn BOD, som blir for lav. Dette problemet er knyttet til selve analysemetoden.

Tabell 8. Korrelasjonen mellom BOD og TOC for filtrerte prøver. a er stigningskoeffisienten og s er standardavviket. n er antall resultater benyttet ved beregningene.

Lokalitet	Innløpsprøver			Utløpsprøver		
	a	s	n	a	s	n
Aursmoen	1.33	0.085	10	1.23	0.092	10
Bårlidalen	1.33	0.080	9	1.24	0.054	8
Jessheim	1.13	0.092	9	1.13	0.061	9
Slattum	1.35	0.062	10	1.06	0.071	9
Bekkelaget	1.37	0.074	19	0.56	0.047	19
Alle kommunale anlegg	1.33	0.031	57	1.13	0.041	56
Slakteri	1.95	0.085	15			
Meieri	1.70	0.097	13			
Borregaard, alle	1.57	0.182	9			

4.8 COD-Cr/BOD

I figurene 27 - 33 er resultatene for COD-Cr plottet mot tilsvarende BOD-verdier. Forskjellen mellom korrelasjonskurvene for ufiltrerte og filtrerte prøver er ikke særlig stor, men bekrefter allikevel det vi har sett ovenfor, at dikromat oksiderer det partikulære materialet mer effektivt enn organismene i den biokjemiske metoden.

Også her får vi demonstrert hvilken effekt partikkelinnholdet har på analyseresultatene, således er samlingen av punktene rundt korrelasjonskurven langt bedre i figur 28, som representerer de filtrerte prøvene, enn i figur 27 som representerer de ufiltrerte. For meieri- og slakteriprøvene finner vi ingen tilsvarende tendens, derimot skjer det en forskyvning av resultatene mot lavere konsentrasjoner ved filtreringen. Resultatene for treforedlingsprøvene ligger meget spredt i figur 31, noe som skyldes at prøvene er tildels meget forskjellige. F.eks. inneholder tre av prøvene høye konsentrasjoner av SO_2 .

Figur 32 og 33 illustrerer meget klart at BOD gir systematisk for lave resultater når konsentrasjonen av organisk stoff er lav. I disse prøvene blir det tilstedeværende organiske materiale oksidert med dikromat, mens dette skjer i svært liten grad med organismene som brukes ved BOD-bestemmelsen. Spredningen i resultatene i dette konsentrasjonsområdet blir derfor spesielt stor. Resultatene fra Bekkelaget skiller seg tydelig ut fra de andre anleggene i disse

Tabell 9. Korrelasjonen mellom COD-Cr og BOD i ufiltrerte prøver. a stigningskoeffisienten og s er standardavviket. n er antall resultater benyttet ved beregningene.

Lokalitet	Innløpsprøver			Utløpsprøver		
	a	s	n	a	s	n
Aursmoen	2.41	0.108	9	2.06	0.136	10
Bårlidalen	2.27	0.166	9	2.07	0.084	9
Jessheim	3.10	0.235	9	2.70	0.214	9
Slattum	2.31	0.155	10	2.22	0.310	9
Bekkelaget	3.12	0.163	19	5.89	0.523	20
Alle kommunale anlegg	2.41	0.074	56	2.30	0.133	57
Slakteri	1.87	0.076	15			
Meieri	1.79	0.070	12			
Borregaard, alle	2.13	0.283	9			

Tabell 10. Korrelasjonen mellom COD-Cr og BOD i filtrerte prøver. a stigningskoeffisienten og s er standardavviket. n er antall resultater benyttet ved beregningene.

Lokalitet	Innløpsprøver			Utløpsprøver		
	a	s	n	a	s	n
Aursmoen	2.06	0.077	10	1.91	0.173	10
Bårlidalen	1.85	0.146	8	2.01	0.105	9
Jessheim	2.35	0.118	9	2.61	0.166	9
Slattum	2.01	0.105	10	2.12	0.257	9
Bekkelaget	2.01	0.141	19	4.89	0.693	19
Alle kommunale anlegg	2.00	0.049	56	2.16	0.112	57
Slakteri	1.91	0.108	15			
Meieri	1.79	0.068	13			
Borregaard, alle	1.87	0.196	9			

figurene, ved at det er en spesielt liten andel av det organiske materiale som lar seg oksidere ved BOD-metoden. Dette har sammenheng med at det biologisk lett tilgjengelige materialet allerede er oksidert ved renseprosessen.

4.9 COD-Cr/DOC + NDOC

Som vi allerede har sett ovenfor, er TOC bestemt ved opplutning med UV og peroksoedisulfat, mindre effektiv enn COD-Cr ved oksidasjon av visse typer organisk materiale, spesielt den partikulære fraksjonen. Derfor må vi vente at en korrelasjon mellom disse to analysevariable vil variere med prøvetypen, både med hensyn til innholdet av tungt nedbrytbart organisk materiale og mengden av partikulært organisk materiale. Derfor ble COD-Cr også korrelert mot summen av løst organisk karbon (DOC) og partikulært bundet organisk karbon (NDOC) bestemt ved forbrenningsanalyse av det frafiltrerte materiale.

I figurene 34 - 36 er korrelasjonen mellom COD-Cr, og summen av løst organisk karbon og partikulært organisk karbon fremstilt grafisk for ulike grupper av prøver. Resultatene fra de tilsvarende korrelasjons-

Tabell 11. Korrelasjonen mellom COD-Cr og DOC + NDOC. a er stigningskoeffisienten og s er standardavviket. n er antall prøver benyttet ved beregningene.

Lokalitet	Innløpsprøver			Utløpsprøver		
	a	s	n	a	s	n
Aursmoen	2.25	0.167	9	2.44	0.083	10
Bårlidalen	2.85	0.229	9	2.54	0.124	8
Jessheim	2.87	0.137	8	2.82	0.151	9
Slattum	2.58	0.100	10	2.26	0.132	9
Bekkelaget				3.14	0.212	12
Alle kommunale anlegg	2.55	0.091	40	2.60	0.070	48
Slakteri	3.36	0.132	15			
Meieri	2.59	0.078	12			

beregninger for de enkelte prøvetakingssteder er gjengitt i tabell 11 ovenfor. Variasjonen i korrelasjonene blir nå vesentlig mindre enn ved sammenligning av COD-Cr direkte med TOC eller DOC alene. Dessuten blir verdien til selve stigningskoeffisienten til korrelasjonskurven mer sammenlignbar med en midlere teoretisk verdi for korrelasjonen mellom fullstendig oksidasjon og totalt organisk karbon (se tabell 12, side 34). Dette tyder på at bestemmelse av COD-Cr og DOC + NDOC gir resultater som representerer sammenlignbare fraksjoner av det organiske materialet. Dette betyr at bestemmelse av DOC + NDOC kan brukes som alternativ til COD-Cr.

5. DISKUSJON

Organisk karbon i avløpsvann er bundet i mange forskjellige forbindelser som representerer ulike oksidasjonstilstander. Under forutsetning av at man benytter en tilstrekkelig effektiv oksidasjonsmetode, gir TOC-verdien et direkte uttrykk for karboninnholdet i prøven, uavhengig av oksidasjonstilstanden til de organiske forbindelsene. Dette er prinsippielt forskjellig fra BOD og COD-Cr, som gir et uttrykk for en egenskap ved det organiske materialet: hvor mye oksygen trengs til oksidasjonen? Dessuten er oksidasjonseffekten ved de to bestemmelsene vesentlig forskjellig. De tre analysevariablene gir derfor ikke samme type informasjon om det organiske stoffet i prøven. Dette gjenspeiles i det faktum at korrelasjonskurven mellom to og to av analysevariablene varierer med prøvetypen, slik som det fremgår av tabellene på de foregående sidene. Alle tre metodene er samleparametre, der resultatene er avhengig av analysebetingelsene. De lettest nedbrytbare organiske forbindelsene gir fullt utslag i alle metodene, mens ekstremt stabile stoffer (f.eks. kloralkylbenzener) ikke påvises med noen av dem. Litt mindre stabile stoffer oksideres effektivt med COD-Cr, men ikke med de to andre metodene. Til bestemmelse av innholdet av organisk materiale i avløpsvann, benyttes i Norge idag først og fremst de uspesifikke samleparametrene BOD og COD, mens bestemmelse av TOC får stadig større utbredelse, og brukes til erstatning for de to andre.

I tidens løp er det gjennomført mange undersøkelser av korrelasjonen mellom COD-Cr og BOD, og disse viser at det ikke finnes noen allmengyldig og entydig sammenheng mellom disse to analysevariablene. Stigningskoeffisienten til korrelasjonskurven er avhengig av prøvens sammensetning: hvilke forbindelser som foreligger i prøven - f.eks. om det har vært benyttet kjemisk eller biologisk rensing av vannet, konsentrasjonen av det organiske materialet, og interfererende stoffer. Dette betyr at alle disse faktorene har betydning for verdien til forholdstallet mellom COD-Cr og BOD. Ettersom bestemmelse av TOC er basert på et helt annet prinsipp enn COD-Cr og BOD, må man forvente enda større forskjeller i forholdstallet mellom TOC og disse variablene. Korrelasjonen mellom disse er lite systematisk undersøkt, men de samme betingelser har betydning også her. Dette innebærer at hvis man ønsker å finne en mer presis sammenheng mellom gamle resultater og nye TOC-verdier, må man finne en empirisk korrelasjon for den aktuelle prøvetypen eller det aktuelle renseanlegget gjennom parallellanalyser over en viss tidsperiode.

Det har vært hevdet (16) at vurdering av stigningskoeffisienten for korrelasjonslinjen mellom COD-Cr, BOD og TOC, kan brukes til å vurdere fordelingen mellom lett og tungt nedbrytbart materiale i en prøve. Således skulle man ved å studere COD/TOC-forholdet kunne få et inntrykk av hvilke typer forbindelser som inngår i prøven. Stoffer med høy oksidasjonsgrad skulle gi et lavt forholdstall, mens ikke-oksiderede forbindelser gir et høyt forholdstall (kfr. tabell 12). Dette forutsetter at begge metoder gir tilnærmet fullstendig nedbrytning av det foreliggende organiske materiale i prøven, men vi vet at dette kravet er ikke alltid er oppfylt når man bestemmer TOC ved oksidasjon med UV/peroksidisulfat.

Tabell 12. Eksempler på endel teoretiske relasjoner mellom TOC og oksygenforbruket ved fullstendig forbrenning av ulike forbindelser. Variasjonene i forholdstallet viser at det ikke finnes noen entydig sammenheng mellom TOC og de tradisjonelle analysevariablene BOD og COD-Cr. Det prosentvise innholdet av karbon i de samme forbindelsene er også gjengitt.

Forbindelsens	Forbindelse	Forholdet COD-Cr/TOC	% karbon
Metan	CH ₄	5.33	74.9
Stearinsyre	C ₁₈ H ₃₆ O ₂	3.85	76.0
Eddiksyre	CH ₃ COOH	2.66	40.0
Glukose	C ₆ H ₁₂ O ₆	2.66	40.0
Glutaminsyre	C ₅ H ₉ NO ₄	2.40	42.0
Maursyre	HCOOH	1.33	26.1
Oksalsyre	(COOH) ₂	0.67	26.7

Tabell 12 ovenfor gjengir forholdet mellom oksygenforbruket og karboninnholdet for noen utvalgte forbindelser, for det teoretiske tilfellet der stoffene forbrennes fullstendig. I praksis kan forholdstallene avvike tildels betydelig fra slike teoretiske verdier. Dette kan særlig observeres for avløpsvann som inneholder en stor andel tungt nedbrytbare forbindelser, f.eks. i utslippet fra treforedlingsindustri hvor det blant annet finnes tungt nedbrytbare sulfonsyrer. Et nokså ekstremt eksempel kan illustreres gjennom et modellforsøk med suspensjoner av mikrokrystallinsk cellulose, som vi erfaringsmessig vet er vanskelig å bryte ned. Ved bestemmelse av COD-Cr var utbyttet

ved bestemmelsen ca. 85 %, mens det nesten ikke ble påvist organisk stoff i de samme prøvene ved bestemmelse av BOD og TOC. For avløpsvann som inneholder en stor andel tungt nedbrytbart organisk stoff, er COD-Cr best egnet ved den rutinemessige kontroll, spesielt hvis man ønsker å få et bilde av den totale belastningen. Hvis det meste av det tungt nedbrytbare materialet foreligger som partikler, kan en alternativ metode være å filtrere prøven og deretter foreta en bestemmelse av TOC i filtratet, samt en forbrenningsanalyse av det frafiltrerte materialet.

Ved en nærmere undersøkelse av forholdstallene mellom middelveiene for COD-Cr og TOC (tabell 5 - 6), og for COD-Cr og BOD (tabell 9 - 10), finner vi en tendens til at dette forholdet er høyere for innløpsprøvene fra Jessheim og Bekkelaget enn fra de andre kommunale renseanleggene. Dette tyder på at det er en større andel tungt nedbrytbart organisk materiale i disse prøvene, og siden denne effekten er mest utpreget for ufiltrerte prøver, er det mest nærliggende å anta at det tungt nedbrytbare materiale foreligger i partikulær form.

Det ovennevnte forholdstallet for utløpsprøvene fra Bekkelaget er langt større enn for utløpsprøvene fra de øvrige anleggene. Dette skyldes at Bekkelaget benytter biologisk rensing, slik at det biologisk lett nedbrytbare organiske materiale er fjernet i langt større grad i disse prøvene enn i prøvene fra de kjemiske renseanleggene.

Ved en vurdering av forholdstallet mellom BOD og TOC, finner man at det er relativt liten forskjell mellom ufiltrerte innløpsprøver fra kommunale renseanlegg, og avløpsvann fra meieri og slakteri, selv om slakteri og meieri viser noe høyere forholdstall. Forskjellen blir vesentlig større når prøvene blir filtrert. Dette viser at prøvene fra disse næringsmiddelbedriftene inneholder en større andel av løste, biologisk lett nedbrytbare organiske forbindelser enn kommunalt avløpsvann, samtidig er endel av disse forbindelsene vanskelig å oksidere fullstendig med UV/peroksodisulfat.

For utløpsprøvene må man forvente større variasjoner, avhengig av hvilke typer renseanlegg prøvene kommer fra. Dette gjenspeiles tydelig for utløpsprøvene fra Bekkelaget renseanlegg som benytter biologisk rensing, mens de øvrige anleggene er kjemiske. Dette viser behovet for å benytte ulike forholdstall mellom COD-Cr, BOD og TOC når man sammenligner analyseresultater for prøver fra ulike renseanlegg. Den sikreste fremgangsmåten for å finne representative forholdstall, er å foreta parallellanalyser for det aktuelle renseanlegget over en viss

tidsperiode. Ellers kan en retningsgivende faktor, basert på tabell 1 i sammendraget, benyttes ved omregninger.

Man må også huske at BOD-verdiene for det lave konsentrasjonsområdet er spesielt usikre. På grunn av tendensen til systematiske for lave resultater i dette området, blir TOC-resultatene her sikrere enn BOD. Dermed oppnår man mer pålitelige resultater når TOC benyttes istedenfor BOD ved rutinemessig kontroll av utslipp av organisk materiale.

Tabell 13. Rensegraden beregnet i prosent av midlere verdi for innløpsprøvene.

	Middelverdi innløp	Middelverdi utløp	Reduksjon	Rensegrad i %
Aursmoen				
COD-Cr	412.0	113.6	298.4	72.4
BOD	201.7	51.1	150.6	74.7
TOC	99.4	38.5	60.9	61.3
DOC + NDOC	176.2	45.9	130.3	74.0
Bårlidalen				
COD-Cr	551.1	112.2	438.9	79.6
BOD	223.3	52.6	170.7	76.4
TOC	125.9	39.1	86.8	68.9
DOC + NDOC	183.8	45.0	138.8	75.5
Jessheim				
COD-Cr	411.1	75.9	335.2	81.5
BOD	126.6	26.4	100.2	79.1
TOC	78.3	25.7	52.6	67.2
DOC + NDOC	160.2	26.7	133.5	83.3
Slattum				
COD-Cr	566.3	50.0	516.3	91.2
BOD	235.4	18.7	216.7	92.1
TOC	111.3	18.3	93.0	83.5
DOC + NDOC	218.9	21.9	197.0	90.0

Det har vært påpekt at man får et feilaktig bilde av renseseffekten gjennom et anlegg hvis TOC for innløpsprøver og utløpsprøver legges til grunn for beregning av rensegraden. I tabell 13 ovenfor er satt opp en oversikt over rensegrader beregnet ut fra middelverdien for de enkelte parametre i innløpsprøvene og utløpsprøvene for de kommunale anleggene. Over en periode på omtrent tre måneder antar vi at middelverdien for henholdsvis innløp og utløp representerer sammenlignbare tidsperioder.

Som det fremgår av denne oversikten får man en altfor lav verdi for rensegraden når denne beregnes på grunnlag av TOC-verdiene alene, sammenlignet med hva man oppnår ved å benytte COD-Cr som grunnlag for beregningene. Dette henger sammen med at man bestemmer en langt større andel av det organiske materiale som foreligger i partikulær form ved COD-Cr-bestemmelsen, mens dette ikke er tilfelle ved bestemmelse av TOC. Når vi på den annen side legger sammen resultatene for den løste fraksjon (DOC) og den partikulære fraksjon (NDOC), oppnår vi rensegrader som er sammenlignbare med de som bestemmes med COD-Cr eller BOD. Hvis begge disse parameterne bestemmes, kan man altså foreta en beregning av rensegraden og oppnå sammenlignbare resultater.

Undersøkelsene som tidligere har vært gjennomført for sammenligning av TOC med BOD eller COD-Cr, har vært preget av at målet har vært å finne en empirisk sammenheng mellom TOC og de andre variable, og som kunne brukes til å formulere konsesjonskrav. Samtidig har man ønsket å knytte TOC til den rutinemessige utslippskontroll av organisk stoff, som alternativ til BOD og COD-Cr. Hvis man legger mer vekt på kontroll av visse fraksjoner av det organiske materialet, f.eks hva som er biologisk lett tilgjengelig, og hva som er tilgjengelig over lengre tid, er bestemmelse av DOC og NDOC aktuelle alternativer til de tradisjonelle analysevariablene. Fordelen med denne kombinasjonen er primært at disse analysene er raskere og mer presise å utføre enn bestemmelse av BOD og COD-Cr. Filtering av prøvene er fordelaktig fordi det har vist seg at prøvenes partikkelinnhold er hovedårsaken til mange av de problemer som har vært observert ved TOC-bestemmelsen. De sammenlignende analysene som er gjennomført her viser at TOC gir et godt bilde av det biologisk lett tilgjengelige materialet.

Den største ulempen ved TOC-bestemmelsen er at utstyret krever svært homogene prøver fordi det tas ut meget små delprøver til selve sluttbestemmelsen. Ved de tradisjonelle bestemmelsene skaper ikke partiklene så store problemer nettopp fordi det tas ut vesentlig større volum delprøve. Ufullstendig homogenisering fører til dårligere korrelasjon mellom TOC og de andre analysevariablene.

En annen praktisk ulempe for mindre laboratorier er at instrumentene som brukes til bestemmelse av totalt organisk karbon og til forbrenningsanalyse, er meget kostbare i anskaffelse, og små laboratorier har derfor ikke råd til å kjøpe slikt utstyr. For laboratorier som har karbonanalysator, men ikke forbrenningsutstyr, kan det være et alternativ å anslå innholdet av partikulært bundet karbon på grunnlag av glødetapet. Dette gjøres ved at man tilnærmelesvis anslår at 30 % av det suspenderte materialet er karbon (i Sveits har denne tilnærmelsen vært benyttet i flere år).

Det må understrekes at vurderingene ovenfor er basert på resultater oppnådd med karbonanalysatorer som benytter UV/peroksodisulfat-oppslutning, og er den instrumenttypen som har størst spredning i Norge idag. Men det må samtidig være helt klart at resultater bestemt med instrumenter som er basert på forbrenning ved høy temperatur vil være systematisk høyere, fordi disse omfatter karbon fra alt organisk materiale i prøvene, uansett om det er lett nedbrytbart eller ikke. De retningslinjene vi kommer fram til er derfor ikke almenyldige, men er heller knyttet til et bestemt analyseprinsipp for TOC: oksidasjon med UV og peroksodisulfat.

Det vi kaller idag TOC burde derfor heller hete "organisk bundet karbon bestemt ved oksidasjon med peroksodisulfat og UV", helt tilsvarende bestemmelse av TOT-N i henhold til Norsk Standard. Tungt nedbrytbare forbindelser oksideres ved TOC-bestemmelsen i mindre grad enn hva tidligere undersøkelser ga grunn til å tro. Det er åpenbart at partikulært organisk materiale oksideres bare i liten utstrekning ved TOC- og BOD-analysen.

Selv om de fleste laboratoriene som bestemmer TOC anvender samme instrumenttype, benyttes tildels ulike fremgangsmåter ved selve bestemmelsen. Dette gjelder spesielt forbehandlingen av prøvene, i hvilken grad prøven skal homogeniseres, om prøvene skal analyseres direkte i et høyt kalibreringsområde eller om de skal bestemmes i et lavere område etter fortynning, osv. Våre resultater tyder på at prøver med høyt innhold av partikulært materiale gir høyere resultater når de homogeniseres tilstrekkelig. Dette henger sannsynligvis sammen med at partiklene blir lettere å nedbryte når de blir mindre. Homogeniseringen bør foretas like før prøvene skal analyseres, da partikkelholdige prøver ved lagring, og særlig ved nedkjøling eller frysing, fører til at partiklene klumper seg sammen (agglomererer).

6. LITTERATUROVERSIKT

1. NORGES STANDARDISERINGSFORBUND:

Norsk Standard, NS 4748 - Vannundersøkelse. Bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk, COD-Cr. Oksidasjon med dikromat. Januar 1979.

2. NORGES STANDARDISERINGSFORBUND:

Norsk Standard, NS 4749 - Vannundersøkelse. Biokjemisk oksygenforbruk, BOD. Fortynningsmetode. Januar 1979.

3. NORGES STANDARDISERINGSFORBUND:

Norsk Standard, NS 4758 - Vannundersøkelse. Biokjemisk oksygenforbruk, BOD. Manometrisk metode. Januar 1981.

4. NORGES STANDARDISERINGSFORBUND:

Norsk Standard, NS 4733 - Vannundersøkelse. Bestemmelse av suspendert stoff i avløpsvann og dets gløderest. Februar 1983.

5. NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING:

TOC ved utslippskontroll av organisk stoff fra kommunale renseanlegg. 0-81012-01, 6. juni 1983.

6. NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING:

Totalt organisk karbon (TOC) - Analysemetoder og instrumenter. 0-81012-01, 10. juni 1988.

