



Resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann

EU's avløpsdirektiv

Versjon 3 - oppdatert i 2005

TA-1890/2005
ISBN 82-7655-459-8

Forord

Denne veilederen beskriver planlegging og gjennomføring av fem typer resipientundersøkelser knyttet til EUs avløpsdirektiv.

Veilederens hovedmålgruppe er kommunen (anleggseieren). Veilederen skal bidra til at resipientundersøkelser holder nødvendig omfang og kvalitet, slik at eventuelle unntak fra renskravene i EUs avløpsdirektiv kan vurderes av fylkesmannen.

Det er først og fremst kommuner med avløpsanlegg i tettbebyggelse med samlet maksimal ukentlig belastning på over 10 000 pe til sjø eller elvemunning som omfattes av veilederen. I noen tilfeller er veilederen også relevant for tettbebyggelse mellom 2000 og 10 000 pe.

Fylkesmannen er også en viktig målgruppe, grunnet sin myndighetsutøvelse i medhold av kommende avløpsforskrift. Inntil en slik forskrift er vedtatt, skal veilederen legges til grunn for krav i utslippstillatelser og pålegg gitt av fylkesmannen.

Verken Europakommisjonen eller ESA har gitt føringer på hvordan slike undersøkelser skal gjennomføres. Veilederen er derfor i hovedsak basert på vanlig praksis i Norge og sammenlignbare undersøkelser fra Portugal og Skottland.

Veilederen er skrevet av NIVA i samarbeid med Akvaplan-niva og SFT. Første versjon ble utgitt 04.11.2002. Dette er versjon nr. 3 med følgende endringer:

1. Ny henvisning til OSPAR dokument i kapittel 2.5
2. Endring i krav til rapportering i kapittel 3.5
3. Presisering av tettbebyggelse i kapittel 4.1.1
4. Konsentrasjon av termotabile koliforme bakterier i blandingsvannmassen i kapittel 4.1.2

Veilederen er ikke oppdatert mht. krav og bestemmelser som står i ny helhetlig avløpsdel i forurensningsforskriften som var på høring i perioden 7. mars til 6. juni 2005. Veilederen vil bli ajourført etter at ny avløpsdel i forurensningsforskriften er vedtatt.

SFT, Oslo, november 2005

Hilde Terese Hamre
direktør for lokalmiljøavdelingen

Innhold

Sammendrag	4
1. Hvorfor gjennomføre resipientundersøkelser?	6
2. Bakgrunnsinformasjon	8
2.1 Områdeinndelingen	8
2.2 Tettbebyggelse og rensekrav	10
2.3 Resipienttyper – forskjellig evne til å motta og omsette forurensninger	11
2.4 Forurensning av resipient	13
2.5 Kriterier for å bedømme tilstanden i resipienten.....	17
3. Planlegging og rapportering av resipientundersøkelser	18
3.1 Generelt om planleggingen	18
3.2 Oversikt over type undersøkelser og faglige elementer	18
3.3 Samordning med andre undersøkelser	20
3.4 Tidsperspektiv - kostnader	22
3.5 Utforming av rapporten	22
4. Beskrivelse av de ulike resipientundersøkelsene	24
4.1 Undersøkelse for å avgjøre om utslipp fra samme tettbebyggelse går til resipienter som ikke påvirker hverandre	24
4.1.1 Avløpsdirektivets krav og beskrivelse.....	24
4.1.2 Faglig vurdering	25
4.2 Undersøkelse av et utslipps beliggenhet i forhold til elvemunning	30
4.2.1 Direktivets krav	30
4.2.2 Beskrivelse og avgrensning av elvemunningen.....	31
4.3 Undersøkelse for å avgjøre om utslipp etter primærrensing ikke har skadevirkninger på miljøet i mindre følsomme områder	34
4.3.1 Faglige hovedtemaer.....	34
4.3.2 Andre aktuelle tema.....	37
4.3.3 Bruk av modeller	38
4.4 Undersøkelse for å avgjøre om rensing utover primærrensing ikke er til vinning for miljøet i mindre følsomme områder.....	40
4.4.1 Innledning	40
4.4.2 Faglig vurdering	41
4.5 Overvåking for å revidere inndelingen av følsomme og mindre følsomme områder hvert fjerde år	44
5. Litteratur	46
Vedlegg A. Definisjoner og forkortelser.....	48
Vedlegg B. Norske kriterier for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann	50
Vedlegg C. Kriterier for utarbeiding/revidering av liste over følsomme og mindre følsomme områder.....	52

Sammendrag

EUs avløpsdirektiv (1991/271/EØF og 1998/15/EØF) har som hovedkrav at det skal være sekundærrensing (rensing av organisk stoff, målt som BOF₅ og KOF) på kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelse med en samlet maksimal ukentlig belastning på over 2000 pe i ferskvann/elvemunning og over 10 000 pe i sjø.

Muligheten for mindre omfattende rensing er avhengig av type resipient (ferskvann, elvemunning eller sjø), tilstanden i resipienten (følsom, normal eller mindre følsom) og den samlede størrelse på utslippene fra tettbebyggelsen. Direktivets renskrav er til dels strengere enn det som har vært vanlig norsk avløpspolitikk. I *mindre følsomme områder* åpner imidlertid direktivet – etter bestemte kriterier – opp for unntak dersom undersøkelser viser at resipientforholdene er gunstige.

Denne veilederen skjelner mellom fem situasjoner (eller tilfeller/typer) der det er behov for resipientundersøkelser. De første fire gjelder mulighetene for unntak fra direktivets hovedrensekraft (jf. **Tabell 1**):

1. *Undersøkelse for å avgjøre om utslipp fra samme tettbebyggelse går til forskjellige resipienter som ikke påvirker hverandre (kap. 4.1)*
2. *Undersøkelse av et utslipps beliggenhet i forhold til en elvemunning (kap. 4.2)*
3. *Undersøkelse for å avgjøre om utslipp etter primærrensing ikke har skadevirkninger på miljøet i mindre følsomme områder (kap. 4.3)*
4. *Undersøkelse for å avgjøre om rensing utover primærrensing ikke er til vinning for miljøet i mindre følsomme områder (kap. 4.4)*
5. *Overvåking for å revidere oversikten over følsomme områder hvert fjerde år (kap. 4.5)*

For kommuner som ønsker å få vurdert muligheten for lavere renskrav enn direktivets hovedrensekraft (sekundærrensing), kan dermed en eller flere av de fire første undersøkelsestypene være aktuelle å gjennomføre. Overvåkingen (tilfelle 5) er aktuell for alle kommuner, både de som i utgangspunktet innretter seg på sekundærrensing og de som ønsker å søke unntak.

Felles for alle typer undersøkelser er at kravene til dokumentasjon av resipienttilstand og utvikling er større enn det som tidligere har vært vanlig for undersøkelser langs norskekysten.

Tilstanden skal beskrives med bruk av det norske systemet for klassifisering av miljøtilstand i fjorder og kystfarvann (SFT 1997b). Resipientene vil være forskjellige og metodikken må tilpasses hver enkelt undersøkelse. Med utgangspunkt i dette og i samsvar med norske standarder for feltundersøkelser og analyser er det imidlertid gitt en generell beskrivelse av metodikken ved de ulike typene undersøkelser. Videre er det gitt råd mht. rapportering og rapporter fra undersøkelser av type 3 og 4 (av de fem typene nevnt over).

En resipientundersøkelse har flere faser og det påpekes at planleggingsfasen er svært viktig mht. klarlegging av hvilken type undersøkelse som må gjennomføres og ambisjonsnivået mht. dokumentasjon. I planleggingsfasen bør man også finne ut om undersøkelsen kan samkjøres med andre interessenter eller på annen måte dra nytte av eventuelt igangværende lokale, regionale eller nasjonale overvåkingsprogram.

Det er ikke mulig å bestemme de eksakte kostnadsrammene for de ulike typene undersøkelser. EUs krav til dokumentasjon kan føre til at undersøkelsene blir mer omfattende enn det som tidligere har vært vanlig. Typiske kostnader for en dokumentasjon av type 3 og 4 kan ligge i intervallet 0,5-1,5 millioner kroner. Fra anbudsrunder starter til og rapport foreligger kan det typisk gå 1,5 år.

1. Hvorfor gjennomføre resipientundersøkelser?

Rådskonklusjon av 21. mai 1991 om rensing av avløpsvann fra byområder, med endring av 98/15/EF, er en del av EØS-avtalen. Direktivet, som kalles *avløpsdirektivet*, ble implementert i norsk lov gjennom en enkel henvisningsforskrift av 17. september 1996, "Forskrift om rensing av avløpsvann". Denne forskriften er erstattet av kap. 12 i forurensningsforskriften. Kap. 12 og kap. 16 (tidligere "Forskrift om utslipp fra mindre avløpsanlegg" av 12. april 2000) i forurensningsforskriften vil bli erstattet av en ny helhetlig avløpsdel. Inntil en slik helhetlig del tretr i kraft, er det fylkesmannen som fastsetter renskravene på bakgrunn av retningslinjer fra SFT, TA 1820/2000 (som bl.a. er basert på avløpsdirektivets renskrav).

