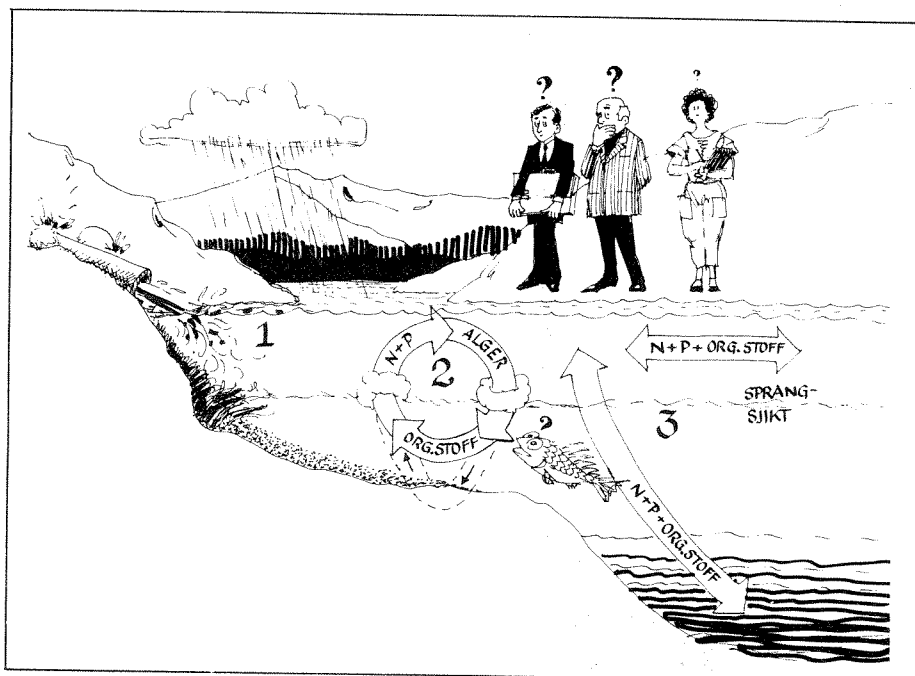


O~81006

Vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter

Rapport 8 Sammendrag. Problemer og mulige løsninger



Norsk institutt for vannforskning  NIVA



NORGES HYDRODYNAMISKE LABORATORIER

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA
Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Rapportnummer: 0-81006
Undernummer: VII
Løpenummer: 1721
Nytt opplag August 1986

Hovedkontor
Postadresse:
Postboks 333
0314 Oslo 3
Brekkeveien 19
Telefon (02)23 52 80

Sørlandsavdelingen
Postadresse:
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041)43 033

Østlandsavdelingen
Postadresse:
Rute 866, 2312 Ottestad
Postgiro: 4 07 73 68
Telefon (065)76 752

Rapportens tittel: Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 8. Sammendrag. Problemer og mulige løsninger	Dato: 15. mars 1985
	Prosjektnummer: 0-81006
Forfatter (e): Jarle Molvær Per Jacobson Jan Magnusson Tom A. McClimans Arve Thendrup	Faggruppe: Hydroøkologi
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 83


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

Ekstrakt: <p>Rapporten oppsummerer hovedresultatene for syv tidligere fagrapporter. Forskjellig forurensningsproblemer ved utslipp av kommunalt avløpsvann gjennomgås, sammen med mulighetene for å redusere problemene ved rensing og fortykning. Undersøkelser og vurdering av utslipp av plantenæringsalter er vanskeligst. Her anbefales økt innsats på prosessstudier/metodeutvikling, utvikling av modeller og vannkvalitetskriterier.</p>

4 emneord, norske:
1. Kommunalt avløpsvann
2. Sjøresipienter
3. Forurensningsproblemer
4. Tiltak

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

Prosjektleder:


Jarle Molvær

For administrasjonen:


Jon Knutzen

ISBN 82-577-0909-3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

0-81006

Vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt
avløpsvann til sjøresipienter

RAPPORT Nr. 8

Sammendrag. Problemer og mulige løsninger

Oslo/Trondheim mars 1985

Prosjektleder: Jarle Molvær, NIVA

Medarbeidere: Per Jacobson, NHL

T.A. McClimans, NHL

Jan Magnusson, NIVA

Arve Thendrup, OCEANOR

F O R O R D

Foreliggende rapport er utarbeidet på oppdrag fra Statens forurensnings-tilsyn (SFT) (kontrakt 103/84). Rapporten er den åttende i en serie fra et prosjekt som bl.a. har som mål å gjennomgå det naturvitenskapelige grunnlaget for fastsettelse av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. En oversikt over utkomne rapporter er gitt på omslagets 4. side.

Rapporten oppsummerer resultatene fra de syv foregående rapportene. Målgruppen er primært de ansatte i miljøvernavdelingene hos fylkesmennene. Rapporten skal tjene som veiledning i vurdering og undersøkelse av forurensningsproblemer knyttet til utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter.

Prosjektet begynte i januar 1980, og gjennomføres av NIVA og NHL. Ved NHL har fil. kand. Per Jacobson, Dr.techn. Tom A. McClimans og siv.ing. Arve Thendrup (nå OCEANOR, Trondheim) arbeidet med rapporten, spesielt med kapitlene om vannutskiftning og fortynning. Per Jacobson er NHLs prosjektleder. Ved NIVA har fil.kand. Jan Magnusson og cand.real. Jarle Molvær arbeidet med rapporten. Sistnevnte leder prosjektet.

Oslo, mars 1985

Jarle Molvær

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

	Side:
FORORD	2
KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER	4
1. INNLEDNING	6
2. FORURENSENDE STOFFER I KOMMUNALT AVLØPSVANN OG EFFEKTER VED UTSLIPP TIL SJØRESIPIENTER	7
2.1 Plantenæringsstoffer og organisk stoff	7
2.2 Miljøgifter	13
2.3 Bakterier og virus	15
2.4 Partikulært materiale	20
3. BESKRIVELSE AV TILSTAND OG REGISTRERING AV EFFEKTER I SJØRESIPIENTER	25
3.1 Generelt	25
3.2 Vannutskiftning	26
3.2.1 Tidevann	26
3.2.2 Estuarin sirkulasjon	29
3.2.3 Indre bølger	30
3.2.4 Meteorologisk generert strøm og vannstands- endring	31
3.2.5 Jordens rotasjon	32
3.2.6 Topografi	33
3.3 Kjemisk og hygienisk vannkvalitet	34
3.4 Miljøgifter i organismer og sedimenter	38
3.5 Virkninger på organismsamfunn	41
4. METODER FOR BEREGNING AV BELASTNING OG FORHÅNDSVURDERING AV EFFEKTER	45
4.1 Materialbalanser	45
4.2 Bestemmelse av influensområdet	49
4.3 Vurdering av resipientkapasiteten	53
5. TILTAK FOR Å BEGRENSE EFFEKTER	58
5.1 Rensing av avløpsvannet	58
5.2 Fortynning i resipienten	62
5.3 Øking av dypvannsutskiftning	69
5.4 Valg av utslippssted og utslippsdyp	71
6. LITTERATUR	74
VEDLEGG	75

KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER

Rapporten oppsummerer de viktigste delene av syv foregående fagrapporter som har behandlet forskjellige forurensningsproblemer knyttet til utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter (se omslagets 4. side).

Hovedkonklusjonene er:

- I. *Riktig valg av utslippssted og utslippsdyp er stadig sentralt ved planlegging av utslipp til sjøresipienter. Selv etter god rensing er det ønskelig med sterk fortynning for å unngå/reducere forurensningseffekter fra avløpsvannets innhold av plantenæringssalter, organisk stoff, bakterier/virus og eventuelt også miljøgifter.*
- II. *Utslipp av plantenæringssalter er vanskeligst å vurdere effektene av, og følgelig også å tallfeste nytteverdien av å begrense utslippene. I de konkrete tilfeller skyldes dette hovedsakelig vanskeligheter med å bestemme hvor stor andel av totalbelastningen som utslippene står for, og dels usikkerhet med hensyn til den betydning fosfor- og nitrogenforbindelser har for primærproduksjonen i området.*
- III. *Forutsatt god fortynning og vannutskiftning, vil innholdet av miljøgifter i kommunalt avløpsvann vanligvis ikke utgjøre noe forurensningsproblem utenfor utslippets nærsone.*

Anbefalinger

For å bedre beslutningsgrunnlaget med hensyn til vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter synes de viktigste innsatsområdene å være:

- I. *Utvikling av metoder som i praktisk sammenheng kan benyttes til bestemmelse av den betydning nitrogen- og fosforforbindelser har for primærproduksjonen i et området.*
- II. *Utvikling av modeller som kan anvendes til å kvantifisere effekter i resipienten ved endrede utslipp av plantenæringssalter, eventuelt også miljøgifter, bakterier og virus. På kort sikt må modellene*

beskrive primæreffekter (endrede konsentrasjoner). På lenger sikt bør målet være at de skal beskrive de viktigste biologiske effektene i vannmasser og på bunnen.

- III. Økt innsats på kartlegging og kvantifisering av forurensningstilførselene til de enkelte resipientene. Dette gjelder både med hensyn til variasjoner med tiden, mengder og sammensetning (f.eks. avløpsvannets innhold av miljøgifter). Denne kunnskapen vil særlig komme til nytte ved anvendelse av modeller, men vil også bidra til å bedre det generelle grunnlaget for utslippsvurderinger.
- IV. Utvikling av marine vannkvalitetskriterier. De vil være et sentralt hjelpemiddel både ved modellarbeid, ved planleggingen av resipientundersøkelser og for vurdering av resultater.
- V. Den forannevnte understreking av behovet for god fortynning av avløpsvannet innebærer for plantenæringssalters vedkommende at man vil unngå en lokal overgjødning ved å spre næringssaltene produktionspotensiale. Fra svenske undersøkelser i Kattegatt og Skagerak samt opptreden av toksiske alger langs kysten av (spesielt) Sør-Norge, kan man ikke se bort fra mulighet for overgjødning i regional omfang utenfor deler av norskekysten. Denne muligheten bør utredes. Viser dette seg å være tilfelle, vil det regionalt være aktuelt å revurdere fortynning av utslipp kontra rensing.

1. INNLEDNING

Utover i 1980-årene skal miljøvernmyndighetene ta standpunkt til spørsmål om utslipp og rensing av kommunalt avløpsvann fra et stort antall byer og tettsteder langs kysten.

Her dreier det seg om et vidt spektrum av resipienter, fra de mest innelukkede poller til helt åpne kystfarvann. Myndighetene vil stadig stå overfor vanskelige vurderinger ved fastsettelse av renskrav for avløpsvannet, valg av utslippssted og utslippsarrangement.

Sentralt her står spørsmålet om det for en gitt vannforekomst er tilstrekkelig å behandle avløpsvannet med f.eks. sil før utslipp, eller om det kreves kjemisk rensing. Eller sagt noe forenklet, med utgangspunkt i resipienten: regner man med at eventuelle forurensningsproblemer vil være begrenset til effekter av avløpsvannets innhold av partikulært materiale - i hovedsak lokale problemer på bunn og i vannmasser - eller vil man vente effekter som omfatter store deler av (hele) vannforekomsten på grunn av fosfor- og nitrogenforbindelser, bakterier og virus samt eventuelt miljøgifter?

For disse vurderingene er det av stor betydning å ha adgang til den erfaring og kunnskap om resipientforhold og forurensningsvirkninger av kommunalt avløpsvann som er fremskaffet siden "Landsplanen for bruken av vannressursene" ble utarbeidet i 1973-74.

For å dekke behovet har NIVA og NHL etter oppdrag fra SFT utarbeidet en serie temarapporter (se omslagets 4 side).

Denne rapporten tar sikte på å gi et sammendrag av temarapportene med hovedkonklusjoner. Videre bør rapporten kunne bidra til å avklare hvilke forhåndsvurderinger og førundersøkelser som bør gjøres ved nye utslipp, og lette arbeidet med valg av utslippssted, utslippsdyp og rensegrad.

2. FORURENSENDE STOFFER I KOMMUNALT AVLØPSVANN OG EFFEKTER VED UTSLIPP TIL SJØRESIPIENTER

Kapitlet gir en kort gjennomgang av de vanligste problemstoffer i kommunalt avløpsvann, og de effekter som de kan gi resipienten. Det bygger i alt vesentlig på følgende temarapporter: Knutzen og Øren (1983), Ormerod og Molvær (1983), Molvær, Øren og Kvalvågnæs (1983), Kirkerud et al. (1984). Se ellers omslagets 4. side.

2.1 Plantenæringsstoffer og organisk stoff

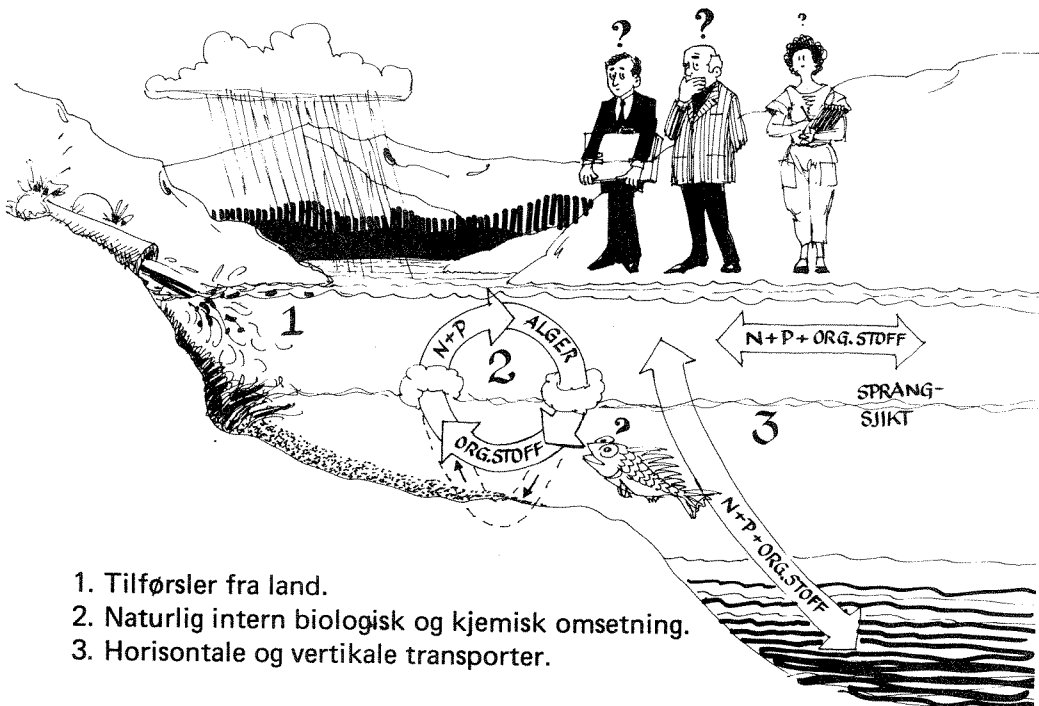
Dette kapittel omhandler tilførsel av organisk stoff og næringsalter fra kommunalt avløpsvann samt de effekter utslipp av disse stoffer kan ha på kystresipienter. Kapitlet bygger på delrapport 7 "Effekter av tilførsler av plantenæringsstoffer og organisk stoff" (Kirkerud et al. 1984), og for utførligere behandling henvises til denne.

Begrepet eutrofiering eller overgjødning blir brukt for å betegne tilstanden av et vannområde med så stor belastning av næringsalter at økosystemet gjennomgår kvantitative eller kvalitative forandringer. Eutrofieringen kan gi såvel positive og negative effekter i både tid og rom, men blir vanligvis brukt i negativ betydning. Det bør her innskytes at det i utgangspunktet er nærliggende å betrakte alle utilsiktede effekter som negative, idet de rommer muligheter for ukjente og/eller uønskede konsekvenser, bl.a. over tid. I forvaltningsmessig sammenheng kan det være vanskelig å betegne effekter som positive med mindre de er tilsiktet; dvs. at det er definert visse mål og midler.

Når inntreffer eutrofiering?

Det er summen av tre transporter som er avgjørende for et områdes kapasitet (figur 2.1):

1. Tilførslene fra land (og nedbør).
2. Naturlig biologisk og kjemisk omsetning av næringsalter i resipienten.
3. Transport av næringsalter ut og inn av resipienten (adveksjon) samt vertikaltransport.



Figur 2.1. Transporter av næringsalter og organisk stoff i en marin resipient.

Med resipient mener vi her kloakkutslippets influensområde som blir nærmere behandlet i kapittel 4.2.

Med overgjødning av et kystområde mener vi således at tilførsler fra land blir store i forhold til de to andre transportene (2 og 3 i figur 2.1).

Hvordan vi beregner tilførsler fra kommunal husholdningskloakk

I Norge slippes ut ca. 3 600 tonn fosfor og 17 600 tonn nitrogen fra husholdningskloakk pr. år. Dette er lite sammenlignet med eksempelvis jordbrukets produksjon på ca. 30 000 tonn fosfor og 110 000 tonn nitrogen pr. år. Imidlertid er tilføringsgraden forskjellig fordi husholdningskloakken til vanlig ledes i rør i den hensikt å kunne nå resipienten mens jordbrukets næringsalter helst bør opptas i planter og høstes som organisk stoff. Lekkasjen er imidlertid stor ved

at nitratjonene er lettløslige og transporterbare samt at fosfor ved erosjon kan tilføres kystvannet i betydelige mengder via elver. I beregninger over tilførsler må dette også tas med (se kapittel 4.1.).

Tilførsler fra kommunal husholdningskloakk kan beregnes teoretisk etter spesifikke tall som baserer seg på målinger i avløpsvann. De tradisjonelle tall som blir brukt i Norge er vist i tabell 2.1. Nesten 70 % av total-fosfor foreligger som ortofosfat. Ammonium utgjør den dominerende delen av totalnitrogenkonsentrasjonen (vel 80 %). Nitratkonsentrasjonen varierer med ferskvannsinfiltrasjon. For nærmere opplysninger om tilføringsgrad m.v. henviser vi til Vennerød (1984).

Tabell 2.1. Spesifikke utslippstall for husholdningskloakk, pr. person og døgn.

Parameter	Tradisjonelle tall
Tot-P	2,5 g
Tot-N	12,0 g
BOF ₇	75 g
Spillvanns- avløp	200 1

Effekter av for store utslipp til kystresipienter

Næringssaltene i kloakkutslippet gir primært økt biomasse, dvs. økt produksjon av organisk stoff. Regnet som lett nedbrytbart organisk stoff kan planteplanktonproduksjonen utgjøre 5 - 7 ganger mer enn primærbelastningen fra kloakkvannets innhold av organisk stoff. Når forholdene ligger tilrette for planktonproduksjon (fremfor alt tilstrekkelig lys), er det i alminnelighet næringssaltene og ikke den direkte organiske belastningen fra utslippet som kan skape oksygen-problem i marine resipienter.

Betydningen av økte næringssalttilførsler vil variere mye fra vannforekomst til vannforekomst. Der hvor det er naturlig stor tilførsel av næringsalter fra havets næringsrike dypvann vil en sivilisatorisk tilførsel noenlunde fortynnet vanligvis bare gi små eller ingen negative effekter.

De negative effekter som først gjør seg gjeldende i overflatelaget skyldes økt produksjon av planteplankton, som gir misfarging og grumsing av overflatevannet og reduserer dypet av fotosyntesesonen. De generelt gode næringsbetingelser for planteplankton som da er tilstede, gjør at også uønskede arter som grupper av giftige alger kan blomstre opp i større mengder enn normalt, når forholdene ellers ligger tilrette.

I strandsonen vil det første tegn på overgjødning være en stimulert produksjon og frodigere samfunn, som med tiden kan utvikle seg til dominans av grønnalger eller andre hurtigvoksende ettårige arter. Forandrede konkurransebetingelser har de medført et forekomsten av de store flerårige algeartene er blitt redusert. Grumsing av overflatevann gir dårligere lysforhold, og nedslamming av algeoverflaten kan hemme fotosyntesen. Stort innhold av organiske partikler kan øke bestanden av epifytter og beitere samt frembringe bløtbunn, som er lite egnet som voksested for fastsittende alger. Alle disse faktorer bidrar til å redusere forekomsten av alger både med hensyn til antall arter, biomasse og utbredelse i dypet. Dette kan få betydelige konsekvenser for det dyreliv som normalt utvikles på slike lokaliteter (eksempelvis oppvekstområder for fisk m.m.). I fjorder med betydelige bunnarealer innenfor den naturlige fotosyntesesonen, kan skadene bli merkbare langt utenfor selve utslippsområdet.

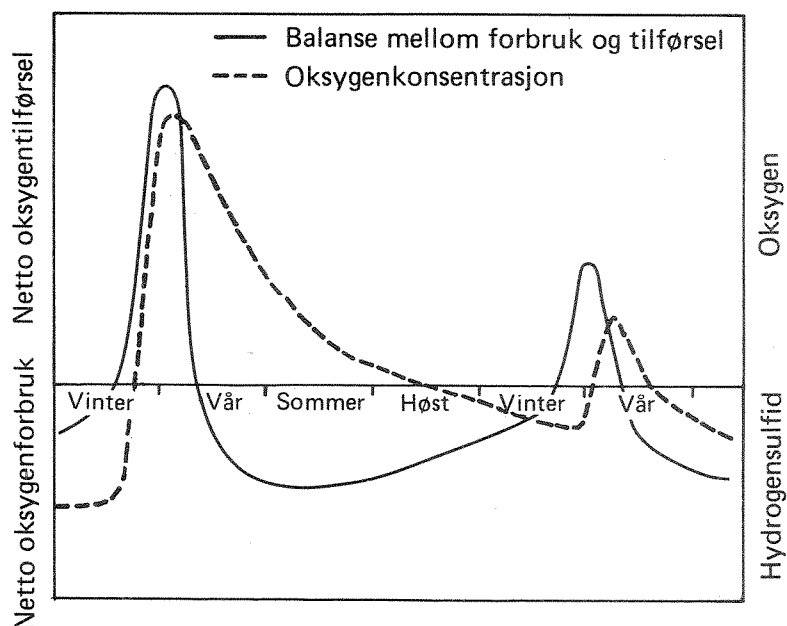
Planteplanktonproduksjonen og grønnalgeproduksjonen kan iblant bli så stor at det oppstår luktproblemer når algene råtner.