7. INTERNATIONAL ORGANIZATION OF STANDARDIZATION:

Water quality - Evaluation in an aqueous medium of the "ultimate" aerobic biodegradability of organic compounds. Method by determining the oxygen demand in a closed respirometer. ISO/DIS 9408, june 1988.

8. INTERNATIONAL ORGANIZATION OF STANDARDIZATION:

Water quality - Evaluation in an aqueous medium of the "ultimate" aerobic biodegradability of organic compounds. Method by analysis of dissolved organic carbon (DOC). ISO/DIS 7827, april 1983.

9. OECD GUIDELINE FOR TESTING OF MATERIALS:

Ready biodegradability: Closed bottle test. 301 D, May 12th, 1981.

- 10. INTERNATIONAL ORGANIZATION OF STANDARDIZATION:**
Expression of performance of apparatus for the determination of total organic and inorganic carbon. ISO Draft proposal 1980-05-15.
- 11. INTERNATIONAL ORGANIZATION OF STANDARDIZATION:**
Water quality - Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC). ISO 8245, 1st. edition, 1987-06-15.
- 12. NORGES STANDARDISERINGSFORBUND:**
Vannundersøkelse - Retningslinjer for bestemmelse av totalt organisk karbon (TOC). F-ISO 8245, 1990-03-16.
- 13. STATENS FORURENSNINGSTILSYN:**
Veiledning for prøvetaking ved avløpsrenseanlegg. TA-514 (revidert utgave). Desember 1988.
- 14. M.P.Nicholls og K.T.Nedland:**
TOC i avløpsvann - En undersøkelse av kommunale renseanlegg på Romerike. Vann 1986, 21, 37 - 45.
- 15. A.Wilander:**
Organisk material i vatten. - En jämförelse av resultat från olika analysmetoder. Vatten 1988, 44, 217-24.
- 16. S.Lilja:**
BOD - COD - TOC. Analysmetodernas tillämplighet på några olika typer av avloppsvatten. Statens Naturvårdsverk, Rapport 3212, september 1986.
- 17. J.Werner:**
On-line instrument för TOC-mätning i avloppsvatten. Intervjuundersökning 1988. IVL-publ. B 910, november 1988.
- 18. M.Åkesson og J.E.Lind:**
Utvärdering av några förenklade metoder för COD-analys. Vatten 1983, 39, 217 - 27.
- 19. J.A.Aziz, T.H.Y.Tebbutt:**
Significance of COD, BOD and TOC correlations in kinetic models of biological oxidation. Water Res. 1980, 14, 319-34.
- 20. R.A.van Steenderen, J.-S.Lin:**
Determination of dissolved organic carbon in Water. Anal.Chem.

1981, 53, 2157-8.

21. L.E.Hiam:

Total organic carbon measurement for industrial water and wastewater. International Lab. 1979, 63-70.

22. R.J.Oake:

A review of photo-oxidation for the determination of total organic carbon in water. Water Research Centre, TR 160, March 1981.

23. Y.Sugimura, Y.Suzuki:

A high-temperature catalytic oxidation method for the determination of non-volatile dissolved organic carbon in seawater by direct injection of a liquid sample. Marine Chem. 1988, 24, 105-31.

24. P.J.Wangersky:

The determination of dissolved organic carbon in sea water. Trends in Anal. Chem. 1981, 1, 28-30.

25. A.R.Trussell, M.D.Umphres:

An overview of the analysis of trace organics in water. J. Amer. Water Works Assoc. 1978, 595-603.

26. Her Majesty's Stationary Office:

Methods for the examination of waters and associated materials - The instrumental determination of total organic carbon, total oxygen demand and related determinants. London, 1979.

27. W.Durr and W.Merz:

Evaluation of the TOC - ISO interlaboratory trial and discussion of results. Vom Wasser 1980, 55, 287 - 94.

28. G.L.Mills and J.G.Quinn:

Determination of organic carbon in marine sediments by persulfate oxidation. Chem. Geol. 1979, 25, 155 - 62.

29. T.Sakamoto and T.Miyasaka:

Study confirming the accuracy of a method for measuring TOC by wet oxidation. Ultrapure Water 1987, 4, 24 - 31.

30. C.U.Rao and E.J.Nyns:

Correlations among TOC, COD and BOD of waste waters. J. Inst. Public Health Eng. India 1987, No.4, 14 - 25.

31. D.R.Hill and S.J.Spiegel:

Characterization of industrial wastes by evaluating BOD, COD, and TOC. J. Water Pollut. Contr. Fed. 1980,52, 2704 - 8.

32. G.Ekedahl:

Determination of organic matter in water - a review. Vatten 1976, 32, 328 - 36.

33. M.B.Johnston:

Total organic carbon analysis and its relation to BOD and COD. Environ.Pollut.Management 1974, 4, 19-21.

34. C.D.Baker, P.D.Bartlett, I.S.Farr, G.I.Williams:

Improved methods for the measurements of dissolved and particulate organic carbon in fresh water and their application to chalk streams. Freshwater Biol. 1974, 4, 467-81.

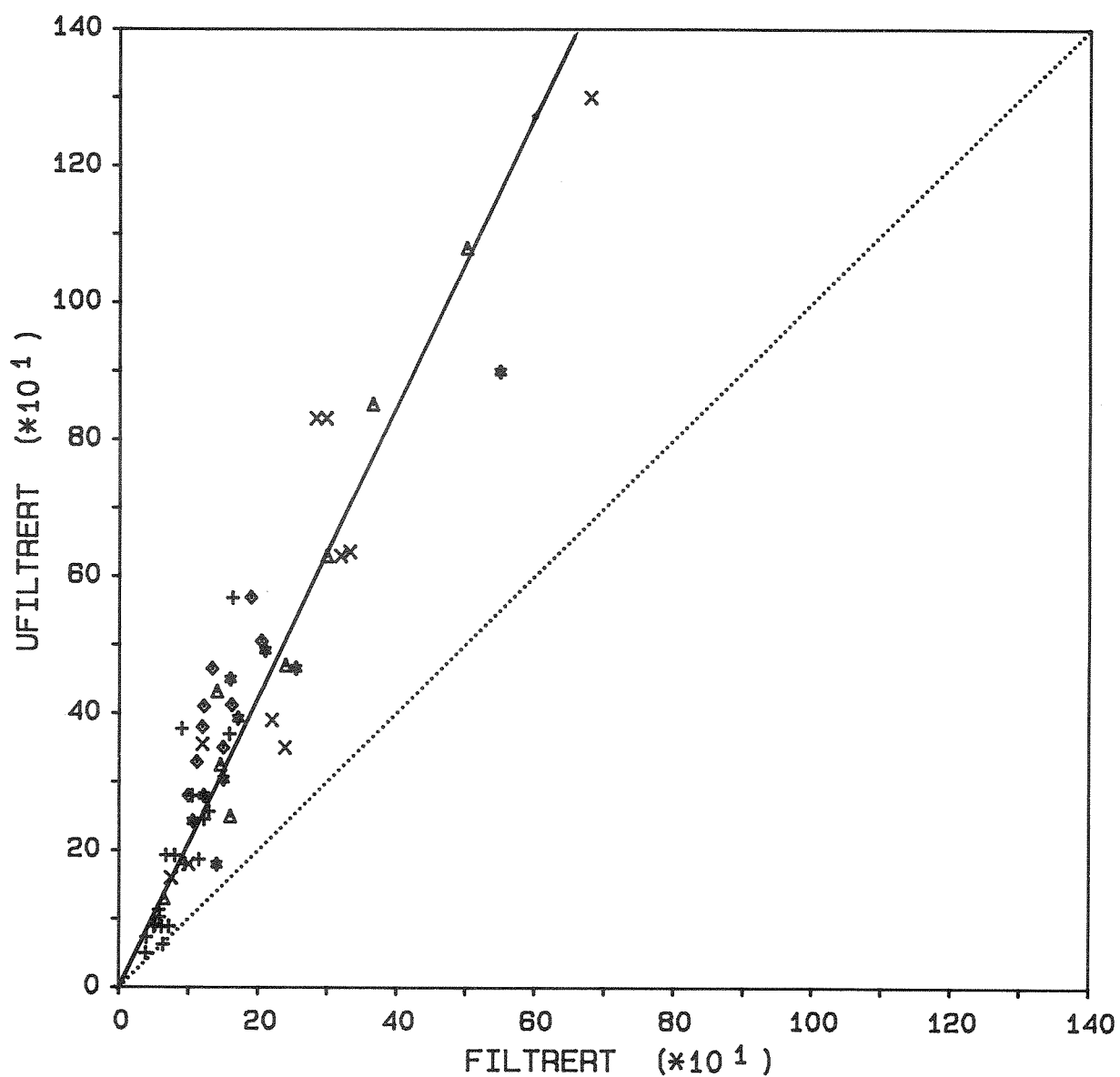
VEDLEGG

1. Figurene 1 – 36

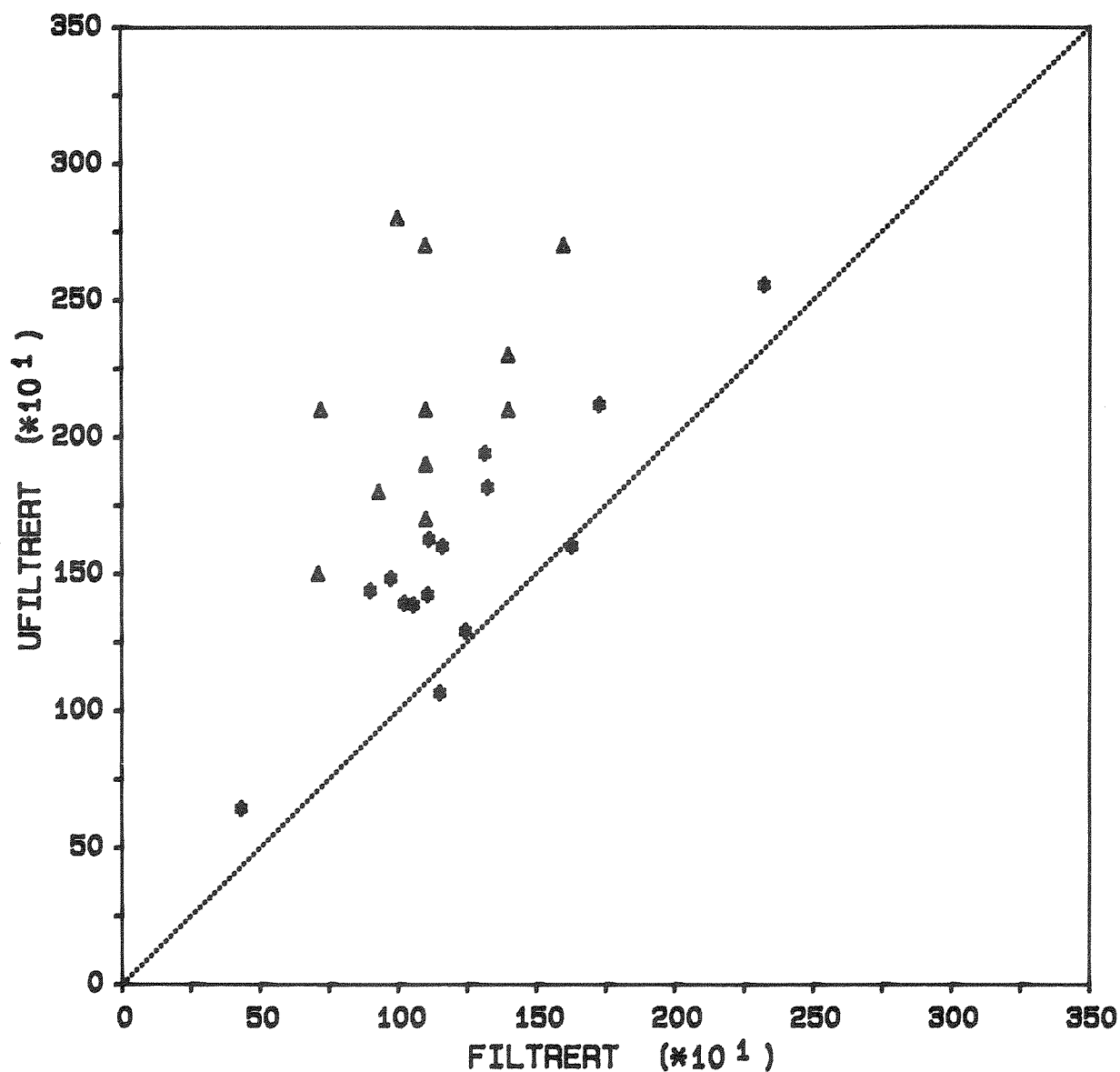
2. Tabellene 14 – 23

VEDLEGG 1

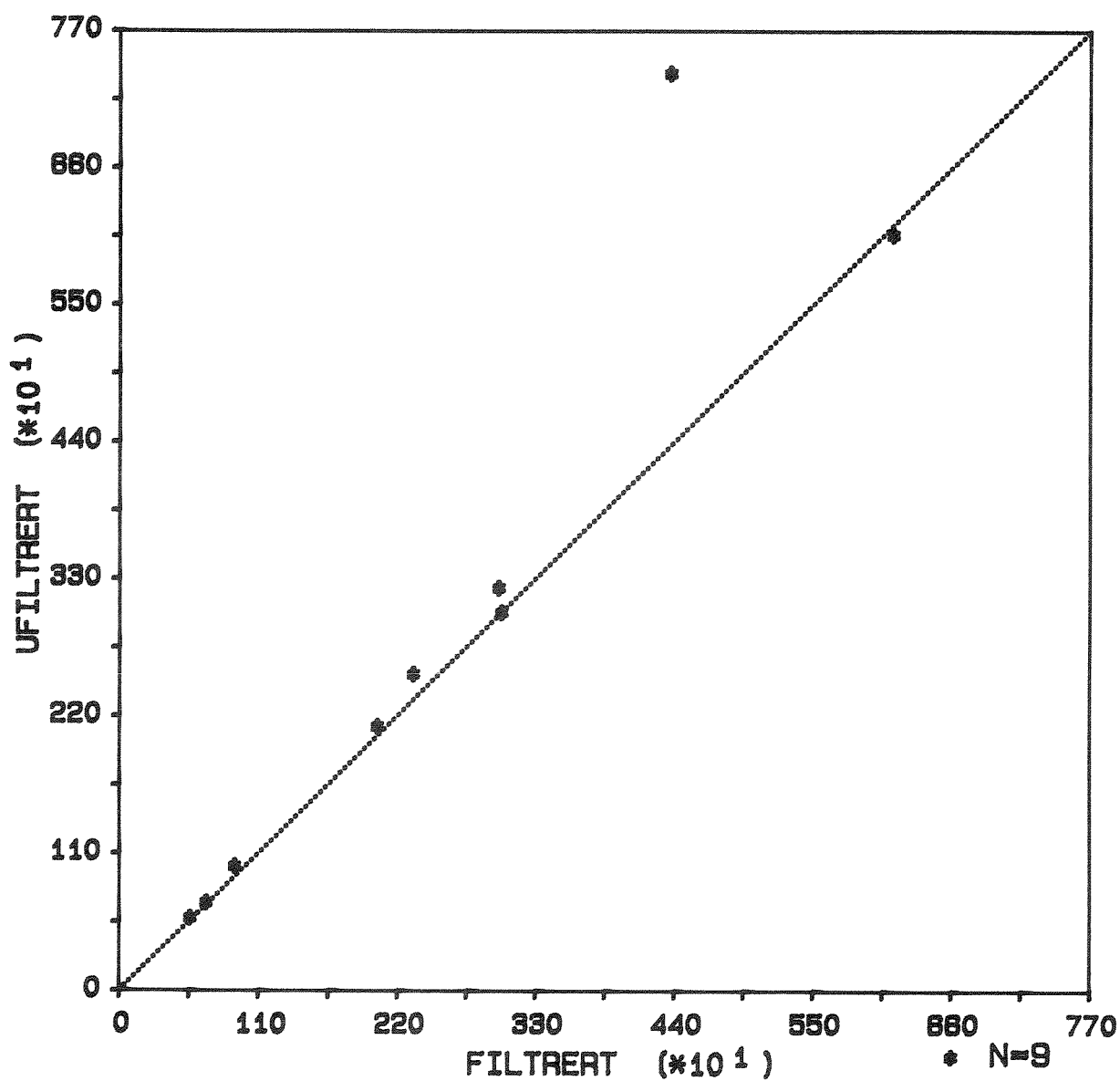
FIGUR 1 BESTEMMELSE AV KJEMISK OKSYGENFORBRUK, COD-Cr
INNløPSPRøVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



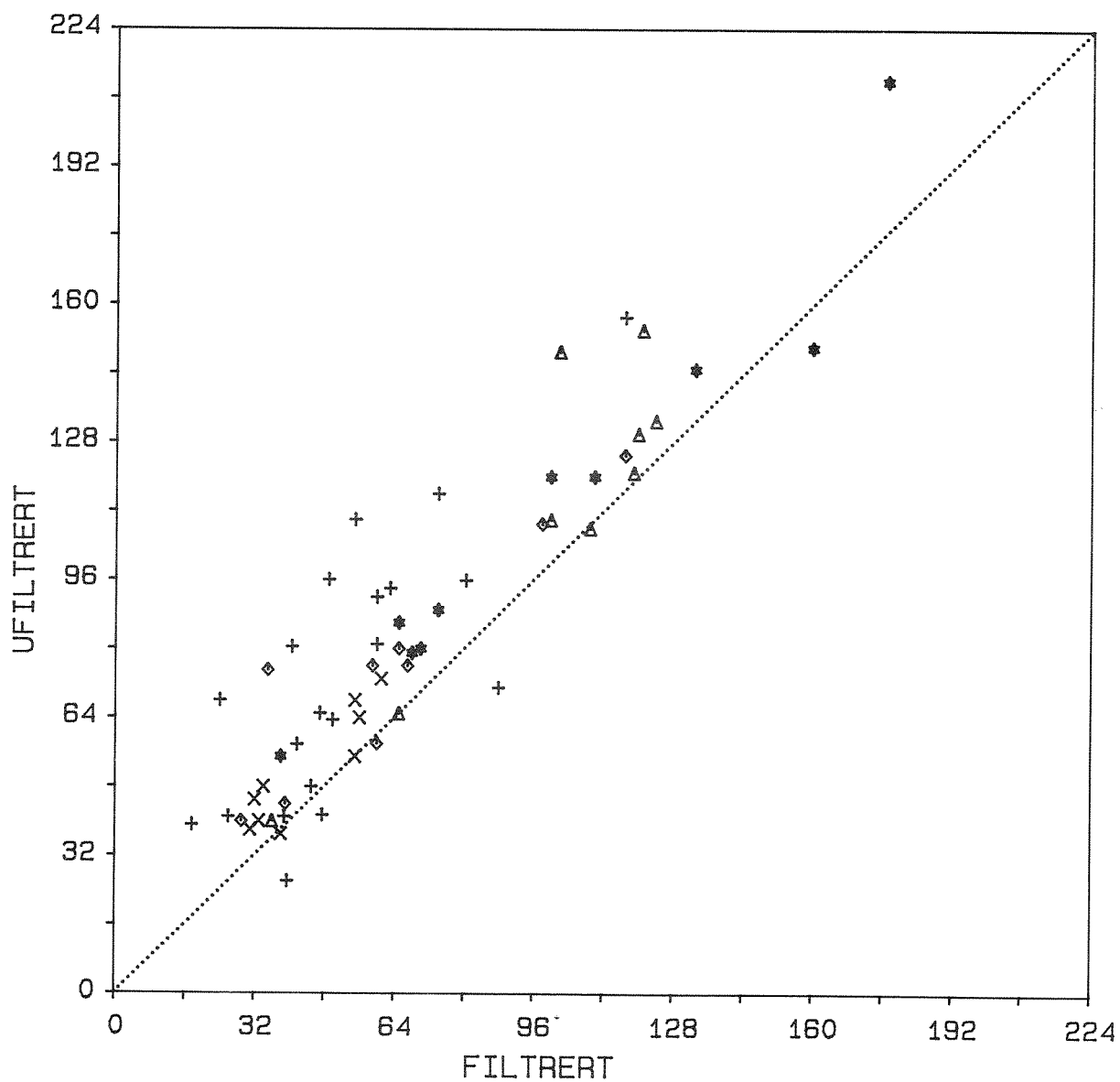
FIGUR 2 BESTEMMELSE AV KJEMISK OKSYGENFORBRUK, COD-Cr
SLAKTERI OG MEIERI



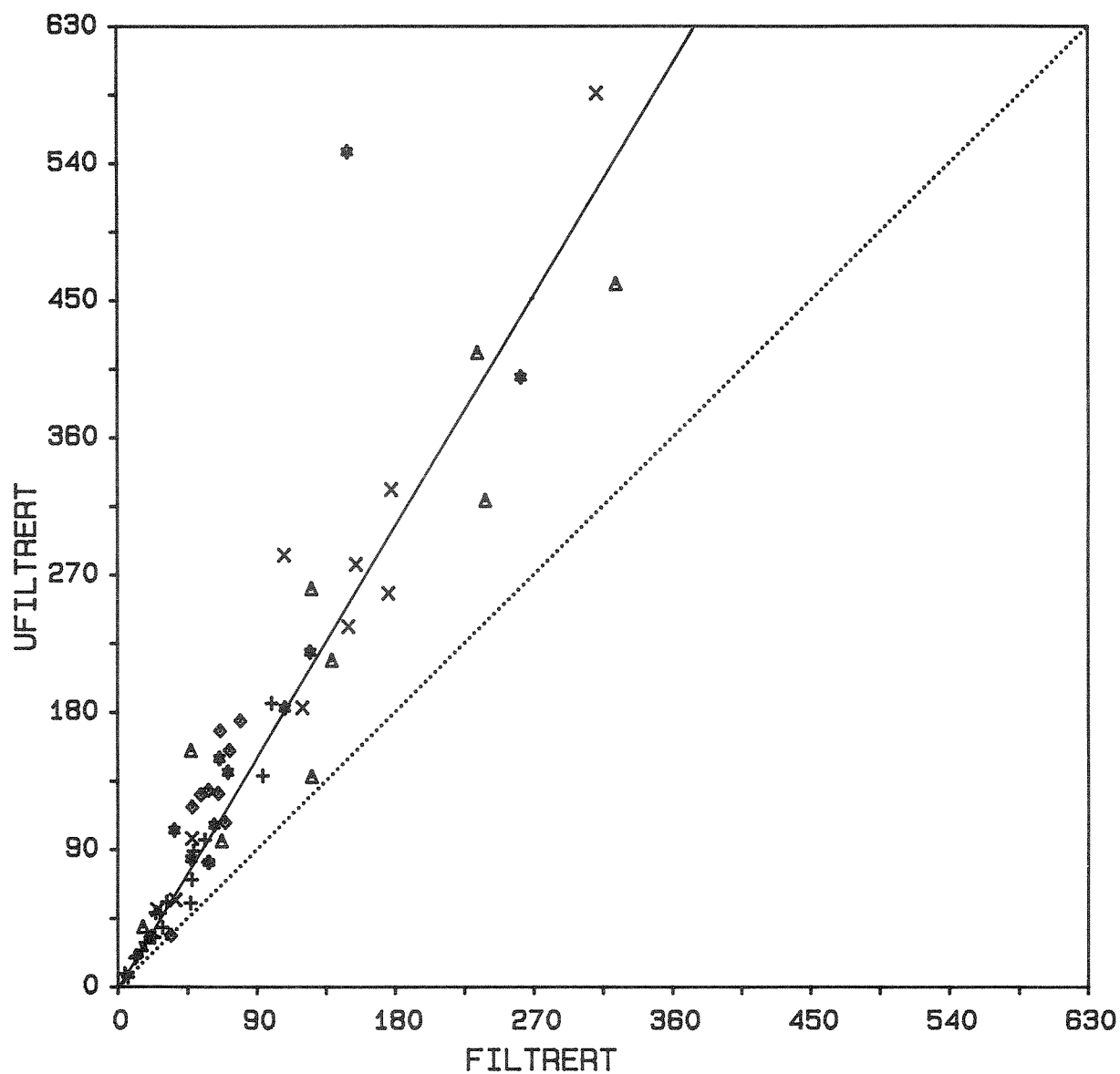
FIGUR 3 BESTEMMELSE AV KJEMISK OKSYGENFORBRUK, COD-Cr
TREFOREDLING