Bakgrunnen for veilederen er at:

J Direktivets definisjon av "*tettbebyggelse*" og "*elvemunning*" må tolkes og fastsettes av statlige forurensningsmyndigheter i noen tilfeller. For enkelte grensetilfeller kan undersøkelser være til hjelp.

J Direktivets renskrav er til dels strengere enn det som har vært norsk avløpspolitikk. I *mindre følsomme områder* åpner imidlertid direktivet – etter bestemte kriterier – opp for unntak dersom undersøkelser viser at resipientforholdene er gunstige.

J Direktivet krever at resipienten må *overvåkes* med jevne mellomrom for å revidere inndelingen i følsomme og mindre følsomme områder. I mange tilfeller vil dermed kommunen måtte få gjennomført undersøkelser av resipientforholdene.

Veilederen skjeller mellom fem tilfeller der det er behov for resipientundersøkelser (*Tabell I*). I de fire første tilfellene er det opp til den berørte kommune å vurdere hvorvidt den skal innrette seg etter direktivets renskrav (dvs. etter krav i kommende avløpsforskrift) eller skal gjennomføre undersøkelser i den hensikt å få vurdert muligheten for et lavere renskrav¹. Det femte tilfellet, overvåking for å revidere klassifiseringen av deler av kystens følsomhet, er foreslått å være et krav til kommunene i kommende avløpsforskrift.

I veilederens kap. 4 beskrives ulike undersøkelser og beregninger (modeller) som er aktuelle i de fem tilfellene.

Noen kommuner kan se behov for å avklare to eller flere av de aktuelle tilfellene.

Undersøkelsene bør da kunne slås sammen. For eksempel kan en tettbebyggelse på Vestlandet ønske å få vurdert om noen av utslippene går til atskilte resipienter samtidig som en vurderer unntak fra sekundærrenskravet ut fra hvorvidt primærrensing ikke medfører skader på miljøet.

Både kommunen og fylkesmannen vil dessuten ha behov for, så raskt som mulig, å få kjennskap til største ukentlige belastning målt som BOF₅ omregnet til pe (jf. prNS 9426 Bestemmelse av personekvivalenter, pe, til bruk i utslippstillatelse for avløpsvann). Det vil være spesielt nyttig for tettbebyggelse som har en samlet belastning rundt grensene på 2000

¹ Ikke alle fire tilfeller er nødvendigvis frivillige for kommunen. Fylkesmannen kan som forurensningsmyndighet også stille krav til undersøkelser, for eksempel knyttet til usikkerhet om et utslipp påvirker et elvemunningsområde.

pe, 10 000 pe, 150 000 pe og for tettbebyggelse som kan ha avløpsanlegg med utslipp til resipienter som ikke påvirker hverandre.

Avløpsdirektivets frister for å etterkomme sekundærrensekravet var 31.12.2000, så fremt utslippet ikke er til et følsomt område (da var fristen 31.12.1998). For anlegg i tettbebyggelse med samlet maks. ukentlig belastning på under 15 000 pe er fristen 31.12.2005. Norske myndigheter har overfor ESA (European Surveillance Authority, EFTAs kontrollorgan) opplyst at sistnevnte frist legges til grunn for alle tettbebyggelse som per i dag ikke har etterkommet sekundærrensekravet. Kommuner som ønsker å benytte seg av unntaksmulighetene, må derfor starte opp med undersøkelsene snarest mulig.

Tabell 1. Ulike tilfeller der det er behov for resipientundersøkelser.

Hensikt	Aktuelt dersom ...	Ref. i avløpsdirektivet	Ref. i veileder	Saksgang ²
1. Undersøkelse for å avgjøre om utslipp fra avløpsanlegg i samme tettbebyggelse går til forskjellige resipienter som ikke påvirker hverandre	Kommunen (ev. flere kommuner) har to eller flere avløpsanlegg i én og samme tettbebyggelse, med samlet maks ukentlig belastning på over 2000 pe.	Art. 2.4)	Kap. 4.1	Søknad om unntak sendes fylkesmannen, som avgjør saken.
2. Undersøkelse av et utslipps beliggenhet i forhold til en elvemunning	Kommunen har avløpsanlegg i en tettbebyggelse med samlet maks ukentlig belastning på over 2000 pe og hvor ett eller flere avløpsanlegg har utslipp i eller i nærheten av en elvemunning.	Art. 2.12)	Kap. 4.2	
3. Undersøkelse for å avgjøre om utslipp etter primærrensing ikke har skadevirkninger på miljøet i mindre følsomme områder	Kommunen har avløpsanlegg i en tettbebyggelse med samlet maks ukentlig belastning på over 10 000 pe og hvor utslippene går til sjø på strekningen Lindesnes – Grense Jakobs elv ³ .	Art. 6.2	Kap. 4.3	
4. Undersøkelse for å avgjøre rensing utover primærrensing ikke er til vinning for miljøet i mindre følsomme områder	Kommunen har avløpsanlegg i en tettbebyggelse med samlet maks ukentlig belastning på over 150 000 pe og hvor utslippene går til sjø på strekningen Lindesnes – Grense Jakobs elv ⁴ .	Art. 8.5	Kap. 4.4	Søknad om unntak avgjøres av ESA.
5. Overvåking for å revidere inndelingen av følsomme og mindre følsomme områder hvert fjerde år	Kommunen har avløpsanlegg i en tettbebyggelse med samlet maks ukentlig belastning på over 10 000 pe og hvor det er gitt krav om en slik overvåking i forskrift, pålegg eller i utslippstillatelse.	Art. 5.6 og 6.4	Kap. 4.5	Rapporteres i samsvar med ev. krav i forslag til ny avløpsforskrift.

² Saksgang kan være annerledes inntil en ny avløpsforskrift er vedtatt. Fylkesmannen er uansett forurensningsmyndighet.

³ Unntaksmuligheten gjelder også for tettbebyggelse mellom 2000 og 10 000 pe hvor utslippet går til elvemunning. Grimstadvjordområdet ved Bergen er ikke et mindre følsomt område.

⁴ Unntatt Grimstadvjordområdet ved Bergen

2. Bakgrunnsinformasjon

SFTs rundskriv TA-1820/2001 beskriver de krav som EUs avløpsdirektiv stiller mht. dokumentasjon av resipienttilstand. Nedenfor omtales kort temaer med direkte relevans for resipientundersøkelsene.

2.1 Områdeinndelingen

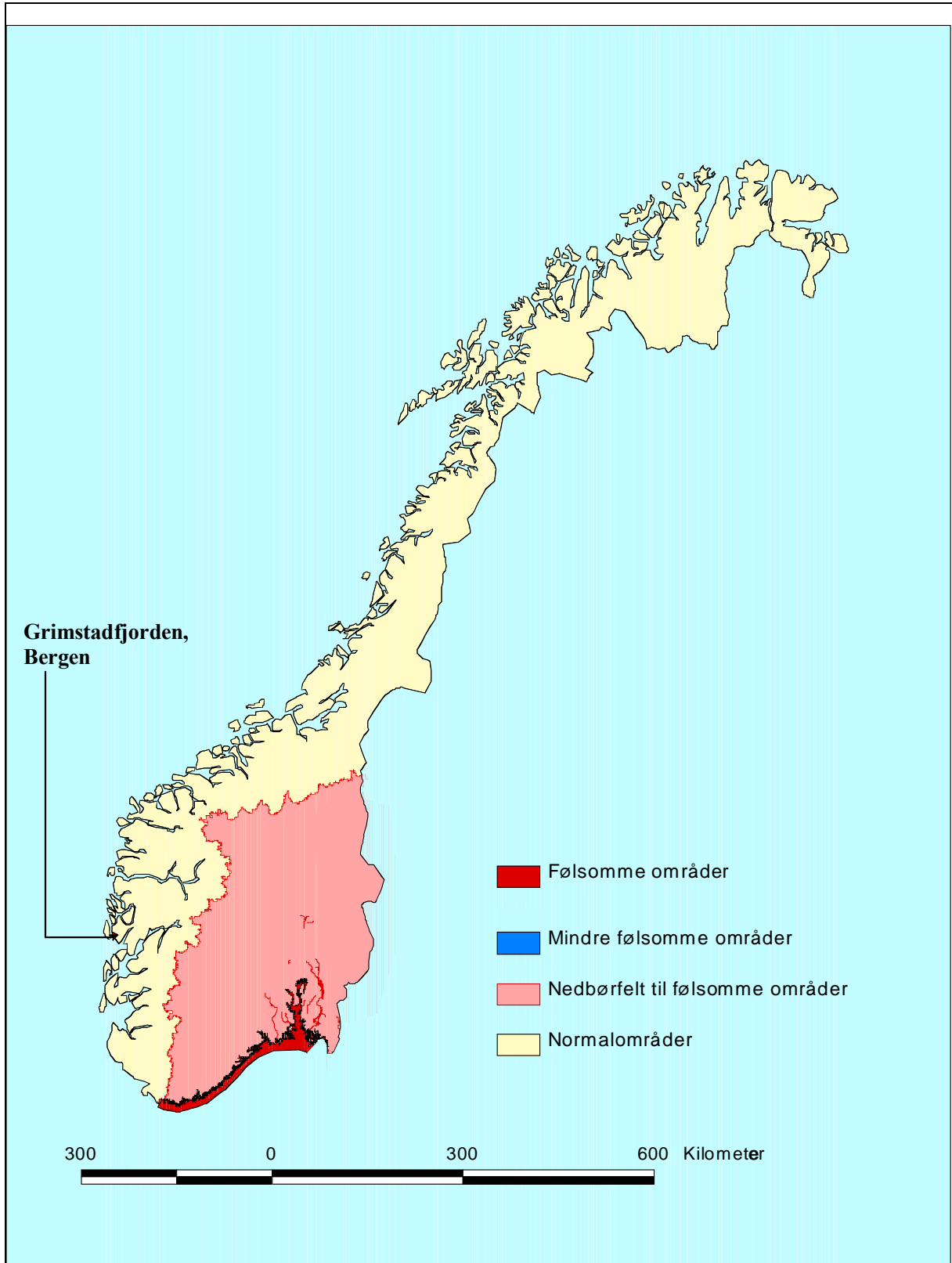
I avløpsdirektivet er tilstanden i resipienten av betydning for hvilke rensekrav som skal fastsettes. På bakgrunn av tilstanden i resipientene er Norge delt inn i forskjellige områder. *Denne områdeinndelingen* er av stor betydning for kommunene. Mulighet for unntak (kap. 2.4 og 2.5) og krav til overvåking (kap. 2.6) er avhengig av hvilken klassifisering området rundt utslippet har.