Det organiske materialet som ikke råtner på denne måten belaster dypere liggende vannmasser. Oksygenkonsentrasjonen der er enkelt sagt et resultat av forskjellen mellom tilført/produisert oksygen og oksygenforbruket. Begge faktorene varierer med tiden, og vanligvis i utakt, se figur 2.2. Hovedbidraget av oksygen kommer fra vannutskiftningen, og det er dermed innlysende at vannforekomster/vannmasser med liten vannutskiftning er langt mer sårbare enn vannforekomster med god vannutskiftning. Fjorder med grunne terskler og lav ferskvannstilførsel er oftest de mest følsomme resipientene.

Effektene på organismer av lave oksygenkonsentrasjoner vil variere fra art til art, med utviklingsstadium m.v. En disklusjon av dette er gitt av Kirkerud et al. (1984 s. 48 - 50). Generelt kan man si at oksygenforholdene karakteriseres som dårlige etterhvert som konsentrasjonene kommer under 3,5 ml/l (5 mg/l), eller 60 % metning. Konsentrasjoner i intervallet 0 - 2 ml/l må karakteriseres som kritiske.

Lave oksygenverdier som lett kan oppstå ved utilstrekkelig vannutskifting under sprangsjiktet, kan være et problem for visse zooplanktonarter, som større, vertikalvandrende kaldtvannarter. Dette kan i sin tur få følger for fiskens næringstilgang.

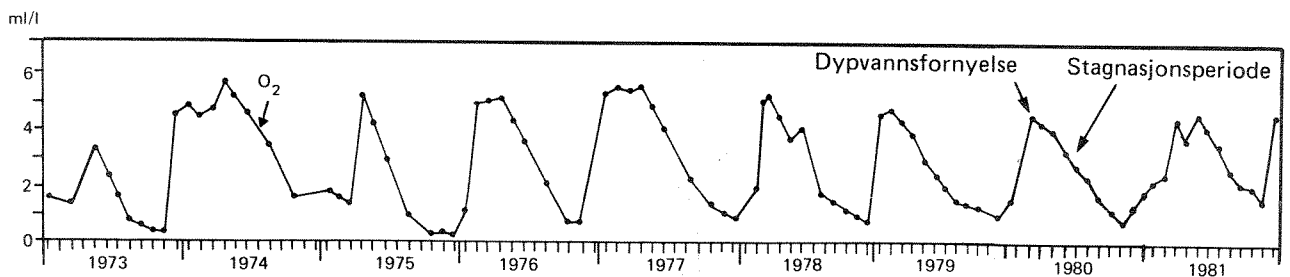
Når nedbrytningen av organisk stoff i vannmassen og på bunnen er så stor at tilgjengelig oksygen blir oppbrukt, dannes hydrogensulfid som dreper nesten alt marint liv.



Figur 2.2. Oksygenforbruk og oksygenkonsentrasjon i dypvannet i en terskelfjord.

Bunnfaunaen stimuleres ved økende tilførsel av organisk stoff, men blir tilførselen for stor og/eller oksygenkonsentrasjonen for lav, utarmes bunnfaunaen og produksjonen synker på tross av økende næringstilgang. Ved fullstendig utryddelse kan tapet bli på over 300 tonn makrofauna pr. år pr. kvadratkilometer bunn.

Antallet vannforekomster med permanente eller periodevise oksygenproblemer er stort. De fleste finnes i Sør-Norge og er relativt små. Eksempler på fjorder med oksygenproblem er indre Oslofjord, Frierfjorden, Gandsfjorden og Borgundfjorden. I indre Oslofjord opptrer dårlige oksygenforhold sent om høsten eller tidlig vinter da det kan dannes hydrogensulfid i deler av dypvannet. Årlige dypvannsutskiftninger bedrer situasjonen og gir tilfredsstillende oksygenforhold senvinter-vår, se figur 2.3. Det er ikke uvanlig at fjorder med anoksisk dypvann har fiskedød ved disse vannutskiftningene. Oksygenfattig dypvann løftes da opp fra bunnen og overrasker fisk i de mer oksygenrike øvre vannmasser.



Figur 2.3. Oksygenvariasjonen i en terskelfjord med årlig dypvannsfornyelse (data fra 80 meters dyp i indre Oslofjord) Etter Källqvist m.fl. (1982).

Vanligere er det at slike omfattende utskiftninger av oksygenfattig dypvann resulterer i en midlertidig utryddelse av lite bevegelige organismer i høyere vannlag.

Det må sterkt understrekes at både omfanget og tidspunkt av dypvannsutskiftningene vil variere fra år til år for den enkelte vannforekomst. I mange fjorder går det flere år mellom hver større utskiftning, noe som gjør det vanskelig å unngå perioder med oksygensvikt, selv med sterkt redusert belastning.

Som det fremgår av dette kapitlet gjenstår det å løse flere oppgaver for å kunne få kjennskap til når og hvor negative effekter av overgjødning vil opptre. For lokale utslippsproblemer betyr denne kunnskapsmangelen at man ofte ikke er i stand til å avgrense influensområdet (se kap. 4.2). Regionalt betyr det f.eks. at man idag ikke kan gi noe sikkert svar på om deler av Skagerak eller Nordsjøen er overbelastet.

2.2 Miljøgifter

I en av prosjektrapportene (Knutzen og Øren, 1983) er det gitt en vurdering av de konsekvensene som innholdet av miljøgifter i kommunalt avløpsvann kan ha for resipientforhold og bru erinteresser. Hvilke krav som bør stilles til behandling av avløpsvannet før utslipp ble også vurdert. Dette kapitlet bygger i alt vesentlig på forannevnte rapport, og for detaljer henvises derfor til denne.

På grunn av forurensningsbegrensende tiltak i industri med avløp til kommunale ledningsnett, og forbedring i prøvetakings- og analysemetoder gjennom de siste 8 - 10 år, er vurderingene bygget på data fra de siste 2 - 3 år. Materialet omfatter analyseresultater for seks renseanlegg i Oslo-området, samt data for fire svenske anlegg som antas å ha utslipp jevnførbare med norske anlegg.

Vurderingen baserte seg altså på data fra avløpsvann med antatt høyt miljøgiftinnhold. Dersom det ikke synes å være noe miljøgiftproblem forbundet med dette, vil kommunalt avløpsvann sannsynligvis heller ikke representere noen risiko andre steder.

Art og mengde av miljøgifter i ubehandlet avløpsvann

Tabell 2.2 viser anslått mengder av tilførte miljøgifter fra ubehandlet kommunalt avløpsvann i fellessystem. For enkelhets skyld er mengdene fordelt på antall personenheter som inngår i avløpsvannet. Materialet er fra anlegg med antatt høyt miljøgiftinnhold i avløpsvannet (høy grad av industrialisering og urbanisering, mye biltrafikk).

Tabell 2.2. Anslåtte mengder av tilførte miljøgifter i gram pr. person og år fra kommunalt avløpsvann (etter Knutzen og Øren, 1983).

Pb - Bly	: 5	PCB	: 0,01
Cu - Kobber	: 40	HCB	: 0,001
Zn - Sink	: 50	BHC	: 0,001
Cd - Kadmium	: 0,3	DDT	: 0,001
Cr - Krom	: 3	EOC1	: 0,5 (1,0?)
Ni - Nikkel	: 2	PAH	: 0,5
Hg - Kvikksølv	: 0,3		

De funnet mengder antas å være tilforlatelige som høye anslag for metallbelastninger, men mer usikre hva de organiske miljøgiftene angår. Særlig representerer betegnelsen EOC1 (ekstrahertbart organisk bundet klor) en usikkerhet fordi identifiserte forbindelser (PCB, HCB, osv.) utgjør mindre enn 5 % av totalinnholdet.

Effekter av rensing

For tettsteder som ligger langs kysten er det sannsynligvis to behandlings metoder som er de mest aktuelle: Siler for å fjerne estetisk skjemmende forurensninger, og kjemisk rensing. Vanlige mekaniske behandlingsanlegg koster mye i forhold til den renseseffekt som oppnås. Dessuten kan slike anlegg med små investeringstillegg, men med økte driftsutgifter, bli anbygget til primærfellingsanlegg, som har bedre renseseffekt for de fleste uønskede komponenter. Rene biologiske anlegg, drevet på konvensjonell måte, ansees som lite aktuelle. I samsvar med dette er vurderingene av miljøgiftkonsentrasjoner begrenset til kjemiske anlegg.

Knutzen og Øren (1983) har vurdert data for metaller fra seks anlegg i Oslo-området og jevnført det med data fra innenlandske og utenlandske undersøkelser. For organiske forbindelser bygget vurderingen på fem ukeblandprøver fra Sentralrenseanlegg Vest utenfor Oslo, samt årlige stikkprøver fra Bekkelaget renseanlegg i Oslo.

Sannsynlige renseseffekter med kjemiske anlegg som bruker jern eller aluminium som fellingsmiddel kan oppsummeres slik:

Metaller	: 50 %
PAH	: 75 %
Klororganiske forbindelser	: 25 - 50 %

For nærmere detaljer henvises til Knutzen og Øren (1983).

Risiko ved utslipp til sjøvannsresipienter

For hvert utslipp må det gjøres en vurdering og en konsekvensanalyse, men med varierende grad av grundighet. Sentrale spørsmål er fortynningsmuligheter og transportveier i resipienten samt om brukerinteresser kan bli skadelidende.

Dataene som foreligger viser at ved utslipp av moderate mengder ubehandlet avløpsvann til gode resipienter, vil tilnærmet "bakgrunnsnivå" for de fleste metaller være nådd allerede ved en fortykning på 50 - 100 ganger. For kvikksølv, bly og kobber kan slik fortykning fortsatt gi moderate overkonsentrasjoner (2 - 3x bakgrunnsverdiene).

Risikoen for akutte eller kroniske giftvirkninger eller skade via oppkonsentrering gjennom næringskjeden vurderes som liten utenfor de umiddelbare omgivelsene av utslippet. Det samme gjelder for hygienisk betenkelige miljøgiftkonsentrasjoner i spiselige organismer.

Grunnlaget for beregningene og dermed konklusjonene ovenfor er delvis usikkert og må forbedres for å oppnå en betryggende vannressursforvaltning. Kunnskapsmangel gjør seg gjeldende på følgende felter:

- Avløpsvannets sammensetning, særlig med hensyn til organiske miljøgifter, men også for viktige metaller.
- Identifikasjon og kvantifisering av ukjente klororganiske forbindelser.
- "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i vann, særlig kvikksølv, kadmium, bly og PAH.
- Vannkvalitetskriterier (grenseverdier for giftvirkning o.a.)

2.3 Bakterier og virus

De hygieniske problemer ved utslipp av kommunal kloakk til sjø samt mulige tiltak for å redusere problemene, har vært gjennomgått av Ormerod og Molvær (1983). Dette kapitlet bygger i alt vesentlig på denne rapporten.

Smittestoffer og hygienisk risiko

Den største hygieniske risikoen ved bruk av vann er infeksjon av smittestoffer. For sjøvann er fekalier fra utslipp av kommunalt avløpsvann og toalettavfall fra båter de mest aktuelle smittekildene.

Oversiktsartikler over smittestoffer og hygieniske effekter er publisert i et spesialnummer av tidsskriftet VANN, nr. 1B 1979, se bl.a. Larsen og Omland (1979). Ved siden av avløpsvannets innhold av smittestoffer, er også dets innhold av organisk stoff av betydning for den hygieniske vannkvaliteten. Det organiske stoffet kan forårsake sterk formering av bakterier som i stor konsentrasjon (høy infeksjonsdose) kan føre til sykdom hos mennesker og dyr.

Registrering av hygieniske forhold i vann utføres ved å måle mengder av indikatorbakterier. Det er muligheter for nærvær av sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter som måles ved hjelp av disse.

I Norge er grensen for god badevannskvalitet knyttet til mengden av E.coli: "Det skal tas minimum 5 prøver i løpet av en 30 dagers periode i badesesongen. Det geometriske middeltall for disse skal ikke overskride 50 E. Coli pr. 100 ml, og enkeltprøvene kan overskride denne verdi med 100 % (til 100 bakt./100 ml) for høyst 10 % av enkelttilfellene".

Andre land har noe forskjellige kvalitetsgrenser. Andre aktuelle indikatorparametre er fecale streptococcer, den fekale sterolen coprostanol, og sulfittreducerende klostridier (Clostridium perfringens).

Bakterieinnhold i avløpsvann og effekter av rensing

De fleste undersøkelser av avløpsvann dreier seg om innhold og reduksjon av antall indikatorbakterier, men noen har også med reduksjon av smittestoffer.

Råkloakkens innhold av E.coli kan variere mellom 10^6 pr. 100 ml og 10^8 pr. 100 ml. Avløpsvannets sammensetning, bl.a. andelen av overvann, vil spille en rolle her. Tabell 1 i vedlegg 1 gir en oversikt over forventet reduksjon av termotolerante coliforme bakterier (E.coli) og Salmonella ved forskjellige behandlingsmetoder. Det er klart at bakterieinnholdet i rensset avløpsvann i de fleste tilfeller vil være så høyt at det kan skape hygieniske problemer i resipienten.

Smittestoffenes skjebne i resipienten

Etter utslipp i resipienten skjer en reduksjon i tettheten av mikroorganismene. Desimeringen skyldes en rekke forskjellige faktorer som virker på organismene; se Østenvik (1979), Mitchell og Chamberlin (1975). De viktigste er:

- * Sollys: Virkningen vil variere over døgnet og med årstidene. Videre avtar den med dypet, spesielt sommerstid med redusert sikt i vannmassene.
- * Sedimentering: Av størst betydning for lavgradig rensed avløpsvann.
- * Resipientvannets mikroflora: Tarmbakterier og virus tjener som mat for mange vannorganismer, spesielt protozoer.
- * Fortynning: Kan rangeres på linje med sollys og sedimentering.

Den samlede desimeringseffekten vil variere mye med tiden og de enkelte vannforekomstene. Som illustrert i figur 2.1 vil bakterieinnholdet avta nærmest eksponensielt. Inkluderes fortynningen kan konsentrasjonen C uttrykkes ved:

$$C = \frac{C_0}{B} e^{-kt}$$

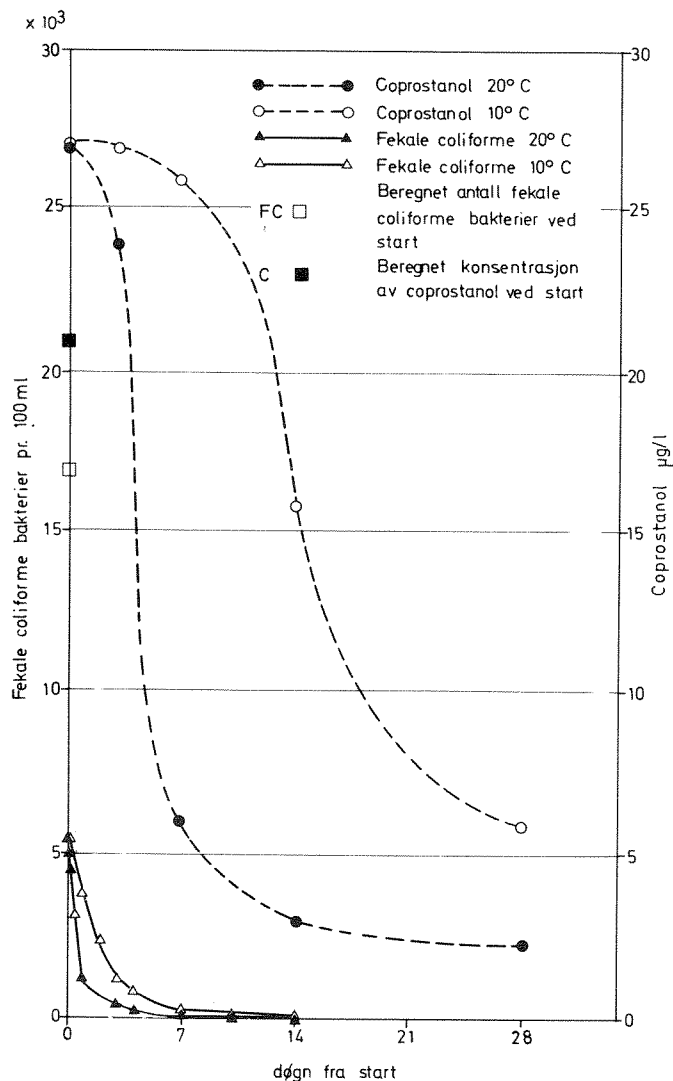
der C_0 = bakteriekonsentrasjon i avløpsvannet

B = en fortynningsfaktor

k = desimeringskonstant (inkluderer ikke fortynning)

t = tiden.

Miljøstyrelsen i Danmark (Miljøstyrelsen 1983) har foreslått at man for innledende beregninger anvender $k = 10$, som tilsvarer en reduksjon på 90 % av bakteriekonsentrasjonen i løpet av ca. 6 timer (T_{90}). Anvendt på Gandsfjorden har denne modellen gitt lovende resultater (Stigebrandt 1983).



Figur 2.4. Inaktivering av termotolerante coliforme bakterier og nedbrytning av coprostanol etter utslipp av kommunalt avløpsvann i sjøvannsresipient (fra Ormerod og Molvær 1983).

Tabell 2.3 er et regneeksempel som viser hvilke konsentrasjoner av bakterier man kan forvente etter 2 døgn ved forskjellige behandlingsmetoder og fortynningsforhold. Her er T_{90} satt til 16 timer for overflatelaget. I forhold til Gandsfjorden tilsvarer det en k -verdi på ca. 3.4. Desimering over 16 timer i regneeksemplet utgjør ca. 10^{-3} . Velges $T_{90} = 12$ timer eller $T_{90} = 8$ timer vil bakteriekonsentrasjonen synke med en faktor på henholdsvis 10^{-4} og 10^{-6} over 2 døgn.

Tabell 2.3. Beregnede verdier for oppnådd fortytning av termotolerante coliforme bakterier i resipientvann ved forskjellige former for rensing og to typer utslippsanordninger. (etter Ormerod og Molvær, 1983).

KLOAKKVANN		Konsentrasjon av termotolerante coliforme bakterier, TCB, i resipientvannet, antall per 100 ml								
Type	Rensegrad for TCB, %	Konsentrasjon av TCB pr. 100 ml	Dykket utslipp under lavvannstand			Dypvannutslipp				
			Primærfortynning 1 → 2	Overlevelse etter 2 døgn. $T_{90}=16$ t	Sekundærfortynning 1 → 20	Sekundærfortynning 1 → 500	Primærfortynning 1 → 50	Overlevelse etter 2 døgn. $T_{90}=40$ t	Sekundærfortynning 1 → 20	Sekundærfortynning 1 → 500
Råloakk	0	10^8	$5 \cdot 10^7$	$5 \cdot 10^4$	2.500	100	$2 \cdot 10^6$	$1,6 \cdot 10^5$	8.200	330
Finsil	20	$8 \cdot 10^7$	$4 \cdot 10^7$	$4 \cdot 10^4$	2.000	80	$1,6 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^5$	6.600	260
Sedimentering	75	$2,5 \cdot 10^7$	$1,3 \cdot 10^7$	$1,3 \cdot 10^4$	650	26	$5 \cdot 10^5$	$4,1 \cdot 10^4$	2.100	82
Kjemisk felling, Al/Fe	80	$2 \cdot 10^7$	10^7	10^4	500	20	$4 \cdot 10^5$	$3,3 \cdot 10^4$	1.640	66
Biofilter	90	10^7	$5 \cdot 10^6$	5.000	250	10	$2 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^4$	820	33
Aktivslam	90	10^7	$5 \cdot 10^6$	5.000	250	10	$2 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^4$	820	33
Klorert råloakk	95	$5 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^6$	2.500	125	5	10^5	8.200	410	16
Biologisk rensing og klorering	99	10^6	$5 \cdot 10^5$	500	25	1	$2 \cdot 10^4$	1.600	82	3,3
Kjemisk felling, Ca	99,99	10^4	5.000	5	0,25	0,01	200	16	0,8	0,03

Tabellen viser klart betydningen av å oppnå god primærfortynning. Den viser også at selv om dypvannsutslipp reduserer belastningen på overflatelaget, blir desimering redusert på grunn av mindre lys.

2.4 Partikulært materiale

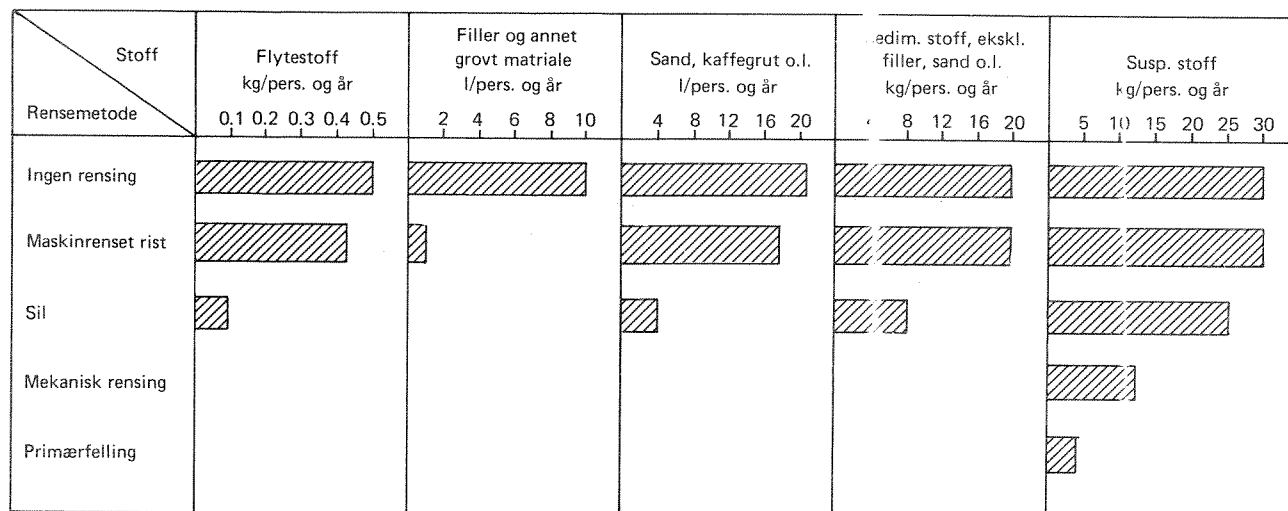
Når man observerer et utslipp av urensset kommunalt avløpsvann, er gjerne nedslamming og forsøpling utenfor og rundt selve utslippet det som man først reagerer på. Mest iøynefallende er selvsagt konsekvensene av utslipp i strandsonen.