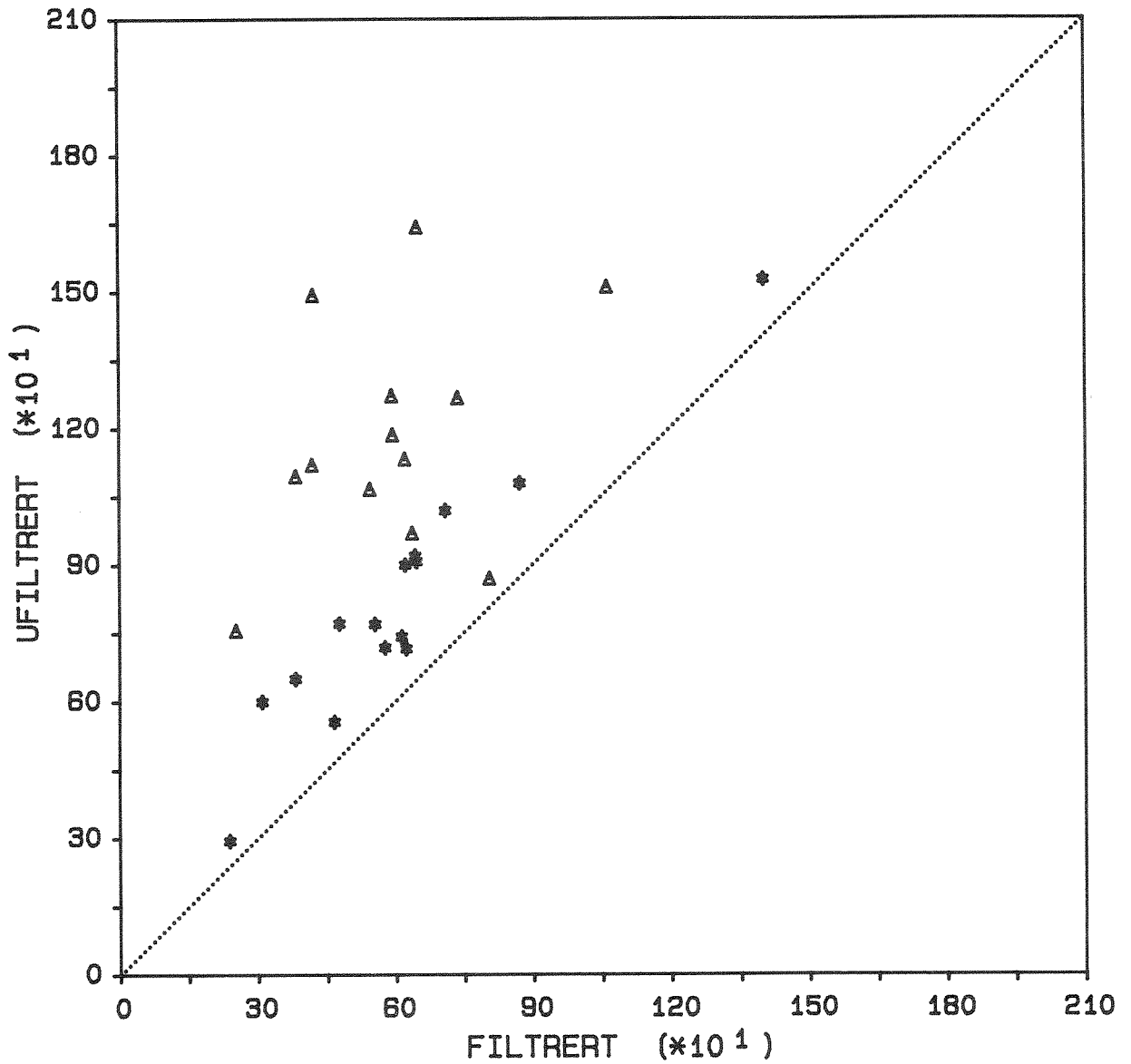
FIGUR 4 BESTEMMELSE AV KJEMISK OKSYGENFORBRUK, COD-Cr
UTLØPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



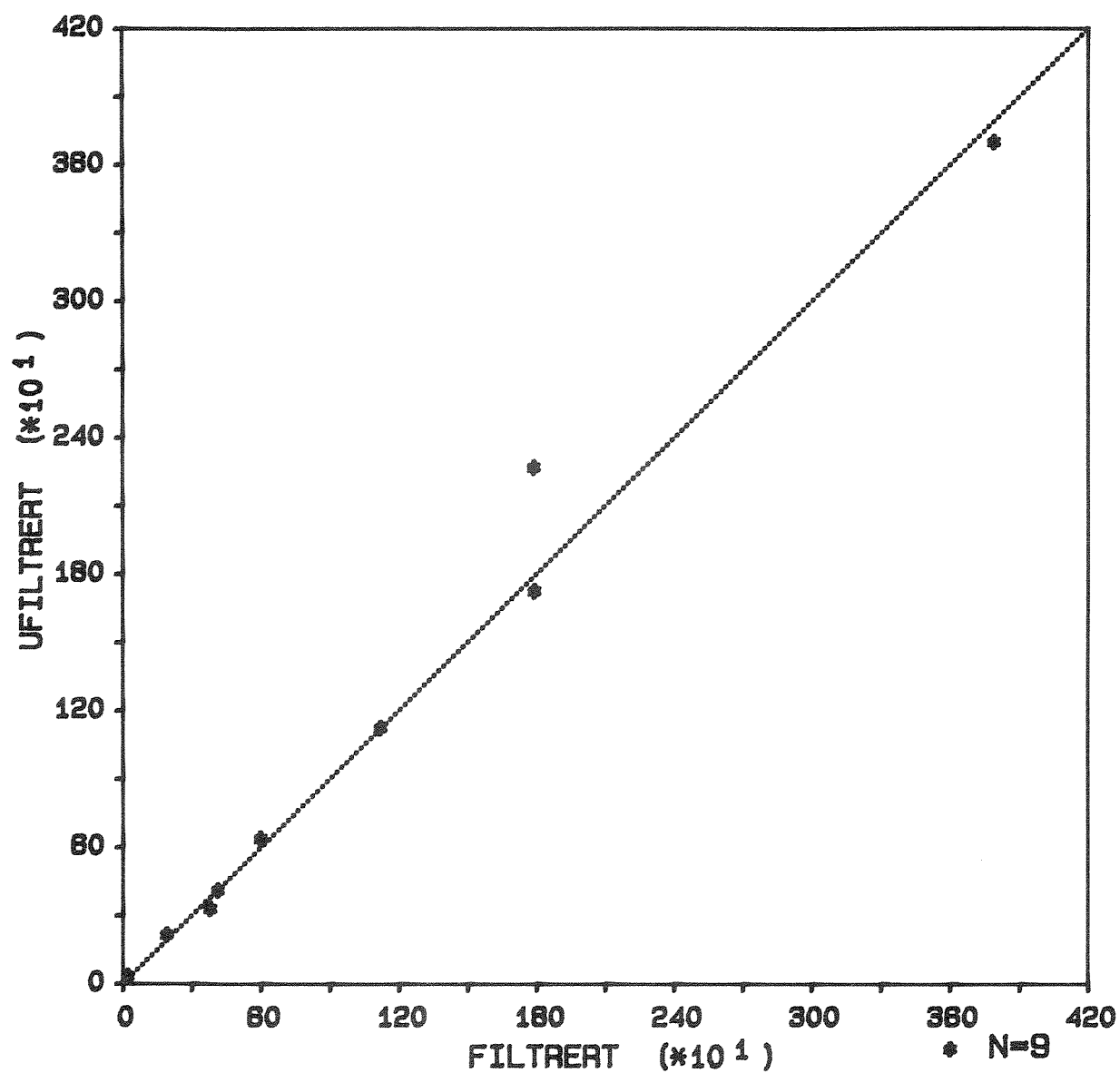
FIGUR 5 BESTEMMELSE AV BIOKJEMISK OKSYGENFORBRUK, BOD
INNLOPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



FIGUR 6 BESTEMMELSE AV BIOKJEMISK OKSYGENFORBRUK, BOD
SLAKTERI OG MEIERI

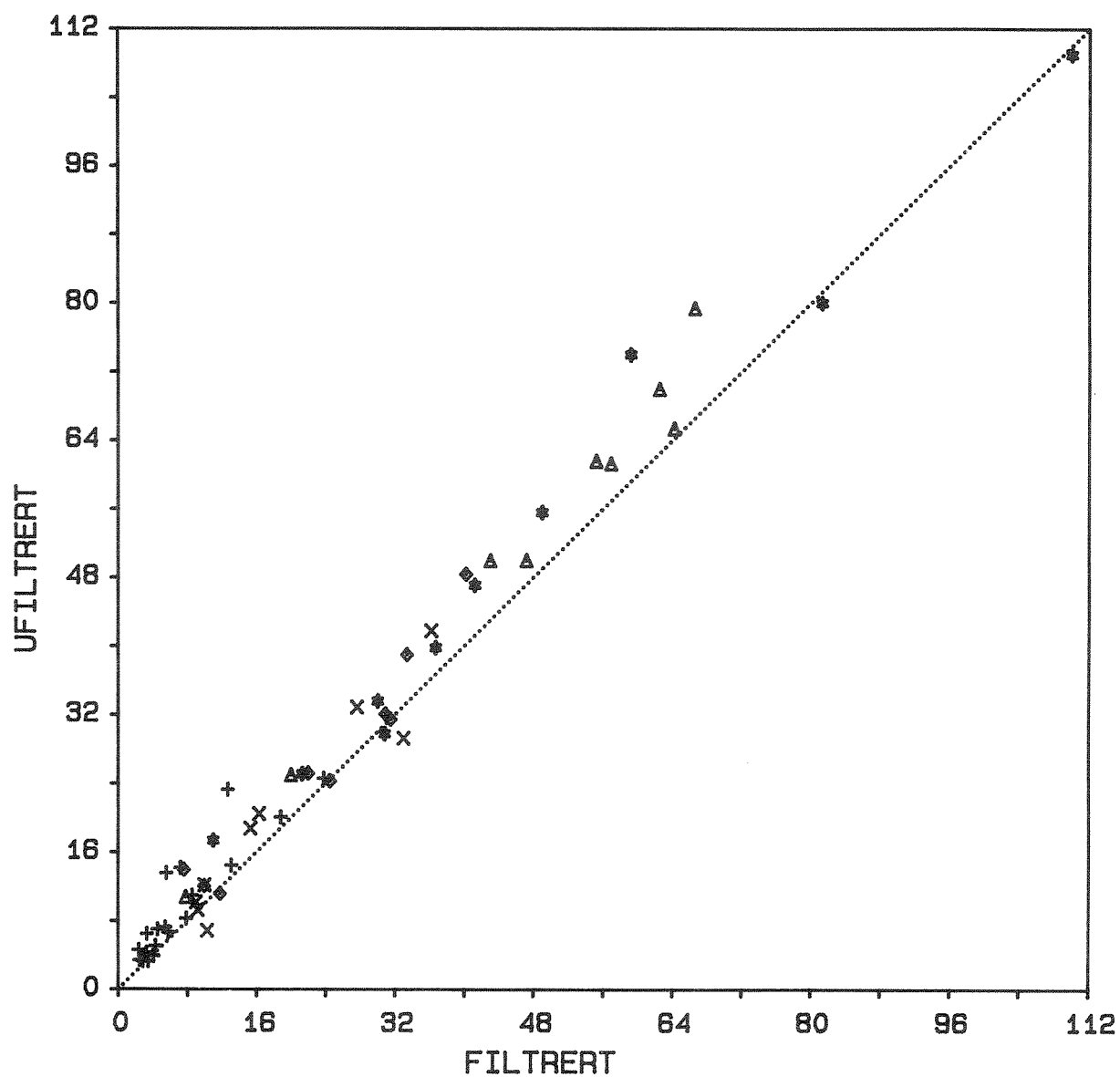


FIGUR 7 BESTEMMELSE AV BIOKJEMISK OKSYGENFORBRUK, BOD
TREFOREDNING

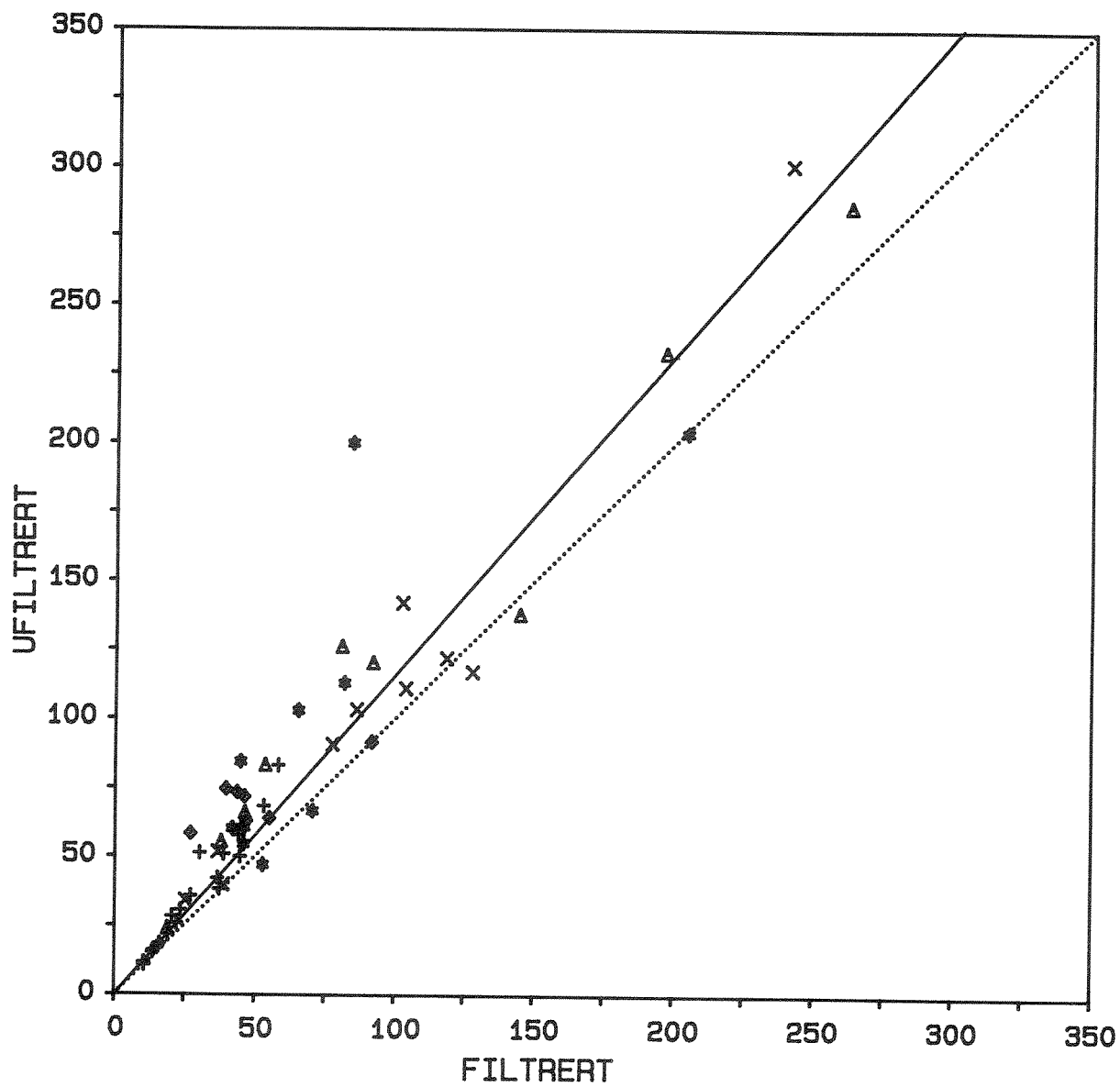


FIGUR 8 BESTEMMELSE AV BIOKJEMISK OKSYGENFORBRUK, BOD

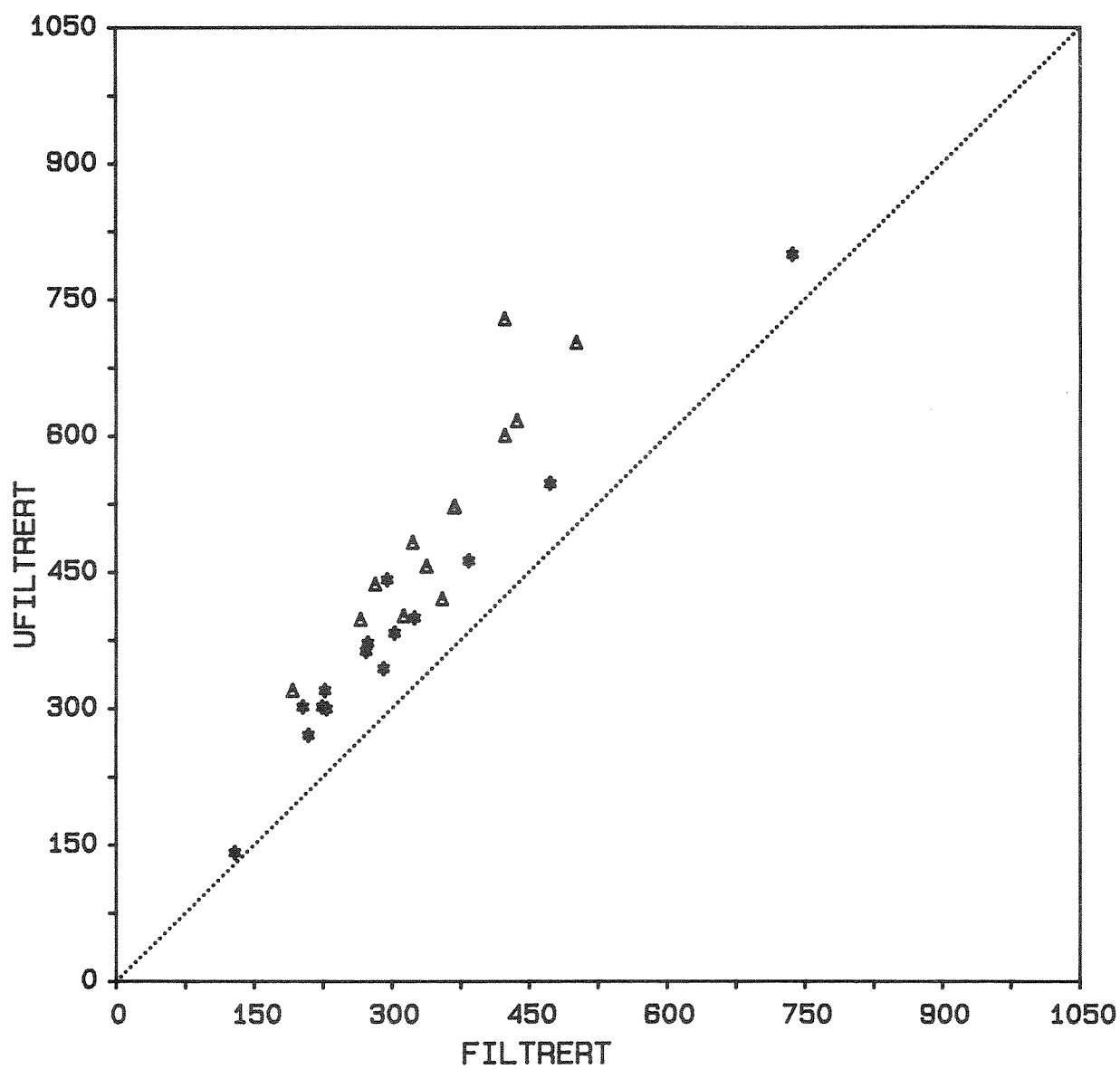
UTLØPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