Direktivet krever at *følsomme* områder skal identifiseres, jf. art. 5. Videre åpner art. 6 opp for at *mindre følsomme* områder kan identifiseres. Kriteriene for identifisering fremgår av direktivets vedlegg II. Oversikten over følsomme og mindre følsomme områder skal revideres av Miljøverndepartementet minst hvert fjerde år, jf. art. 5.6 og 6.4. Dersom et område ikke lenger betraktes som mindre følsomt, eller dersom et nytt blir identifisert som følsomt, skal relevante rensekrav oppfylles innen en frist på syv år, jf. art. 5.7 og 6.5.

I brev av 21.2.2001 til EFTAs overvåkingsorgan ESA har Miljøverndepartementet med henvisning til § 2 i forskrift om rensing av avløpsvatn, fastsatt gjeldende inndeling i følsomme og mindre følsomme områder (**Tabell 2** og **Figur 1**). Landområder som drenerer til, og som bidrar til forurensning til følsomme kystområder, kalles for *nedbørfelt til følsomme områder*. Resterende landområder kalles *normalområder*. Foreløpig er marine områder bare inndelt i følsomme og mindre følsomme områder, altså ingen normalområder i kystsonen.

Tabell 2. Miljøverndepartementets områdeinndeling. Inndelingen er også vist i **Figur 1**.

Følsomme områder og nedbørsfelt til følsomme områder:	Mindre følsomme områder:	Normalområder:
1. Kystfarvannet fra Svenskegrensen til Lindesnes 2. Grimstadjordområdet ved Bergen (Nordåsvatnet, Grimstadjorden, Mathopen og Dolviken) 3. Nedbørfelt som drenerer til pkt. 1 og 2 ovenfor	1. Øvrige kystfarvann og elve-munninger fra Lindesnes til Grense Jakobs elv	1. Øvrige ferskvannsføremster i Norge



Figur 1. Områdeinndelingen (kilde SFT). Utenom kyststrekningen Svenskegrensa-Lindesnes er Grimstadfjorden ved Bergen for tiden det eneste følsomme området.

2.2 Tettbebyggelse og renskrav

Tabell 3 viser en oversikt over renskravene. De er primært basert på kravene i avløpsdirektivet.

Hovedregelen er at kommunalt avløpsvann til kystområder fra tettbebyggelse med mellom 10 000 og 150 000 pe skal gjennomgå sekundærrensing eller tilsvarende (art. 4.1). Unntak fra kravet kan gjøres dersom utbygger gjennom grundige resipientundersøkelser kan verifisere at mindre omfattende rensing ikke bidrar til skadevirkninger på miljøet, forutsatt at primærrensing av utslippene allerede er etablert (art. 6.2). En oversikt over alle norske tettbebyggelser over ca 1500 pe med tilhørende rensanlegg finnes på www.sft.no/arbeidsomr/vann/avlop/kart/

På kyststrekningen Lindesnes–Grense Jakobs elv er det nærmere 100 anlegg som ligger i tettbebyggelser som utgjør mellom 10 000 og 150 000 pe. Direktivets krav er her sekundærrensing av avløpsvannet dersom unntak ikke kan gis.

For utslipp til mindre følsomme sjøområder fra tettbebyggelse med over 150 000 pe, kan under særlige omstendigheter art. 8.5 benyttes. Det vil si at grundige undersøkelser med faglig tilråding kan brukes i søknad om unntak fra det generelle kravet om sekundærrensing. Undersøkelsene skal kunne verifisere at sekundærrensing ikke gir forbedret miljø i forhold til det som primærrensing vil gi, og at resipienten fortsatt kan betraktes som mindre følsom. Vedtak om unntak må fattes av ESA. Et unntak (men med tilleggsvilkår) er her kun gitt én gang av EU-kommisjonen, se kap. 4.4.1.

Trolig er det bare byene Stavanger, Bergen og Trondheim som har en samlet belastning over 150 000 pe.

Tabell 3. Krav til rensprosess og type resipient (fra TA-1820/2001).

OMRÅDE- INDELING	STØRRELSE PÅ TETTBEBYGGELSEN			
	≥2000 – <10 000 pe, med utslipp til		≥10 000 pe, med utslipp til	
	Ferskvann og elvemunning	Kystfarvann	Ferskvann og elvemunning	Kystfarvann
Følsomt område og nedbørfelt til følsomt område	Sekundærrensing og fosforfjerning	Passende rensing	Sekundærrensing, fosforfjerning og ev. nitrogenfjerning	Sekundærrensing og ev. fosforfjerning og ev. nitrogenfjerning
Normalområde	Sekundærrensing og ev. fosforfjerning	Passende rensing	Sekundærrensing og ev. fosforfjerning	Sekundærrensing
Mindre følsomt område	Sekundærrensing, ev. primærrensing ¹⁾	Passende rensing	Sekundærrensing ¹⁾	Sekundærrensing, ev. primærrensing

1) Gjelder kun utslipp til elvemunning, siden ferskvannsføremønstre ikke kan defineres som et mindre følsomt område.

2.3 Resipienttyper – forskjellig evne til å motta og omsette forurensninger

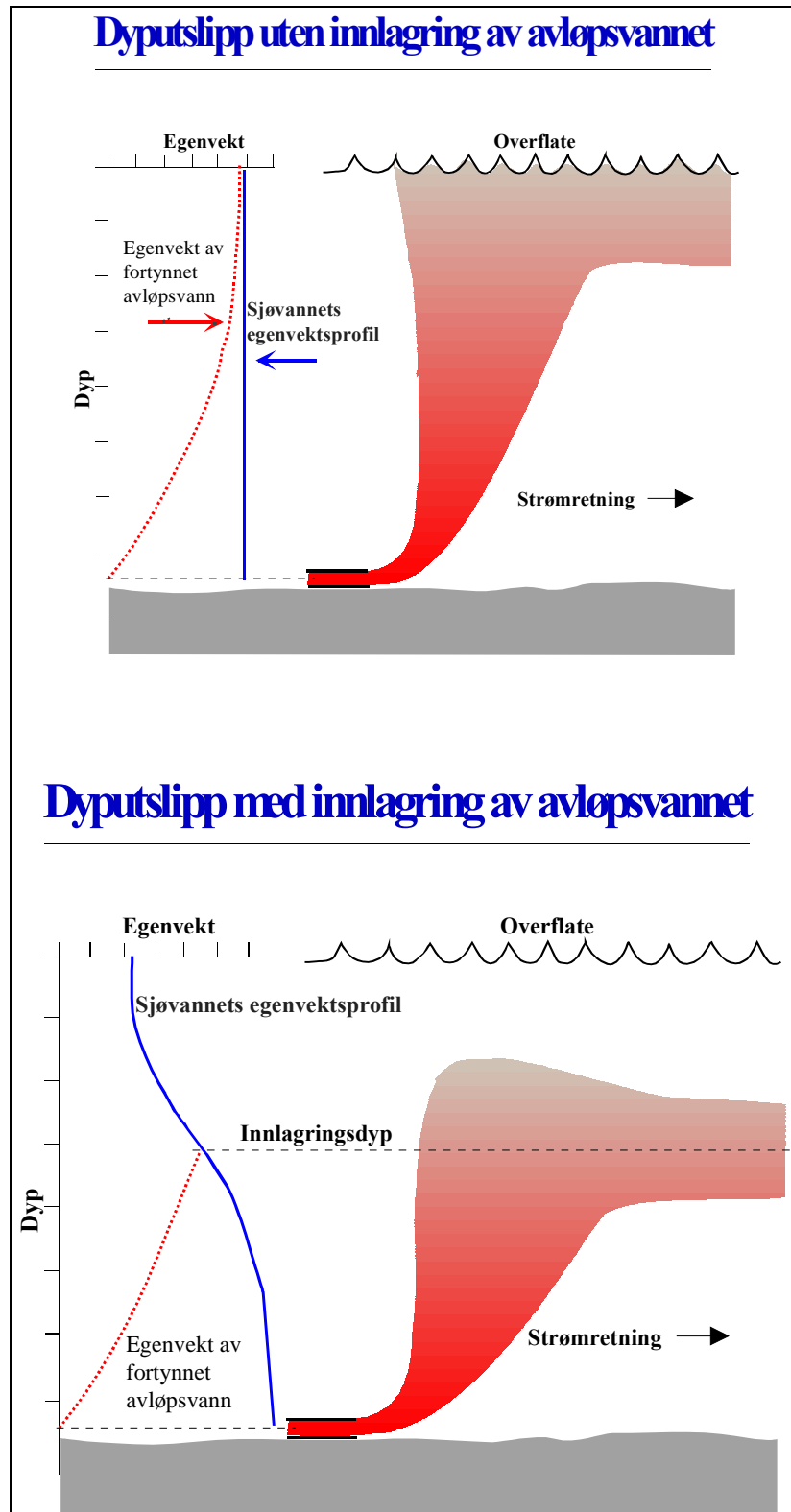
En resipient er i denne sammenheng betegnelsen for en vannforekomst, som mottar kommunalt avløpsvann. Ulike “resipienttyper”, som åpen skjærgård, fjorder uten terskel, terskelfjorder, poller osv, har forskjellig evne til å motta og omsette tilførte næringsalter og organisk materiale. En kan derfor snakke om såkalte “gode” eller “dårlige” resipienter, bestemt ved den mengden avløpsvann som kan tilføres uten at registrerbare, uønskede virkninger oppstår. Med uønskede virkninger menes blant annet nedslamming av bunnen, forøpling av strandlinjen, eller forringelse av vannkvaliteten, dvs. virkninger som medfører skader på økosystemet eller konflikter i forhold til andre brukerinteresser (jf. **Tabell 4**).