Ved etablering av nye utslipp blir avløpsvannet nå som regel ført bort fra strandsonen og ut på dypt vann, ofte etter forutgående samling til større utslipp. Effektene på bunnen av det partikulære materiale som avløpsvannet fører med seg, blir da vanligvis ikke direkte observerbare lenger - "søppelet feies under teppet". Effektene er imidlertid fortsatt tilstede.

Opplysninger om observerte visuelle effekter på bunnen er blitt sammenstilt av Molvær, Øren og Kvalvågnes (1983). Dette kapitlet er i alt vesentlig et sammendrag av det arbeidet.

Utslippsmengder

Det partikulære materiale i kommunalt avløpsvann vil bestå av sedimenterbart stoff, flytestoffer og suspendert stoff. For suspendert og sedimenterbart stoff finnes rimelig godt grunnlag for vurdering av mengder og renseeffekter. Figur 2.5 gir en oversikt over aktuelle utslippsmengder.



Figur 2.5. Arlige utslippsmengder av partikulært materiale ved ulike rensemetoder.

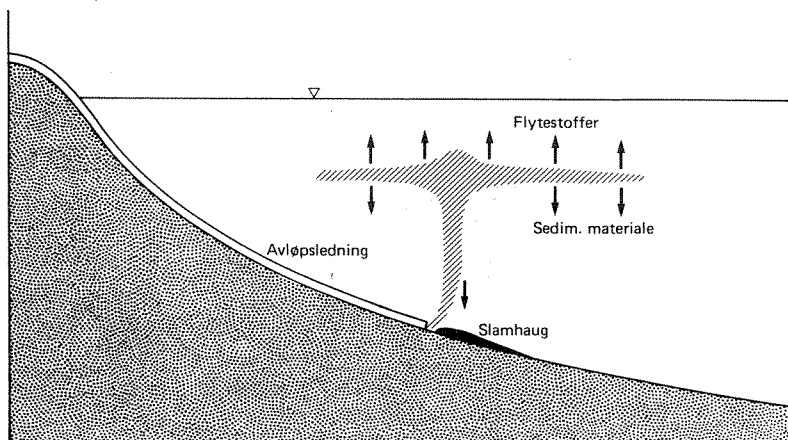
Maskinrenset rist tar bort filler og annet grovt materiale, men lite av annet sedimenterbart og suspendert stoff. Sil antas å fjerne vesentlig mer sedimenterbart stoff enn maskinrenset rist, mens mekanisk rensing eller primærfelling må benyttes for å få bort hoveddelen av suspendert stoff.

Oppførsel etter utslipp

Nedslammingen omkring et utslipp vil være et resultat av:

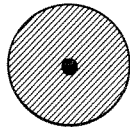
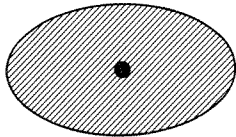
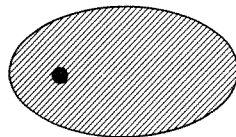
- mengde og sammensetning av det partikulære materiale
- primærfortynningen av avløpsvannet
- strømforholdene på stedet
- sedimenteringshastigheten
- nedbrytningen av organisk materiale
- bunntopografien.

Figur 2.6 antyder hvordan stoffene sedimenterer eller bringes til overflaten.



Figur 2.6. Generelt bilde av transport av partikulært materiale ved dyputslipp av kommunalt avløpsvann.

Formen på nedslammede områder er lite undersøkt. Man kan imidlertid regne med tre hovedtyper, som er skissert nedenfor. Utslippspunktet er angitt som sort flekk.

- A.  Utslipp på sted uten dominerende strømretninger og relativt flat bunn.
- B.  Utslipp på sted med to hovedretninger for strømmen, 180° i forhold til hverandre. Vanlig i områder med dominerende tidevannsstrømmer.
- C.  Utslipp på sted med én dominerende strømretning, eventuelt på sterkt skrånende bunn.

Alle de bestemende faktorer kan variere fra sted til sted, og nedslammingen vil derfor være forskjellig fra utslipp til utslipp. Uten omfattende målinger er det ikke mulig å utvikle modeller som kan gi en noenlunde pålitelig beskrivelse av nedslammingsområdet form og størrelse (se Chen & Orlob 1972, Koh 1982).

Forurensningseffekter i vannmassene

Forurensning med partikulært materiale på overflaten og i vannmassene er lite dokumentert. Sannsynligvis vil de gjøre seg mest gjeldende i forbindelse med moderate til store utslipp (anlagsvis > 5000 p.e.) av urensset avløpsvann på grunt vann eller nær land, samt under dårlig innlagringsforhold. Forutsatt innlagring eller god primærfortynning ($\sim 100 \times$) er det lite trolig at man kan observere noen generell tilgrumsing av vannmassene. Ansamling av flytestoffer på overflaten og suspendert stoff høyt oppe i vannmassene kan imidlertid bidra til sje-nerende forsøpling på overflaten og av nærliggende strandområder, eventuelt også til ledsagende måkeplage. Videre kan stoffene bidra til hygieniske problemer ved kontakt med vannet og ved konsum av skall-
dyr.

Nedslamming av bunnen

Det finnes få systematiske dykkerundersøkelser av nedslamming og forsøpling av bunnen omkring utslipp. Molvær, Øren og Kvalvågnæs (1983) har gjennomgått omkring 80 dykkerundersøkelser av ledninger og nedslamming utført i Norge. En oppsummering av de 19 grundigste undersøkelserne er vist i vedlegg 2. Vi understreker at dette dreier seg om visuelle observasjoner.

Dykkerobservasjonene viser store variasjoner i nedslamming fra sted til sted. Resultatene tyder på at urensede dyputslipp for henimot 6 - 7 000 p.e. til vannmasser med god utskiftning kan medføre en ødeleggende nedslamming innenfor en avstand på 5 - 10 m fra røråpningen (anlagsvis 75 - 300 m²). Avstanden til visuelt uberørte områder kan være opp mot 50 m, dvs. en påvirkning av i størrelsesorden 4 000 - 6 000 m². Generelt var nedslammingen et typisk lokalt problem.

Bare ett stort utslipp er undersøkt, Vallø utenfor Tønsberg (ca. 45 000 p.e.). Sett i forhold til andre, mindre utslipp, tyder observasjonene der på at omfanget av nedslammingen øker noenlunde proporsjonalt med belastningen. I dette tilfelle med en faktor på 8 - 10 for diameter av nærsone og 50 - 100 for arealet (nærsonen 7-8 000 m² ved urensset utslipp, ca. 2 000 m² ved mekanisk rensing).

Reduksjon av nedslammingen ved bruk av septiktanker, slamavskillere og sil er dårlig dokumentert. Observasjonene antyder likevel at bruk av sil kan gi en betydelig reduksjon av nedslammingen, noe som er i samsvar med antatt renseeffekt.

3. BESKRIVELSE AV TILSTAND OG REGISTRERING AV EFFEKTER I SJØRESIPIENTER

3.1 Generelt

Metodene må velges ut fra problemstillingene og informasjonsbehovet. De vanligste problemstillingene er:

- Eutrofisymptomet i overflatelag og i strandsonen (høy planteplanktonproduksjon, redusert siktedyp, økende forekomst av grønnalger i strandsonen m.v.).
- Periodevis oksygenvikt i dypvannet på grunn av for stort oksygenforbruk i forhold til oksygentilførselen.
- Høyt tarmbakterieinnhold i vann, sedimenter eller skjell.
- Forurensning med miljøgifter (høye konsentrasjoner i vann, organismer og sedimenter).
- Forsøpling/nedslamming av bunn og strandsone.

Målsettingen for undersøkelsen velges ut fra informasjonsbehovet. Vanligvis skjelnes mellom tre former for undersøkelser:

- Beskrivelse av tilstand.
- Undersøkelser av eventuelle forandringer over tid (tendens-, før- og etter-undersøkelser).
- Konsekvensanalyse (hva skjer hvis belastningen endres, hva oppnås?).

I planleggingsfasen må det gjøres helt klart hvilke problemstillinger som er aktuelle og hva som er informasjonsbehovet. Metodene velges deretter. Omtalen av mulige metoder som følger i de neste kapitlene må derfor nødvendigvis være generell.

3.2 Vannutskiftning

Kapitlet belyser i korte trekk begrepet vannutskiftning og oppholdstid i resipienter i kystområdet. For en mer inngående beskrivelse, henvises til prosjektrapport 1 (Jacobson, et al., 1982).

Det er tre hovedårsaker til vannbevegelser:

- vannstandsendringer (tidevann o.l.)
- tetthetsforskjeller (elvetilrenning, indre bølger, o.l.)
- vindpåvirkning.

Den strøm som en observerer, U_{total} , kan oppdeles i sine årsakskomponenter og noe generelt skrives:

$$U_{total} = U_{tidevann} + U_{tetthet} + U_{met}^x$$

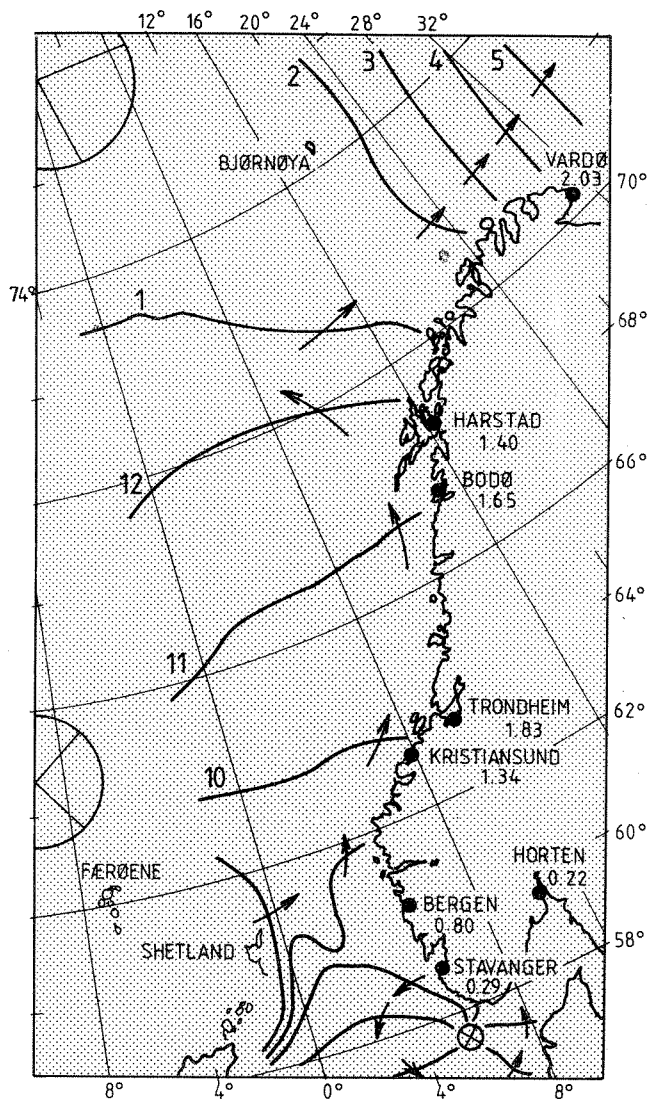
Med kjennskap til de volumer $Q = (U \cdot \text{munningens tverrsnittsareal})$ som renner til og fra et område, kan en så beregne utskiftningstiden $T = V/Q$, der V er resipientens totale volum.

3.2.1. Tidevann

Tidevann er en betydelig drivkraft for vannutskiftningen i mange kystresipienter. Tidevannsforholdene langs kysten er vist i figur 3.1. Fra Stavanger - Egersundsområdet og østover langs Skagerrakkysten, vil tidevannsbølgen etter hvert bli merkbar, men forskjellen mellom høy- og lavvann overstiger ikke 0,5 m. Den er størst i den indre del av Oslofjorden, hvor den vil bli ca. 0,5 m ved vår- og høstjevndøgn.

Fra Sørvestlandet og nordover blir tidevannsbølgen mer og mer merkbar. Alt ved Stavanger får den utslag litt større enn for Oslofjorden, og ved jevndøgn spring er vannstandsforskjellen opp mot 0,6 m.

x) $U_{met} = U_{\text{meteorologiske bidrag}}$



Figur 3.1. Roterende tidevannsbølgers utbredelse langs norskekysten. Tallene (10, 11, 12, ...) angir steder med samme tidevannsforskjell. Midlere tidevannsforskjeller er i figuren angitt ved noen norske standardhavner.

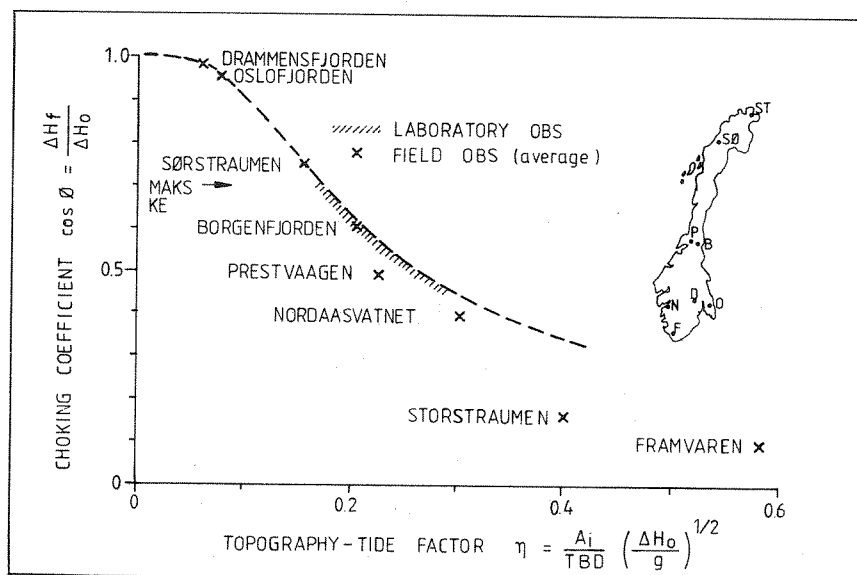
I et avsperrret område kan vanntransporten forårsaket av tidevannet beregnes som produkt av overflatearealet (A_i) ganger vannstandsendringen (ΔH), det såkalte tidevannsprismet $\Delta H \cdot A_i$. Likeledes kan den midlere tidevannsstrømmen beregnes til

$$\bar{u} = 2 \cdot \frac{\Delta H A_i}{T \cdot B}$$

- der ΔH = forskjell mellom høy- og lavvann
 A_i = overflateareal i området
 \bar{u} = midlere tidevannstrøm
 B = tverrsnittarealet ved åpningen
 T = tidevannsperioden, 12,42 timer.

Netto vannutskiftning over en tidevannssyklus avhenger av de lokale forholdene, men er oftest mindre - til dels mye mindre - enn tidevannsprismet. Det kreves målinger, f.eks. av fortyningen, for å kunne beregne virkningsgraden av denne utskyllingsprosessen.

I fjorder og poller med trange innløp kan transportkapasiteten i innløpet være for liten til at vannstanden i fjorden kan følge vannstandsvariasjonene utenfor. Vannstandsobservasjonene inne i fjorden blir da forsinket og dempet i forhold til variasjonene utenfor. En maksimal energitilførsel foregår når tidevannsforskjellen i pollen er ca. 70 % av den utenfor sundet. McClimans (1978) har i figur 3.2 vist forholdet mellom den s.k. strupningskoeffisienten (η) og $\cos \theta = \Delta H_f / \Delta H_o$.



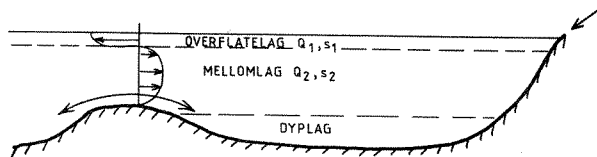
Figur 3.2. Tidevannstrupning til en poll med innløpskanal av bredde B og terskeldyp D .

- x)
- | | |
|--|-----------------------------|
| ΔH_f = tidevannsforskj. innenfor terskel | B = terskelbredde |
| ΔH_o = tidevannsforskj. utenfor terskel | D = terskeldybde |
| A = overflateareal | g = 9,81 m/s ² |
| T = tidevannsperiode, 12,42 timer | |

3.2.2. Estuarin sirkulasjon

Et kystnært område der det tilrennende ferskvannet blir blandet med sjøvann, kalles et estuar.

Mange teorier for å beregne dynamikken i et avgrenset område, overflatelagets tykkelse, hastighet, innblanding av dypere lag og oppholdstid, har blitt lagt frem gjennom årene. Et tidlig bidrag var Knudsens budsjettmodell (fra 1900):



$$Q_1 = Q_R \frac{S_2}{S_2 - S_1}$$

$$Q_2 = Q_R \frac{S_1}{S_2 - S_1}$$

Skisse av vannmassene og strømmer.

der Q_1 = transporten ut gjennom fjordmunningen,

Q_2 = transporten inn gjennom fjordmunningen og i et dypere lag,

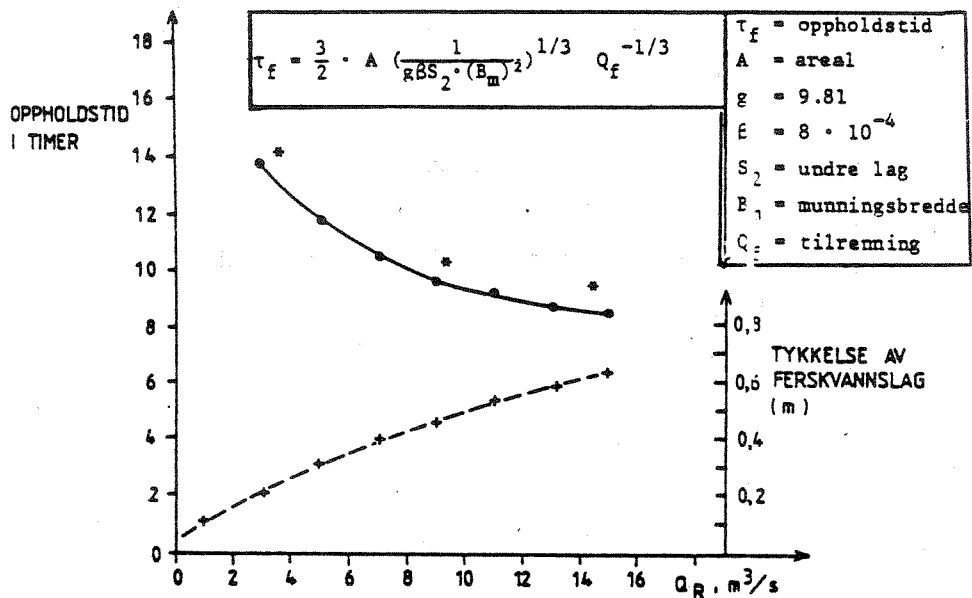
Q_R = elvetransporten

S_1 = saltholdigheten i brakkvannslaget, og

S_2 = saltholdigheten i volumtransporten Q_2 .

Knudsens formel krever foruten stasjonære forhold, data fra feltmålinger. For å kunne beregne hastigheter, er det nødvendig å måle lagtykkelse og munningens bredde.

Stigebrandt (1975) har ut fra Stommel & Farmers teorier (1953) utviklet et antall fjordmodeller. Disse har blant annet blitt brukt for å beregne ferskvannets oppholdstid som funksjon av tilrenningen. I nedenstående eksempel vises oppholdstiden og tykkelsen av brakkvannslaget for Arnavaågen, en typisk lukket poll.



Figur 3.3. Oppholdstiden i brakkvannslaget i Arnavågen sammenlignet med feltmålinger (x). Tykkelse av ferskvannslaget (brakkvannslaget redusert til saltholdighet $S_1 = 0$) er vist med den stiplede kurven.

3.2.3. Indre bølger

I grenseflaten mellom to vannlag av ulik tetthet, kan korte og lange bølger opptre på samme måte som mellom luft og vann. De kalles "indre bølger". Gjennom økt transport fører de til økt vannutskiftning og økte turbulens/blandingsforhold som er vanskelige å ta med i de klassiske utskiftningsberegningene av strøm, temperatur eller saltholdighetsfordelingen.

Det er flere ulike metoder for å registrere forekomsten av indre bølger, f.eks. gjennom variasjoner av salt, temperatur, tetthet eller trykk.

Settes utskiftningskoeffisienten pr. tidevannsperiode lik R får vi teoretisk at et volum lik halvparten av tidevannsprismet er skiftet ut når $(1 - R)^N = 0,5$, N er antall tidevannsperioder. For Gandsfjorden ved Stavanger er R anslått til 0,25 som tilsvarer en "halveringstid" $N = \text{ca. } 2,5$.

Den effektive gjennomsnitts-volumtransport i de strømmende lag kan beregnes som:

$$Q_{\text{eff}} = \frac{\text{volum}}{\text{oppholdstid}}$$

Gjennomsnitts-oppholdstiden τ er beregnet som 1,44 x halveringstiden. For Gandsfjorden og med de antatte forenklinger blir:

$$\tau = 2\frac{1}{2} \cdot 4 \cdot 1,44 \text{ døgn} = 14,4 \text{ døgn}$$

Med et sprangsjikt på 10 m og overflateareal på 15 km^2 , er den effektive transporten.

$$Q_{\text{eff}} = \frac{15 \cdot 10^7 \text{ m}^3}{14,4 \cdot 86\,400 \text{ s}} = \underline{120 \text{ m}^3/\text{s}}$$

3.2.4. Meteorologisk generert strøm og vannstandsending

Når en vind blåser over en sjøoverflate, virker vinden på overflaten med en kraft som setter overflaten i bevegelse. I henhold til teorien, er strømretningen til høyre for vindretningen. Vinkelen mellom vindretningen og den genererte strømretningen øker med dypet.

Spesielt i kystområder kan sammenhengen mellom strøm og vindretning variere innenfor et bredt område, i hovedsak avhengig av topografi, lagdeling og turbulens. I en fjord vil vindstrømmen i hovedsak være rettet langs fjorden, men det forekommer store avvik på grunn av topografiske forhold. Den vindgenererte strømmen vokser fra en normverdi på 2 - 3 % av vindhastigheten til hele 9 % ved spesielt tynt overflate-lag og sterk lagdeling. Ved vurdering av vindforholdene kan en f.eks. bruke data fra Norsk Meteorologisk Arbok fra Meteorologisk Institutt, Oslo.