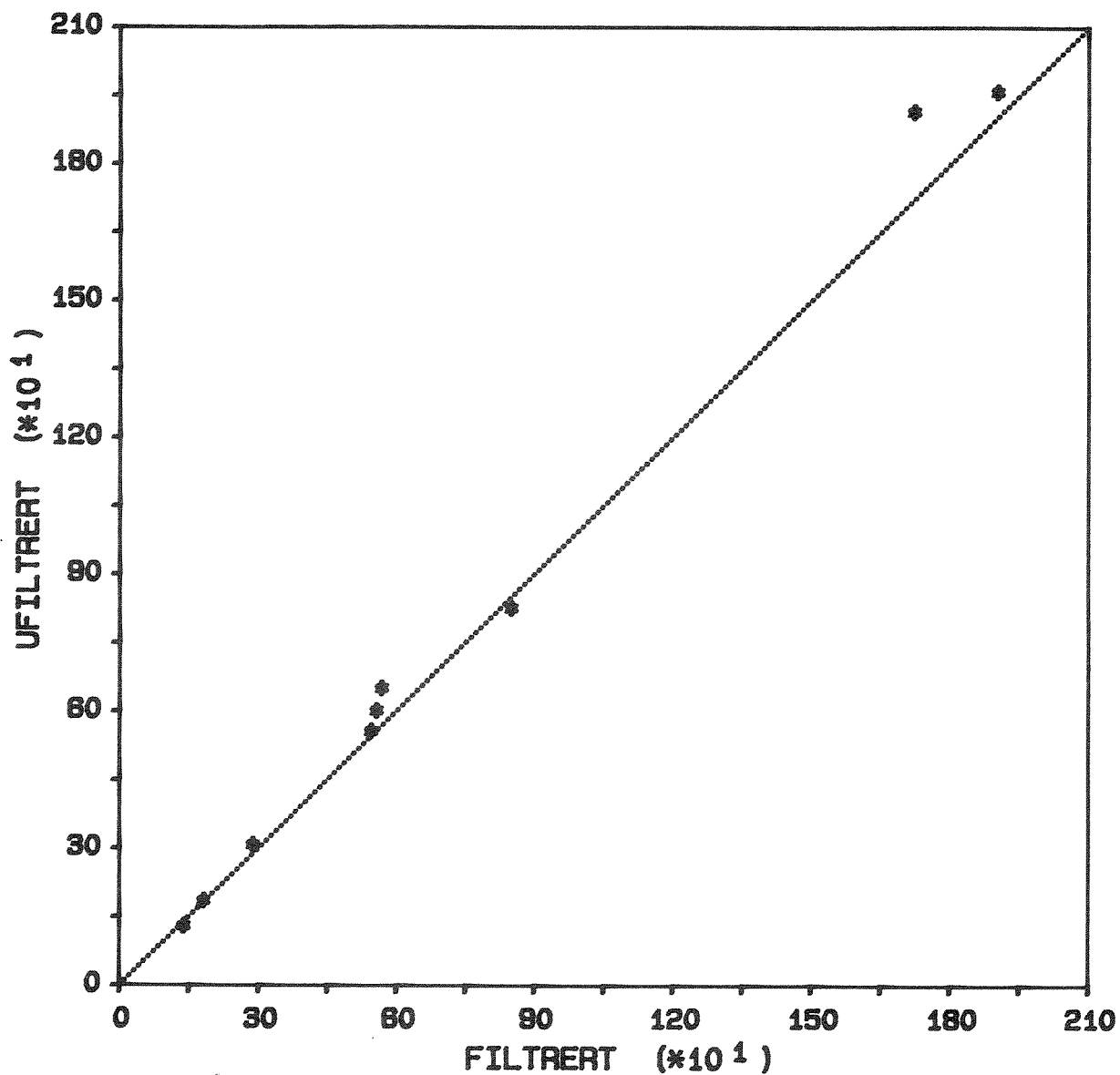
FIGUR 9 BESTEMMELSE AV TOTALT ORGANISK KARBON, TOC
INNløPSPRøVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



FIGUR 10 BESTEMMELSE AV TOTALT ORGANISK KARBON, TOC
SLAKTERI OG MEIERI

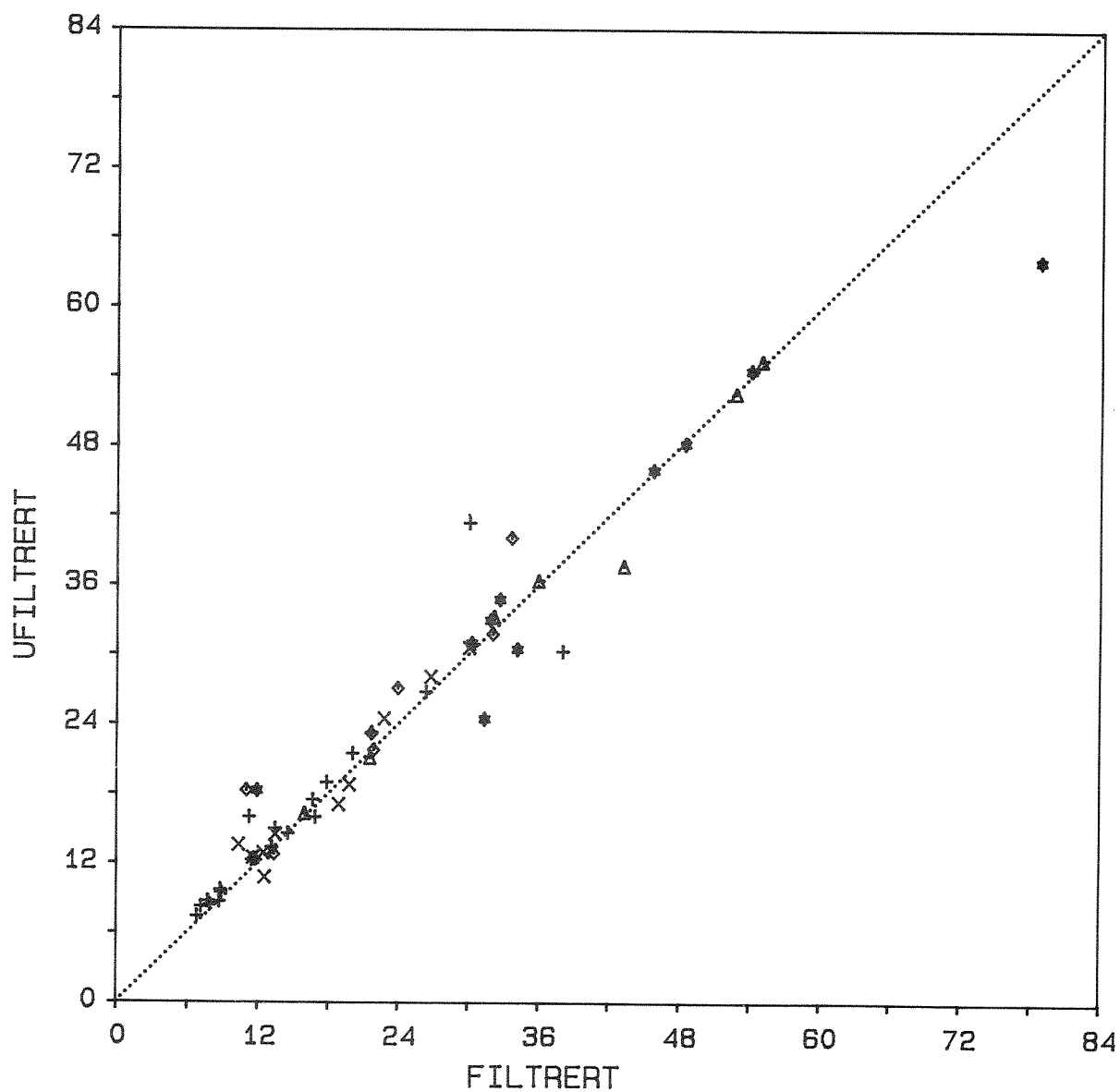


FIGUR 11 BESTEMMELSE AV TOTALT ORGANISK KARBON, TOC
TREFOREDLINE

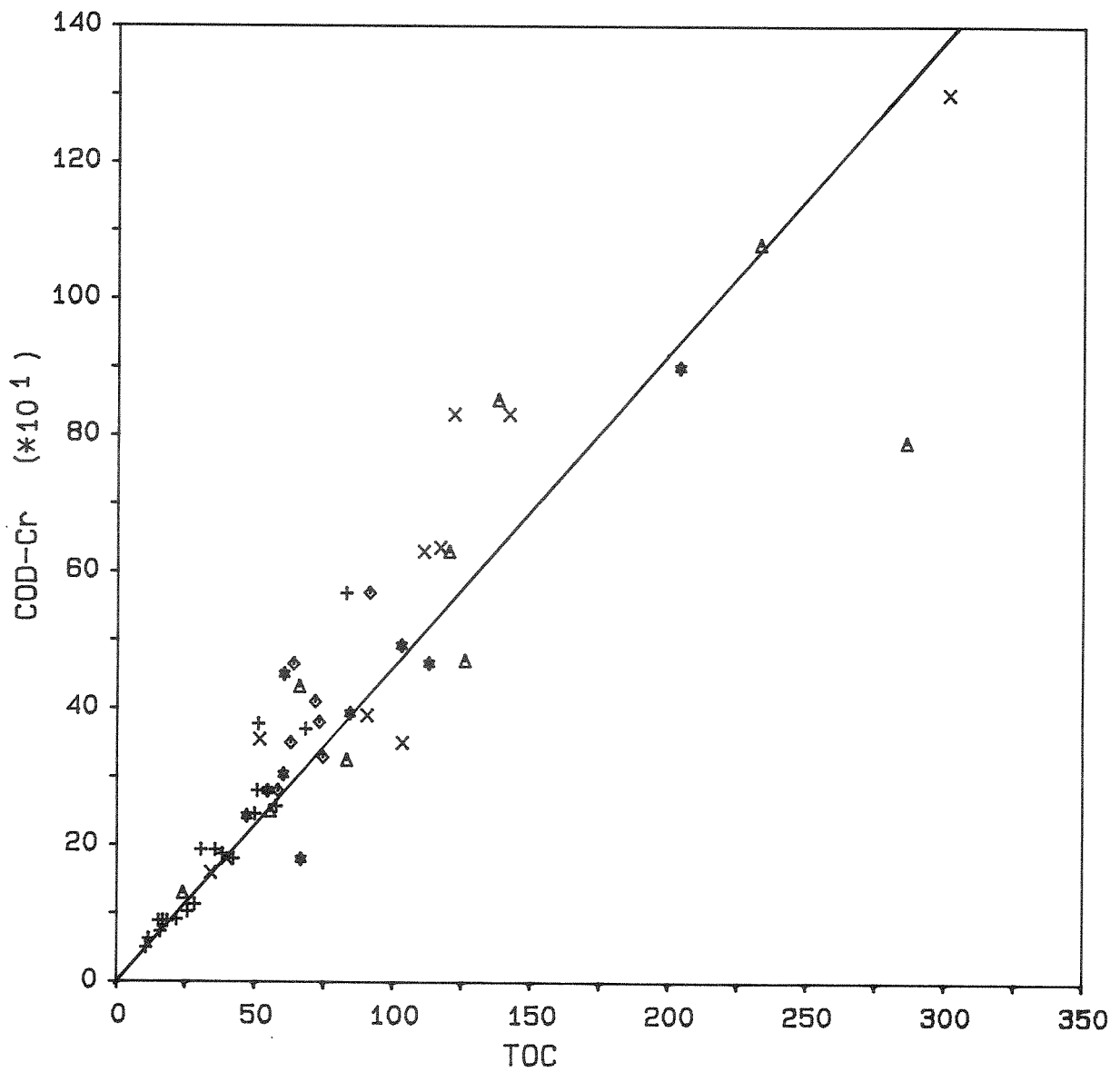


FIGUR 12 BESTEMMELSE AV TOTALT ORGANISK KARBON, TOC

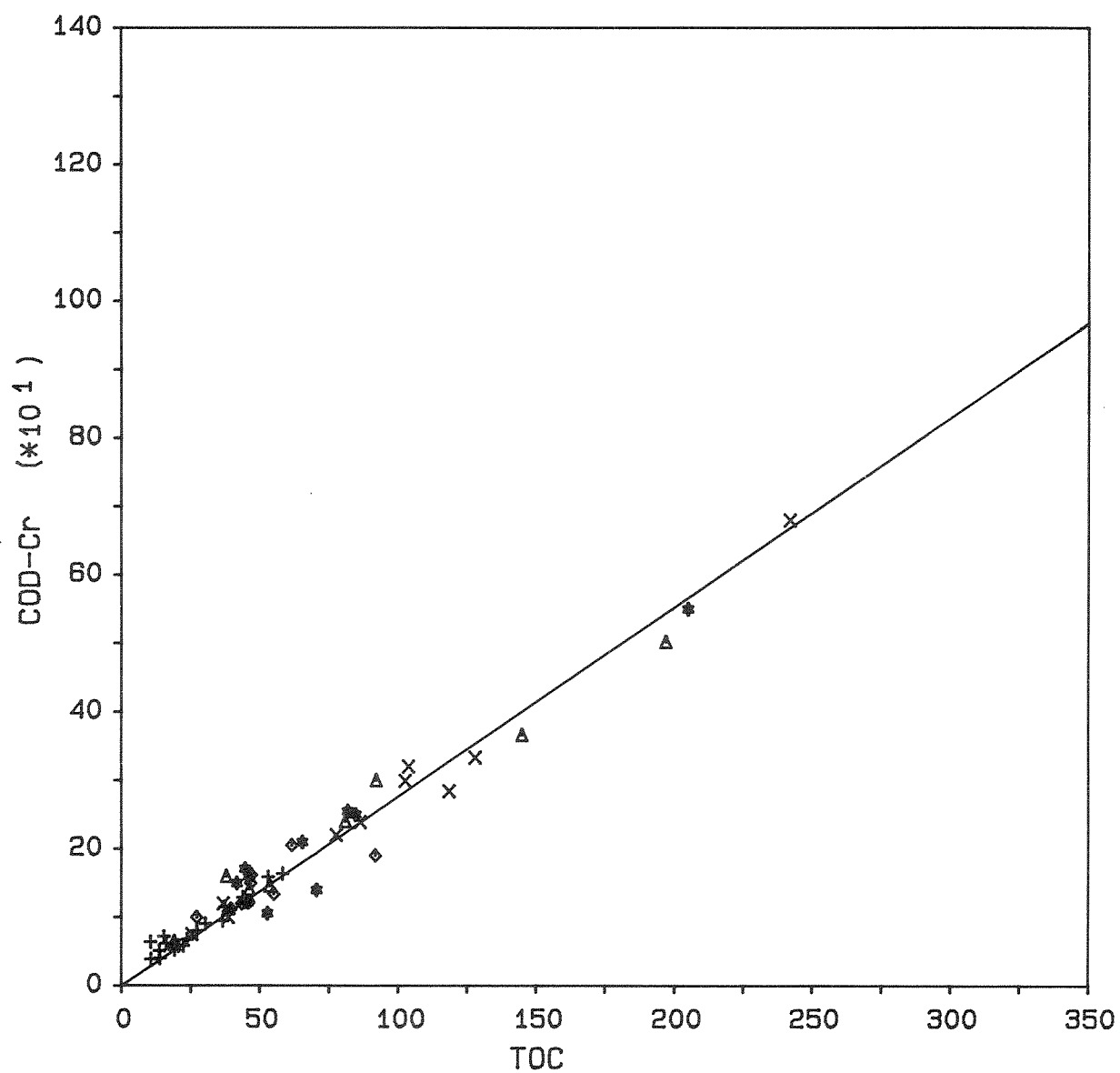
UTLØPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



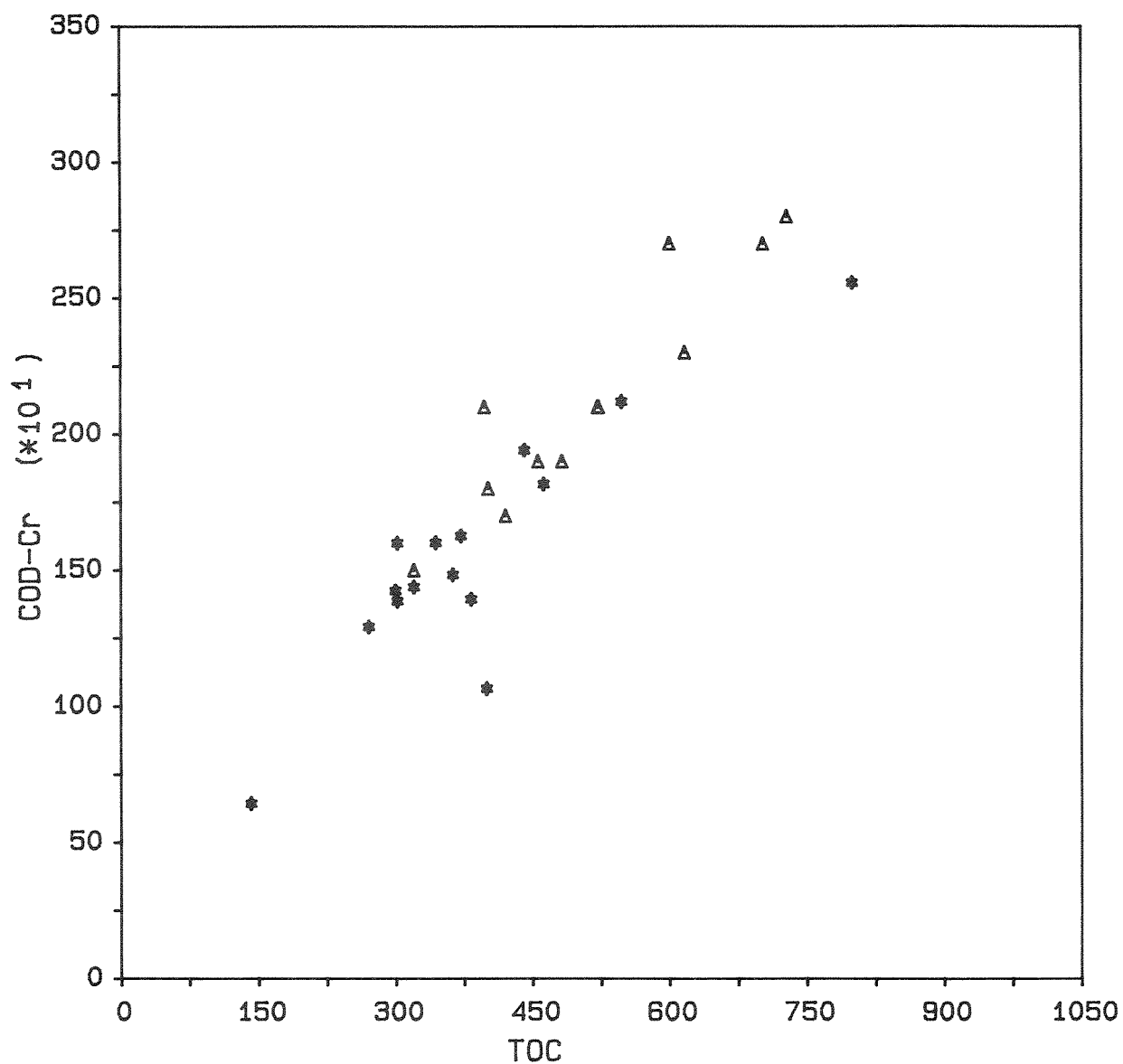
FIGUR 13 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG TOC, UFILTRETT
INNløPSPRøVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



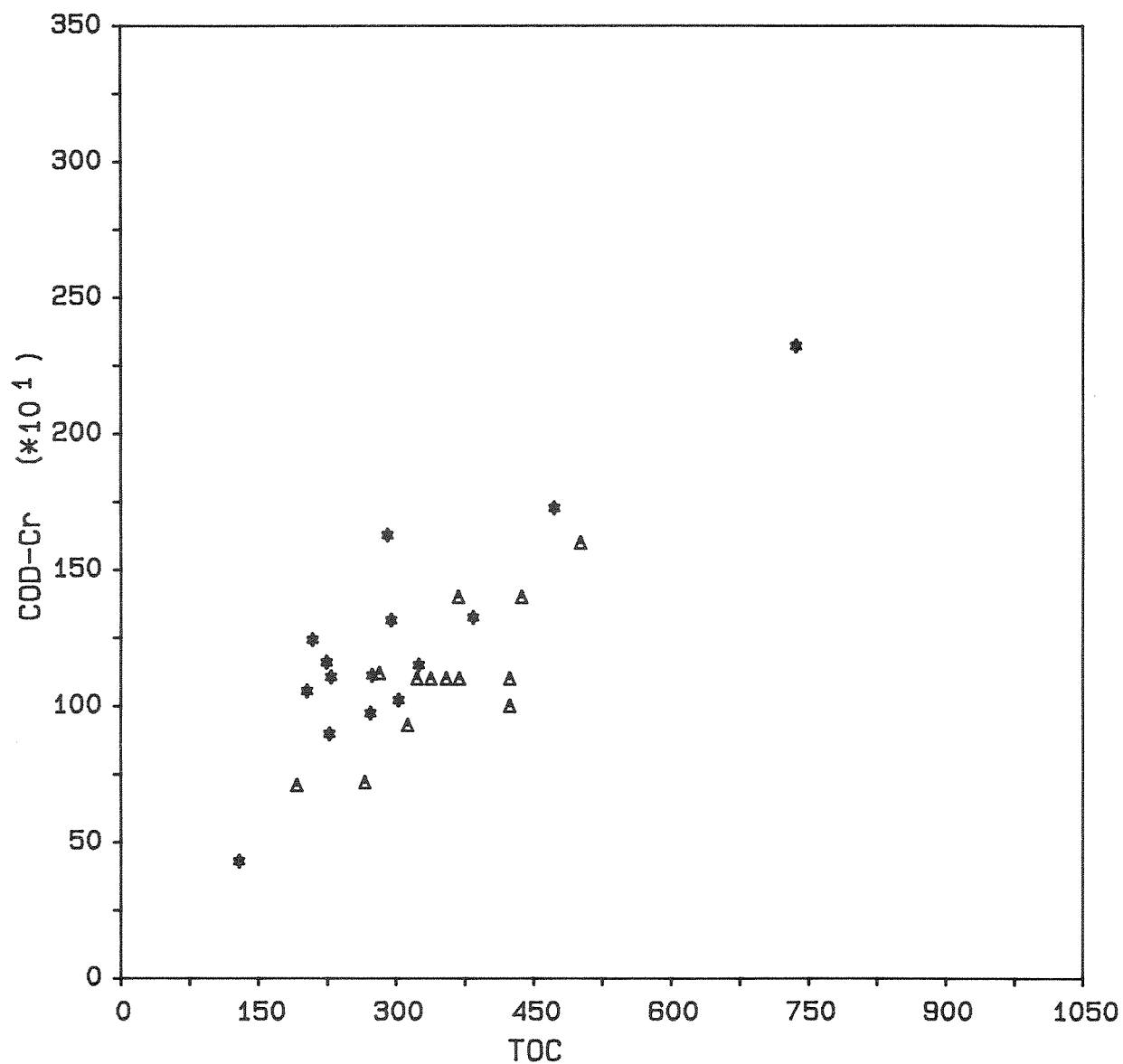
FIGUR 14 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG TOC, FILTRERT
INNløPSPRøVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



FIGUR 15 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG TOC, UFILTRETT
SLAKTERI OG MEIERI