En marin resipients evne til å omsette næringsalter og organisk materiale (mottakskapasitet) er generelt bestemt ved kombinasjonen av:

- Strømforhold
- Vannutskiftning
- Størrelse, både som vannareal og som vannvolum
- Bunntopografi
- Sjiktning av vannmassen
- Bunnfauna/flora

Disse egenskaper viser at det neppe finnes to resipienter som har lik mottakskapasitet, samt at kapasiteten ofte varierer over året.

Utslippsdyp og innlagingsdyp for avløpsvannet er også av betydning for virkningen i resipienten. Generelt regner man med at innlagring godt under overflaten og stor fortykning er en miljømessig fordel, både fordi avløpsvannet holdes unna overflatelaget og fordi avløpsledningen fører avløpsvannet bort fra strandsonen. Avhengig av mengde avløpsvann som til en hver tid slippes ut og den vertikale sjiktningen i vannmassen (som også varierer med tiden), kan imidlertid innlagingsdypet og fortykningen variere svært mye over året (**Figur 2**). Overvåking av vannkvaliteten kan dermed bli vanskelig hvis man ikke vet noenlunde i hvilket dyp skyen av fortyknet avløpsvann befinner seg, eller i hvilket nivå den vanligvis har befunnet seg og kan ha påvirket organismesamfunnene.



Figur 2. Illustrasjon av dyputslipp til sjøvann. Øverste figur viser en situasjon uten vertikal sjiktning i vannmassen (konstant egenvekt) da avløpsvannet ikke kan innlagres, men når helt til overflaten. Nederste figur viser en situasjon med vertikal sjiktning (egenvekten øker med dypet) og innlagring av avløpsvannet.

2.4 Forurensning av resipient

Kommunalt avløpsvann inneholder en rekke stoffer som kan medføre forurensning. **Tabell 4** gir en kort oversikt over de viktigste stoffene. Man ser at utslipp både kan medføre forurensning i forhold til vannkvalitet og biologiske forhold, og konflikter i forhold til andre brukerinteresser. Stoffgruppene i **Tabell 4** er viktigst i avløpsdirektivets krav til vurdering av resipienttilstand og til krav om rensing av avløpsvann. Nedenfor følger en nærmere beskrivelse av virkninger som kan oppstå.

Tabell 4. Kommunalt avløpsvann. Stoffgrupper og miljøvirkninger.

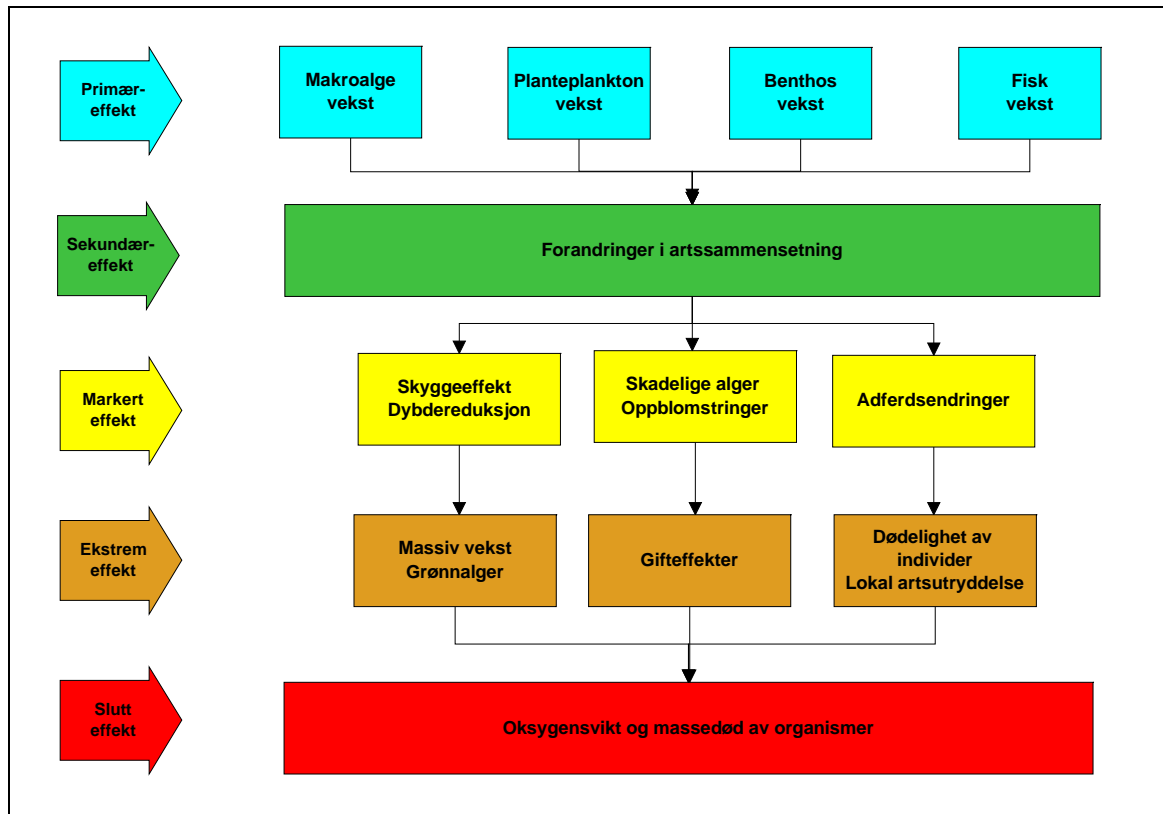
STOFF	HOVEDVIRKNING - KONSEKVENSER
Næringssalter: fosfor og nitrogen	<ul style="list-style-type: none"> • Økt vekst av planteplankton og alger. • Økt forekomst av skadelige alger/massiv forekomst av grønnalger mm. (se Figur 3) • Effekter ved nedbrytning av plantemateriale (se neste rad)
Organisk materiale	<ul style="list-style-type: none"> • Økt begroing, • Økt forbruk av oksygen • Endring i bunnfauna
Miljøgifter <ul style="list-style-type: none"> • Organiske miljøgifter (PCB, PAH, mm.) • Metaller 	<ul style="list-style-type: none"> • Kroniske eller akutte giftvirkninger • Kostholdsråd og omsetningsforbud for marine organismer
Bakterier og virus	<ul style="list-style-type: none"> • Hygieniske problemer ved bading og ved vannforsyning • Forurensning skalldyr
Partikulært materiale	<ul style="list-style-type: none"> • Nedslamming av bunn og strender • Skader bunnens flora og fauna • Estetisk skjemmende

Næringssalter og organisk materiale

Virkningen av økt tilførsel av næringssalter kan gradvis endres fra en positiv økning av biomasse til et fullstendig sammenbrudd av økosystemet. Dette er illustrert i **Figur 3**.