Vannstanden varierer med tidevannet og dessuten med vind og lufttrykkseffekter. Generelt kan en si at en lufttrykkforskjell på 1 mb vil årsake en vannstandsforskjell på ca. 1 cm.

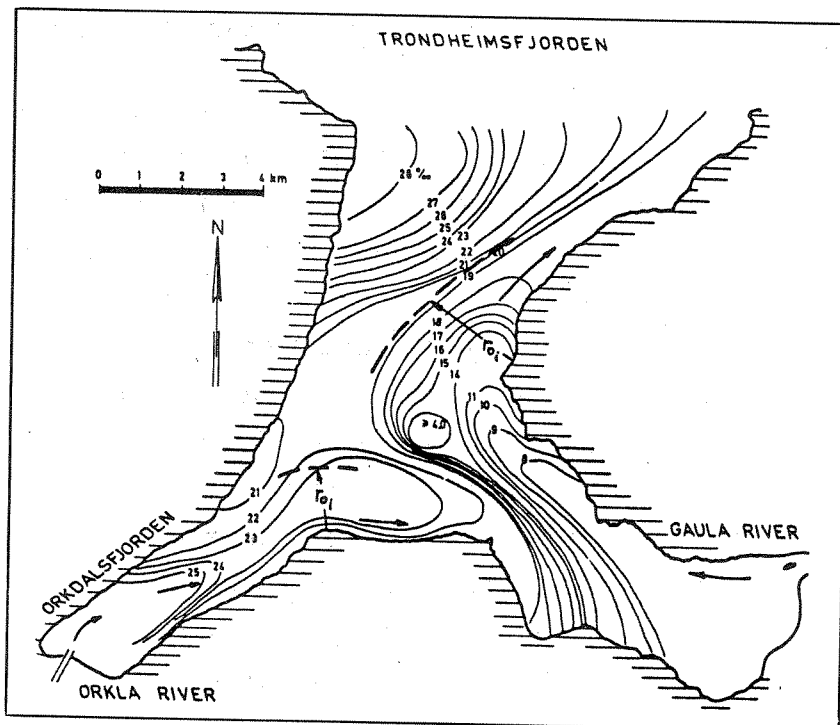
3.2.5. Jordens rotasjon

Effekten av jordrotasjonen kan styre strømforholdene i en resipient. Generelt sett er det akseptert at jordrotasjonens virkning er uvesentlig, dersom den s.k. Rossbys deformasjonsradius

$$r_i = (gH \cdot \frac{\rho_2 - \rho_1}{\rho_2})^{\frac{1}{2}} / f$$

er større enn bredden på fjorden. Her er H tykkelsen av brakkvannslaget, $f = (1,25 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1})$, ρ_1 og ρ_2 tettheten i øvre og undre lag og $g = 9,81 \text{ m/s}^2$.

Dette er tilfellet for det tykkere brakkvannslaget i de fleste fjorder. Ofte gir meget tynne lag innenfor brakkvannslaget en $r_i <$ fjordens bredde der både tetthet, tykkelse og strømhastighet varierer i tverrsnittet og danner en s.k. randstrøm. Et eksempel på Trondheimsfjorden, en bred fjord med r_i inntegnet, er vist i figur 3.8.



Figur 3.4. Saltholdigheten i 1 m dyp i en avgrenset del av Trondheimsfjorden. Stiplede linjer viser $r_i = r_{0i}$ på to steder i området.

Randstrømmene medfører at det ofte oppstår ulike vedvarende strømretninger langs fjordens ulike sider som kan gi mer eller mindre positive effekter i forbindelse med utslipp.

3.2.6. Topografi

Tidevann, vind og ytre tetthetsendringer er drivkrefter for strøm og turbulent spredning. Topografi er den viktigste styringsparameteren når det gjelder å omsette energien til resipientens spesielle strømningsforhold. Spesielt er topografiske forhold viktige i sund, kanaler og skjærgårder. Det er hensiktsmessig å inndele kystresipientene i følgende topografiske kategorier:

- lukkede fjorder
- skjærgård/sund
- åpne fjorder.

Mange områder er satt sammen av flere mindre og større fjorder, sund, bukter og til dels åpne områder, der de tre angitte kategorier kan kombineres ved en vurdering, som vist i tabell 3.1.

Tabell 3.1. Eksempel på drivende og styrende prosessers påvirkning på strømningsforhold og vannutskiftning i tre typer resipienter.

	Arnavågen lukket fjord	Gandsfjorden åpen fjord	Tromsøsundet sund
<u>Drivende prosesser</u>			
Tidevann	middels	liten	dominerende
Elvetilrenning	dominerende	liten	liten
Ytre hydrografiske forhold	?	dominerende	liten
Vind	liten	?	liten
<u>Styrende prosesser</u>			
Topografi	stor	middels	stor
Lagdelingseffekter	stor	middels	-
Effekter av en roterende jord	liten	liten	liten

3.3 Kjemisk og hygienisk vannkvalitet

For å gi mening må begrepet vannkvalitet knyttes til vannkvalitets-kriterier (krav eller normer). Hvor slike finnes vil en undersøkelse av vannkvaliteten i et område ha som mål å fremskaffe representative data som kan sammenholdes med de aktuelle kriteriene. For en nærmere omtale av vannkvalitetskriterier og bruksformer for vann henviser vi til Thaulow (1980).

Når det gjelder sjøvann, er det for generelt bruk stadig bare SIFFs "Kvalitetskrav til vann" som er retningsgivende i Norge (SIFF 1976). For sjøvann dekkes bare kravet til badevannskvalitet. Det er således en alminnelig mangel på "sjøvannskriterier", en mangel som også har konsekvenser for valg av parametre og metoder som kan anvendes ved undersøkelser av vannkvalitet.

I praksis er man henvist til å vurdere resultater dels mot gjeldende badevannskriterier (E.coli og siktedyp), dvs. vurdering mot "absolutt-krav", dels mot mer eller mindre eksakte grenser for oksygen (f.eks. kritisk for oksygenkonsentrasjoner under 3 mg/l) og dels ved jammføring med konsentrasjoner på referansestasjoner (vurdering av forskjeller).

Variasjonene over tid utgjør et hovedproblem når vannkvaliteten i et område skal undersøkes. Variasjonene har både periodiske og ikke-periodiske elementer. Typiske perioder ligger i intervallet timer - år, og variasjonene kan f.eks. være fra 7 mg O₂/l til 0 ml O₂/l i dypvannet eller fra 100 E.coli/100 ml til 10 000 E.coli/100 ml i overflaten. En beskrivelse av vannkvaliteten og dens forandring over tid må dermed også bli et statistisk problem.

I det følgende skal vi kort skissere metoder og parametre for undersøkelse av vannkvaliteten i et fjordområde:

Temperatur og saltholdighet

Bør normalt inkluderes. Vannkvaliteten er i stor grad avhengig av vannutskiftningen, som disse to parametrene bl.a. gir opplysninger om. I de frie vannmasser gir oftest salinoterm tilstrekkelig god målenøy-

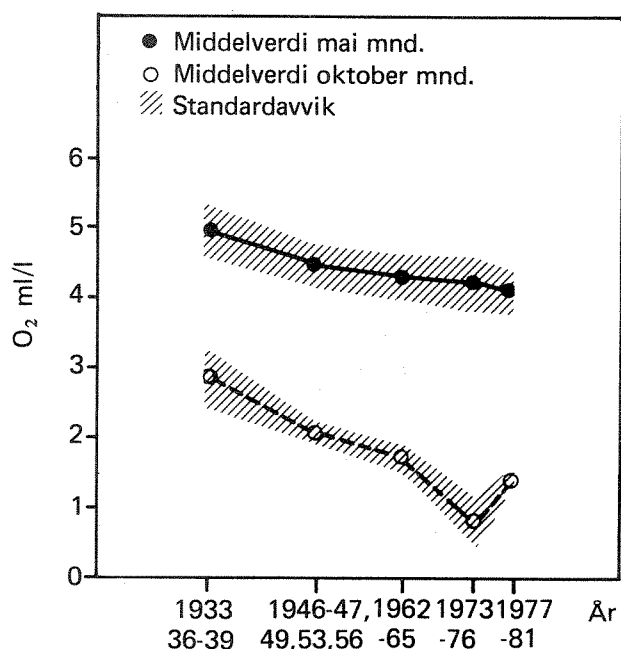
aktighet. I dypvannet i en terskelfjord kreves vanligvis større nøyaktighet, og de bør man bruke vannhentere med vendetermometre for mer nøyaktig bestemmelse av temperatur og saltholdighet, eller en presisjons-CTD. Eventuelt kan vannhentere kombineres med en omhyggelig kalibrert salinoterm.

Oksygenforhold

Prøver innsamles med vannhentere og viderebehandles ifølge Norsk Standard. Unntatt i typiske terskelfjorder opplever man sjelden oksygenproblem i de frie vannmasser.

Ved planlegging av måleprogram bør man ta hensyn til den "vanlige" oksygenzyklusen i terskelfjorder med årlig utskiftning, se eksempel i figur 2.4.

Ved en tilstandsbeskrivelse er det primært de "kritiske" situasjonene som er mest interessante og som målingene må konsentreres om. Det samme gjelder for trendovervåking, hvor også data som gir grunnlag for å regne på oksygenforbruk kan være til nytte (se figur 3.9).



Figur 3.9. Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) på 75 - 80 meters dyp i Vestfjorden (DK1) i mai og oktober måned beregnet for 5 perioder i tidsrommet 1933 - 1981. (etter Källqvist et al., 1982).

For en generell bedømmelse av oksygenforholdene kan en bruke følgende enkel skala:

Konsentrasjon mg O ₂ /l	Karakteristikk
< 0	Råttent vann
0 - 3	Kritiske oksygenforhold
3 - 5	Dårlig, men kan vanligvis tolereres av fisk
> 5	Vanligvis tilfredsstillende

I tillegg bør man ta hensyn til temperatur og saltholdighet, ettersom oksygenets løselighet i vann avtar med økende temperatur og saltholdighet. Det er vel kjent at naturgitte forhold (terskler m.v.) kan redusere vannutskiftningen slik at lave oksygenkonsentrasjoner oppstår. Men generelt bør man ta sikte på å unngå perioder med O₂-metning under 60 %.

Siktedyp

Siktedypet er det dyp hvor en hvit skive med ca. 25 cm diameter akkurat forsvinner av syne fra overflaten. Det er et resultat av oppløste og partikulære stoffers innflytelse på vannets gjennomskinnelighet. Blant annet vil store planteplanktonbestander redusere siktedypet betydelig.

Kriteriene for friluftsbad er at siktedypet ikke skal være mindre enn 2 - 3 m (SIFF 1976). Verdiene er dels sett ut fra estetiske hensyn, og dels ut fra sikkerhet for de badende (se bunnen, gjenfinning av evt. druknede).

Siktedypet er enkelt å måle, og bør rutinemessig inngå i undersøkelsen av vannkvalitet. Målefrekvensen bør være stor, i alle fall flere ganger i måneden. Bruk av vannkikkert under målingene er en fordel, men kan være vanskelig ved måling fra større/høye båter.

Eutrofisymptomer i overflatelaget

En undersøkelse av eutrofisymptomer i vannmassene i en fjord kan være svært ressurskrevende. Både ambisjonsnivå og målsetting må derfor vurderes nøye. Størst utbytte vil man få i områder der eutrofisymptomene er noenlunde klare.

Valg av metoder og parametre må gjøres etter vurdering av hver enkelt sak, men nedenfor er vist en skjematisk oversikt over de mest aktuelle parametrene.

Basisparametre	Temperatur, saltholdighet, totalfosfor, ortofosfat, totalnitrogen, nitrat, nitritt, ammonium, siktedyp, klorofyll <u>a</u> .
Andre brukte parametre	Algevekstpotensial, primærproduksjonsmålinger, planteplanktonets mengde og artssammensetning, fluorescensmålinger in situ, partikulært karbon og nitrogen, silikat.

Variasjonene med tiden er store, og jevnføring med referansestasjoner er til stor hjelp ved vurdering av dataene.

Som en tommelfingerregel regnes at primærproduksjonen i alt vesentlig foregår ned til tre ganger siktedypet. Dette betyr at studier av primærproduksjonen og biomasseberegninger oftest må omfatte vannsøylen 0 - 20 m. Et minimum er målinger av siktedyp, klorofyll a og fosfor- og nitrogenforbindelser i overflatelaget.

Målefrekvensen må tilpasses målsettingen for undersøkelsen. Men hvis hensikten er å sammenligne stasjoner eller år, bør antall målinger over et sommerhalvår minst være 10. For vinterhalvåret er variasjonene mindre, og antall målinger vil normalt kunne reduseres noe.

Hygieniske forhold

Undersøkelser av hygieniske forhold kan ta utgangspunkt i gjeldende grense for god badevannskvalitet (SIFF 1976):

"Det skal tas minimum 5 prøver i løpet av en 30 dagers periode i badesesongen. Det geometriske middeltall for disse skal ikke overskride 50 E.coli pr. 100 ml, og enkeltprøvene kan overskride denne verdi med 100 % (til 100 bakt./100 ml) for høyst 10 % av enkelttilfellene."

Prøvene tas fortrinnsvis fra overflatelaget. I belastede områder kan det være aktuelt å utvide måleprogrammet til å omfatte fekale streptokokker.

Formålet med undersøkelsene må vurderes nøye. Ønsker man en trendovervåking på f.eks. et lite antall stasjoner i forskjellig avstand fra forurensningskildene, eller ønsker man å overvåke tilstanden på et stort antall stasjoner i badesesongen?

Videre bør man vurdere å utføre månedlige analyser på fekale indikatorer i blåskjell på utvalgte stasjoner gjennom hele året. Foruten direkte opplysninger om risikoen for smitte ved spising av blåskjell, vil analysene gi informasjon både om sesongvariasjon og spredning av bakterier.

Miljøgifter

Med miljøgifter mener vi her utvalgte metaller og organiske mikroforurensninger (klorerte hydrokarboner, polysykliske aromatiske hydrokarboner osv.).

Med mindre belastningen er svært stor, er det vanligvis mindre aktuelt å måle konsentrasjonene av miljøgifter i vannmassene. Hovedgrunnen er problemer med for høye deteksjonsgrenser, kontaminering og store omkostninger. Til vanlig blir en tilstandsbeskrivelse eller trendovervåking basert på analyser av biologisk materiale (fisk, blåskjell, tang, m.v.) og av sedimenter.

3.4. Miljøgifter i organismer og sedimenter

I forhold til vannprøver er det vesentlige fordeler ved å analysere på organismer og sedimenter. Konsentrasjonene er gjerne 1 000 - 10 000

ganger høyere, noe som reduserer kontamineringsproblemer og forenkler analysene. Variasjonene over tid er selvsagt mindre enn for vannmassene, og resultatene gir et tilnærmet integrert bilde av påvirkningen de siste måneder - år. Foruten beskrivelse av tilstand og utvikling, vil analyser av organismer (f.eks. fisk, skalldyr) også gi grunnlag for hygieniske vurderinger.

Valg av parametre må gjøres på grunnlag av kjennskap til utslippene til området og ut fra erfaring. En god regel er å begynne med å analysere på noen flere stoffer enn de som man vet slippes ut, for senere å vurdere om programmet kan reduseres.

Av organismer er det vanlig å analysere på fisk (torsk og skrubbeflyndre), blåskjell og tang. For fisk er det som regel tilstrekkelig at fiskefileten analyseres, men avhengig av hvilke stoffer og konsentrasjoner som er aktuelle kan også analyse av lever være aktuelt (f.eks. for kadmium og klororganiske forbindelser).

Med mindre man venter store variasjoner i påvirkningen, er det oftest tilstrekkelig med én prøveserie på samme tid hvert år.

Konsentrasjonene vil oftest øke med organismens alder eller oppholdstid i det forurensede miljøet. Ved prøveinnsamlingen må det tas hensyn til dette (jevnstore blåskjell, jevngammel/jevnstor fisk).

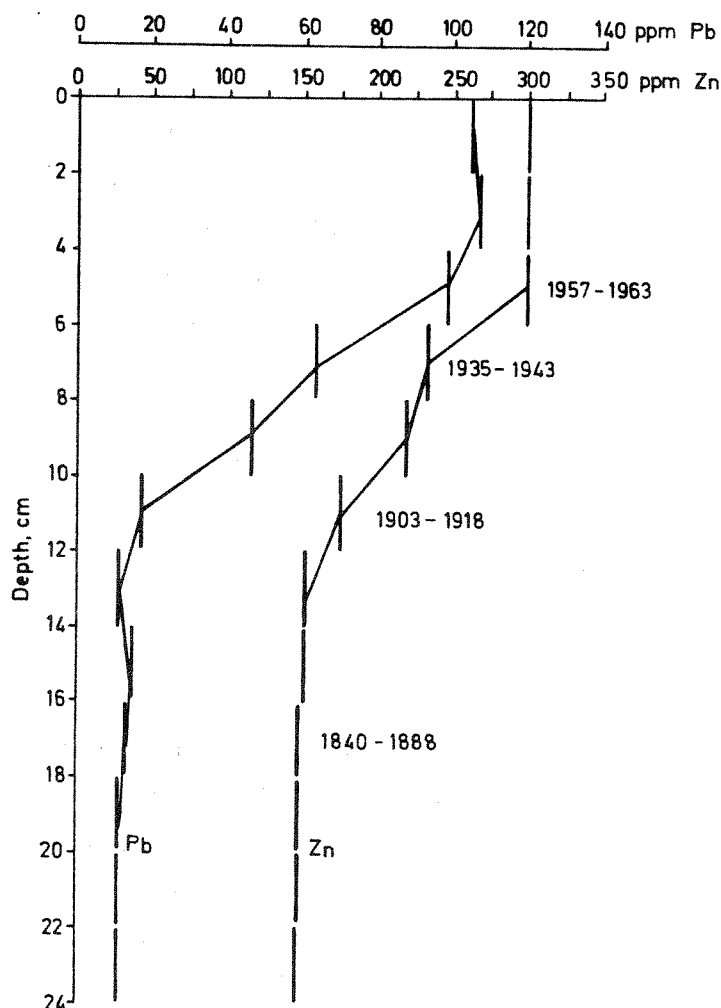
For fisk må man være oppmerksom på at prøvematerialet kan inneholde individer som nylig har innvandret fra andre fjordområder. Er nivåene forskjellig kan dette skape problemer i tolkningen av resultatene. Andelen av "immigranter" kan også variere fra prøveserie til prøveserie. Eksempel på en slik situasjon finner man i Frierfjorden i Telemark (Gramme 1980).

Prøvetaking, behandling av prøvematerialet og analyser bør følge retningslinjene som anvendes i overvåkingen knyttet til Oslo- og Paris-konvensjonene (Joint Monitoring Group).

Sedimentundersøkelser er velegnet for tilstandsbeskrivelser og overvåking. Prøvene bør såvidt mulig innsamles med corer. Kjerneprøvene

snittes opp og om ønskelig kan man bestemme konsentrasjonene nedover i sedimentet. Dette gir et inntrykk av utviklingen over tid. Kombinert med f.eks. datering av snittene ved f.eks. bly - 210 metoden, kan dette gi en god beskrivelse av utviklingen over f.eks. de siste 100 år, en utvikling som kan sammenholdes med utslippstall, figur 3.10.

Før man eventuelt satser på datering, bør man imidlertid vurdere om bioturbasjon fra organismer som lever i sedimentet kan skape vanskeligheter ved tolkning av dataene.

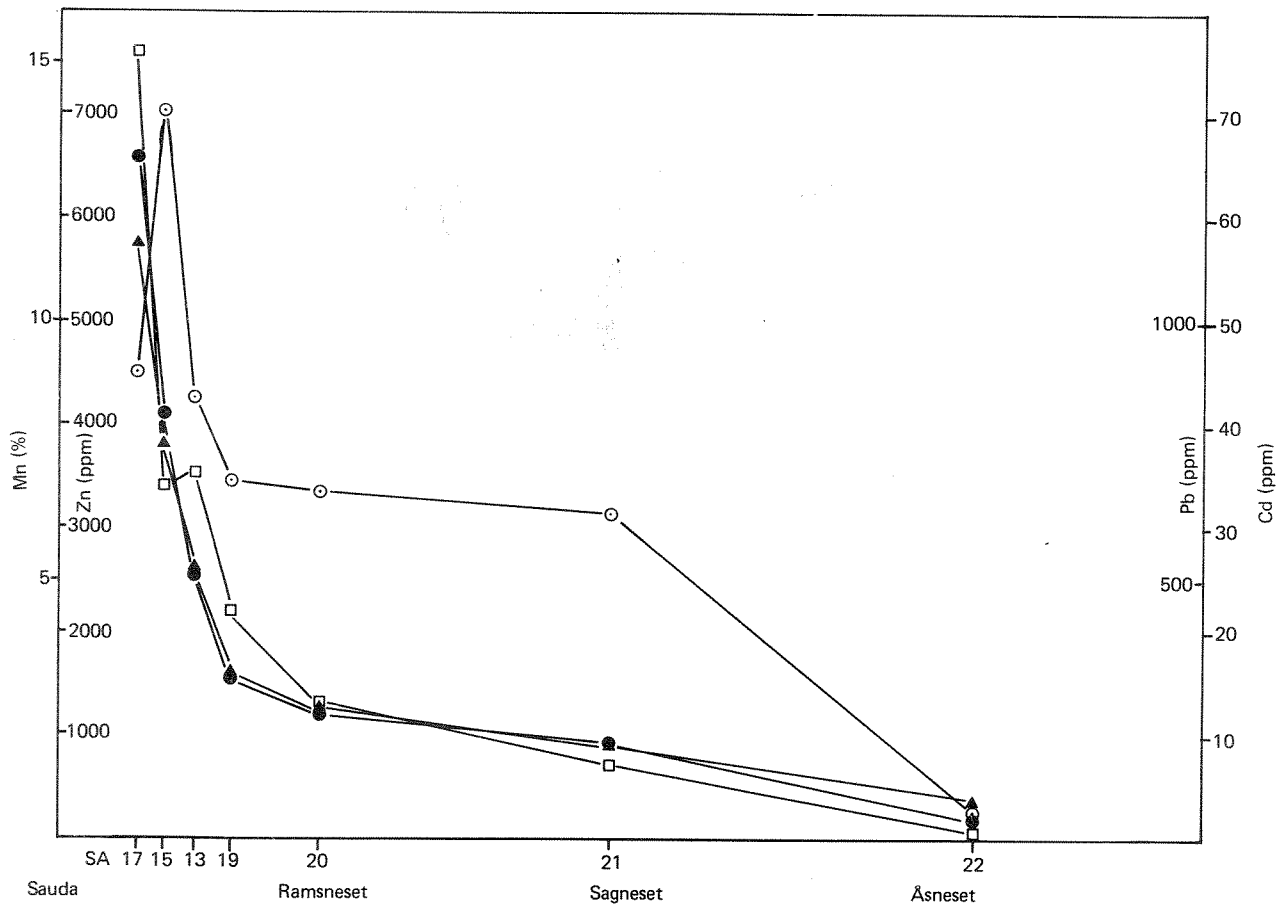


Figur 3.10. Vertikalfordelingen av bly (Pb) og sink (Zn) på stasjon R33 i Ranafjorden. Alderen er bestemt ved Pb-210 datering. Økningen i metallkonsentrasjonen startet like etter århundreskiftet da bergverksindustrien etablerte seg i området (etter Kirkerud og medarb. 1977).