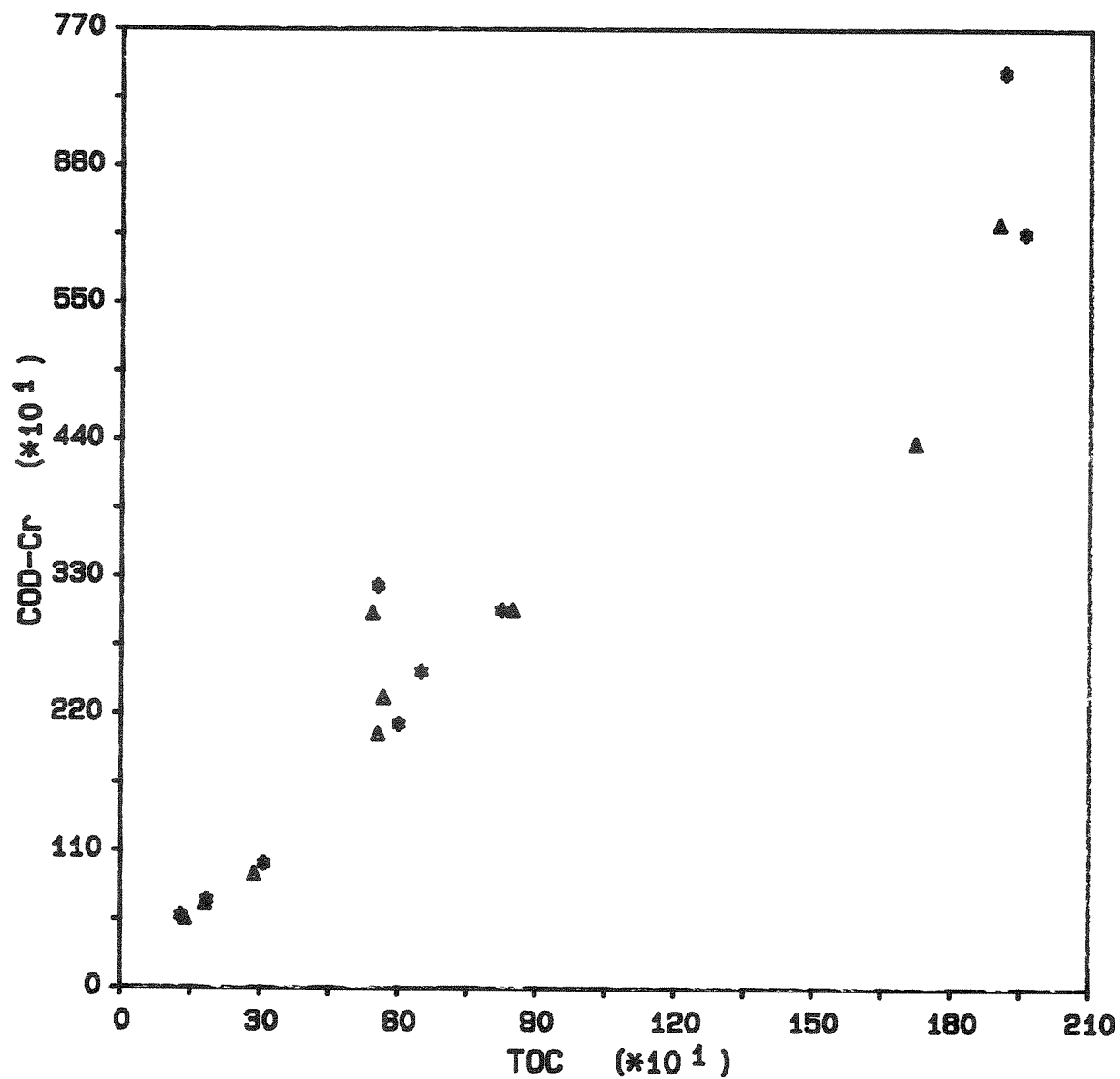


FIGUR 16 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG TOC, FILTRERT
SLAKTERI OG MEIERI

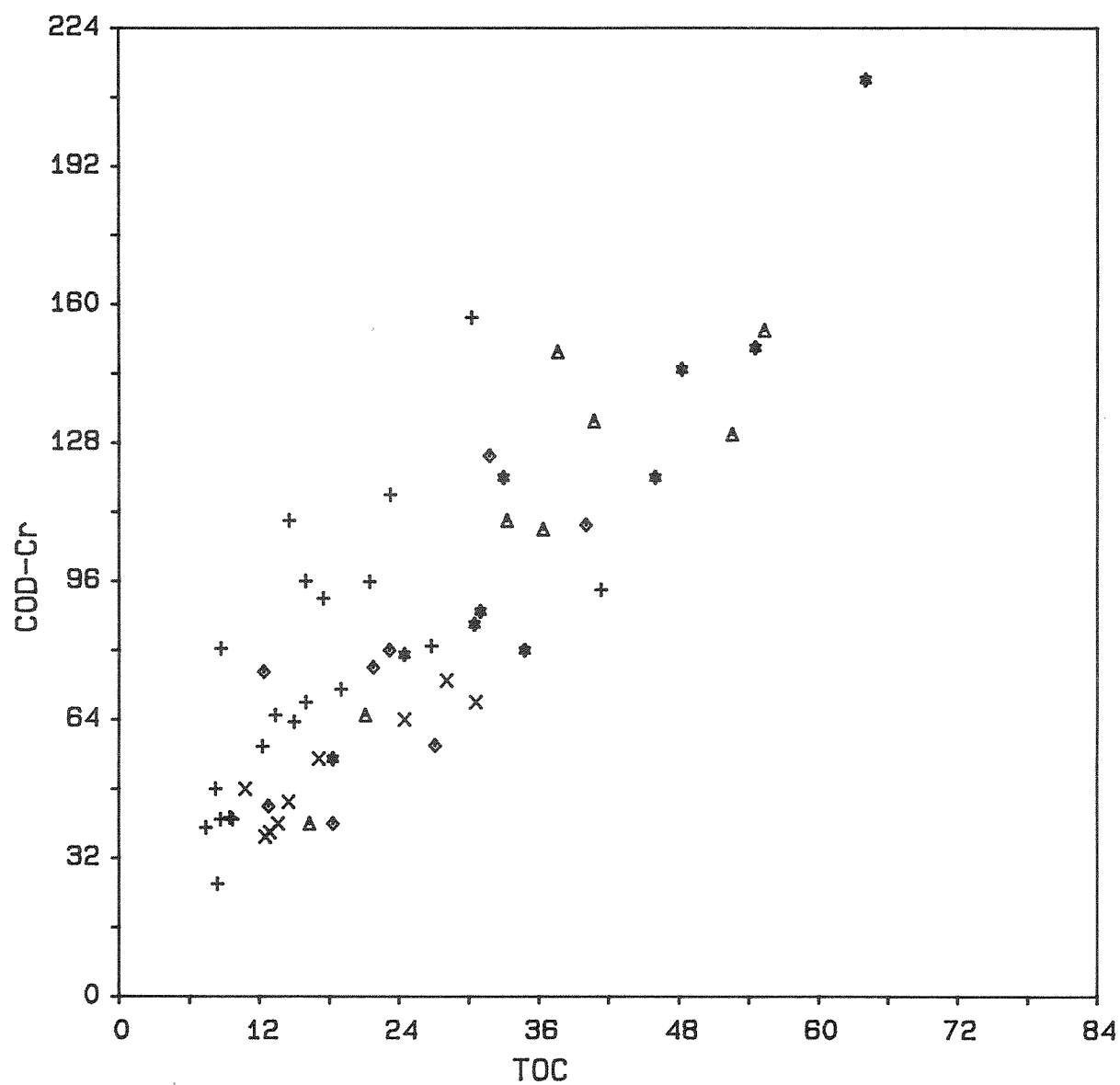


FIGUR 17. KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG TOC

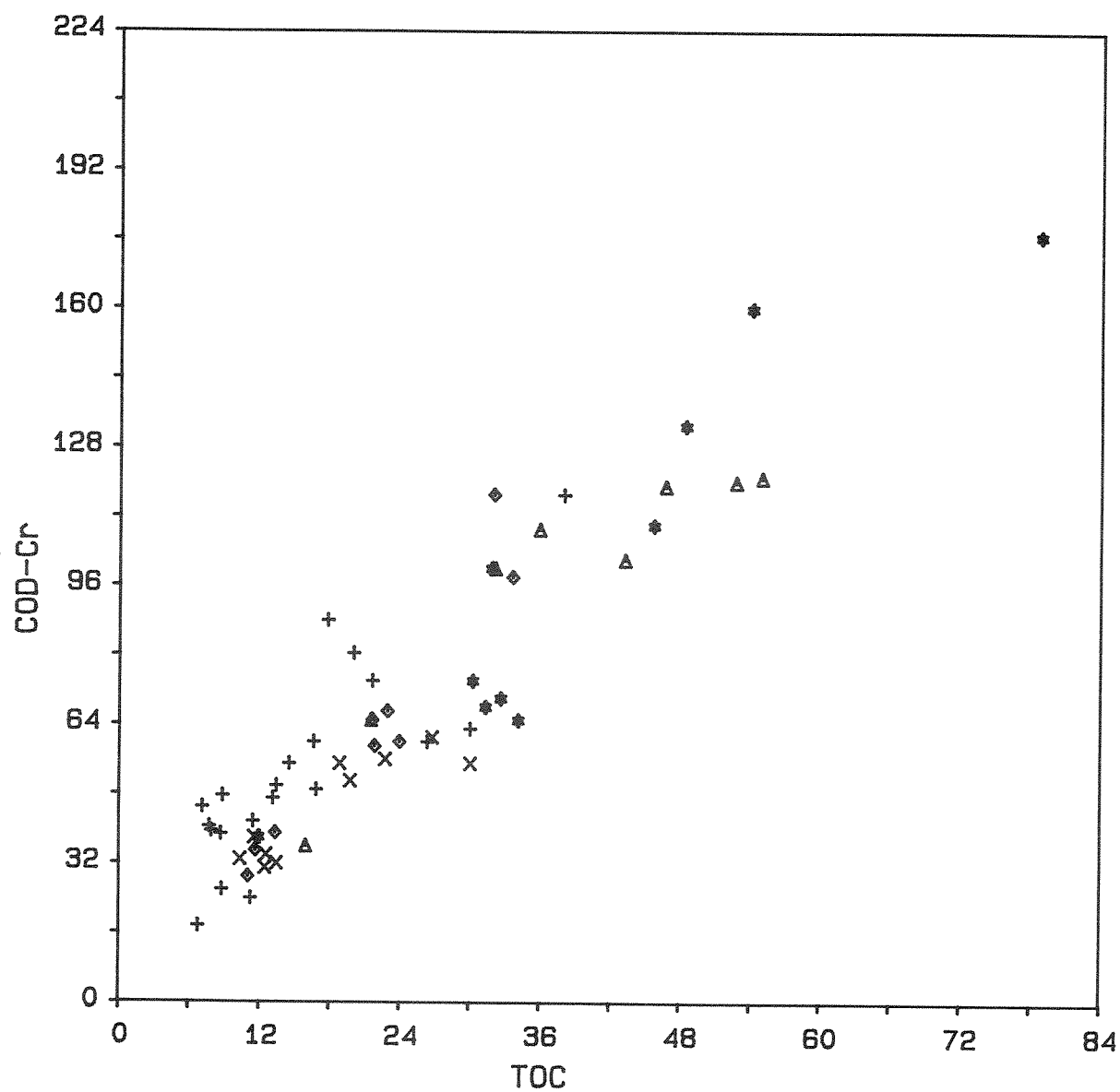
TREFOREDLING



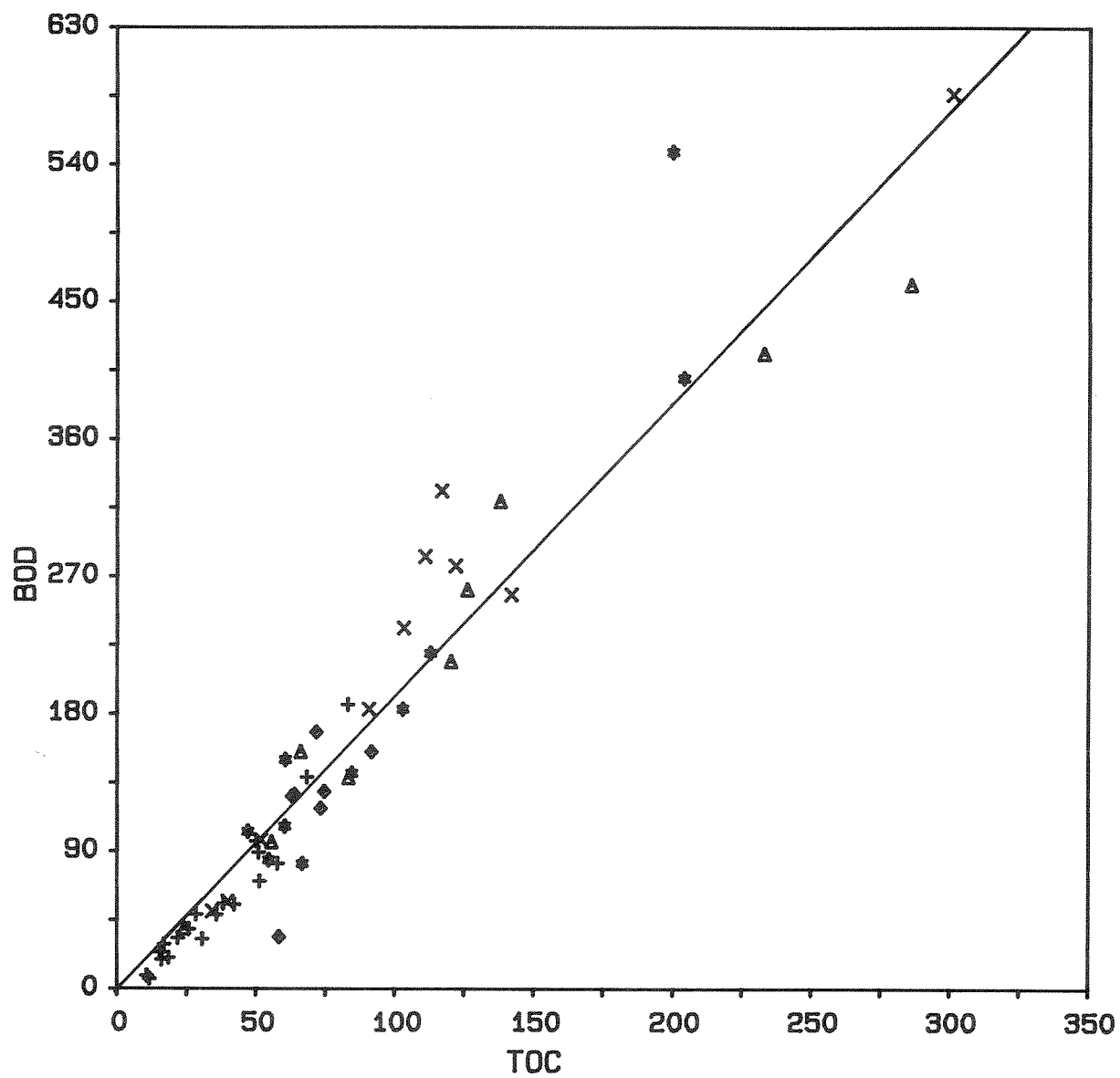
FIGUR 18 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG TOC, UFILTRERT
UTLØPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



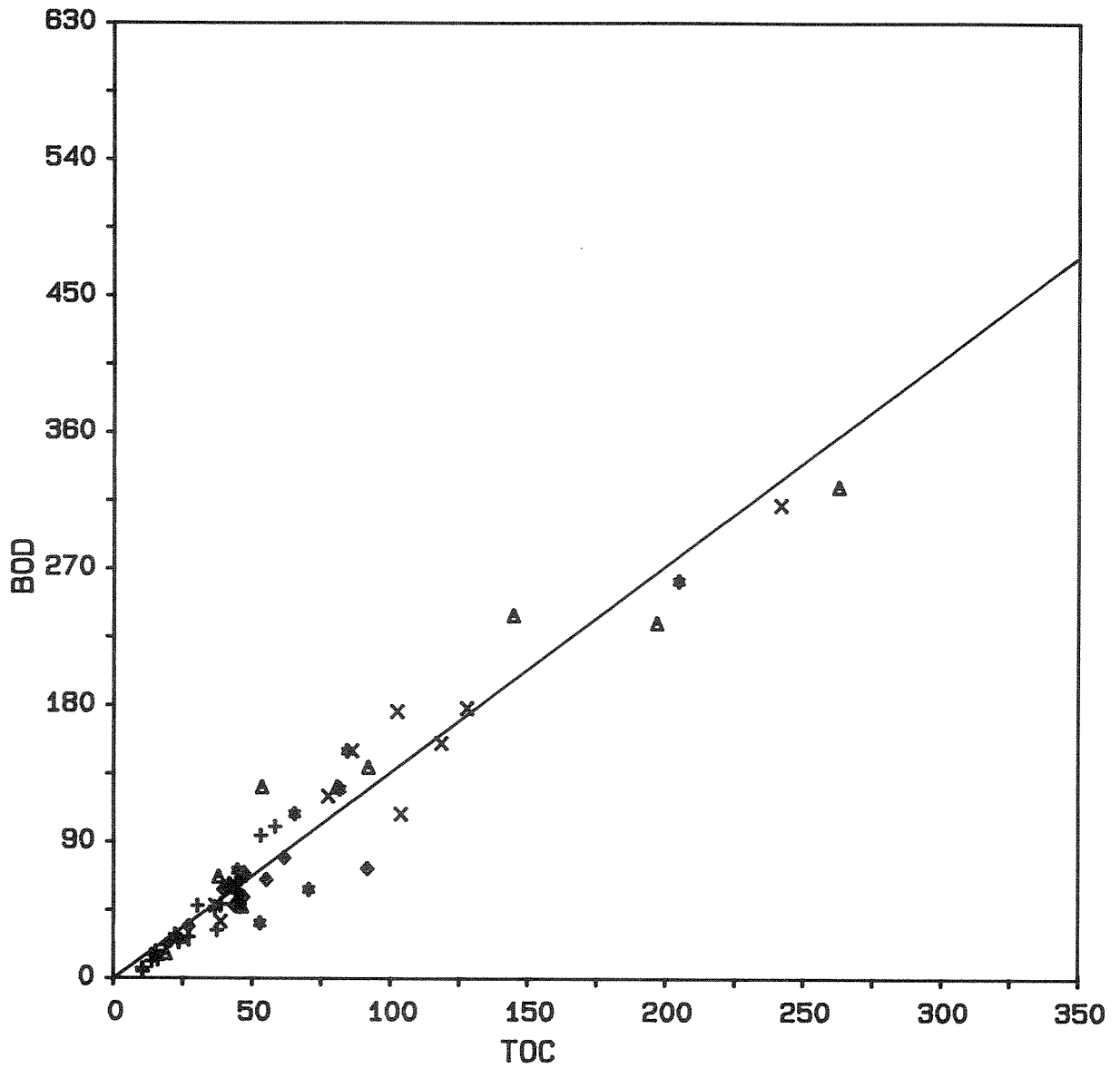
FIGUR 19 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG TOC, FILTRERT
UTLØPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



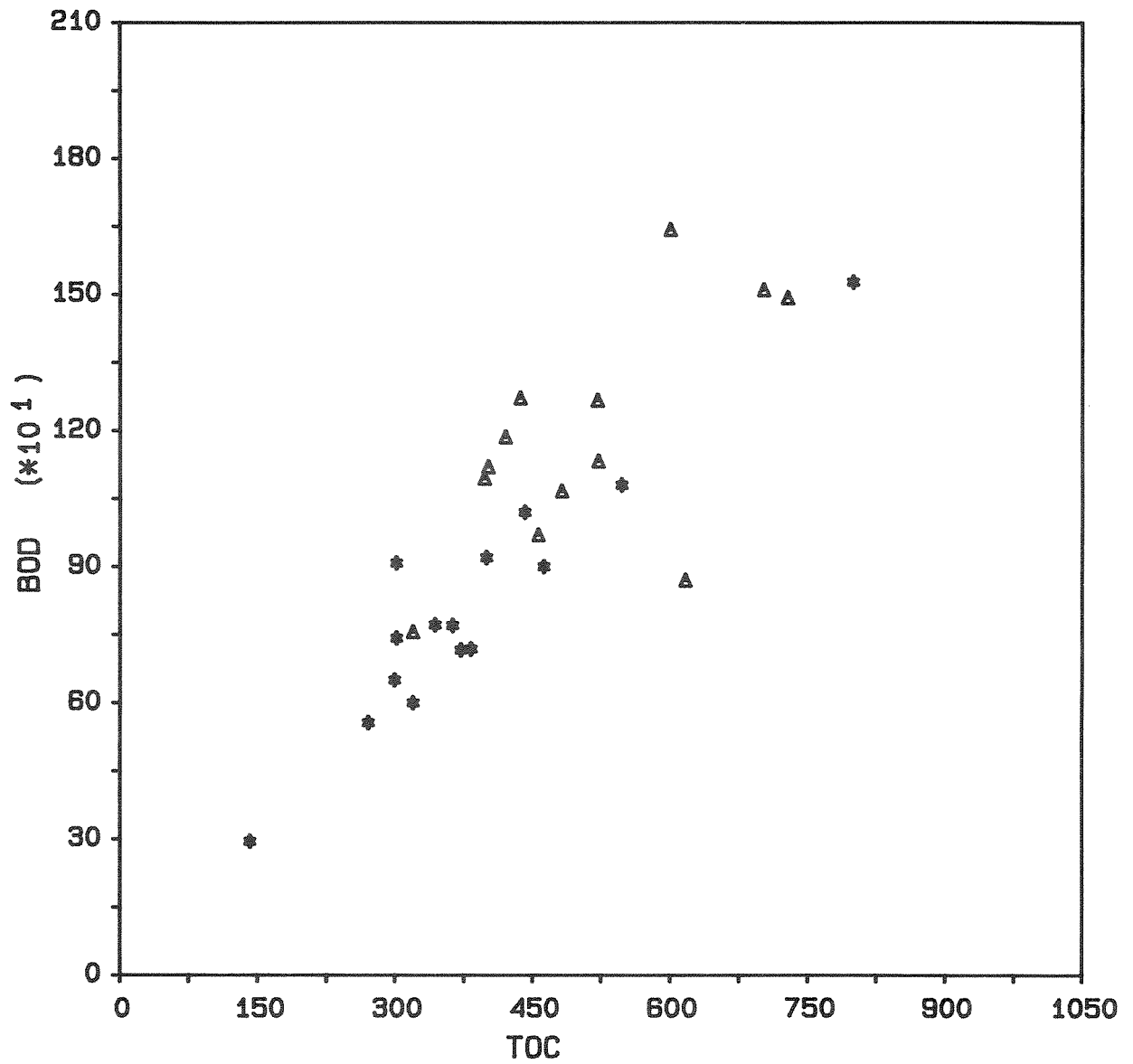
FIGUR 20 KORRELASJONEN MELLOM BOD OG TOC, UFILTRETT
INNløSPRøVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