Skjematisk kan virkningene inndeles i fire hovedkategorier (etter OSPAR, 2001):

1. *Graden av økt næringstilgang*, som økt tilførsel og økt konsentrasjon av næringssalter i vannmassene.
2. *Direkte virkninger av økt næringstilgang*, som økt vekst og eventuell endret artssammensetning av planktonalger og av fastsittende alger.
3. *Indirekte virkninger av økt næringstilgang*, som synkende oksygenkonsentrasjon i dypvann og økt forekomst av skadelige alger. Fiskedød pga. for lave oksygenkonsentrasjoner og høy konsentrasjon av skadelige alger kan bli et resultat.
4. *Andre mulige virkninger av økt næringstilgang*, som økt forekomst av planktonalger som gir giftvirkninger (Diarrethic Shellfish Poisoning (DSP), Paralytic Shellfish Poisoning (PSP) mfl.).



Figur 3. Skjematisk beskrivelse av eutrofiutvikling i en vannforekomst (omarbeidet etter SFT 1997)

Eksempler på kategori 2 kan ofte sees i fjæresonen der organisk forurensning og økte tilførsler av plantenæringsalter fører til endringer av plante- og dyrelivet. Den mest framtrepende forandringen er ofte en økning i mengden ettårige hurtigvoksende grønnalger som konkurrerer ut enkelte flerårige tangarter, som f.eks. grisetang.

Videre kan biologisk og kjemisk nedbrytning av organisk materiale medføre forurensning. Det organiske materialet tilføres resipienten gjennom utslippet av kommunalt avløpsvann, men kan i langt større omfang dannes gjennom eutrofi prosessen (**Figur 3**). Organiske stoffer fra kommunale rensanlegg er som regel lett nedbrytbare, og omsettes ved tilstrekkelig tilgang på oksygen på rimelig kort tid (dager-uker). Nedbrytningen frigjør næringsalter som sammen med næringsalter direkte tilført fra avløpsvannet, skaper ny produksjon av planteplankton og fastsittende alger. Dette gir økt beitegrunnlag for planteetende dyr. Næringsalttilførsler påvirker altså veksten av organismer og dermed mengden av organisk stoff. *Virkingen av næringsalter og organisk stoff må derfor ses i sammenheng.*

Generelt regner man med at det organiske materialet, det vil si algeveksten som næringsalterene i kommunalt avløpsvann skaper, er i størrelsesorden fire til fem ganger høyere enn det organiske materialet som avløpsvannet selv inneholder. Ved stor nok tilførsel av organisk materiale, direkte fra utslipp og fra algevekst, kan oksygenforbruket fra nedbrytningen medføre at oksygeninnholdet i vannmassen gradvis blir så lavt at marine organismer ikke kan overleve. Dette er et kjent trekk fra fjordområder med periodevis liten vannutskiftning (terskelfjorder).

I Vedlegg B finnes en kort oversikt over norske vannkvalitetskriterier som brukes til bedømmelse av påvirkning fra næringsalter og organisk stoff.

Bakteriell forurensning

I tillegg til organisk materiale og næringsalter inneholder kommunalt avløpsvann en rekke ulike mikroorganismer (bakterier, virus osv), som i hovedsak stammer fra mennesker. Noen tarmbakterier er sykdomsfremkallende (patogene), mens den vanligste, *Escherichia coli* (*E.coli*), normalt ikke er det. Konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier (TKB) blir benyttet som indikator på fekal forurensning fordi de hyppigst forekommende sykdomsfremkallende tarmbakteriene har samme eller dårligere evne til å overleve i sjøvann, og fordi antall TKB er lett å bestemme ved analyse.

Sjøvann er ikke et naturlig voksested for tarmbakterier, som derfor vil dø ut etter relativ kort tid. Hvor raskt bakterieantallet avtar avhenger imidlertid av en rekke faktorer, som både vil variere med tiden og fra sted til sted. De viktigste ansees å være:

- Virkning av sollys
- Temperatur i vannet
- Sedimentering
- Biologisk aktivitet i vannet
- Saltholdighet

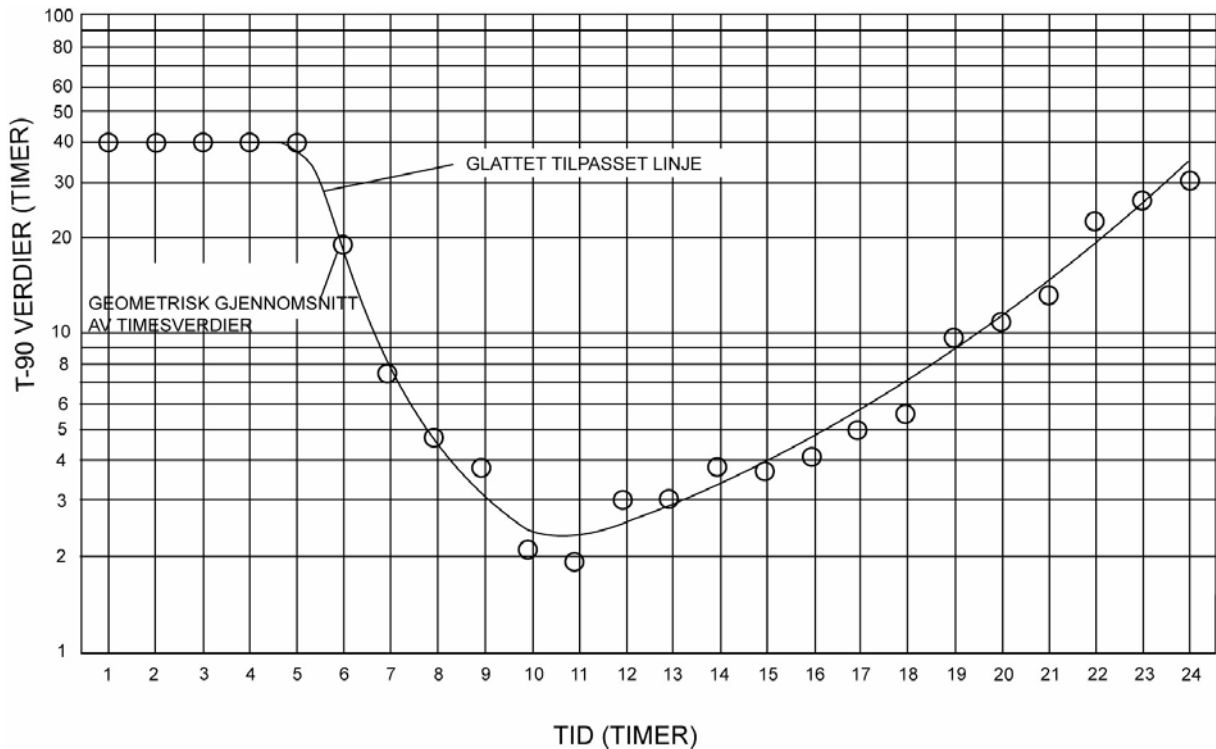
Oversikter over hvordan disse prosessene påvirker bakteriekonsentrasjonen finnes i bl.a. Ormerod og Molvær (1983) og Lund (1984). Den samlede virkningen kalles ofte ”desimering”.

For å bedømme vannkvaliteten i forhold til bading er konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier (TKB) vanlig å bruke (se også Vedlegg B). Det er vanskelig å bedømme størrelsen av desimeringen fordi denne varierer med tiden (lys, biologisk aktivitet, temperatur varierer på skalaen døgn-år), fra sted til sted og med dypet. Varierende lysforhold over døgnet kan gi T_{90} -verdier som varierer med en faktor 10-15 (**Figur 4**). Merk den høye vanntemperaturen som indikerer stor biologisk aktivitet i vannet. Noen retningslinjer kan gis:

- I overflatelaget sommerstid (sollys, høy temperatur, stor biologisk aktivitet) kan man regne med at antallet reduseres med en tierpotens i løpet av hver femte time ($T_{90}=5$ timer). Men merk at bakterier fra utslipp om natta eller i dager uten sollys vil ha en desimering som er betydelig lenger enn denne verdien. Det taler for at man ved beregninger regner med god sikkerhetsmargin (vurdere tilstanden ved for eksempel $T_{90}=10$ timer).
- Ved dyp innlagring av avløpsvannet (lite lys, lavere temperatur, mindre biologisk aktivitet) vil desimeringen være langt mindre, og man bør heller bruke $T_{90}=1-2$ døgn.

Om vinteren (lite lys, lav temperatur, liten biologisk aktivitet) er desimeringen mindre enn sommerstid og tilsvarer mer desimeringen for avløpsvann innlagret 15-30 m under overflaten i sommerhalvåret.

Bading i sjøvann med høye konsentrasjoner av tarmbakterier representerer en helserisiko og helsemyndighetene vurderer de hygieniske forhold og fastsetter grenseverdier for konsentrasjonen av tarmbakterier i forbindelse med friluftsbading. I Vedlegg B gis en kort oversikt over norske kriterier for bedømmelse av bakteriell forurensning i forhold til badevannskvalitet.



Figur 4. Timesverdier for T_{90} målt over 24 timer, i 0-5 m dyp og ved vanntemperatur 23-26 °C (fra Bellair et al., 1977). Kommentarer til vanntemperaturen er gitt i teksten foran.