Avstandsgradienter fra ett eller flere utslipp kan påvises, se f.eks. figur 3.11.

En begrensning ved sedimentundersøkelser er at de ikke direkte sier noe om lekkasje ut i vannmassen og biologisk tilgjengelighet av stoffene.

For en nærmere omtale av metoder og bruk av data henviser vi til Skei (1979).



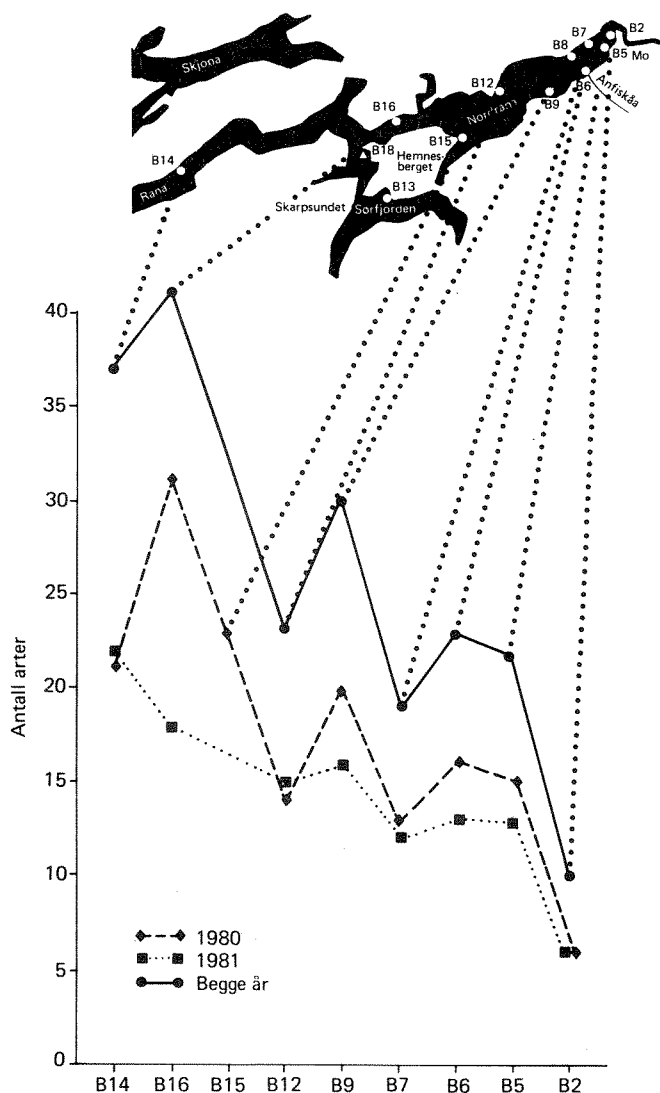
Figur 3.11. Mangan (⊙), sink (●), bly (▲) og kadmium (□) i overflate-sedimenter i Saudafjorden (etter Knutzen m.fl. 1982).

3.5. Virksomheter på organismesamfunn

Fordelen med biologiske undersøkelser av stedbundne organismer er at de kan gjenspeile forurensningseffekter over en viss tid. Hermed elimineres en vesentlig del av problemet med variabilitet. Biologiske

undersøkelser bør være høyt prioritert i enhver resipientundersøkelse. Ulemper med biologiske metoder er at kravene til grundighet øker med minskende belastning, hvis sikre konklusjoner skal kunne trekkes.

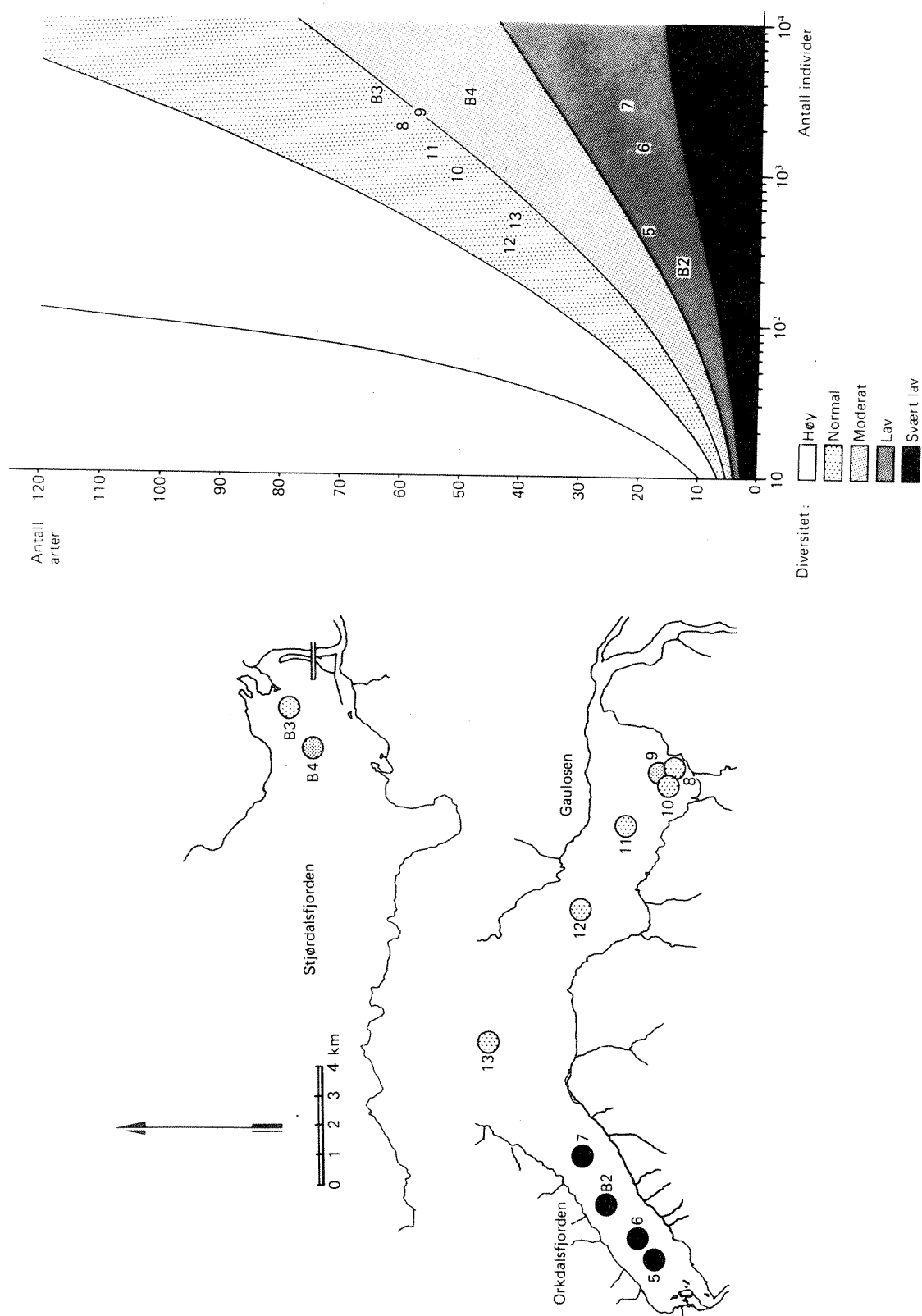
Registreringer av alger og dyr i fjærelbeite eller på hardbunn ned til nedre grense for algevekst, har vært en vanlig benyttet metode ved NIVA de siste 12 - 15 år. Metoden er særlig anvendbar i områder med markert belastning av plantenæringssalter, partikulært materiale m.v., figur 3.12. Naturlige variasjoner gjør at undersøkelsene bør utføres to - tre påfølgende år før man kan regne med å ha en tilstandsbeskrivelse som er tilfredsstillende for de fleste formål, f.eks. overvåking. For andre formål kan imidlertid en enkel befaring være nok.



Figur 3.12. Antall arter av dyr på stasjonene i Ranafjorden 1980, 1981 og begge år sammenlagt (etter Knutzen 1984).

Bløtbunnsfaunaen på dypere vann utgjør de mest stabile marine samfunn som kan avspeile både variasjoner i naturforhold og resultat av en belastning eller stress (organisk stoff, nedslamming, metaller, O₂-svikt m.v.) over flere år tilbake. Ved vanlig tilstandsbeskrivelser og overvåking er det vanligvis tilstrekkelig med en prøveserie tidlig på våren eller sent på høsten, i ett eller to år.

Bearbeidelsen av materialet er tidkrevende og kostbar, men resultatene kan være tilsvarende utsagnskraftige. Figur 3.13 viser et eksempel fra Trondheimsfjorden.



Figur 3.13. Bløtbunnsfauna i Orkdalsfjorden, Stjørdalsfjorden og Gaulosen. Orkdalsfjorden er betydelig metallforurenset, Gaulosen i mindre grad. Stjørdalsfjorden er belastet med organisk materiale, og oksygeninnholdet i dypvannet (B4) kan være lavt (etter Rygg 1984).

4. METODER FOR BEREGNING AV BELASTNING OG FORHANDSVURDERING AV EFFEKTER

4.1 Materialbalanser

Oppstilling av materialbalanser er en metode for å vurdere totalbelastningen på en vannforekomst og hvor stor andel den kommunale kloakken utgjør. Resultatet av en materialbalanse vil derfor i mange tilfeller være et viktig element i fastlegging av behandlings- og utslippskrav.

En slik materialbalanse inndeles i en "bakgrunnsbelastning" og i en "kulturbetinget belastning". Med "bakgrunnsbelastning" mener vi den belastning som vannforekomsten ville ha hvis hele nedbørfeltet var upåvirket av sivilisatorisk virksomhet. Her inngår bl.a. avrenning fra snaufjell, myr skog og annen utmark, tilførsel fra omkringliggende vannmasser og evt. også fra nedbør.

Den "kulturbetingede belastning" består dels av utslipp fra punktkilder (kommunal kloakk, industrielt avløpsvann), dels av mer diffus avrenning fra landbruksaktiviteter, urbant overvann m.v.

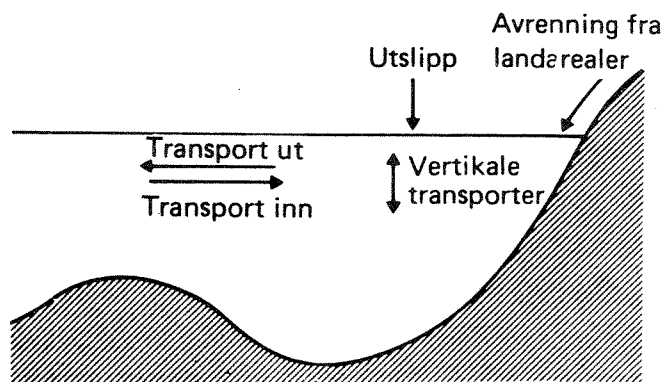
Materialbalansen for en gitt vannforekomst dannes dermed av følgende bidrag:

Totalbelastningen = bakgrunnsbelastning fra land + jordbruk + kommunalt og industrielt avløpsvann + nedbør + bidrag fra nærliggende vannmasser.

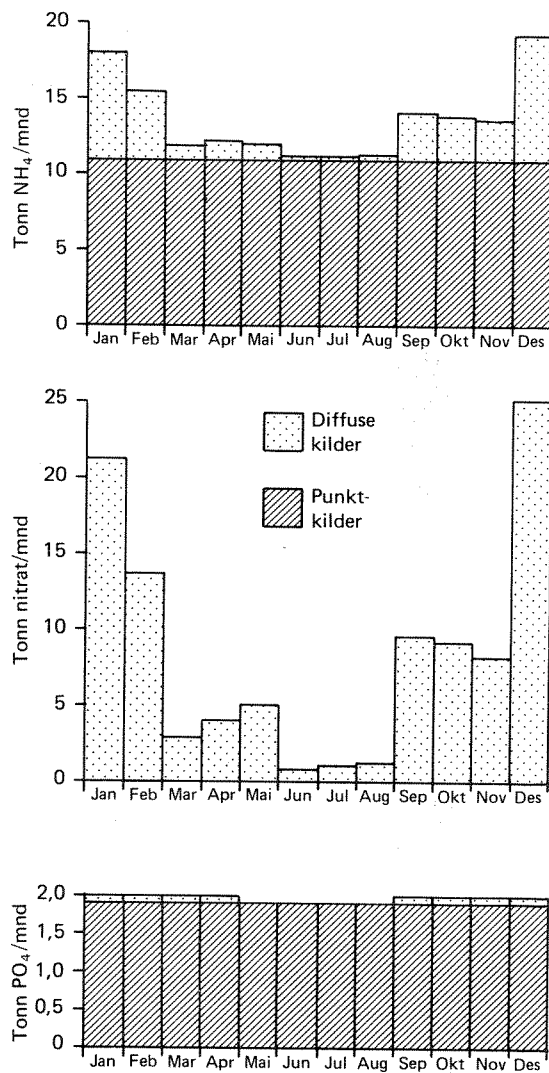
Hovedelementene er illustrert i figur 4.1.

Så langt som mulig må materialbalansen bygge på reelle målinger av stofftransport. Oftest vil man imidlertid oppleve at datagrunnlaget er tynt og at det i stor grad er nødvendig å bruke erfaringstall og koeffisienter hentet fra litteraturen. Når det gjelder erfaringstall for fosfor, nitrogen og organisk stoff henviser vi til Vennerød (1984). For andre stoffer er det mer begrenset hva som finnes av data.

Videre er det nødvendig å kjenne årsvariasjonen for de forskjellige kildene. Som illustrert på figur 4.2 kan variasjonene over året for tilførsler av plantenæringsalter fra land være svært store. Dette gjelder både fosfor og nitrogen. Det samme gjelder for bidraget fra nærliggende vannmasser, der konsentrasjonene i overflatelaget vintertid normalt er langt høyere enn i sommerhalvåret.



Figur 4.1. Skjematisk bilde av hovedelementene i et massebudsjett. Nedbør inngår i "utslipp".



Figur 4.2. Tilførsler av ammonium, nitrat og ortofosfat fra land til indre fjordområder av Gandsfjorden (fra Lindholm et al. 1983).

Hvis sommerhalvåret er det "dimensjonerende tidsrom" og fjordens vannmasser har oppholdstid på skalaen dager - uker, kan det dermed være villedende å stille opp en materialbalanse basert på årsmidler.

En annen sak er at det i konkrete situasjoner kan vise seg å være vanskelig å skaffe bedre tallmateriale. Resultatene må da vurderes i lys av dette.

Avgrensning av vannforekomsten som materialbalansen skal omfatte er et annet sentralt problem. Det er innlysende at såvel totalbelastningen som størrelsen av bidragene for de enkelte kildene og deres relative andel av totalbelastningen vil avhenge av hvordan grensene for vannforekomsten trekkes. Man bør bl.a. være oppmerksom på "faren" ved å definere for stor vannforekomst, noe som oftest øker betydningen av bakgrunnsbelastning og innblanding fra nærliggende vannmasser og reduserer betydningen av punktutslipp.

Ofte vil det finnes én eller flere naturlige avgrensninger (sund, terskler, fjordmunninger), men iblant vil avgrensningen være vanskelig å bestemme. En utvei er da å dele opp vannforekomsten i delområder, oppstille materialbalanser for disse for å få et inntrykk av belastningen i økende avstand fra utslippene. En annen utvei er å bruke modeller for å bestemme influensområder. Det behandles i kap. 4.2.

Iblant kan det være anskuelig å forenkle en materialbalanse for overflatelaget:

$$Q_{ut} \cdot C_{ut} + S = Q_{inn} \cdot C_{inn} + U_{utslipp} + A_{avrenn}. \quad (3)$$

der S = netto tilførsel/tap av plantenæringsalter fra eller til dypvannet. Ettersom S oftest ikke kan beregnes utelates den i de videre beregninger.

Vi setter:

$$Q_{ut} = Q_{inn} = Q \quad \text{og}$$

$$U_{utslipp} + A_{avrenn} = T$$

Dette gir:

$$T = Q(C_{ut} - C_{inn}) = Q \Delta C$$

$$\Delta C = \frac{T}{Q}$$

Størrelsen ΔC gir dermed et uttrykk for den midlere konsentrasjonsøkning i overflatelaget ved tilførselen T, forutsatt fullstendig fortyning og stasjonære forhold.

Ved slike "regnestykker" bør helst data fra vinterhalvåret anvendes, fordi konsentrasjonene da i stor grad bestemmes av blandingsprosesser og advektive transporter og i liten grad av biologiske prosesser.

Av eksempler på bruk av forskjellige materialbalanser nevnes Magnusson (1976) som regnet på Korsvikfjorden ved Kristiansand, Carside og medarb. (1976) om New York Bight, Molvær (1983) om Arnavågen, Gandsfjorden og Tromsøundet, og Lindholm, Molvær og Øren (1983) om Gandsfjorden, Fleischer, Rydberg og Stibe (1982) og Rydberg (1982) om Laholmsbukten på den svenske vestkysten.

Hva kan man så bruke en materialbalanse til? For det første gir det informasjon om totalbelastning og de enkelte kilders relative betydning. Hvis resultatet videre viser at de(n) kilden(e) som er under vurdering bare utgjør en meget liten del av totalbelastningen (f.eks. < 10 %), vil det vanligvis være rimelig å anta at eventuelle effekter vil være av helt lokal karakter og legge det til grunn for krav til utslippsted, dyp og rensing.

4.2 Bestemmelse av et kloakkutslipps influensområde

Dette kapittel bygger i hovedsak på prosjektrapport nr. 3: "Om bestamning av et kloakkutslipps influensområde" (Stigebrandt 1983a), samt en videreføring av dette arbeidet i et notat "Modellering av de fysiske, kjemisk-biologiske och bakteriologiske forholdene i inre Gandsfjorden" (Stigebrandt 1983b). For detaljer og nærmere opplysninger henvises til rapporten og notatet.

Hva menes med influensområdet?

Med et kloakkutslipps influensområde menes det vannområde som blir positivt eller negativt påvirket av utslippet. Influensområdet fra et utslipp vil bl.a. være avhengig av hvilke stoff som slippes ut,

mengdene, vannforekomstens topografi, vannutskiftningen, utslippssted og utslippsdyp, biologiske forhold og hvilke brukerinteresser som kan bli berørt. Størrelsen av influensområdet vil videre variere med tiden.

Begrepet influensområde er egentlig nære knyttet til en ren fysisk sammenhengende identifiserbar spredning av forurensninger, dvs. det er effekter på nærliggende vannmasser og bunnområder som blir betraktet.

Imidlertid kan effekter av et utslipp godt tenkes å strekke seg langt utover nærsonen (regionale effekter). Eksempelvis kan ødeleggelsen av et gyte- og oppvekstområde for fisk få konsekvenser for økosystemet langt utover det vi vanligvis definerer som resipient eller influensområde. Foreløpig er vår kunnskap på dette feltet beskjeden, men ved resipientvurderinger bør man ikke se bort fra den muligheten at påvirkning av et lite område kan gi ringvirkninger utover dette.

Behovet for å kunne bestemme influensområdet

Begrepet influensområde er brukt tidligere i denne rapporten (kap. 4.1). Foruten å kunne avgrense et utslipps påvirkning av et kystområde (kartlegging) blir kunnskap om influensområdets størrelse nødvendig når tiltak skal settes inn og prognoser utarbeides. Ved enkle budsjettberegninger (som i kap. 4.1) er det selvsagt at man må kjenne størrelsen på det området som transporterer og tilførsler skal beregnes for. Hvis influensområdet velges for lite vil vi teoretisk øke sannsynligheten for effekter av et utslipp. Hvis man på den annen side regner med tilstrekkelig stort influensområde, kan man finne at de naturlige transporter av stoffer er vesentlig større enn bidraget fra det aktuelle utslippet, og at rensing derfor er mindre påkrevet.

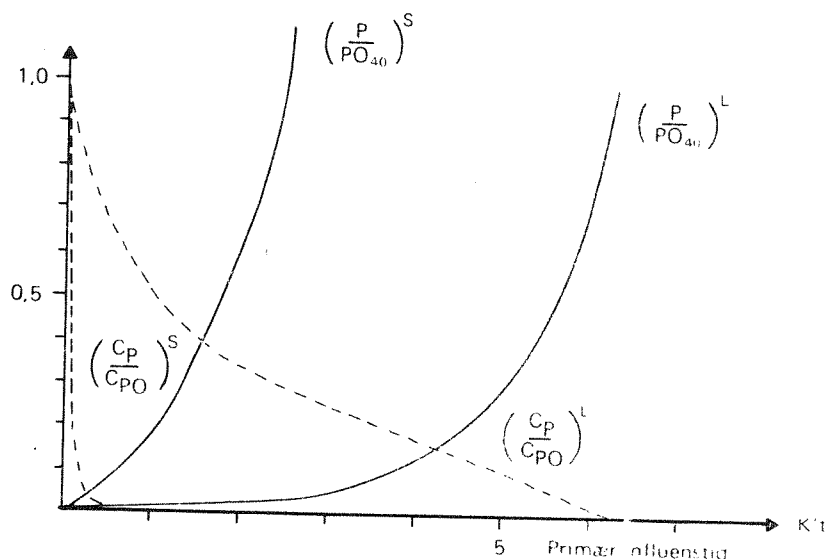
Bestemmelse av influensområdets størrelse

Den vanlige metoden for å avgrense influensområdet, er den tradisjonelle resipientundersøkelsen dvs. kartlegging av tilstanden i et område. Metoden er langt fra fullgod fordi man ofte mangler sikre definisjoner på grensen mellom påvirkning og uberørt område, og fordi

teknikkene som anvendes ofte er for lite følsomme til at man med sikkerhet kan avgjør hvor grensen går for den enkelte form for påvirkning. Dette problemet er spesielt stort i områder med andre forstyrrelser, som f.eks. i brakkvannsområder hvor ferskvannseffekter kan forveksles med overgjødslirgseffekter og vice versa. Også utslipp fra andre kilder kan interferere (f.eks. miljøgifter).