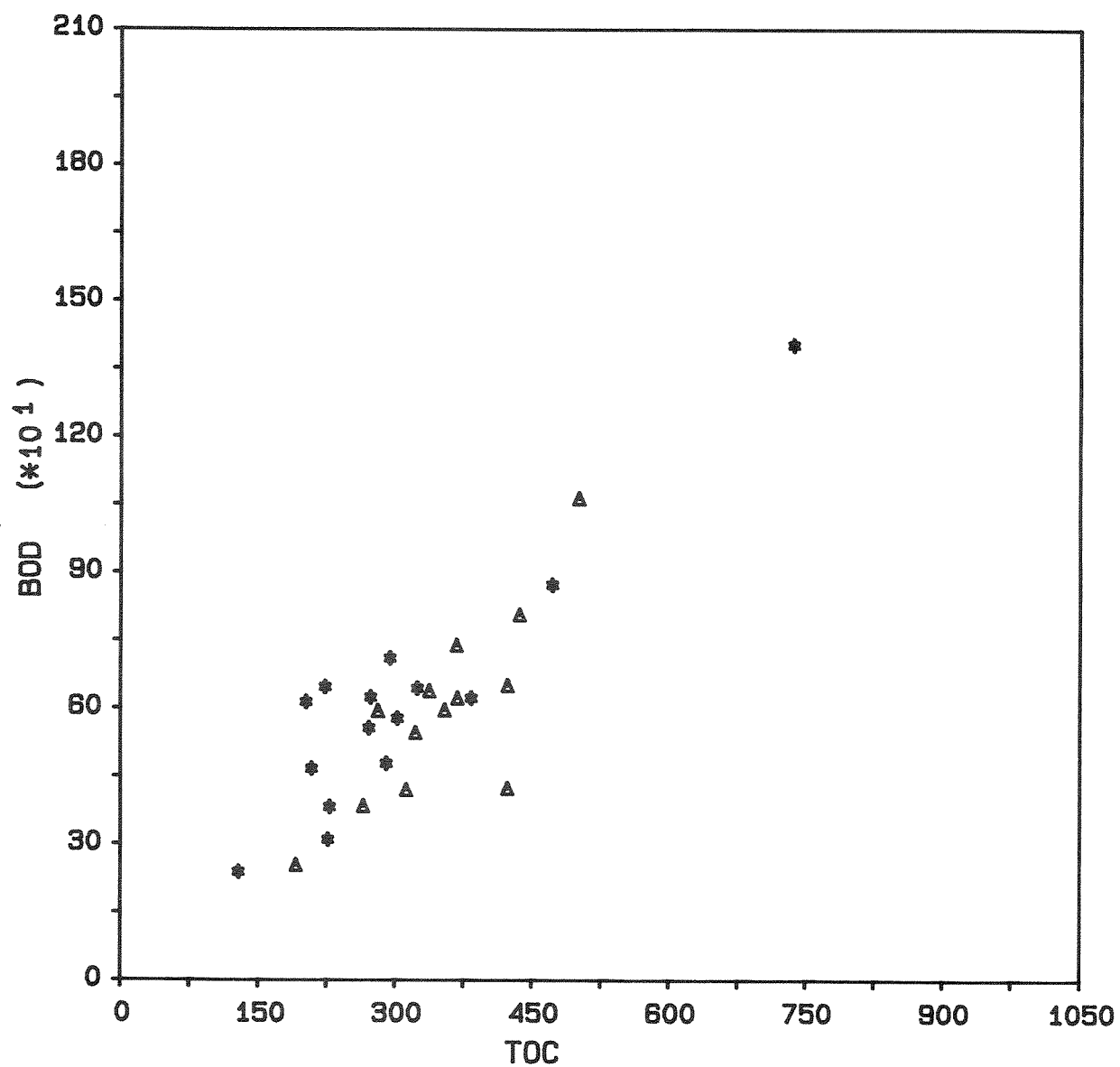
FIGUR 21 KORRELASJONEN MELLOM BOD OG TOC, FILTRERT
INNløSPRøVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



FIGUR 22 KORRELASJONEN MELLOM BOD OG TOC, UFILTRETT
SLAKTERI OG MEIERI

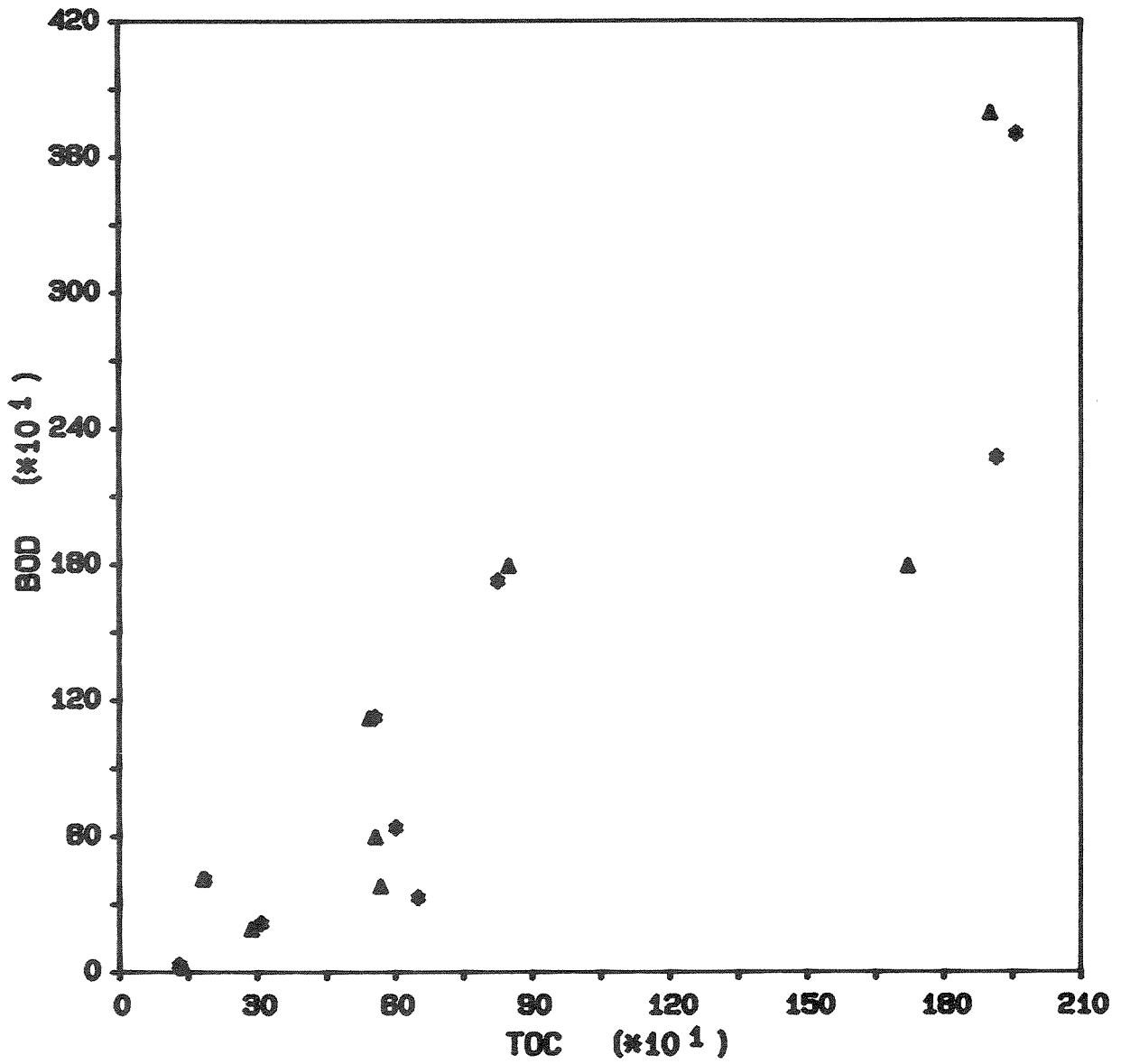


FIGUR 23 KORRELASJONEN MELLOM BOD OG TOC, FILTRET
SLAKTERI OG MEIERI

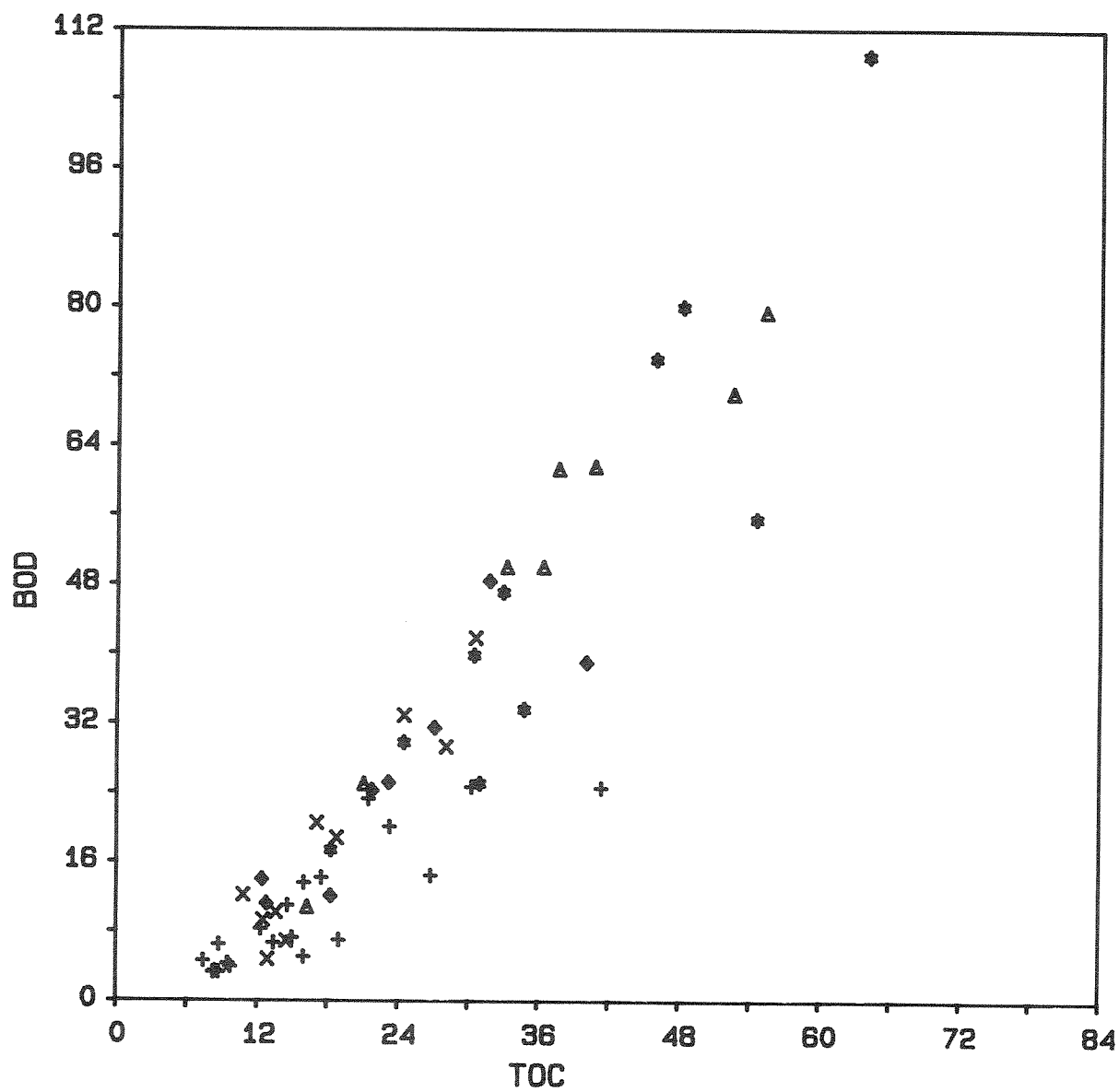


FIGUR 24 KORRELASJONEN MELLOM BOD OG TOC

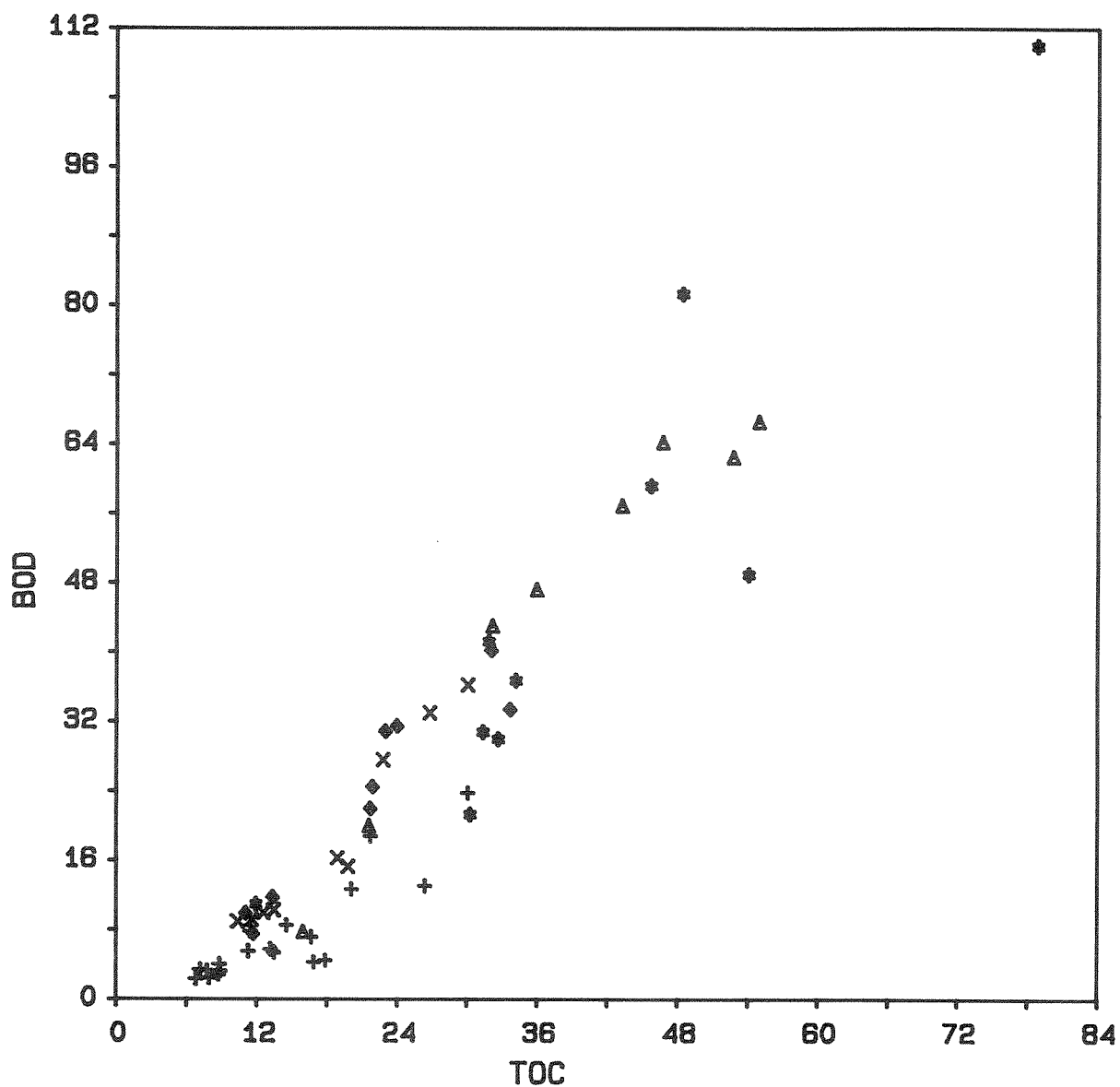
TREFOREDLINE



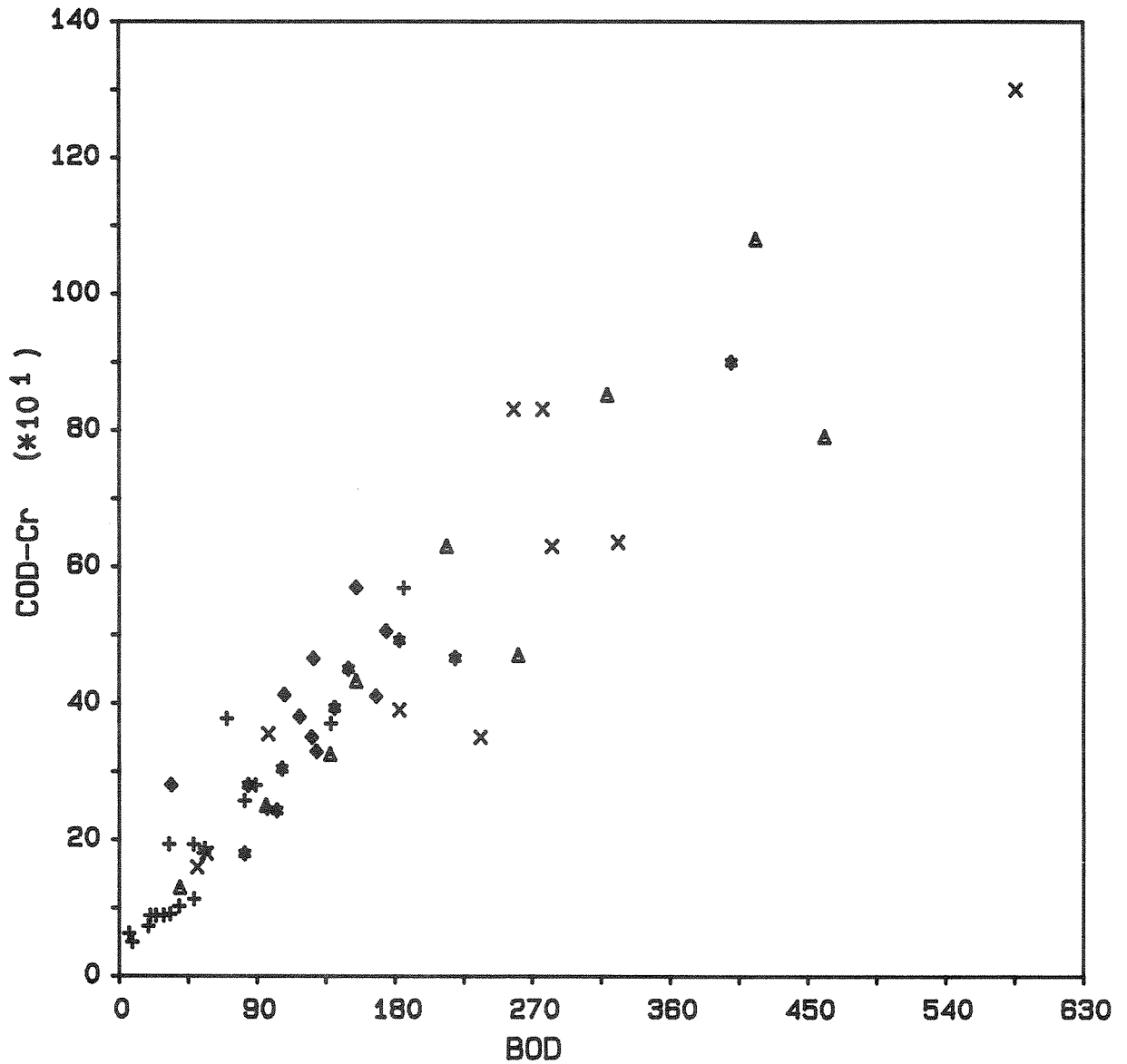
FIGUR 25 KORRELASJONEN MELLOM BOD OG TOC, UFILTRETT
UTLØPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



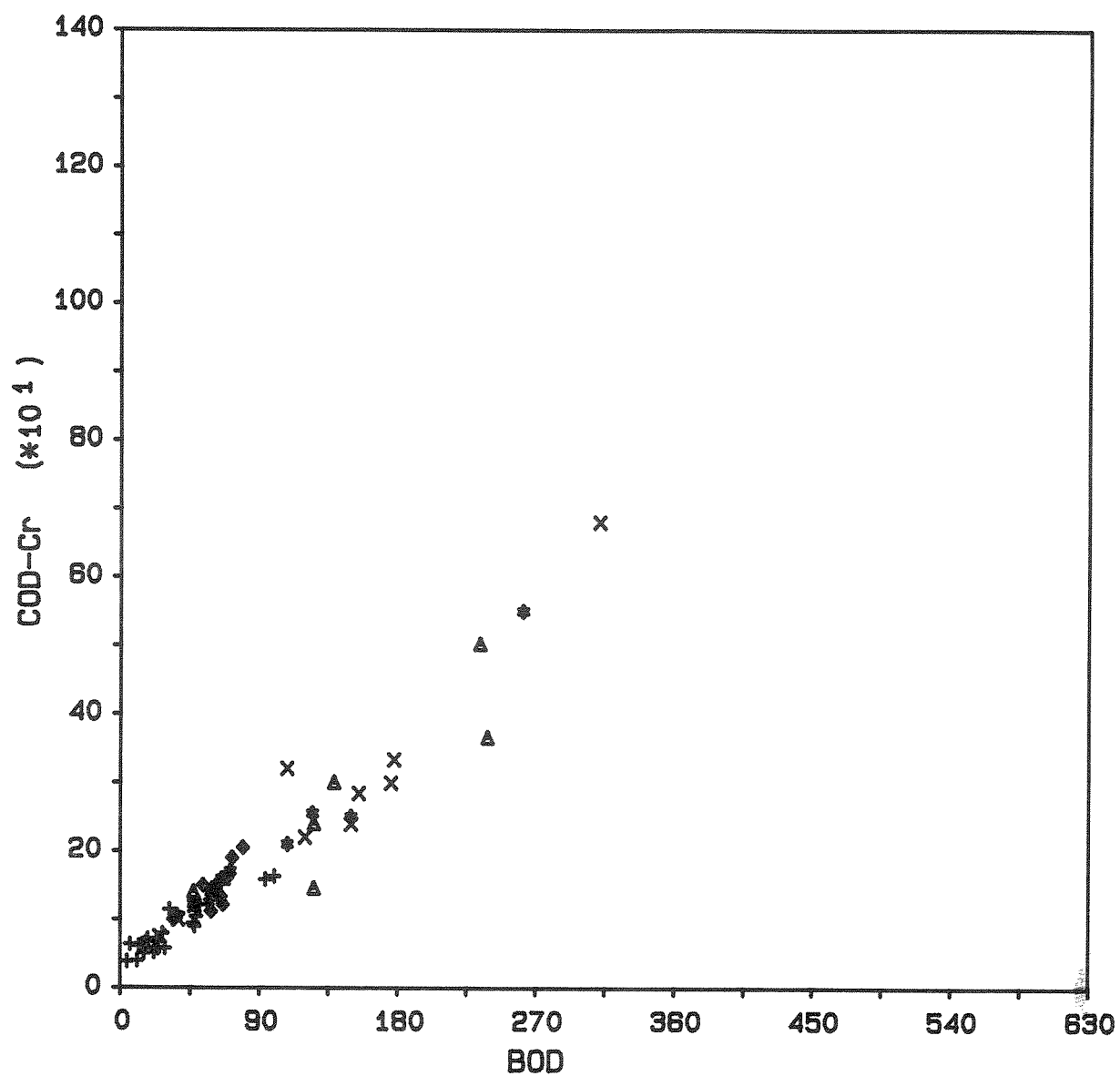
FIGUR 26 KORRELASJONEN MELLOM BOD OG TOC, FILTRERT
UTLØPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