Miljøgifter og tungmetaller i kommunalt avløpsvann

Kommunalt avløpsvann fra byområder vil i varierende grad inneholde både organiske miljøgifter og tungmetaller. I byområder med utslipp større enn 10 000 pe er det ikke uvanlig at avløpsvann fra virksomheter med denne type forurensning slippes inn på det kommunale avløpssystemet. Tungmetaller skal primært tas hånd om før de slippes ut på ledningsnettet, men målinger på kommunalt avløpsvann viser ofte betydelige nivåer av ulike metaller. Mange virksomheter som laboratorier, bilverksteder, bensinstasjoner, maskinvareindustri, kjemisk og plastindustri, grafiske bedrifter, apotek og sykehus, kan ha utslipp av tungmetaller til kommunalt nett (SFT 1997c).

Nedslamming

Omkring et utslipp av avløpsvann vil et område oftest være preget av nedslamming. Utstrekningen av området bestemmes av størrelsen av utslippet, i hvilken grad partikler mm. er fjernet fra avløpsvannet, av bunntopografi og strømforhold på stedet. Observasjoner av nedslamming av bunn og virkninger på bunndyrene omkring utslipp av kommunalt avløpsvann har blitt sammenfattet av Molvær *et al.* (1983). Dataene stammet dels fra dykkerobservasjoner av utslippsledninger og dels fra undersøkelser av bløtbunnsfauna. Resultatene ble gruppert etter vurdering av vannutskifting/strømforhold i resipientene, og viste at det var stor variasjon i utstrekning av det påvirkede området. I en god resipient kan nedslamming og virkninger på bunnsfaunaen fra urenset utslipp helt opp mot 10 000 pe være begrenset til en radius på 50-100 m fra utslippet. Over 10 000 pe bør en regne med større utbredelse av organisk nedslamming.

Tilsvarende kan nedslammingen omkring utslippet til en god resipient fra et veldrevet silanlegg av størrelse 10-12 000 pe være begrenset til et par meters avstand fra enden av avløpsledningen. I andre tilfeller – anlegg med driftsproblemer og kanskje grovere sil - kan nedslammingen påvises i avstand på minst 50-80 m.

2.5 Kriterier for å bedømme tilstanden i resipienten

Påvirkningen av næringssalter og organisk stoff på vannkvaliteten og på bløtbunnsfauna bedømmes etter det norske kriterisettet (se SFT 1997b og Vedlegg B). For bedømmelse av tilstanden mht. forurensning av metaller og organiske miljøgifter i fisk og bunnsedimenter, se SFTs miljøklassifiseringssystem for sjøvann (SFT 1997b).

OSPAR har også utviklet kriterier for å bedømme resipienttilstanden. Det vises spesielt til revidert “Agreement 2002-20 Common Assessment Criteria, their Assessment Levels and Area Classification within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure”(OSPAR, 2002). I korthet klassifiseres her eutrofitilstanden etter fire kriteriesett:

1. Graden av økning i tilførsler fra land og økning i vinterkonsentrasjon av nitrat, nitritt, ammonium og fosfat.
2. Direkte virkninger av økt tilførsel av næringssalter (i sommerhalvåret).
3. Indirekte virkninger av økt tilførsel av næringssalter (i sommerhalvåret).
4. Andre mulige virkninger av økt tilførsel av næringssalter (i sommerhalvåret).

Det norske kriteriesettet omfatter vesentlige deler av OSPAR-kriteriene og det er vanlig å anvende de fleste av de øvrige OSPAR-kriteriene i mer helhetlige vurderinger av eutrofitilstanden i en resipient. Denne kombinasjonen av norske kriterier og OSPAR-kriterier anbefales.

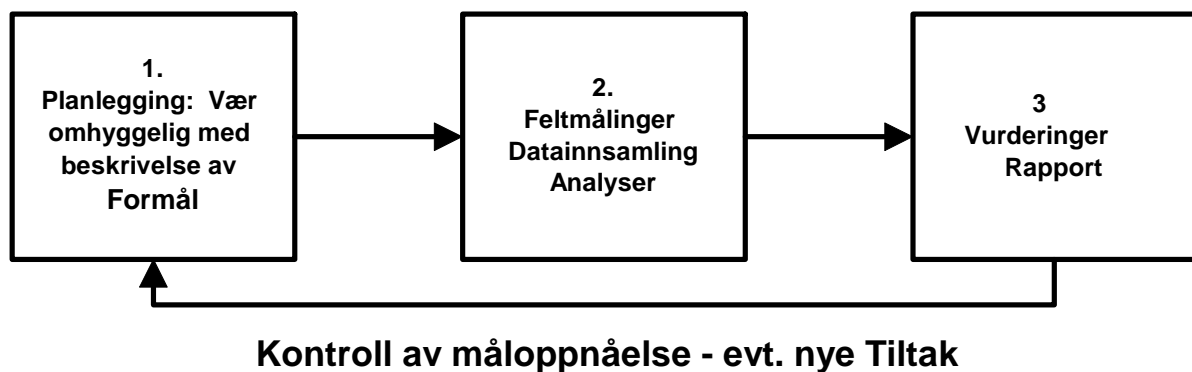
3. Planlegging og rapportering av resipientundersøkelser

Grunnlaget for en vellykket gjennomføring av resipientundersøkelser legges i planleggingsfasen.

I forhold til mange tidligere resipientundersøkelser vil man se at kravene til omfang og til kvalitet er større og mer konkrete, og at kostnadene dermed kan bli større. Anleggseier må derfor gjøre en grundig vurdering av kostnadene før undersøkelsene settes i gang.

3.1 Generelt om planleggingen

I likhet med mange andre typer av prosjekt kan en resipientundersøkelse inndeles i tre faser (*Figur 5*):



Figur 5. Fasene i en resipientundersøkelse

I avløpsdirektivet er det inntil 5 undersøkelser med ulike formål, krav til dokumentasjon og kostnader. Det er derfor helt nødvendig at alle parter som deltar i gjennomføring av undersøkelsen er enige om:

- Formål med undersøkelsen: Ett eller flere av de fem ovenfor omtalte tilfeller (**Tabell 1**).
- Krav og kvalitet i dokumentasjon: Man må unngå at rapporten underkjennes pga. dårlig kvalitet i gjennomføring og vurdering. Det er derfor nødvendig at prøveinnsamlingen gjøres i samsvar med standardiserte metoder og at analyser gjøres av akkrediterte laboratorier. Videre må datainnsamlingen (f.eks. antall prøver) tilpasses krav til bruk av statistikk som ligger i Norsk Standard og SFTs miljøkvalitetskriterier.

Det må stilles høyt kompetansekrav til utførende institusjon/selskap. Denne skal være uavhengig og akkreditert av Norsk akkreditering etter de oppgaver som skal gjennomføres, så langt slike akkrediteringsmuligheter foreligger.

3.2 Oversikt over type undersøkelser og faglige elementer

Det er vanskelig å gi en kortfattet og generell oversikt over hvilke faglige elementer som bør være med i hver av de fem typene av resipientundersøkelser. Hovedgrunnen er at

undersøkelsen må ”skreddersys” situasjonen omkring den enkelte resipienten. **Tabell 5** er likevel et forsøk på en slik oversikt. Den inneholder to grupper elementer:

1. De som vanligvis er **nødvendige** for å beskrive tilstanden i forhold til påvirkning fra næringssalter og organisk stoff i kommunalt avløpsvann (tilførsler, vannkvalitet, gruntvanns- og bløtbunssamfunn).
2. De som kan gi **viktig tilleggsinformasjon**, og som særlig er aktuelle i forbindelse med større utslipp. Disse elementene (sedimenter og miljøgifter) er gitt betegnelsen ”Vurderes”.

Det kan være vanskelig å kvantifisere sammenhengen mellom utslipp av kommunalt avløpsvann og virkning mht. vannkvalitet og biologiske forhold, og dermed vanskelig å avgjøre om to utslipp påvirker hverandre. Likedan kan det være vanskelig å avgjøre hvorvidt utslippsreduksjonen ved kjemisk eller biologisk rensing vil gi en merkbar vinning for miljøet. **Matematiske modeller** kan da være et godt hjelpemiddel. Ved undersøkelser av type 4 (og til dels 1 og 2, jf. **Tabell 1 og 5**) er bruk av modeller nødvendig, mens behovet mer kan vurderes innledningsvis og fra gang til gang i forbindelse med andre undersøkelser.

Kunnskap om tilførselen av forurensende stoff er viktig. Hvis størrelsen av tilførselen ikke er kjent fra tidligere, bør undersøkelsen kartlegge bidragene fra de enkelte kildene (bakgrunn, jordbruk, kommunalt avløpsvann, industri osv.), og hvordan bidragene varierer over året. Dette er nyttig både for å bedømme virkninger og for å kunne planlegge et måleprogram. Hvis bakgrunnsavrenning og jordbruk i sommerhalvåret dominerer, kan det f.eks. være mindre hensiktsmessig å bestemme næringssaltkonsentrasjonen vinterstid.

For å kunne bedømme miljøvirkningen som oppnås ved å oppgradere et renseanlegg eller flytte et utslipp, vil det vanligvis være nyttig å sammenligne utslippsreduksjonen med den samlede næringssalttilførselen til fjordområdet.