En annen metode er å anslå/beregne influensområdets størrelse. Dette gjøres best ved analytiske modeller som har den fordel at de beskriver grunnleggende prosesser og derved direkte kan brukes i prognosearbeid, hvilket er en nødvendighet for å kunne anbefale gunstige løsninger.

Enkleste form for analytisk modell er en spredningsmodell som beskriver utslipp til overflatelaget av næringssalter. Stigebrandt (1983a) har utarbeidet begynnelsen til en slik modell som foruten en fysisk spredning av avløpsvannet også inneholder opptak av næringssalter i plankton, planktonkonsentrasjoner i omgivende vannmasser, delingshas-tigheter og sedimentasjon. Gjennom å variere de ulike parametre har han studert influensområdets variasjon. Figur 4.3 viser et forenklet delresultat. Ut fra dette arbeidet konkluderer Stigebrandt med at kjennskapen til de hydrodynamiske parametre generelt er dårligere enn for de biologisk/kjemiske.



Figur 4.3. Effekten på planktonvekst og influensområde ved ulik for-
tynning av kloakkvann i resipienten. S = stor fortynning
av kloakkvann og L = liten fortynning av kloakkvann. Fi-
guren viser at ved liten fortynning er tiden før nærings-
saltene blir bundet i plankton betydelig lenger enn ved
stor fortynning, dvs. influensområdet blir større. Omar-
beidet etter Stigebrandt (1983a).

der C_p = næringssaltkonsentrasjonen i avløpsvannskyen.
 C_{po} = " " " " , ved $t=0$
 P = organisk fosfor eller nitrogen (fosfor/nitrogen i plante-
 plankton)
 PO_{40} = uorganisk fosfor/nitrogen ved $t=0$
 k^1 = tilvekstkonstant for plantep plankton
 t = tid.

Stigebrandt har anvendt en utvidet versjon av spredningsmodellen på eksisterende utslipp i Gandsfjorden (Stigebrandt 1983b). Her er også en enkel bakteriologisk modell utviklet. Tabell 4.1 viser noen resul-
tater fra modellen sammenlignet med observasjoner fra fjorden. Over-
ensstemmelsen for bakterier, totalfosfor, ortofosfat og totalnitrogen
er god. Unntatt er juli-situasjonen som var spesiell. Derimot er den
ikke god for nitrat, hvilket kan skyldes tilstandsformen for nitrogen
(mer eller mindre ammonium, som ikke er analysert). Modellen virker
således i dette tilfelle brukbar til å kunne forutsi tilstanden ved
endrede utslippsforhold.

Tabell 4.1. Sammenligning mellom beregnede og observerte verdier på en stasjon i Gandsfjorden. Observerte (o) og beregnede (b) verdier (Stigebrandt 1983b).

Dato	28.4.81		19.5.81		15.7.81		15.8.81		30.11.81	
Parameter	o	b	o	b	o	b	o	b	o	b
Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	89	65	145	136	560	244	61	46	190	177
PO ₄ -P ($\mu\text{g/l}$)	25	27	28	25	230	162	27	23	76	105
Tot-N ($\mu\text{g/l}$)	600	454	990	1030	3700	1416	260	273	1980	1793
NO ₃ -N ($\mu\text{g/l}$)	59	180	145	214	675	944	32	121	760	1148
E.Coli (ant./100 ml)	1600	1784	3000	2806	10000	3693	250	528	10000	9461

4.3 Vurdering av resipientkapasiteten

Spørsmålet om en resipient er god eller dårlig er ofte knyttet til begrepet resipientkapasitet. Det finnes ingen offisiell definisjon av begrepet, men denne kan være brukbar:

Resipientkapasiteten er den belastning som resipienten kan utsettes for uten at det oppstår skader på økosystemet eller konflikter mellom bruksinteresser.

En vurdering av et områdes resipientkapasitet må derfor både bygge på målsettingen for området og kjennskap til effektene av den belastningen som resipienten (skal) utsettes for.

For terskelfjorder bør resipientkapasiteten for vannmassen under terskeldyp vurderes for seg. Oftest er den vesentlig dårligere enn overflatelagets.

Hvis målsettingen for vannforekomster er gitt, hvordan kan man bestemme om resipienten er god eller dårlig?

Det enkleste er å ta utgangspunkt i at det er en sammenheng mellom konsentrasjon i vannmassen (primæreffekt) og effekter på økosystem og brukerinteresser (sekundæreffekt). Dette betyr at man ønsker å unngå

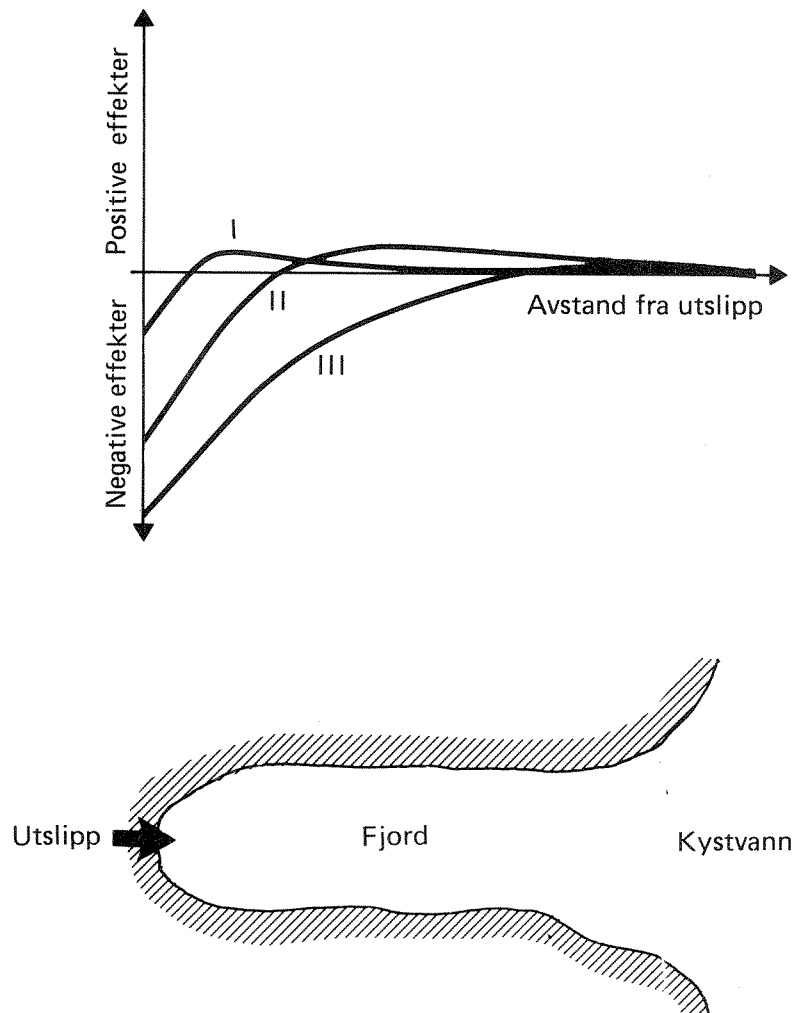
at utslippene medfører høye konsentrasjoner av N og P i vannmassene, og herav følger det selvsagte at resipienter med god vannutskiftning generelt er å foretrekke.

Sakens kjerne er at i prinsippet vil et utslipp av forurensende stoff alltid medføre en viss påvirkning av vannkvalitet eller økosystem, positive eller negative (se kap. 4.2).

Spørsmålet en må stille er derfor:

- Hvilke effekter gir stoffene?
- Over hvor stort område gjør effektene seg gjeldende?

For et utslipp av kommunal kloakk kan gjødslingseffektene for eksempel fordele seg som vist nedenfor.



Figur 4.4. Generelt bilde av hvordan negative og positive effekter av gjødselstoffer kan fordele seg ved utslipp til en fjord.

Det man primært ønsker er en variant av type I, der de negative effektene er lokale og fjorden generelt er nærmest upåvirket. Dette er vel også den vanligste situasjonen langs kysten. Klare eksempler på type III finnes imidlertid, f.eks. indre Oslofjord og Nordåsvatnet.

Vanligvis er det ikke vanskelig å beskrive kvalitativt hvilke effekter som kan gjøre seg gjeldende. Problemet er den kvantitative siden: hvor store effekter, hvor store områder? Her stiller man ofte svakt, og årsakene er flere. Belastningen på fjorden er oftest dårlig kjent, likeledes vannutskiftningen og hydrokjemiske og biologiske forhold. Videre viser det seg stadig at de grunnleggende kunnskapene om effektene er utilstrekkelig. Selv om det gjøres omfattende undersøkelser med utvikling av modeller, vil man oftest være henvist til å trekke konklusjoner bygget på en betydelig andel skjønn og erfaring.

Dette vil fortsette å være situasjonen inn til modellene får bedre inngangsdata, dvs. man får bedre kunnskaper om de aktuelle sammenhenger og prosesser.

Når det gjelder overflatelaget kan man i det minste danne seg et inntrykk av forventede effekter ved å sammenholde størrelsen av belastningsendringen med den eksisterende totalbelastningen, og jevnføre mot det som er kjent om forurensningstilstanden. Denne type materialbalanse er omtalt i kap. 4.1.

Konklusjonene av slike vurderinger må trekkes med forsiktighet, men dreier belastningsøkningen seg om noen få prosent er det vel rimelig å anta at utslippet bare vil medføre lokale problemer, og legge hensynet til nærområdet til grunn for eventuelle undersøkelser eller andre tiltak.

Når det gjelder å bestemme effektene på oksygenforhold og organismesamfunn i dypvannet av økt gjødsling av overflatelaget, er også vanskelighetene store.

For kommunal kloakk regner man generelt at plantenærings saltene medfører en produksjon av organisk stoff som er 5 - 7 ganger større enn avløpsvannets eget innhold av organisk stoff. Men hvor stor andel av

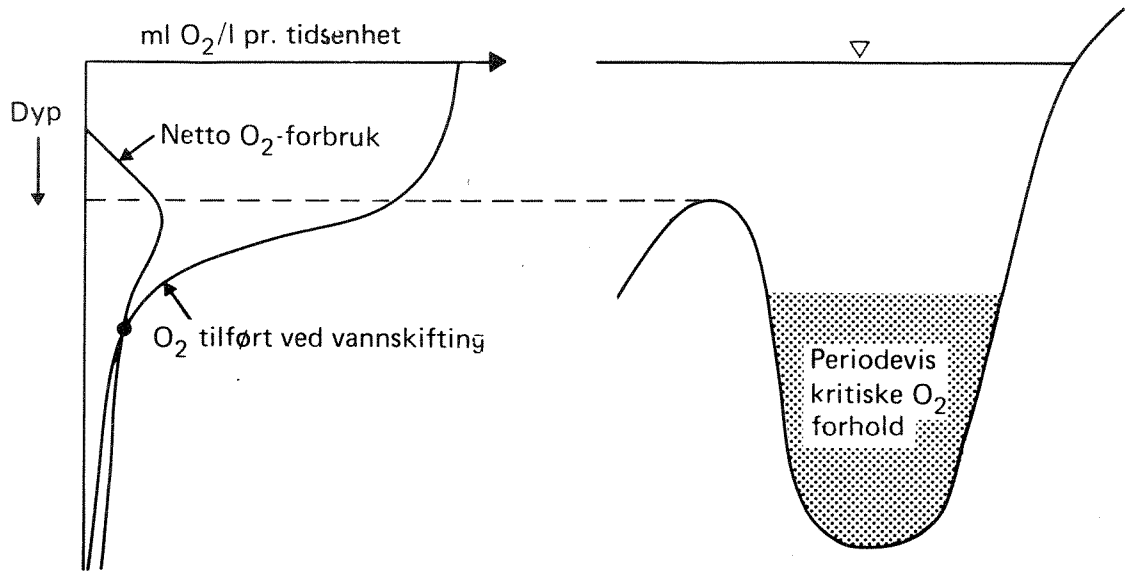
dette stoffet belaster dypvannet som kan ligge f.eks. 50 - 500 m under fotosyntesesonen? Denne andelen er umulig å beregne uten et omfattende måleprogram, men det kan nevnes at for Østersjøen regner man med at 20 - 40 % av totalt organisk stoff som produseres belaster dypvannet (Forsskåhl et al., 1982).

To opplagte holdepunkter for vurdering av dypvannet har man imidlertid. For det første kan man vurdere topografien. Stikkordet her er: antall terskler, terskeldyp, tverrsnittsareal ved terskelen, avstand til kystvannet, volumet av det stagnante dypvannet. Er det flere terskler innenfor hverandre, vil de innerste bassengene være svært sårbare. Spesielt gjelder dette hvis tersklene er grunne i forhold til bassengdypet innenfor, og tverrsnittsarealet er lite. Et eksempel her er fjordsystemet ved Flekkefjord, med fire bassenger innenfor hverandre.

Men også i store fjorder med dype terskler kan det oppstå oksygenproblemer, f.eks. Gandsfjorden ved Stavanger og Borgundfjorden ved Ålesund.

Det andre kriteriet er vannutskiftningen. Her må man skjelne mellom fjorder med regelmessig, årlig dypvannsutskiftning og fjorder med sjeldnere dypvannsfornyelse. Årlig, regelmessig utskiftning er gunstig bl.a. med hensyn til utsiktene til å bedre forholdene. Et eksempel på dette er Indre Oslofjord (se figur 2.4).

Sjeldnere utskiftning av vekslende omfang gjør det mye vanskeligere å redusere belastningen til et nivå der man vil unngå oksygenproblemer, fordi stagnasjonsperiodene da iblant flerdobles (2 - 3 år er vanlig). Her er det aktuelt å peke på en sammenheng mellom tilført oksygen og oksygenforbruk, som iblant blir oversett (figur 4.5). Poenget er at når man nærmer seg terskeldypet nedefra, vil etterhvert vannutskiftningen (tilført oksygen) øke sterkt. For en gitt fjord kan altså en relativt liten organisk belastning skape oksygenproblemer i de nedre 2/3 av dypvannet, mens det skal svært mye til før problemene vil omfatte hele vannmassen opp til terskeldypet.



Figur 4.5. Skjematisk bilde av fordeling mellom oksygenforbruk, oksygentilførsel og resulterende oksygenforhold i en terskefjord.

5. TILTAK FOR Å BEGRENSE EFFEKTER

Tiltakene for å begrense effektene fra utslipp av kommunalt avløpsvann kan skjematisk inndeles i to kategorier. Den ene er tiltak som bekjemper symptomer, f.eks. lufting av dypvannet i terskelfjorder. Den andre kategorien er tiltak som er rettet mot årsakene til problemene, dvs. forsøk på å redusere utslippene/konsentrasjonene i vannmassene. Vi skal først omtale den sistnevnte kategorien, og vil ta for oss tiltak for å redusere konsentrasjonene/mengdene og dermed effektene i avgrensede, lokale vannforekomster.

Generelt har man to tiltak til rådighet:

- 1) Redusere utslippene ved rensing av avløpsvannet: Hermed reduseres mengden av forurensende stoffer som tilføres resipienten.
- 2) Redusere konsentrasjonene i vannmassene gjennom fortynning og transport ut av området: Utslippene reduseres ikke, men man tar sikte på å redusere konsentrasjonene i vannmassene og stoffenes oppholdstid ved å utnytte naturlige fortynnings- og transportmekanismer.

Dyputslipp med innlagring av avløpsvannet bør normalt ansees som et supplement og ikke alternativ til disse tiltakene. I praksis vil man gjerne kombinere disse. Vi skal imidlertid omtale dem hver for seg.

5.1 Rensing av avløpsvannet

Dette er den klassiske metoden for å redusere utslippene av uønskede stoff. Mest aktuelt er partikulært materiale, organisk stoff, fosfor og nitrogen.

Partikulært materiale finnes i mange former og rensemetodene vil variere i effektivitet for de forskjellige stofftypene. En oversikt over aktuelle renseprosesser er gitt av SFT (1979, 1982) og en oppsummering av forventede renseeffekter for partikulært materiale er gitt i figur 2.5 side 20 og tabell 5.1.

Tabell 5.1. Antatte renseseffekter for partikulært materiale, i prosent (etter Molvær, Øren og Kvalvågnes, 1983).

Renseprinsipp Komponent	Ingen rensing	Maskin- renset rist	Sil	Mekanisk	Primær- felling
Flytestoff	0	10	80	100	100
Filler og annet grovt materiale	0	90	100	100	100
Sand, kaffegrut og tilsvarende	0	10	80	100	100
Sedimenterbart stoff (ekskl. filler, sand mm.)	0	0	60	100	100
Suspendert stoff (ekskl. filler, sand mm.)	0	0	15	60	85

Hovedformålet med tabellen er å angi forskjellen mellom de ulike rensesprinsippene. En angitt renseseffekt på 100 prosent må derfor ikke tas for bokstavelig, men antyder at renseseffekten ligger opp mot 100 prosent.

Renseseffektene er mest sikre for suspendert og sedimenterbart stoff, mens det knytter seg større grad av skjønn til renseseffektene for de andre komponentene.

I tillegg til forurensningsaspektet ved partikulært materiale (kap. 2.4), vil vi tilføye at rist og sandfang av driftstekniske grunner vanligvis bør være et minimumskrav til rensing før utslipp. Behovet for sedimenteringsanlegg, siler m.v. må vurderes i hvert enkelt tilfelle.

Ellers har Miljøverndepartementet i rundskriv T-22/83 til fylkesmennene endret retningslinjene for utslipp til gode sjøresipienter, og åpnet muligheten for urensede utslipp etter vurdering av lokale forhold.

Organisk stoff kan langt på vei fjernes ved etablerte metoder (se SFT 1979, 1982). Ved utslipp til (relativt gode eller gode) sjøresipienter av vanlig kommunalt avløpsvann, velger man imidlertid sjelden rensemetoder som primært fjerner organisk stoff, men heller metoder for fjerning av partikulært materiale, plantenæringsalter m.v. Grunnen

er at avløpsvannets eget innhold av organisk stoff vanligvis er lite i forhold til det som produseres i resipienten gjennom planteplanktonproduksjonen.

Plantenæringssaltene fosfor og nitrogen kan gi en uønsket eutrofieffekt i vannforekomsten. For fjerning av fosfor finnes metoder som gir 80 - 95 % renseseffekt, og som man har erfaring med. Fjerning av nitrogen har man i Norge langt mindre erfaring med, tekniske og økonomiske forhold gjør at dette ennå ikke er en "operativ" metode på linje med fosforfjerning.

Det kan imidlertid iblant være uvisst hva man oppnår ved å begrense utslippet av fosfor og/eller nitrogen. Oftest er det to grunner til denne usikkerheten:

1. Man tror at bidraget fra utslippet er ubetydelig i forhold til den naturlige transporten inn i området fotosyntesesone, ved horisontale strømmer (vindstrøm, tidevannsstrømmer, estuarin sirkulasjon osv.) og vertikale strømmer og blandingsprosesser (vertikal turbulens, oppstrømming osv.).

Den mest direkte måten å besvare dette spørsmålet på er å oppstille materialbalanser, slik at bidraget fra kommunal kloakk kan sammenlignes med de andre transportene - naturlige og sivilisatoriske. Eksempler på slike enkle budsjetter, er vist av Molvær (1983). Slike materialbalanser forutsetter at man har tilstrekkelig gode data med hensyn til vannutskiftningsprosesser og konsentrasjoner av fosfor og nitrogenforbindelser, og helst også opplysninger om biologiske forhold i strandsonen eller i vannmassene.

Det andre hovedspørsmålet er:

2. Hva er viktigst å redusere utslippet av - fosfor eller nitrogen?

I motsetning til upåvirket ferskvann der fosfor generelt regnes som begrensende faktor, anser man generelt at nitrogen oftere enn fosfor vil være begrensende for primærproduksjonen i sjøvann. I fjorder med

brakkvannslag blir situasjonen særlig komplisert, jevnfør diskusjonen om nytten av å fjerne fosfor i utslippet fra Sentralrenseanlegg Vest ved indre Oslofjord.

I utgangspunktet er det viktig å være klar over at situasjonen normalt ikke vil være at det enten er fosfor eller nitrogen som er den begrensende faktor for planktonproduksjonen i et fjordområde. Tilstanden vil variere. Til tider vil man finne situasjoner da det ligger an til nitrogenbegrensning, til andre tider vil målinger indikere fosforbegrensning. Spørsmålene blir da heller: Hvilke av stoffene synes oftest å opptre som begrensende faktor for primærproduksjonen? Kan vi ved å rense avløpsvannet med hensyn til fosfor eller nitrogen øke hyppigheten av situasjoner da det aktuelle stoffet vil opptre som en begrensende faktor.

Dette vil ofte være vanskelige vurderinger, selv etter omfattende resipientundersøkelser. Men hvis man ut fra lokale forhold har kommet frem til at primærproduksjonen i området er/vil bli for høy, bør man:

1. Oppstille materialbalanser som omtalt foran, og vurdere utslippets relative størrelse med hensyn til å avgjøre om det er: a) "lite" b) så stort at fjerning av det ene eller andre stoffet vesentlig vil endre på materialbalansen i fotosyntesesesonen.
2. Vurdere/undersøke om fotosyntesesesonen er "velbalansert" med hensyn til nitrogen og fosfor, eller om et av stoffene oftest opptrer i underskudd.
3. Hvis man ut fra pkt. 1 - 2 finner at utslippet må reduseres, har man valget mellom å rense avløpsvannet eller flytte utslippet til en vannforekomst med større resipientkapasitet - om det er teknisk/økonomisk mulig. Det siste alternativet er det mest radikalt, men her den fordel at man dermed reduserer belastningen både med hensyn til nitrogen og fosfor og dermed unngår diskusjonen omkring begrensende faktor(er) for planteplanktonproduksjonen.