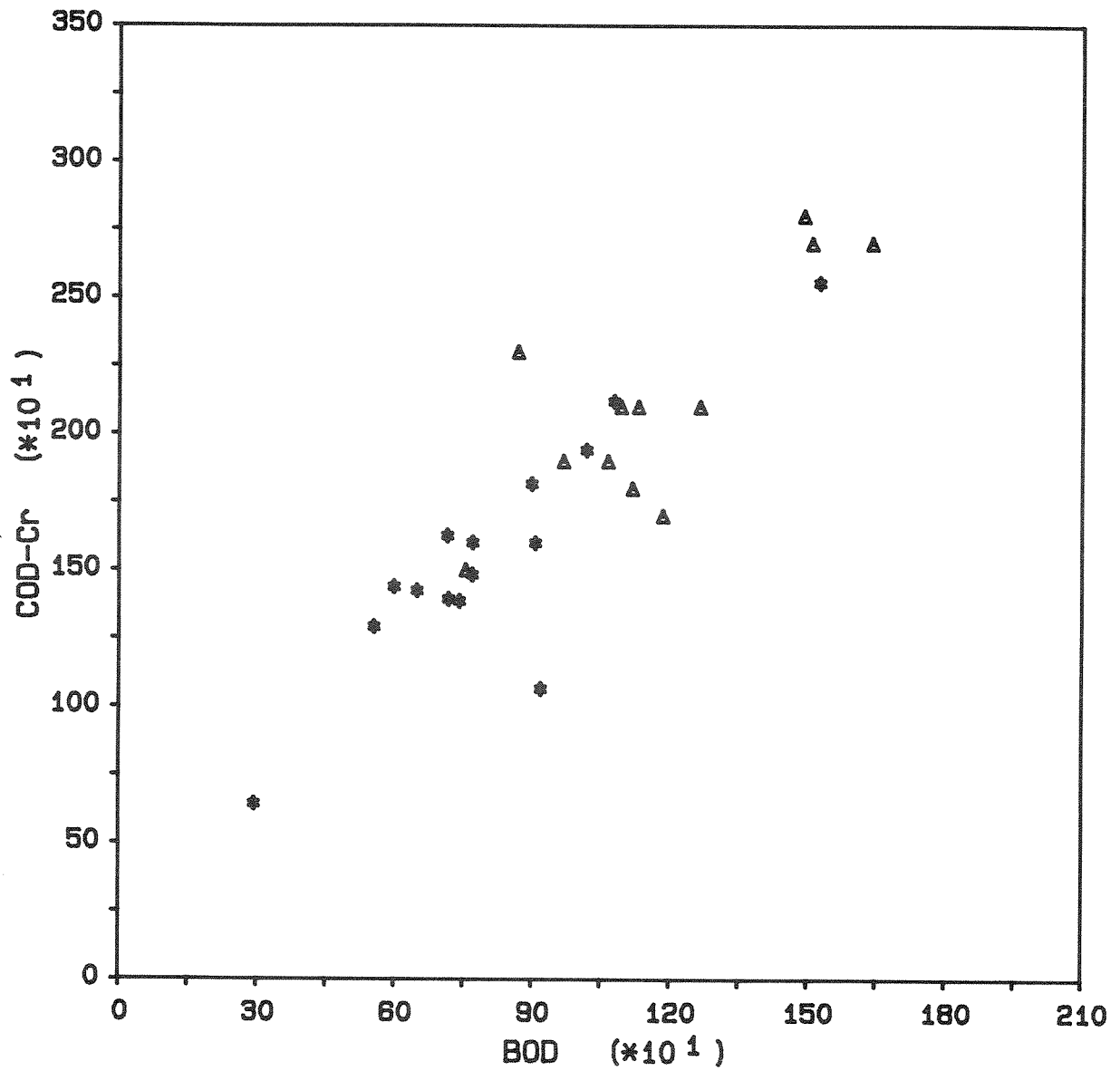
FIGUR 27 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG BOD, UFILTRETT
INNløSPRøVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



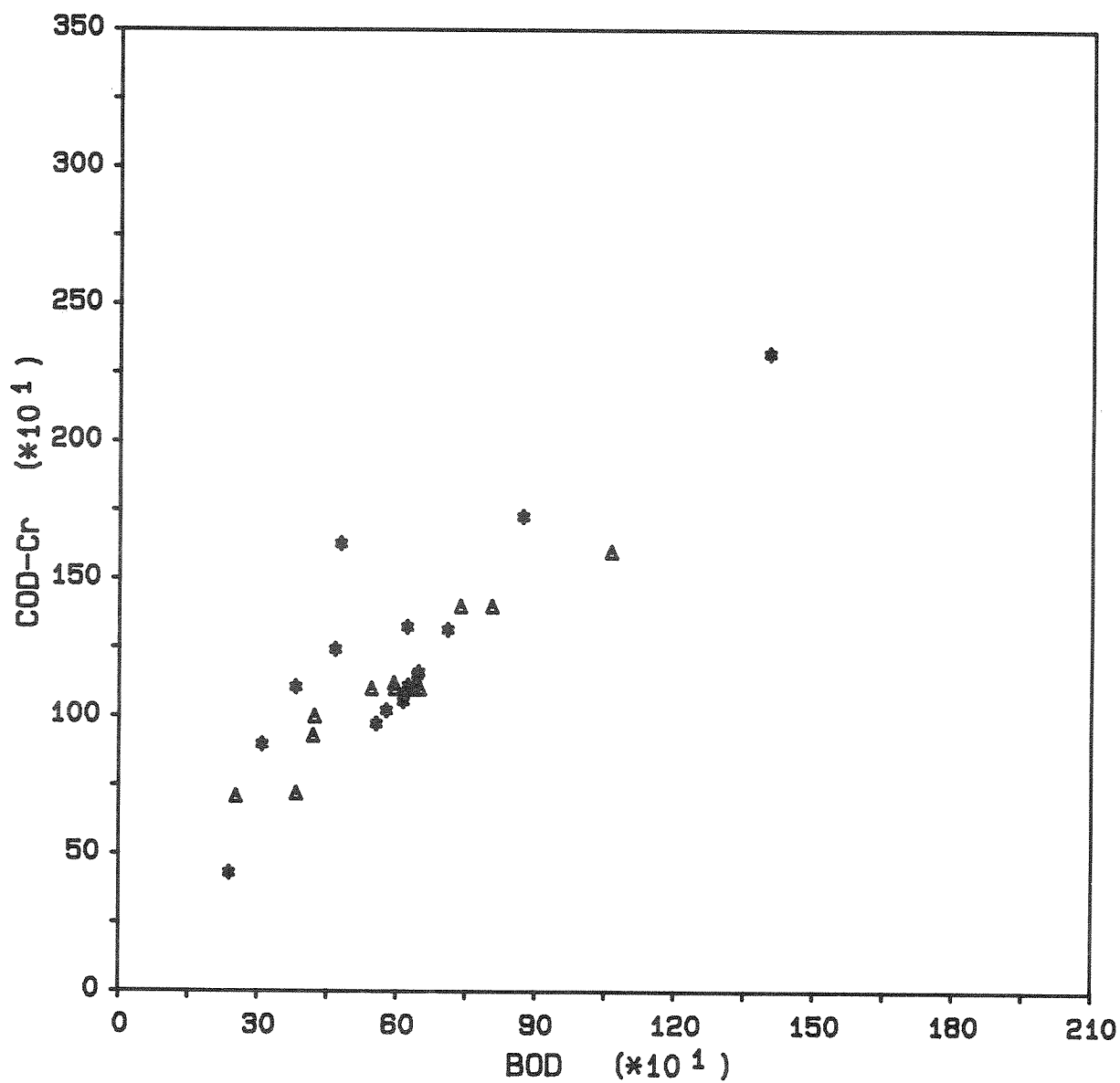
FIGUR 28 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG BOD, FILTRERT
INNløPSPRøVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



FIGUR 29 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG BOD, UFILTRETT
SLAKTERI OG MEIERI

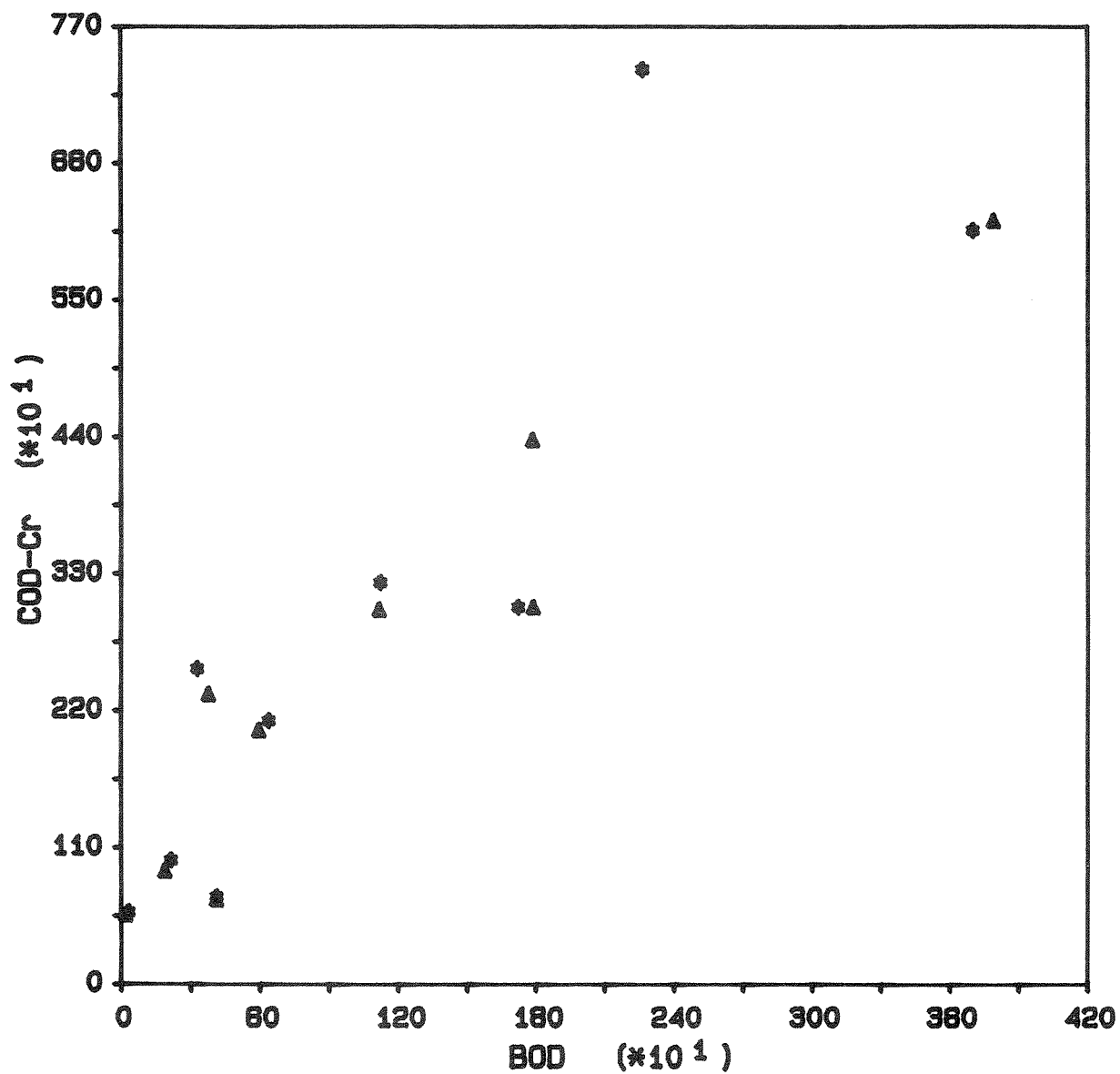


FIGUR 30 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG BOD, FILTRERT
SLAKTERI OG MEIERI

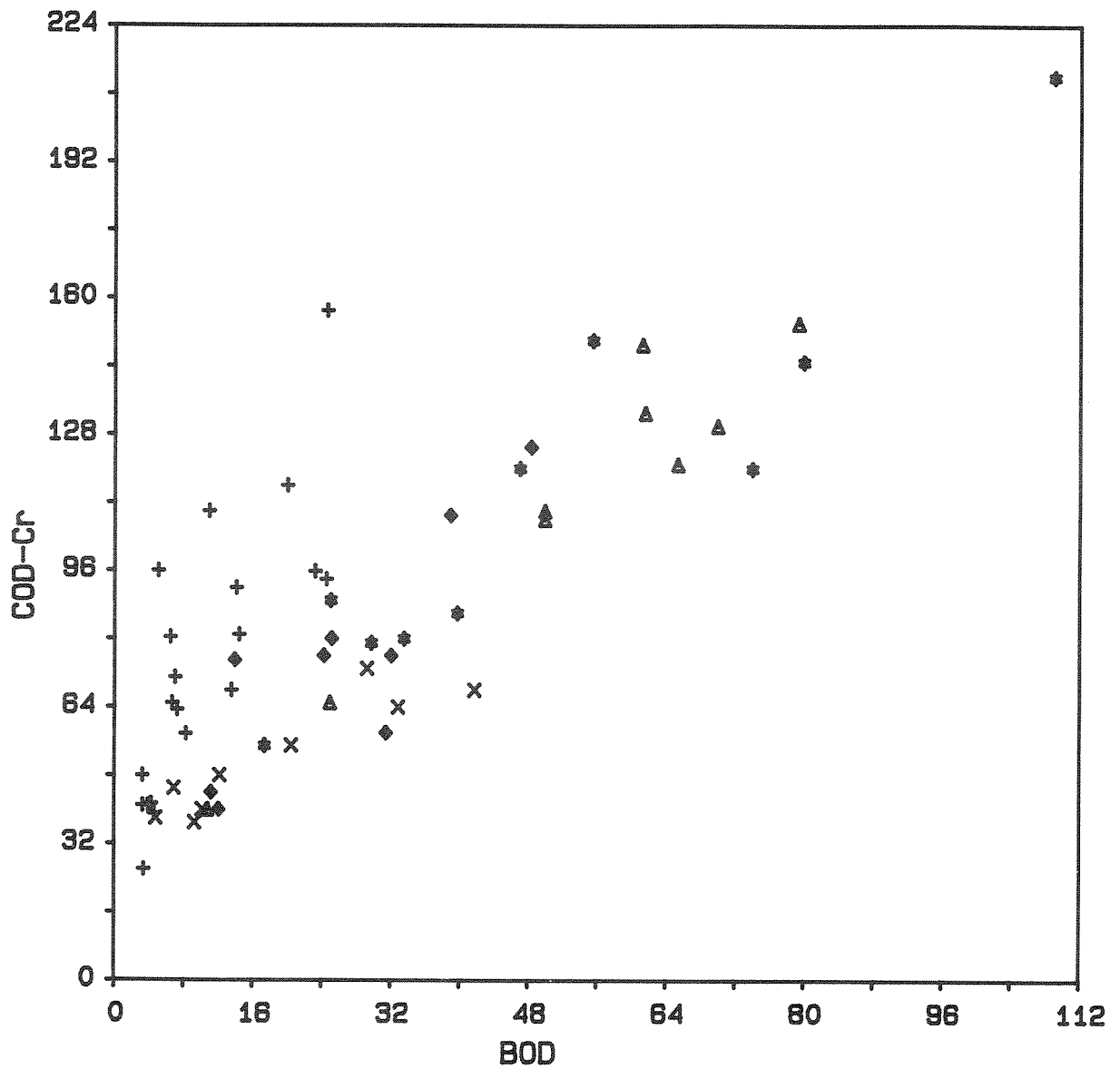


FIGUR 31 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG BOD

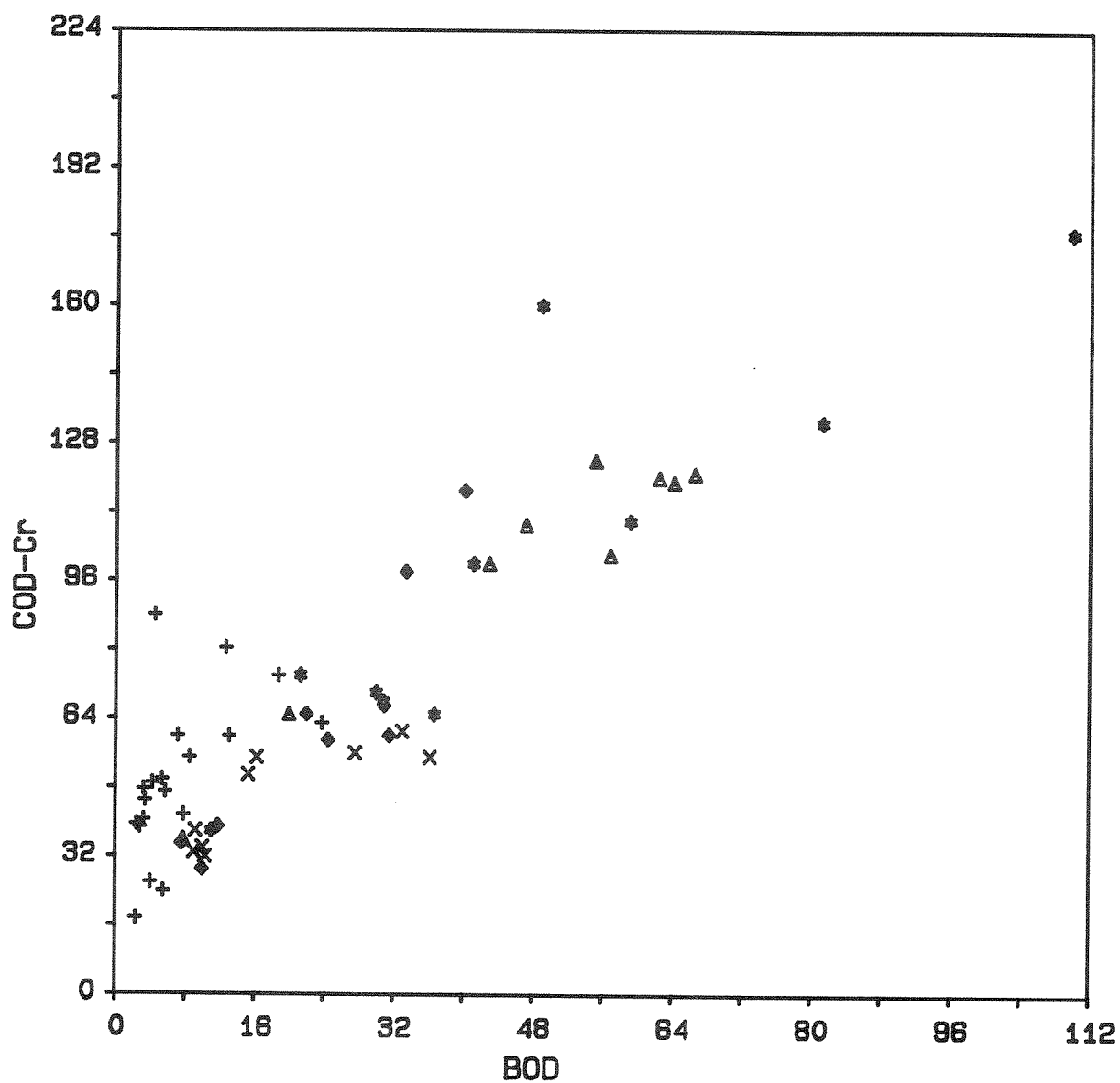
TREFOREDLING



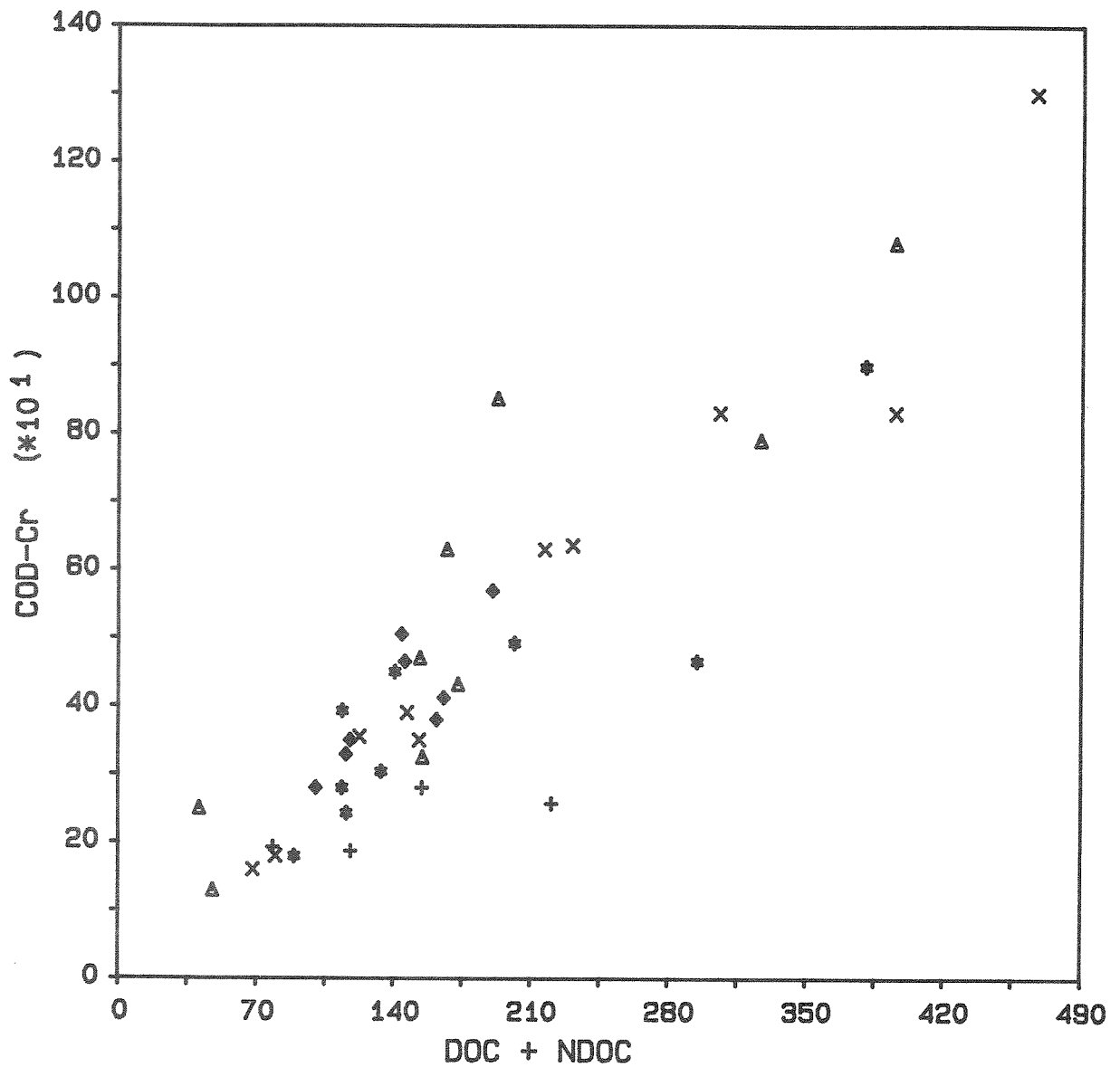
FIGUR 32 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG BOD, UFILTRETT
UTLØPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