Tabell 5. Ulike faglige temaer som vanligvis bør undersøkes ved de forskjellige resipientundersøkelsene er markert med X. Med "Vurderes" menes at behovet for undersøkelsen må vurderes fra sted til sted og fra gang til gang. Undersøkelsestypene tilsvarende inndelingen i kap.1, Tabell 1.

Kap./Hensikt	Faglige tema						
	Tilførs- ler	Vannut- skiftning	Vann- kvalitet	Gruntvanns- samfunn	Bløtbunns- samfunn Sedimenter	Miljø- gifter	Model- ler
4.1 Påvirker utslipp fra samme tettbebyggelse hverandre?	X	X	X	Vurderes	Vurderes	Vurderes	X
4.2 Går utslippet til elvemunning?	X	X ¹⁾	X ¹⁾	Vurderes	Vurderes	Vurderes	X ¹⁾
4.3 Skadevirkninger på miljøet?	X	X	X	X	X	X	Vurderes
4.4 Miljøgevinst ved sekundærrensing?	X	X	X	X	X	X	X
4.5 Overvåking for revisjon av følsomhet	X	Vurderes	X	X	X	Vurderes	Vurderes

¹⁾Med vannutskiftning og vannkvalitet menes undersøkelser som er knyttet til lagdeling, saltholdighet og strømsystem. Bruk av modeller kan være beregning av innlagingsdyp for avløpsvannet.

Undersøkelser av vannutskiftningen vil gi nyttig informasjon for vurdering av resultatene innen de fleste typer av undersøkelser. Spesielt i forbindelse med modellarbeid er god kunnskap om vannutskiftning nødvendig.

En slik skjematisk inndeling må ikke brukes ukritisk. I blant vil det være hensiktsmessig å gjennomføre en undersøkelse som skal kunne dekke flere formål, og erfaringsmessig er det verdifullt å inkludere noe mer enn det som man ved starten mener strengt tatt er nødvendig. Grunnen til dette kan være at:

- før undersøkelsen er gjennomført har man ikke oversikt over tilstanden, og man bør derfor ta høyde for å kunne avdekke uventede forhold
- kostnaden ved en begrenset utvidelse kan være relativt liten når man først skal planlegge og gjennomføre en undersøkelse
- en litt romslig faglig ramme gir en viss sikkerhet mot at det etter undersøkelsens slutt kan stilles spørsmål mht. tilstand og virkninger, uten at undersøkelsen har framskaffet data som gir grunnlag for å besvare dem.

3.3 Samordning med andre undersøkelser

Dersom det pågår tilsvarende undersøkelser i området, kan det være en økonomisk og/eller faglig gevinst ved å samordne undersøkelsene, så fremt det ikke medfører særlig utsettelse av egen fremdrift. Samordningen kan skje ved at samme konsulentfirma utarbeidet et tilbud som omfatter alle undersøkelser i området, eller ved at kommunen inngår en avtale med eventuelle konsulentfirma som er i gang med undersøkelser for andre forurensere i området.

Samordningen kan også være av mer faglig art, for eksempel ved bruk av samme stasjoner eller innhenting av felldata til ulik tid slik at man samlet sett får tak i tilstrekkelig med data.

Ved etableringen av en undersøkelse er det derfor oftest nyttig å søke flere partnere, samt skaffe oversikt over andre pågående eller planlagte undersøkelser i området.

Blant aktuelle regionale og nasjonale undersøkelser nevner vi:

- **Kystovervåkingsprogrammet**, "Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge", gjennomføres av NIVA under Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), skal bidra til å:
 - J Gi oversikt over miljøtilstanden mht. næringssalter og deres virkninger i kystområdene
 - J Identifisere fra hvilke områder ulike næringssaltmengder kommer til norskekysten
 - J Kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjonene over tid
 - J Kartlegge effekter av næringssalter på utviklingen og tilstanden i hard- og bløtbunnsamfunnene
 - J Dokumentere det biologiske mangfoldet og beskrive endringer i dette.Opplysninger om programmet fås fra SFT.
- Overvåkingen av **Ytre Oslofjord** er et program som er finansiert av Fagråd for Ytre Oslofjord (kommunene) og SFT. Undersøkelsene gjennomføres av Veritas som overvåker eutrofisituasjonen på ulike stasjoner i Ytre Oslofjord. Programmet omfatter vannkvalitet, gruntvannssamfunn og bløtbunnsfauna. Mer informasjon fra Fagråd for Ytre Oslofjord.
- **OSPAR - Riverine input to convention waters**. Et statlig program som utfører målinger i et stort antall vassdrag og som årlig beregner tilførselen av næringssalter, organisk stoff og miljøgifter til fjordområdene. Undersøkelsene gjennomføres av Aquateam. Opplysninger om programmet fås fra SFT.
- **Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP)** finansieres av SFT og gjennomføres av NIVA. Programmet inkluderer årlig innsamling av blåskjell og fisk for analyse av miljøgifter på stasjoner fordelt fra Hvaler/Singlefjorden i Østfold til Varanger i Finnmark. Opplysninger om programmet fås fra SFT.
- **Overvåking av algegifter, bakterier og metaller i skjell**. To prosjekter som finansieres av hhv. Mattilsynet og Fiskeridirektoratet. Hensikten er å samle kunnskap om spiselighet av blåskjell og innholdet av bakterier og metaller. Opplysninger om programmene fås fra Mattilsynet og Fiskeridirektoratet.
- **Overvåking av marine ressurser og miljø**. Tokt langs norskekysten som gjennomføres av Havforskningsinstituttet i Bergen. Opplysninger om programmet fås fra Havforskningsinstituttet i Bergen.

I tillegg minner vi om at det kan foregå konsesjonspålagt overvåking i forhold til lokal industri (bedrifter, fiskeoppdrettsanlegg).

Avløpsdirektivet er et av mange direktiv på vannsektoren som er underlagt Rammedirektivet for vann som ble vedtatt 22. desember 2000. Overvåkingen i Norge vil etter hvert i stor grad bli styrt av Rammedirektivet for vann. I løpet av 2007 skal det i regi av rammedirektivet lages et nytt system for overvåking av ferskvann og kystvann. Det er enda for tidlig å si hvordan resipientundersøkelser og overvåking skissert i denne veilederen vil bli påvirket.

3.4 Tidsperspektiv - kostnader

Det samlede tidsperspektivet på planlegging, feltarbeid og rapportering vil variere fra undersøkelse til undersøkelse (**Figur 6**). Det er videre ikke mulig å fastsette noen klare kostnadsrammer for de ulike typene av undersøkelser. EUs krav til dokumentasjon kan føre til at undersøkelsene blir noe mer omfattende enn det som tidligere har vært vanlig. Trolig vil typiske kostnader for en grundig dokumentasjon av type 3 og 4 ligge i intervallet 0,5-1,5 millioner kroner. Kostnadene ved undersøkelser av type 5 vil jevnt over ligge noe lavere.

3.5 Utforming av rapporten

Av hensyn til rapporteringskravene i avløpsdirektivet må alle rapporter som utarbeides på bakgrunn av undersøkelsestype 3 og 4 (se kap. 4.3 og 4.4), oppsummeres på engelsk i en egen rapport. Den engelske oppsummeringsrapporten bør ta utgangspunkt i den engelske ordlyden i de aktuelle artiklene i direktivet. Hensikten med den engelske rapporten er at andre aktører som for eksempel ESA, skal kunne sette seg inn i det faglige grunnlaget for unntak fra sekundærrensekrevet. Det er tilstrekkelig med en kort omtale om bakgrunn, metode/datainnsamling, resultater, diskusjon og konklusjon. Den engelske rapporten bør også inneholde referanser og illustrerende kart, figurer og tabeller. I tillegg kan det være en fordel om viktige underliggende dokumenter også forekommer på engelsk i den grad disse kan bidra til å støtte opp om argumentasjonen i unntakssøknaden.

Rapporter fra undersøkelsestype 1, 2 og 5 (se kap. 4.1, 4.2 og 4.5) må ha et engelsk sammendrag.

Rapportene, uansett undersøkelsestype, må redegjøre tydelig for:

- Formål med resipientundersøkelsen sett i forhold til direktivets krav
- Metodikk
- Tilførsler av forurensende stoffer til resipienten
- Tilstanden i resipienten, vurdert etter det norske kriteriesystemet. Tallbehandling og bruk av tabeller og figurer er viktig. Det er viktig med en bred dokumentasjon, både av generelle forhold og mer lokale forhold omkring utslippene.

I rapportene bør alle relevante data gjenfinnes som vedlegg. Dataene bør også tilrettelegges for import til forurensningsmyndighetenes database (SESAM). De sentrale rapportene bør også foreligge digitalt på CD-rom.