Når det gjelder metaller og organiske miljøgifter, er effektiviteten av rensemetodene som anvendes for kommunalt avløpsvann mer usikker (se kap. 2.2 eller Knutzen og Øren, 1983). Er konsentrasjonene høye for disse stoffene, vil grunnen vanligvis være industrielt avløpsvann som ledes inn på nettet eller urbant overvann. I det første tilfellet bør avløpsvannet renses før det kommer inn på det kommunale nettet. Det urbane overvannet er vanskeligere å gjøre noe med, og man må vurdere kombinasjoner av rensing og fortynning.

For bakterier og virus er situasjonen noenlunde den samme (se kap. 2.3 eller f.eks. Ormerod og Molvær, 1983). Selv etter rensing vil avløpsvannet inneholde så høye konsentrasjoner at man er nødt til å satse på god fortynning, helst som dyputslipp.

5.2. Fortynning og transportveier

For alle resipientvurderinger gjelder at utslippets influensområde definerer en lengdeskala. Dersom utslippets karakteristiske lengde er mye mindre enn karakteristisk lengde for resipienten, har vi som oftest å gjøre med et fortynningsproblem. Dvs. at vannkvaliteten i utslippsområdet blir akseptabel bare vi får fortynnet utslippet tilstrekkelig. Dersom utslippets karakteristiske lengde er mye større enn karakteristisk lengde for resipienten, har vi som oftest å gjøre med et volumutskiftningsproblem. Dvs. at vannkvaliteten i utslippsområdet bestemmes av volumutskiftningen i resipienten.

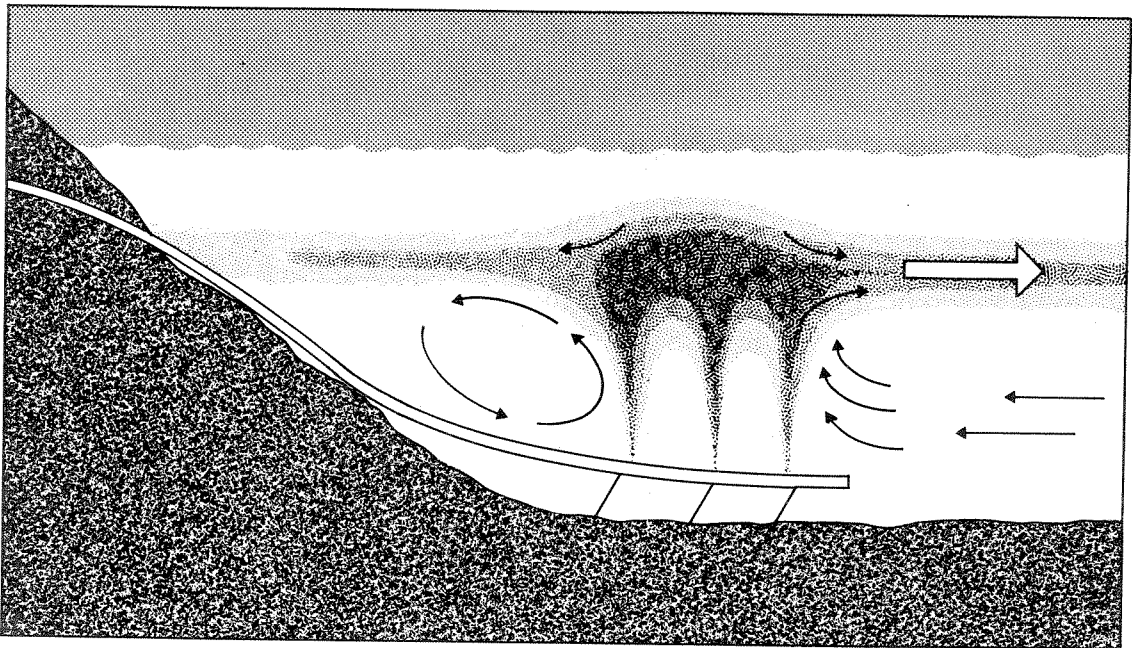
Ved utslipp til kyst og store åpne fjorder, vil resipientkvaliteten ofte være akseptabel en viss avstand fra utslippet. Ved utslipp til lukkede fjorder kan vi ha et volumutskiftningsproblem. Lokalt kan vi ved slike utslipp også ha et fortynningsproblem.

Dette kapitlet, fortynning og transportveier, omhandler metoder for beregning av fortynning og spredning. Metoder for beregning av vannutskiftning omtales i kapittel 3.2.

Utslippets forløp inndeles i en nærsone og en fjernsone. I nærsonen er utslippets bevegelsesmengde og oppdrift avgjørende for fortynning og spredning. Den videre fortynning og transport i fjernsonen bestemmes av resipientens strømmer og turbulensnivå.

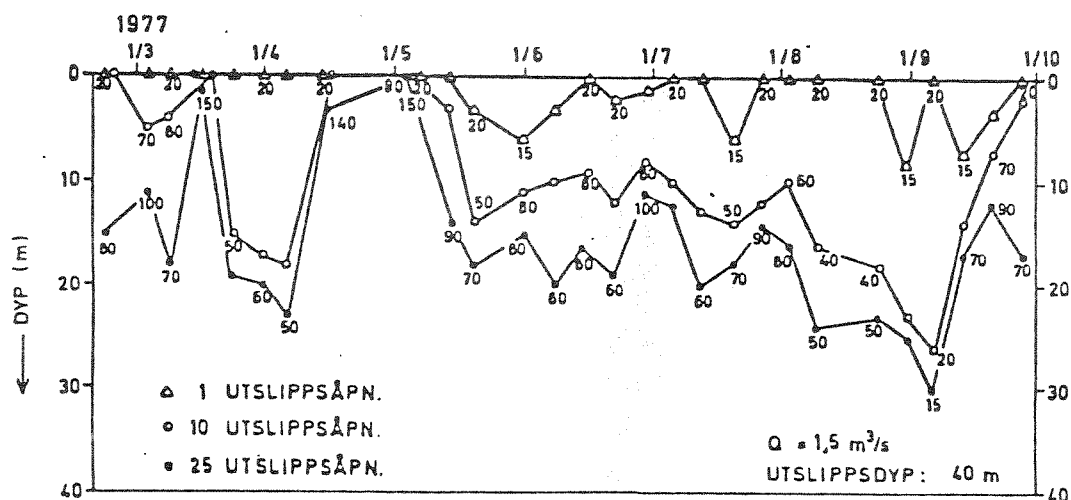
Innlagring og fortynning i nærsonen

En innlagring av avløpsvannet i resipientens vannmasser er mulig i de resipienter hvor tettheten øker med dypet. Vi kaller slike resipienter for sjiktede eller lagdelte. I homogene resipienter dvs. resipienter uten sjiktning, vil innlagring ikke kunne oppnås (unntatt i de tilfeller hvor avløpsvannets tetthet er identisk med omgivelsenes). Figur 4.1 illustrerer et diffusorutslipp med innlagring.



Figur 5.1. Dypvannsutslipp (Kirkerud et al., 1984).

I en resipient kan lagdelingen variere sterkt over tid, og den kan endre karakter over tidsrom på noen få dager. Innlagringsnivået for et dyputslipp vil av denne grunn variere mye. Ofte ønsker man å skreddersy et dyputslipp med henblikk på et ønsket innlagringsnivå i resipienten. På grunn av variabiliteten i resipientens lagdeling, er det viktig at slike vurderinger gjøres med grunnlag i en serie av feltdata. Figur 5.2 viser beregnede innlagringsnivåer for et utslipp til Byfjorden, Stavanger.



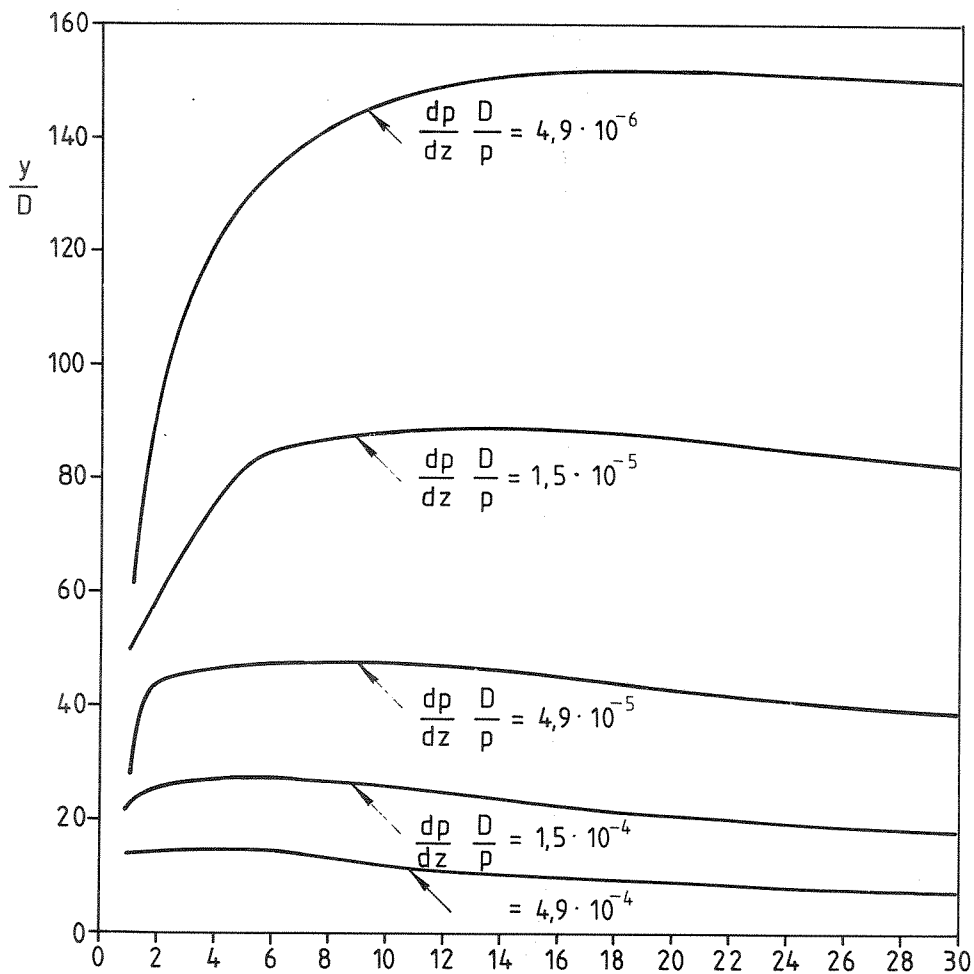
Figur 5.2. Figuren viser hvordan innlagringsdypet og fortyningen varierer med tiden. Skala for innlagringsdyp er vist på vertikalaksen, mens fortyningen er skrevet på figuren (Mathisen et al., 1977).

Figur 5.2 viser at både innlagringsdyp og nærsonefortynning vil øke dersom vi fordeler den totale utslippsmengden på flere utslipp; dvs. at vi benytter en såkalt diffusor. Ved bruk av diffusor kan en velge et grunnere utslippsdyp enn om bare én utslippsåpning benyttes. Bruk av diffusor er særlig aktuelt for større utslipp ($> 10\ 000$ p.e.).

Ved kommunale utslipp kan et aktuelt krav være at utslippet skal være innlagret under et bestemt dyp i sommerhalvåret, og at fortyningen skal overstige en viss verdi ved gjennomslag til overflaten i perioder om høsten og vinteren.

Ved planlegging av et dyputslipp er det vanligvis aktuelt å regne på mange kombinasjoner av utslippsdyp, diameter på utslippsrør, vannmengde og tetthetsprofiler. Beregningene utføres enklest av EDB-programmer som gir strålebane, innlagringsdyp og fortykning av utslipp i en resipient med en vilkårlig sjiktning. Slike programmer er her i Norge blitt utviklet ved NIVA (Bjerkeng & Lesjø, 1973) og NHL (Audunson & Land, 1974). Videre er slike programmer nå tilgjengelig ved flere konsulentfirmaer.

Hvis antall kombinasjoner ikke er for stort og tetthetsprofilene ikke for uregelmessige, kan beregningene gjøres ved hjelp av diagram. Innlagringsdypet kan enkelte vurderes ved bruk av figur 5.3. Denne figuren viser (for et horisontalt rettet utslipp) den normaliserte stighøyde (Z/D) som funksjon av utslippets desimetriske Froudetall (F_0) en normalisert lagdelingsparameter ($\frac{dp}{dz} \cdot \frac{D}{\rho a}$), der



Figur 5.3. Normalisert stighøyde ($\frac{Z}{D}$) som funksjon av utslippets desimetriske Froudetall (F_0) og normalisert lagdelingsparameter ($\frac{dp}{dz} \cdot \frac{D}{\rho a}$), etter Sørås & Thendrup (1984).

z = den vertikale avstand fra utslippsåpning til avløpsvannets innlagringsdyp.

D = diameter på utslippsrør.

$$F_0 = \frac{u_0}{\sqrt{\frac{\Delta\rho_0}{\rho_a} \cdot g \cdot D}}$$

u_0 = utslippshastigheten.

$\Delta\rho_0$ = tetthetsforskjellen mellom utslippsvannet og resipientvannet.

ρ_a = tettheten av resipientvannet i utslippsdyp.

g = tyngdeakselerasjonen.

$\frac{d\rho}{dz}$ = midlere tetthetsgradient i resipienten mellom utslippsdyp og innlagring.

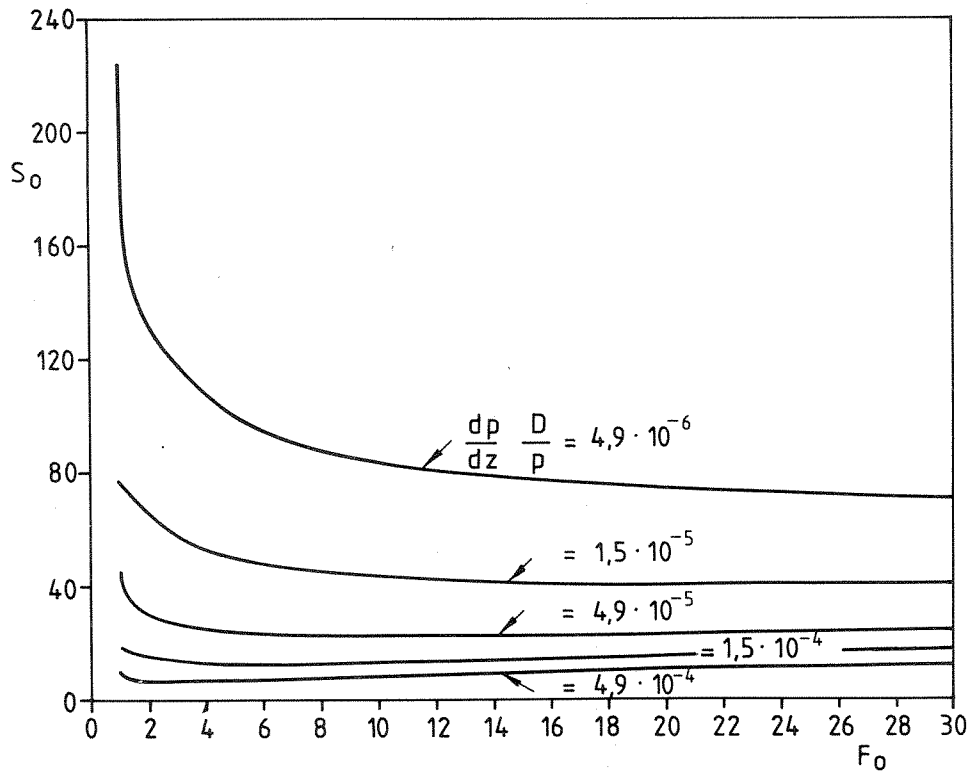
For et gitt datasett for lagdeling (enten målt ved det aktuelle utslippssted eller overført fra et nærliggende målepunkt), vil figuren raskt gi innlagringsnivå for et utvalg kombinasjoner av utslippsdyp og utslippsdiameter.

Figur 5.4 viser senterlinjefortynningen i innlagringsnivå (S_0) som funksjon av F_0 og $\frac{d\rho}{dz} \cdot \frac{D}{\rho_a}$.

I de fleste sjøresipienter vil en periodevis om høsten og vinteren ha så liten lagdeling at innlagring av utslippet vanskelig kan oppnås. Som tidligere nevnt kan det da være aktuelt å kreve en minimum fortynning ved gjennombrudd til overflaten. For dette tilfellet vil bruk av formelen

$$S_0 = \frac{2}{3} \cdot \frac{Y}{D}$$

(der Y = utslippsdypet) være en god tilnærming for senterlinjefortynningen.



Figur 5.4. Fortynningen i innlagringsnivå (S_0) som funksjon av F_0 og $(\frac{dp}{dz} \cdot \frac{D}{a})$, etter Sørås & Thendrup (1984).

Transportveier og fortynning i fjernsonen

Etter at utslippet er innlagret (eller nådd overflaten) vil det bli fraktet videre med de strømmer som finnes i resipienten. Strømforholdene i en resipient bør vurderes særskilt for hvert enkelt utslipp. Generelt sett vil vannutskiftningen i norske kystområder være god dersom en unngår relativt små poller og fjorder med liten vannutskiftning eller bakevjer. Imidlertid vil en også i bakevjer ha periodevis vannutskiftning på grunn av endringer i strømforholdene og tetthetsfeltet (periode fra $\frac{1}{2}$ til 10 dager).

Selv om vannutskiftningen i et området er god, kan vi få et forurensningsproblem dersom det for kort avstand fra utslipp til f.eks. en badeplass eller oppdrettsanlegg for fisk. Fortynningen fra utslipp til et slikt område er en viktig parameter.

Grace (1978) angir en svært anvendbar metode for beregning av fortynningen for en linjekilde i et homogent turbulent strømfelt. Han gjør følgende antagelser:

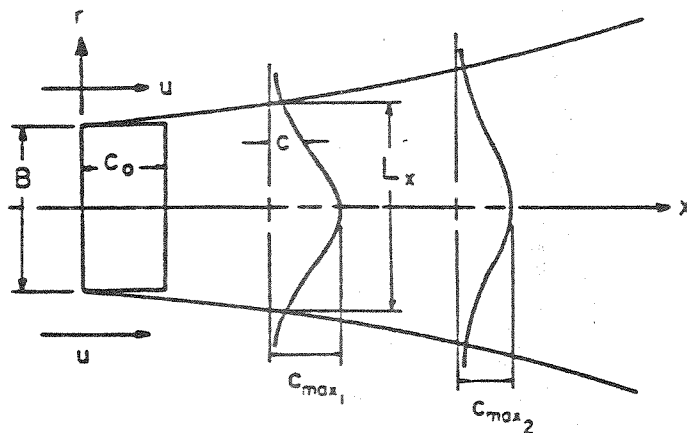
1. Vertikal blanding er neglisjerbar. Dette kan være en rimelig antagelse for et utslipp som innlagres over et eventuelt sprangsjikt. Dersom dette ikke er tilfelle, vil fortynningen bli underestimert.
2. Blanding på tvers av strømrretningen kan beskrives ved en diffusjonskoeffisient D_{ty} som er avhengig av forurensningskylens bredde L_x .

Vi antar så at D_{ty} kan skrives

$$D_{ty} = \alpha \cdot L^{\ n_0}$$

Noen størrelser som inngår er definert i figur 5.5.

Videre anvendes en størrelse $\beta = \frac{12\alpha \cdot B^{\ n_0-1}}{u}$



Figur 5.5. Skjematisk diagram for Brooks overflatestråle (Grace, 1978).

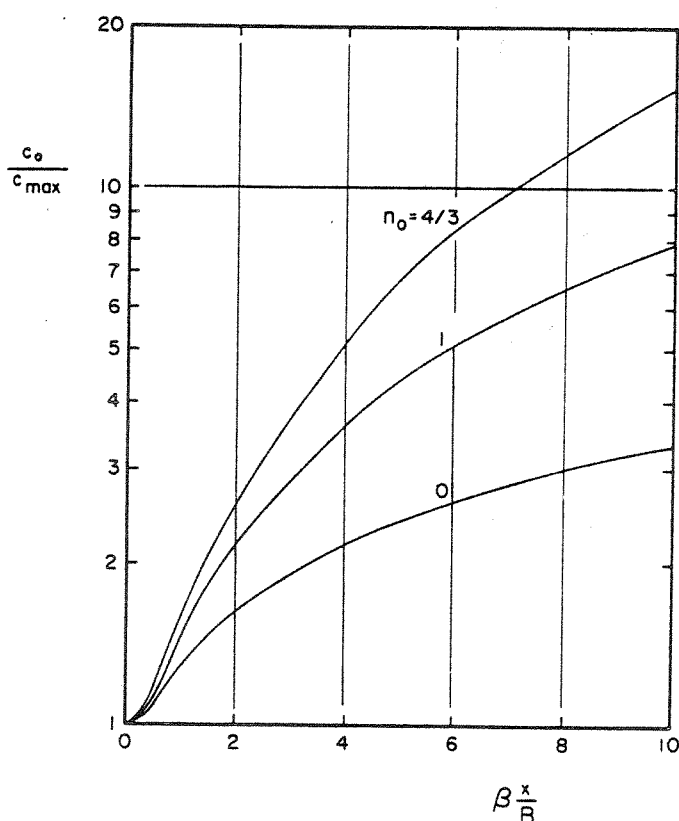
Ifølge den såkalte Richardsons lov skal n_0 være lik 4/3 for åpent hav. Grace (1978) argumenterer imidlertid for at $n_0=1$ når utslippet føres langs en kystlinje. Vi får en løsning for konstant diffusjonskoeffisient ved å sette $n_0 = 0$.

Verdiene for α er funnet å variere mellom $0,0001 \text{ m}^{2/3}/\text{s}$ og $0,002 \text{ m}^{2/3}/\text{s}$ med en midlere verdi lik $0,0005 \text{ m}^{2/3}/\text{s}$ for $n_0 = 4/3$.

β beregnes som funksjon av α , β , n_0 og u ,

der u = strømhastigheten i resipienten i innlagringsnivå.