FIGUR 33 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG BOD, FILTRET
UTLØPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG

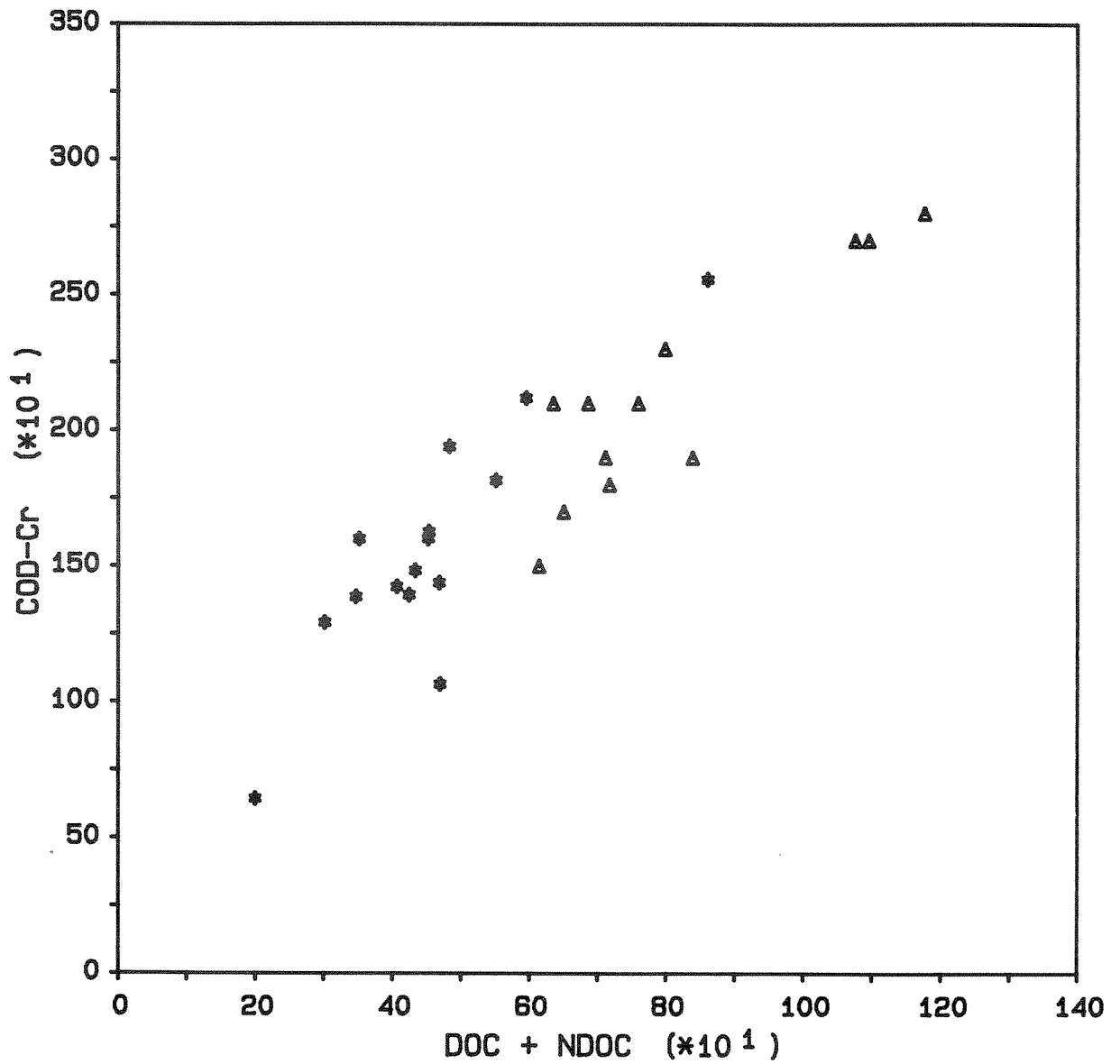


FIGUR 34 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG DOC + NDOC
INNløPSPRøVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG

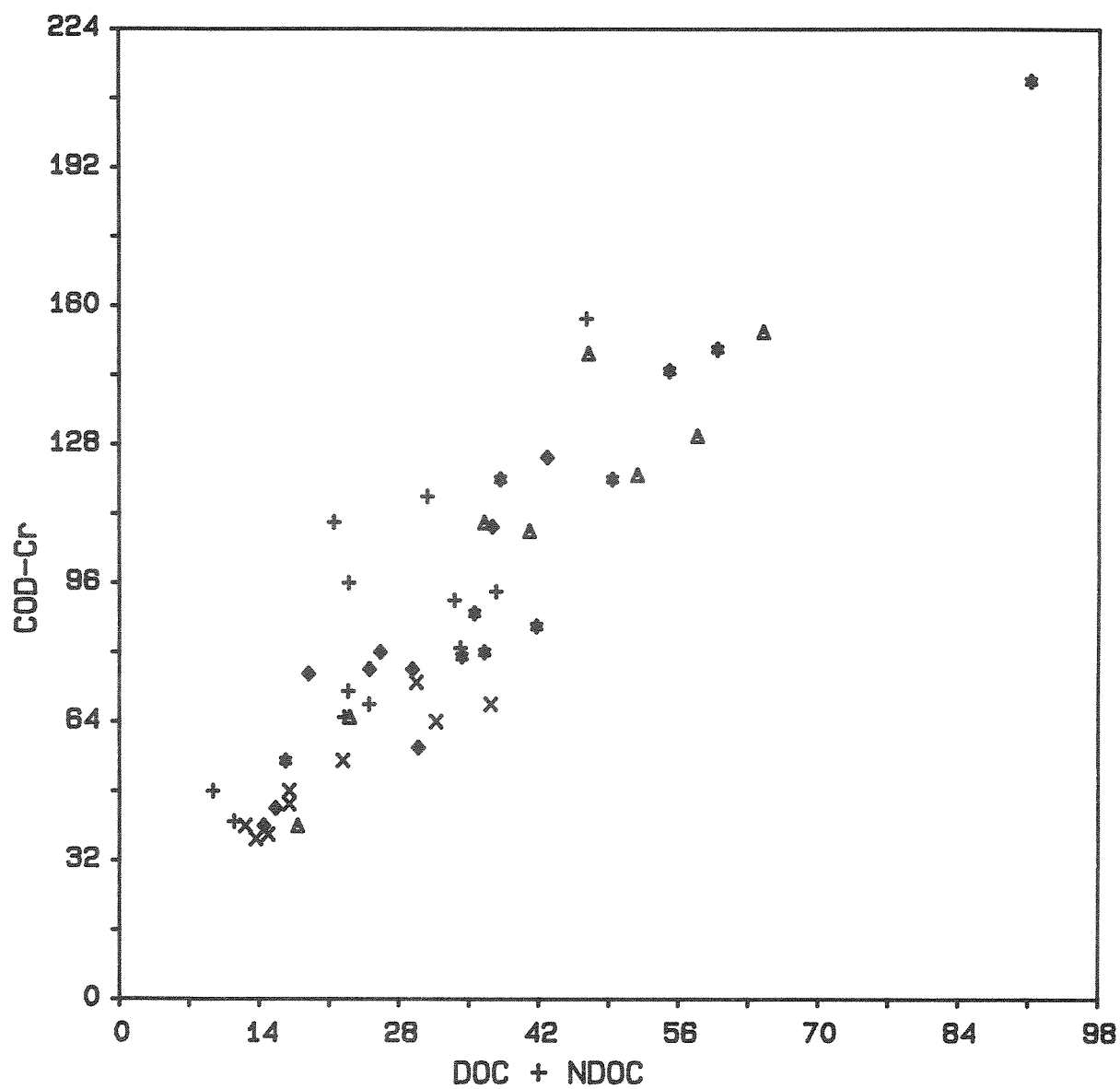


FIGUR 35 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG DOC + NDOC

SLAKTERI OG MEIERI



FIGUR 36 KORRELASJONEN MELLOM COD-Cr OG DOC + NDOC
UTLØPSPRØVER, KOMMUNALE RENSEANLEGG



VEDLEGG 2.

Tabell 14. Analyseresultater fra Aursmoen renseanlegg, gitt i mg/l. Resultater i parentes er utelatt ved de statistiske beregningene og i figurene.

Innløpsprøver.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890419	393	171	141	71.2	84.5	44.8	170	69.3	114.1
890503	280	122	84.4	47.4	54.6	45.8	149	68.1	113.9
890518	304	150	106.4	62.2	60.4	41.9	233	92.1	134.0
890531	466	255	219.5	125	113	81.9	325	212.7	294.7
890614	492	210	183	108.6	103	65.5	301	136.4	201.9
890628	243	106	103	36.6	47.1	52.9	146	63.6	116.2
890712	900	556	400	262	204	205	394	175.2	380.2
890719	(1250)	250	(548)	150	(200)	84.7	2680	983.6	1068
890809	180	140	82	58.7	66.7	70.6	136	18.9	89.5
890823	450	160	150	65.7	60.6	46.1	240	91.9	141.0

Utløpsprøver.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890419	79	68	29.8	30.8	24.5	31.4	13.2	2.91	34.3
890503	55	38	17.4	11.0	18.3	11.95	22.4	4.72	16.7
890518	86	65	39.8	36.7	30.5	34.2	29.0	7.60	41.8
890531	145	133	80	81.3	48.3	48.5	27.0	6.56	55.1
890614	212	177	109	110	64.1	78.8	47.6	12.42	91.2
890628	89	74	25.1	21.3	31.0	30.3	36.4	5.25	35.6
890712	150	160	55.6	49.0	54.6	54.1	31.4	5.83	59.9
890719	120	110	74.0	59.2	46.0	45.8	26.2	3.63	49.4
890809	80	70	33.6	30.0	34.8	32.7	34.8	3.85	36.6
890823	120	100	47.1	41.2	33.0	31.9	32.5	6.33	38.2

Tabell 15. Analyseresultater fra Bårilidalen rensesanlegg, gitt i mg/l. Resultater i parentes er utelatt ved de statistiske beregningene og i figurene.

Innløpsprøver.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890426	791	(691)	461	324	286	263	256	63.7	326.7
890510	432	141	155	47.4	66.1	46.4	218	126.8	173.2
890524	1080	502	416	234	233	197	270	198.2	395.2
890607	325	146	138	126	83.3	53.7	178	101.4	155.1
890621	470	240	261	126	126.2	81.0	188	72.7	153.7
890705	852	366	319	239	138	145	135	48.1	193.1
890802	250	160	96	67	55.6	38.0	79	3.4	41.4
890816	130	65	39.6	16.2	24.1	19.0	75.8	29.1	48.1
890829	630	300	214	139	120.4	92.2	172	75.3	167.5

Utløpsprøver.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890426	133	124	61.6	55.2	40.8	(61.9)	16.0	2.75	(67.4)
890510	108	109	50.0	47.2	36.4	36.0	20.6	5.11	41.1
890524	154	121	79.4	66.6	55.4	55.0	36.0	9.51	64.5
890607	121	119	65.4	64.2	(58.1)	46.8	26.7	5.11	51.9
890621	149	102	61.3	56.9	37.7	43.3	20.7	3.72	47.0
890705	130	120	70.0	62.5	52.6	52.8	22.5	5.11	57.9
890802	40	36	10.8	7.8	16.3	16.0	17.4	1.92	17.9
890816	65	65	25.0	20.0	21.1	21.6	15.6	1.49	23.1
890829	110	100	50.0	43.0	33.3	32.2	23.0	4.43	36.6

Tabell 16. Analyseresultater fra Jessheim renseanlegg, gitt i mg/l. Resultater i parentes er utelatt ved de statistiske beregningene og i figurene.

Innløpsprøver.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890427	410	122	168	66.4	71.8	46.2	264	251.5	(297.7)
890511	412	162	108	69.4	(105)	47.1	201	118.8	165.9
890525	465	134	127	65.0	64.0	55.2	223	90.8	146.0
890608	329	112	129	58.7	74.6	39.7	180	76.3	116.0
890622	505	205	174.5	79.5	(103)	61.7	209	82.7	144.4
890706	569	190	155	72.5	91.6	91.8	200	98.9	190.7
890803	380	120	118	48.2	73.3	43.6	231	118.6	162.2
890816	280	100	34.0	34.4	58.4	27.1	202	73.4	100.5
890831	350	150	126	53.7	63.0	46.9	165	71.2	118.1

Utløpsprøver.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890427	40	29	12.1	9.95	18.3	11.1	20.8	3.47	14.5
890511	76	67	32.1	30.9	(44.0)	23.0	31.2	6.39	29.4
890525	58	60	31.5	31.5	27.1	24.0	28.3	5.99	30.0
890608	76	59	24.3	24.5	21.8	21.9	22.7	3.15	25.1
890622	125	117	48.4	40.2	31.8	32.1	38.0	10.77	42.9
890706	109	98	39.0	33.4	40.1	33.7	35.3	3.70	37.4
890803	75	35	14.0	7.6	12.4	11.7	31.3	7.33	19.0
890816	44	39	11.2	11.8	12.8	13.4	22.8	2.26	15.7
890831	80	65	25.2	22.0	23.2	21.7	28.5	4.51	26.2

Tabell 17. Analyseresultater fra Slattum renseanlegg, gitt i mg/l. Resultater i parentes er utelatt ved de statistiske beregningene og i figurene.

Innløpsprøver.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890420	180	100	57.2	37.5	39.9	38.7	89.5	41.3	80.0
890505	355	120	97.4	48.0	51.8	36.8	189	86.1	122.9
890519	350	239	236	150	103.3	86.3	140	67.1	153.4
890601	831	284	277	155	122	118.6	609	187.4	306.0
890615	831	299	258	176	142	102.6	385	292.8	395.4
890629	636	333	326	178	117	128	213	103.4	231.4
890713	1300	680	586	312	301	242	388	224.8	466.8
890720	630	320	283	108.5	111	103.9	255	113.4	217.3
890810	160	75	50.8	25.4	34.1	25.4	111	43.1	68.5
890825	390	220	183	120	90.7	77.7	168	69.5	147.2

Utløpsprøver.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890420	73	61	29.3	33.0	28.1	26.8	19.6	2.99	29.8
890505	40	33	10.2	9.0	13.6	10.4	19.6	2.27	12.7
890519	68	55	41.8	36.2	30.6	30.1	29.6	7.13	37.2
890601	64	56	32.9	27.6	24.5	22.8	29.3	8.94	31.7
890615	(32)	51	18.8	15.3	18.8	19.8	14.0	2.27	22.1
890629	38	31	4.8	-	12.9	12.5	11.0	2.45	15.0
890713	45	32	6.9	10.3	14.5	13.5	16.8	3.55	17.1
890720	48	34	12.2	10.0	10.8	12.6	16.1	4.44	17.0
890810	55	55	20.5	16.3	17.1	18.9	19.0	3.51	22.4
890825	37	38	9.3	9.2	12.5	11.6	13.3	2.10	13.7

Tabell 18. Analyseresultater fra Bekkelaget renseanlegg, gitt i mg/l. Resultater i parentes er utelatt ved de statistiske beregninger og i figurene.

Innløpsprøver.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890410	73.6	40.1	19.0	11.0	16.0	13.9	44	-	-
890411	89.0	51.0	24.0	15.3	15.3	13.7	-	-	-
890412	62.7	64.0	6.44	6.38	11.6	10.5	-	-	-
890413	49.9	38.8	8.54	4.42	10.7	10.6	-	-	-
890414	89.3	72.1	29.1	17.8	16.9	15.3	-	-	-
890415	102.8	58.4	39.1	28.9	25.8	22.3	36	-	-
890416	91.2	52.2	33.3	21.8	21.9	19.2	33	-	-
890418	180.3	94.7	55.2	47.0	42.3	36.7	104	-	-
890419	377.4	90.4	70.5	47.9	51.4	30.4	214	-	-
890420	568.5	163.4	186.0	100.0	83.1	58.4	333	-	-
890421	245.7	122.3	96.6	56.3	50.1	44.6	123	-	-
890422	193.3	67.7	32.6	23.6	30.6	23.7	89	-	-
890423	88.8	61.7	20.3	12.1	18.5	16.1	43	-	-
890424	113.2	57.9	48.8	24.4	28.4	20.6	44	-	-
890506	193.0	80.0	48.6	27.2	35.8	27.2	84	51.5	78.7
890509	370.0	159.0	138.5	94.0	68.4	53.2	218	39.6	(77.0)
890507	187.0	115.0	55.9	31.7	38.4	37.4	70.5	79.5	118.4
890508	280.0	105.0	89.2	48.9	51.0	38.9	162	101.7	154.9
890510	257.0	129.0	82.0	58.3	57.8	44.1	205	58.5	221.0

Utløpsprøver.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890410	39.1	17.6	4.62	2.36	7.43	6.83	-	-	-
890411	26.1	39.5	3.43	2.46	8.42	7.95	9	-	-
890412	57.8	41.7	8.3	7.85	12.3	11.5	17	-	-
890414	80.4	40.5	6.5	3.3	8.74	7.77	-	-	-
890415	95.9	80.4	23.3	12.7	21.5	20.1	10	-	-
890416	41.0	38.8	3.31	2.86	8.70	8.75	-	-	-
890417	41.4	47.6	4.30	3.28	9.50	8.90	-	-	-
890418	63.5	49.9	7.28	5.42	15.0	13.5	-	-	-
890419	65.0	47.0	6.7	5.78	13.4	13.2	28.4	9.36	22.6
890420	92.0	60.0	14.2	7.2	17.5	16.7	46.8	16.89	33.6
890421	116.0	74.0	20.1	18.8	23.3	21.7	26.8	9.18	30.9
890422	110.0	55.0	11.0	8.56	14.6	14.6	26.8	6.95	21.6
890423	48.0	45.0	3.28	3.45	8.28	7.19	7.9	2.22	9.4
890424	41.0	26.0	3.94	4.06	9.72	8.84	9.9	2.69	11.5
890504	94.0	63.0	24.6	23.8	41.4	30.1	27.4	7.68	37.8
890505	81.0	60.0	14.5	13.1	26.8	26.4	24.4	7.76	34.2
890506	71.0	88.0	7.05	4.53	19.0	17.9	19.3	5.06	23.0
890508	96.0	49.0	5.10	4.30	16.0	16.9	22.4	6.13	23.0
890509	157.0	117.0	24.7	30.2	30.3	38.1	31.6	8.72	46.8
890510	68.0	24.0	13.6	5.56	16.0	11.3	58.5	13.76	25.1

Tabell 19. Analyseresultater av avløpsvann fra Hed-Opp slakteri på Tynset, mg/l.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
890522	644	431	295	239	142	129	130	70.8	200
890523	1941	1315	1020	710	442	295	290	188.7	484
890524	1438	899	600	310	320	227	303	242.1	469
890525	1291	1243	556	467	271	209	176	93.1	302
890526	1393	1022	718	578	383	303	183	122.0	425
890529	1817	1325	900	622	463	384	252	168.3	552
890530	1601	1628	771	478	344	291	236	161.7	453
890531	1483	974	770	556	363	272	281	161.5	434
890601	1626	1112	716	624	372	274	278	179.9	454
890602	2120	1728	1080	872	548	473	244	123.4	596
890605	2556	2323	1527	1403	800	737	200	123.8	861
890606	1065	1150	920	644	400	325	267	144.9	470
890607	1600	1160	908	647	302	224	156	128.1	352
890608	1424	1106	650	382	300	229	216	177.5	407
890612	1386	1055	742	614	302	203	211	144.2	347

Tabell 20. Analyseresultater av avløpsvann fra Fellesmeieriet i Oslo, mg/l. Resultater i parentes er utelatt ved de statistiske beregningene og i figurene.

Dato	COD-Cr		BOD		TOC		STS	NDOC	DOC + NDOC
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.			
891002	2300	1400	870	806	617	437	573	362.0	799
891003	1700	1100	1186	596	421	355	400	295.9	651
891004	2100	1400	1267	738	522	368	383	268.2	636
891005	2700	1100	1642	650	601	424	988	672.3	1096
891006	2100	720	1095	384	398	266	639	421.4	687
891009	(3000)	1120	1272	594	437	282	790	870.5	1153
891010	2700	1600	1510	1063	703	502	809	574.3	1076
891011	1900	1100	970	638	457	338	509	500.8	839
891012	2800	1000	1493	423	729	424	1030	752.6	1177
891013	1900	1100	1067	546	483	323	523	389.1	712
891016	2100	1100	1133	622	523	369	534	391.2	760
891017	1800	930	1120	420	402	313	594	405.4	718
891018	1500	710	756	254	320	192	604	422.5	615

Tabell 21. Analyseresultater for avløpsvann fra Borregaard Fabrikker i Sarpsborg, mg/l.

Prøve nr.	COD-Cr		BOD		TOC	
	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.	Ufilt.	Filt.
1	7354	4375	2270	1790	1915	1722
2	1000	913	216	190	309	288
3	2117	2040	640	598	602	557
4	2535	2331	330	379	651	568
5	707	685	412	412	186	182
6	581	559	31.2	19.8	130	139
7	6059	6136	3700	3790	1959	1903
8	3227	3008	1125	1120	557	545
9	3030	3030	1726	1792	826	850