En mer utførlig omtale er gitt av Jacobson, et al. (1982, s. 57-61). Figur 5.6 illustrerer beregningsresultater for tre forskjellige verdier av n_0 .



Figur 5.6. Utslippskonsentrasjonen langs senterlinjen som funksjon av avstanden fra utslippet.

5.3 Økning av dypvannsutskiftning

Hensynet til fjorder og poller med periodevis oksygensvikt i dypvannet veier oftest tungt når kommuner o.a. utarbeider kloakkrammeplaner, og man planlegger gjerne med sikte på tiltak som vil redusere oksygenforbruket eller i alle fall gi minst mulig økning. Vanlige tiltak er kostbar overføring av avløpsvannet til bedre resipienter, eller rensing med hensyn til organisk stoff og plantenæringsalter før utslipp.

På denne måten blir oksygenforbruket og dermed oksygenproblemet redusert, men ofte vil det fortsatt inntreffe perioder med oksygensvikt fordi restbelastningen stadig overgår oksygentilførselen.

I fjorder der vannkvaliteten i overflatelag og tilstanden i strandsonen er tilfredsstillende, vil et alternativ eller supplement til belastningsbegrensende tiltak være å øke oksygentilførselen til dypvannet. Det skjer ved øking av vannutskiftningen.

En del metoder til dette har vært gjennomgått av NHL og NIVA (Berge m.fl. 1982). En metode er å forbedre vannutskiftningen ved å sprengte bort terskelen, eller deler av denne. Dette er imidlertid en så kostbar arbeidsoperasjon at den sjelden er realistisk å gjennomføre. Den mest lovende metoden synes å være utslipp av luft eller relativt lett vann (ferskvann, brakkvann) i dypet av fjorden. Et slikt utslipp vil drive en transport av dypvann opp mot overflaten eller eventuelt et sprangsjikt, og dermed omgående øke vannutskiftningen.

I sommerhalvåret og utover høsten, da vannmassene utenfor terskelen har relativ lav tetthet, vil slike utslipp videre medfører at dypvannets tetthet reduseres raskere enn normalt. Denne tetthetsreduksjonen legger forholdene tilrette for økt hyppighet av "naturlige" dypvannutskiftninger utover i vinterhalvåret. I prinsippet vil metoden således både ha en umiddelbar og en mer langsiktig effekt.

Ved riktig bruk bør denne form for "kunstig åndedrett" gi små eller ingen negative effekter. I startfasen må man imidlertid unngå at oksygenfattig dypvann skaper problemer nærmere overflaten. Videre må man vurdere om transporten av fosfor- og nitrogenrikt dypvann opp mot fotosyntesesonen vil skape en uønsket økning av primærproduksjonen. I så fall er det aktuelt å konsentrere luftingen til vinterhalvåret.

Foruten det som ovenfor er nevnt om kommunalt avløpsvann, kan andre anvendelser være å forbedre oksygenforholdene i poller eller fjordbassenger hvor det er aktuelt med fiskeoppdrettsanlegg, eller kompensere for dårligere vannutskiftning som følge av f.eks. en veifylling som delvis stenger terskelen til et fjordområde.

Ennå har man sparsomme erfaringer med hensyn til dimensjonering, valg av tidspunkt, bruk av luft eller ferskvann, samt kostnadene ved slike tiltak. I hovedsak er erfaringene knyttet til NHLs forsøk i Bongstøvann og Rona ved Mandal (Berge, 1981), og til Nordåsvatn ved Bergen. I det sistnevnte ble oksygenforholdene vesentlig forbedret da det kommunale avløpsvannet ble ført ut som dyputslipp, men ble sannsynligvis dårligere da dyputslippene ble fjernet og alt avløpsvannet ført til utslipp utenfor Nordåsvatnet (Johannessen, 1983). Interessen for denne form for fjordforbedring er imidlertid økende, og det er grunn til å tro at det nå vil komme igang prosjekter som vil gi de nødvendige erfaringer.

5.4 Valg av utslippsdyp og sted

Valg av utslippssted og utslippsdyp må sees i sammenheng med vurderingene av rensbehov og fortynningsmuligheter. Ved rensing begrenser man mengdene som slippes ut av forurensende stoffer. Valg av utslippssted og dyp er deretter avgjørende for hvilke områder som påvirkes av utslippet. Målet er at avløpsvannet raskt skal fortynnes og fordeles i resipienten slik at naturlige selvrensingsprosesser utnyttes best mulig, virkninger på naturressurser og ulemper/skader på bruksinteresser blir minst mulig. Et gunstig valg av utslippsdyp/sted kan altså forhindre/reducere lokale problem. Man reduserer ikke muligheten for evt. regionale problem.

Valg av utslippsdyp

Vi vil skjelne mellom utslipp til overflatelaget og dyputslipp. Begrepet "utslipp til overflatelaget" henger sammen med tykkelsen av overflatelaget, men i praktisk sammenheng vil man i alle fall mene utslipp grunnere enn 5 m dyp. I blant kanskje nærmere 10 m dyp.

Utslipp til overflatelaget har den ulempen at de umiddelbart belaster overflatelaget med avløpsvann som i utgangspunktet kan være dårlig fortynnet. Ofte ligger utslippet i strandsonen eller nær land, noe som vanligvis er lite ønskelig både av hygieniske og estetiske grunner. I regelen bør derfor utslipp til overflatelaget unngås. Unntak kan være for mindre utslipp, i god avstand fra land eller i stabile strømsystem som fører avløpsvannet ut fra land.

Dyputslipp av avløpsvannet er normalt å foretrekke. Ved det oppnås ofte god avstand fra land, god primærfortynning samt dyplagring av avløpsvannet hele året eller deler av det. Såvel problemer fra for- søpling i strandsonene, hygieniske forhold og gjødsling av fotosyn- tesesonen eller overflatelag kan dermed reduseres betydelig.

Liseth (1982) har bl.a. diskutert hva som kan oppnås ved forskjellige kombinasjoner rensing og utslipp, og viser at ved utslipp til lite belastede resipienter kan primærfortynningen redusere konsentrasjonene mer enn et avansert renseanlegg.

Valg av dyp og utslippsarrangement (ett hull, flere hull, hulldiame- ter) må sees i sammenheng med ønsket innlagringsdyp og primærfortyn- ning. For enkle overslagsberegninger kan brukes enkle regnemetoder som vist i kap. 5.2. Ved større datamengder (mange tetthetsprofiler fra resipienten, mange kombinasjoner av dyp, hull, vannmengder) er det rasjonelt å bruke et av regnemaskinprogrammene som finnes ved oppdrags- institutter og konsulentfirmaer.

Oftest velges utslippsdyp i 20 - 30 m og sjelden mer enn 40 m, av hen- syn til driftsforhold og økonomi.

Innlagringsdypet og primærfortynninger kan variere mye med tiden. Hvor særlig gjødslingseffekter og hygieniske problem må unngås, bør man velge sommerhalvåret som "dimensjonerende" tidsrom.

Ved fastleggelse av innlagringsdyp må man likeledes ta hensyn til to- pografi (f.eks. innlagring over terskel) og strømforhold (unngå f.eks. estuarin kompensasjonsstrømmer).

Valg av utslippssted

Det er vanskelig å gi annet enn generell retningslinjer for valg av utslippssted. Valget vil innebære en vurdering av rensegrad, utslippsmengder, naturressurser og bruksinteresser som må beskyttes, utslippsdyp, innlagring og primærfortynning gjennom året, strømforhold m.v.

I fjorder er gjerne de innerste områdene mest sårbare fordi vannutskiftningen er mindre enn lenger ut, oppholdstiden for vannmassene (stoffene) er lengre, og belastningen ofte relativt stor på grunn av befolkningskonsentrasjoner, industri og arealavrenning. Generelt bør man da søke å legge utslippet lengst ut i fjorden.

Mer spesielt bør man ta sikte på å unngå områder med ugunstige strømforhold. Med dette tenkes særlig på bakevjer, eller strømmer som ofte vil føre avløpsvannet tilbake mot områder som skal beskyttes.

6. LITTERATUR

- Audunson, T. og Land, J., 1974: Fortynning og spredning av avløpsvann. VHL-internrapport. Trondheim.
- Berge, F.S., 1981: Fjordforbedring i Bongstøvvann og Rona. NHL-rapport STF60 A8011. Trondheim.
- Berge, F.S., Molvær, J., Nilsen, G., og Thendrup, A., 1982: Fjordforbedring. Tiltak for å bedre oksygenforholdene i poller og terskelfjorder. NIVA-rapport 81046, NHL-rapport STF60 A82077. Oslo/Trondheim.
- Bjerkeng, B. og Lesjø, AA., 1973: Mixing of a jet into a stratified environment. PRA 5.7. NIVA, O-126/72.
- Chen, C.W. and Orlob, G.T., 1972: The accumulation and significance of sludge near San Diego outfall. Jour. Water Poll. Control Fed., 44, pp. 1362-1371.
- Fleischer, S., Rydberg, L. och Stibe, L., 1982: Transport av kväve och fosfor til Laholmsbukten. Vatten 38: 451-460. Lund.
- Forsskåhl, M., Laakkonen, A. and Leppänen, J.-M., 1982: Seasonal cycle of production and sedimentation of organic matter at the entrance of the Gulf of Finland. Netherlands Journal of Sea Research 16, 290-299.
- Føyn, E., 1971: Municipal Wastes. In: Impingement of man on the oceans. Ed. D. Hood. Wiley-Interscience.
- Garside, C., Malone, T.C., Roels, O.A., Sharfstein, B.A., 1976: An evaluation of sewage-derived nutrients and their influence on the Hudson Estuary and New York Bight. Estuar. and Coastal Marine Science, 4, 281-289.

- Grace, R.A., 1978: Marine outfall systems. Planning, design and construction. Prentice-Hall, Inc., New Jersey.
- Gramme, P.E., 1980: Torsk som indikatororganisme for kvikksølv-belastningen for Frierfjorden. RP 14/80. Norsk Hydro, Forsknings-senteret, Porsgrunn.
- Jacobson, P., McClimans, T.A., Thendrup, A., 1982: Vurdering av rensekrav for sjøresipienter. Rapport nr. 1. Dominerende fysiske prosesser i fjorder og kystfarvann. NHL-rapport 2 83033. Trondheim.
- Johannessen, P.J., 1983: Overvåking av fjordene rundt Bergen 1982. Rapport nr. 3. Institutt for Marinbiologi, Universitetet i Bergen.
- Källqvist, T., Magnusson, J., Pedersen A. og Tangen, K., 1982: Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1981. NIVA-rapport 0-71160. Oslo.
- Kirkerud, L., Knutzen, J., Magnusson, J., Ormerod, K. og Rygg, B., 1983: Vurdering av rensekrav for sjøresipienter. Rapport nr. 7. Effekter av tilførsler av plantenæringsstoffer og organisk stoff. NIVA-rapport 0-81006, Oslo.
- Knutzen, J., 1984: Basisundersøkelse i Ranafjorden, en marin industriresipient. Delrapport IV: Undersøkelse av organismesamfunn på grunt vann og av PAH og metaller i hvirvelløse dyr og tang 1980-81. NIVA-rapport 0-8000318. Oslo.
- Knutzen, J., Rygg, B. og Skei, J., 1982: Overvåking av Saudafjorden 1981. NIVA-rapport 0-8000306. Oslo.
- Knutzen, J. og Øren, K., 1983: Vurdering av rensekrav. Rapport 4. Avløpsvannets innhold av miljøgifter. NIVA-rapport 0-81006-III,

- Koh, R.C.Y., 1982: Initial Sedimentation of Waste Particulates Discharged from Ocean Outfalls. Environ. Sci. Technol. 1982, 16, 757-763.
- Lassen, J. og Omland, T., 1979: Humane infeksjonssykdommer overført med vann. Vann, Nr. 1B, 1979
- Lindholm, O., Molvær, J. og Øren, K., 1983: Kostnads- og effektivitetsanalyse av tiltak mot forurensninger i Gandsfjorden. NIVA-rapport O-83087. Oslo.
- Liseth, P., 1982: Hva kan oppnås ved dypvannsutslipp? Vann, Nr. 4, 1982.
- Magnusson, J., 1976: Resipientundersøkelse i Korsvikfjorden, Kristiansand. NIVA-rapport O-74110. Oslo.
- Mathisen, J.P., Nittve, A., Sægrov, S. og Thendrup, A., 1977: Resipientundersøkelse ved Stavangerhalvøya. Marinfysiske vurderinger av utslipp i Byfjorden og Gandsfjorden. VHL-rapport STF60 F78004. Trondheim.
- McClimans, T.A., 1981: On the Hydrography, Dynamics and Energetics of Fjords. Doktoravhandling. Universitetet i Trondheim.
- Miljøstyrelsen, 1983: Vejledning fra Miljøstyrelsen. Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del II. Kystvande. København.
- Mitchell, R. and Chamberlin, C., 1975: Factors influencing the survival of enteric microorganisms in the sea: an overview. In: Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Ed.: A.L.H. Gameson. Pergamon Press. London.
- Molvær, J., 1983: Vurdering av rensekrav for sjøresipienter. Rapport 2. Forsøksvis oppstilling av massebudsjetter for nitrogen og fosfor. NIVA-rapport O-81006. Oslo.

- Molvær, J., Øren, K. og Kvalvågnæs, K., 1983: Vurdering av rensekrav for sjøresipienter. Rapport 5. Nedslamming og forsøpling av bunnen ved utslipp av kommunalt avløpsvann. NIVA-rapport O-81006-IV. Oslo.
- Ormerod, K. og Molvær, J., 1983: Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 6. Hygieniske effekter. NIVA-rapport O-81006-V. Oslo.
- Rydberg, L. 1982: Nærslalter og hydrografi i sydøstra Kattegatt och Laholmsbukten samt dereas betydelse för de biologiska produktionsförhållandena. Vatten 38: 436-450. Lund 1982.
- Rygg, B., 1984: Bløtbunnsfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. NIVA-rapport. OF-80612. Oslo.
- SIFF (Statens institutt for folkehelse), 1976: Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann. Rev. utg. nov. 1976. Oslo.
- Skei, J.M., 1979: Eksempel på bruk av sedimenter i overvåking av norske fjorder. Femtonde Nordiska Symposiet om Vattenforskning. Nordforsk. Miljøvårdsekretariatet. Publ. 1979:2, pp.273-284.
- Stigebrandt, A., 1981: A mechanism governing the estuarine circulation in deep, strongly stratified fjords. Estuarine, Coastal and Shelf Science 13:197-211.
- Stigebrandt, A., 1983a: Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 3. Om bestämning av ett kloakkutsläpps influensområde. NIVA-rapport O-81006-II. Oslo.
- Stigebrandt, A., 1983b: Modellering av fysiske, kemiske, biologiske och bakteriologiske förhållandene i inre Gandsfjorden. Notat. NIVA-prosjekt O-83087. Oslo.
- Sørås, P.E. og Thendrup, A., 1984: Upublisert VHL-notat.

- Thaulow, H., Kirkerud, L., Wright, D., Grande, M., Lindström, E.-A. og Aanes, K.J., 1980: Vurderingssystem for vannkvalitet og bruksformer for vann. Fremdriftsrapport. NIVA-rapport O-80007. Oslo.
- Vennerød, K., 1984: Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. NIVA-rapport O-82014. Oslo.
- Ødegaard, H., 1979: Veiledning for valg av renseprosess. SFT-rapport. TA 545. Oslo.
- Ødegaard, H., 1982: Kjemisk rensing av kommunalt avløpsvann. SFT-rapport nr. 44. Oslo.
- Østensvik, Ø.: 1979: Desimering av miljøfremmede mikroorganismer i vann. Vann Nr. 1B. 1979. Oslo.

V E D L E G G 1

Tabell 1. Reduksjon i antall termotolerante coliforme bakterier og Salmonella ved forskjellige rensemetoder (fra Ormerod og Molvær 1983).

RENSEMETODE	PROSENT REDUKSJON	ANTALL BAKTERIER PR. 100 ML AVLØPSVANN		
		Termotolerante coliforme bakterier TCB	Danmark (11)	<u>Salmonella</u> U S A (27)
Ingen, råkloakk	0	100.000.000	500	500.000
Finsil	20	80.000.000	400	400.000
Sedimentering	75	25.000.000	125	125.000
Kjemisk felling, Al/Fe	80	20.000.000	100	100.000
Biofilter, høy belastn.	90	10.000.000	50	50.000
Biofilter, lav "	95	5.000.000	25	25.000
Aktivslam, høy belastn.	90	10.000.000	50	50.000
Aktivslam, lav "	95	5.000.000	25	25.000
Klorering av råvann	95	5.000.000	25	25.000
Klorering av biologisk renset vann	99	1.000.000	5	5.000
Kjemisk felling, Ca	99,99	10.000	0,05	50

Reduksjons- prosenten er maksimaltall fra tabell T3, som er gjort gjeldende for både TCB og Salmonella. Mengde Salmonella pr. mengde TCB er tatt fra de angitte publikasjoner i ref.11 og 27. Antall påviste salmonellabakterier pr. antall påviste TCB regnes for Danmark som 1 pr. 10⁶, for USA som 1 pr. 200.

V E D L E G G 2

Tabell 1. Dykkerobservasjoner av nedslamming omkring dyputslipp (fra Molvær m.fl., 1983).

Sted	Utslippsdyp	Antall p.e.	Rensing	Resipient	Diameter på for-søplet og nedslammet areal	Voilthøyde	Største avstand til "uberørt" område	Konsistens på slamhaugen, kommentarer	Referanse
Kroken sør Tromsø kommune	ca. 7 m	3000	Ingen	Tromsøysundet	10 m	1 m	150 m	Grus, filler, papir, ekskrementer	10
Nordsyn Tromsø kommune	10 m	ca. 2500	Ingen	Tromsøysundet	10 m	0,5-1 m	< 100 m	Lekkasje i strandsonen	10
Nansens plass Tromsø kommune	I overflaten under kai	ca. 1500	Ingen	Tromsøysundet	5 m	1-2 m	20 m	Sand og grus, noe ekskrementer	10
S. Zakariassenstgt. Tromsø kommune	I vannkanten	ca. 3500 + fiskeforedlingsdrift	Ingen	Tromsøysundet	50-100 m	-	> 50-100 m	Hele området i bukta er påvirket	10
Stakkevollan Tromsø kommune	I overflaten	ca. 3000	Ingen	Tromsøysundet	ca. 30 m	ca. 1 m	ca. 30 m	Organisk slam med betydelig innslag av toilettpapir	10
Sorgenfri Tromsø kommune	ca. 7 m (lavvann)	ca. 2000	Ingen	Tromsøya, sørvestsiden, god vannutskifting	5 m	1 m	ca. 75 m	Stor lekkasje i strandlinjen	10
Langnes Tromsø kommune	ca. 6 m	ca. 6000	Ingen	Tromsøya, Sandnessundet, god vannutskifting	-	-	Diffus overgang	Beskjeden påvirkn. p.g.a. sterk strøm	10
Kvaløysletta sør Tromsø kommune	ca. 5 m	ca. 1100	Silanlegg rotostreiner	Kvaløya, Sandnessundet	2-3 m	ca. 0,3 m	ca. 10 m	Naturlige forhold selv nær utslippet	10
Nordkjosbotn Balsfjord kommune	10 m	600-800	Silanlegg Thune Eureka	Fjordbotn, tidevann, elveutløp, brakkv.	2 m	0,2 m	ca. 8 m	Slam uten grovere partikler	10
Karoliusbukta I Finnsnes, Lenvik kommune	ca. 3 m	ca. 110	Ingen	Liten bukt nær kai	10-15 m	ca. 0,5 m	20-30 m	Slamhaugen høyere enn selve utslippet	10
Karoliusbukta II Finnsnes, Lenvik kommune	7-8 m	ca. 380	Ingen	Liten bukt nær kai, hovedsakelig tidevannutskifting	5-10 m	0,5-1 m	20-30 m	Sand, grus, kaffegrut, papir, ekskrementer	10
Olderhamna, Finnsnes Lenvik kommune	ca. 4 m	ca. 370	Ingen	Apen, stor bukt	10-15 m	1,5-2 m	ca. 30 m	Sand, kaffegrut, tekstiler, plast, papir og ekskrem.	10

Tabell 1. forts.

Sted	Utslippdyb	Antall p.e.	Rensing	Resipient	Diameter på for- søplet og ned- slammet areal	Vollhøyde	Største av- stand til "uberørt" område	Konsistens på slamhaugen, kommentarer	Referanse
Finnfjordbotn Lenvik kommune	ca. 4 m	ca. 220	Underdim. slamavskil- ler	Fjordbotn, tidevann, elveutløp	10 m	0,5 m	15 m	Utenfor den org- slamhaugen er bunnen lite på- virket	10
Senjanopen Berg kommune	ca. 14 m	ca. 150	Ingen	Innløp Senja- hopen, tidev. bra vannutsk.	2 m	< 0,1 m	ca. 5 m	Betydelig lek- kasse i strand- sonen	10
Bergsvågen Harstad kommune	ca. 8 m	7000	Ingen	Åpen bukt, god vannutskifting	10-15 m	ca. 1 m	40-50 m	Ekskrementer, filler, papir etc.	9
Gansåsbotn Harstad kommune	9-10 m	Ikke oppgitt for utslip- pet alene. Til Gansåsb. totalt dren- erer 10-12000 p.e.	Ingen	Smal, inneluk- ket bukt, dårlig vann- utskifting	15-20 m	ca. 1 m	> 50 m	Store sekundær- virkninger p.g.å. Innelukket om- råde	9
Vårnes Stokke kommune	40 m	ca. 4000	Mekanisk	Dyphøl i trang innelukket fjord, dårlig vannutskifting	-	-	Diffus grense Hele nærom- rådet påvirk.	Diffusor på ut- slippet. Ingen slamhaug, men bunnen består av bløtt, svart slam	11
Vallø Sem kommune	40 m	Økende inntil ca. 45000	Urenset	Åpent farvann, god vannut- skifting	ca. 100 m	1 m	> 150 m	Voll av sand og faste, tyngre partikler av svart kornet materiale. Nærområdet dekket av hvitt hetero- trof vekst	11
Vallø Sem kommune	30 m	ca. 45.000	Mekanisk	Åpent farvann, god vannut- skifting	ca. 50 m	1 m	150 m	Voll av sand og faste, tyngre partikler. Hvitt heterotroft belegg er nå borte	12