Fase	Deloppgave	1				2			
		I	II	III	IV	I	II	III	IV
1. Planlegging	Planlegging og finansiering	■							
	Anbudsrunde	■	■						
	Kontraktforhandling		■						
2. Feltarbeid - innsamling av data	Beregning av tilførsler av forurensende stoff		■	■					
	Vannkvalitet i overflatelaget		■	■	■				
	Vannkvalitet i dypvannet			■	■				
	Biologiske undersøkelser i strandsonen			■					
	Undersøkelse av bløtbunnsfauna			■					
	Undersøkelser av miljøgifter?			■					
	3. Rapportering	Databehandling			■	■			
	Bruk av modeller/stoffbudsjett					■	■		
Rapportutkast							◆		
Ferdig rapport								■	

Figur 6. Aktuell tidsplan for et prosjekt over 1,5-2 år.

4. Beskrivelse av de ulike resipientundersøkelsene

4.1 Undersøkelse for å avgjøre om utslipp fra samme tettbebyggelse går til resipienter som ikke påvirker hverandre

Avløpsdirektivets rensekrav er bl.a. avhengig av størrelsen på tettbebyggelsen. Hvis det er flere avløpsanlegg i samme tettbebyggelse, kan tettbebyggelsen betraktes som to (eller flere) tettbebyggelser dersom anleggseier kan dokumentere at utslippene går til resipienter som ikke påvirker hverandre.

4.1.1 Avløpsdirektivets krav og beskrivelse

Avløpsdirektivets rensekrav er ikke avhengig av størrelsen på det enkelte avløpsanlegg, men av størrelsen på samlet belastning fra alle offentlige avløpsanlegg i tettbebyggelsen. En sammenhengende bebyggelse kan imidlertid betraktes som to (eller flere) tettbebyggelser dersom utslippene går til forskjellige resipienter. Den sammenhengende tettbebyggelsen i Oslo-området eller "Stor-Oslo" er et eksempel. Mesteparten av utslippene går til Indre Oslofjord, men avløpsvannet fra Lillestrømområdet går derimot ut i Glommavassdraget som munner ut i Ytre Oslofjord. "Stor-Oslo" kan dermed betraktes som to tettbebyggelser.

Begrepet "tettbebyggelse" er definert slik at det er mest mulig operasjonelt. SFT har tatt utgangspunkt i SSBs definisjon på tettsted, og gjort denne mer presis. I SFTs forslag til ny helhetlig avløpsdel i forurensningsforskriften er tettbebyggelse definert som:

En samling hus der avstanden mellom husene ikke er mer enn 50 meter. For større bygninger, herunder blant annet blokker, kontorer, lager, industribygg og idrettsanlegg, kan avstanden være opptil 200 meter til ett av husene i hussamlingen. Hussamlinger med minst 5 bygninger, og som ligger mindre enn 400 meter utenfor avgrensningen i første og andre punktum, skal inngå i tettbebyggelsen. Avgrensningen av tettbebyggelse er uavhengig av kommune- og fylkesgrenser.

Dersom avløpsvann fra to eller flere tettbebyggelser som nevnt i første ledd samles opp og føres til ett felles renseanlegg eller utslippssted, regnes tettbebyggelsene som en tettbebyggelse.

En tettbebyggelse som nevnt i første ledd kan likevel inndeles i flere tettbebyggelser hvis den ansvarlige kan dokumentere at utslippene fra hver enkelt tettbebyggelse føres til forskjellige resipienter, som ikke påvirker hverandre. Fylkesmannen avgjør ved enkeltvedtak etter søknad om utslippene går til forskjellige resipienter som ikke påvirker hverandre.

Forskjellen i SSBs definisjon på tettsted og SFTs definisjon på tettbebyggelse har medført at kartene som finnes hos SSB⁵ ikke umiddelbart kan brukes for å finne utstrekningen av en tettbebyggelse. SSB har imidlertid etter avtale produsert kart som viser utstrekningen av tettbebyggelse i samsvar med SFTs definisjon på tettbebyggelse (<http://www.sft.no/arbeidsomr/vann/avlop/kart/>).

Når tettbebyggelsens utstrekning er avklart, er det samlet belastning fra alle offentlige avløpsanlegg som avgjør størrelsen på tettbebyggelsen – forutsatt at avløpsnett er tilfredsstillende utbygd. Industrivirksomhet beliggende i tettbebyggelsen med eget utslipp skal ikke tas med i mengdeberegningene, så fremt det ikke er tiltenkt påkoblet ledningsnett.

⁵ <http://www.ssb.no/emner/01/01/20/tettstedkart/>

Omsøkt mengde fra anleggseier bør ta utgangspunkt i fremtidig (10-20 år) belastning, for eksempel på grunn av økning i folketall, sammenslåing med nærliggende tettsteder og påkobling av industri.

Mengden uttrykt i personekvivalenter (pe) skal beregnes på grunnlag av største ukentlige middelmengde som i løpet av året går til et renseanlegg, eller endelig utslippssted dersom det ikke er rensing. Det skal i denne sammenheng gjøres unntak for uvanlige forhold som for eksempel skyldes kraftig nedbør, jf. art. 4.4 i avløpsdirektivet og kommentaren til § 16-2 i forurensningsforskriften. Beregningene skal, så fremt det er mulig, baseres på avløpsmålinger. Overløp i/ved renseanlegget inkluderes i mengdeberegningene.

Det kan være aktuelt å vurdere hvorvidt en bebyggelse i direktivets forstand kan betraktes som to tettbebyggelser hvis bebyggelsen har:

- J to eller flere kommunale avløpsanlegg og
- J utslippene går til adskilte resipienter som ikke påvirker hverandre.

Denne vurderingen er det bare aktuelt å gjøre for tettbebyggelser som totalt ligger over belastningsgrensene i **Tabell 6** og hvor en oppdeling i flere tettbebyggelser gjør at en eller flere av disse kommer under de nevnte belastningsgrensene.

Tabell 6. Rensekrav over og under en gitt størrelse på en tettbebyggelse. Eksakt utstrekning og størrelse på tettbebyggelsen er av stor betydning for hvilket renskrav som gjelder. Det gjelder spesielt tettbebyggelse med enkle rensiltak og som har flere avløpsanlegg, som for eksempel utslipp til sjø fra byer på Vestlandet, Trøndelag og i Nord-Norge.

Belastningsgrense (største ukentlige belastning, målt i pe)	Nedre grense for ...	Øvre grense for ...
2000 pe	J sekundærrensekravet i ferskvann og elvemunninger	J krav om passende rensing
10 000 pe	J sekundærrensekravet i sjøvann J ev. krav om nitrogenfjerning	J krav om passende rensing J ikke krav til nitrogenfjerning
100 000 pe	J ev. nitrogenfjerningskrav på 10 mg/l ⁶	J krav om 15 mg/l ⁷
150 000 pe	J bruk av den strenge unntaksmuligheten i direktivets art. 8.5 i mindre følsomme områder	J den mindre strenge unntaksmuligheten i direktivets art. 6.2

4.1.2 Faglig vurdering

Det kan være gode grunner til at avløpsvannet fra en tettbebyggelse er fordelt på flere mindre utslipp framfor en samling til et stort utslipp, blant andre:

- Kostnadene reduseres med et kortere ledningsnett. Strengere renskrav kan derimot føre til at det lønner seg å sanere mindre utslipp.

⁶ Dersom det settes krav til renseeffekt i stedet, er kravet uansett 70 %.

⁷ Dersom det settes krav til renseeffekt i stedet, er kravet uansett 70 %.

- Utslippet av næringssalter og organisk stoff kan fordeles i resipienten og bedre avstemmes resipientens egen kapasitet til å motta og omsette disse stoffene uten negative virkninger for miljø og for bruksinteresser.

Avløpsdirektivet stiller imidlertid samme renskrav til alle de offentlige avløpsanleggene i en tettbebyggelse. Dersom anleggseier ønsker at fylkesmannen skal vurdere om en bebyggelse kan betraktes som to tettbebyggelser i direktivets forstand, må anleggseier kunne dokumentere at utslippene føres til forskjellige resipienter, som ikke påvirker hverandre.

Følgende to kriterier skal sammen anvendes for å avgjøre hvorvidt utslippene fra en tettbebyggelse går til samme resipient:

1. *Utslippene går til samme resipient dersom vannkvaliteten der avløpsvannet fra to utlipp kommer i kontakt med hverandre, er dårligere enn en viss grenseverdi (jf. **Figur 7**).* Påvirkningen må være liten og konsentrasjonen av termotabile koliforme bakterier (TKB) i blandingsvannmassen bør derfor ikke overstige 20 TKB/100ml. Tilsvarende beregninger kan gjøres for næringssalter, der grenseverdien bør samsvare med tilstandsklasse I-II, eller ligge tett opp til normaltilstanden i området for alle viktige parametre. Dette må være normalsituasjonen, dvs. i 90-95 % av tilfellene (jf. etterfølgende punkt om modellbruk).
2. *Utslippene belaster samme fjordbasseng (jf. **Figur 7**, nedre del).* Dette gjelder spesielt for terskelfjorder der tilførsel av organisk materiale til dypvannet kan bidra til oksygenproblemer. Dersom to utlipp (organisk materiale fra næringssaltstimulert planktonvekst og fra avløpsvannet) i merkbar grad belaster dypvannet i samme basseng, tilsvarende tilstandsklasse III og dårligere, vil disse utslippene kunne betraktes som å komme fra samme tettbebyggelse.

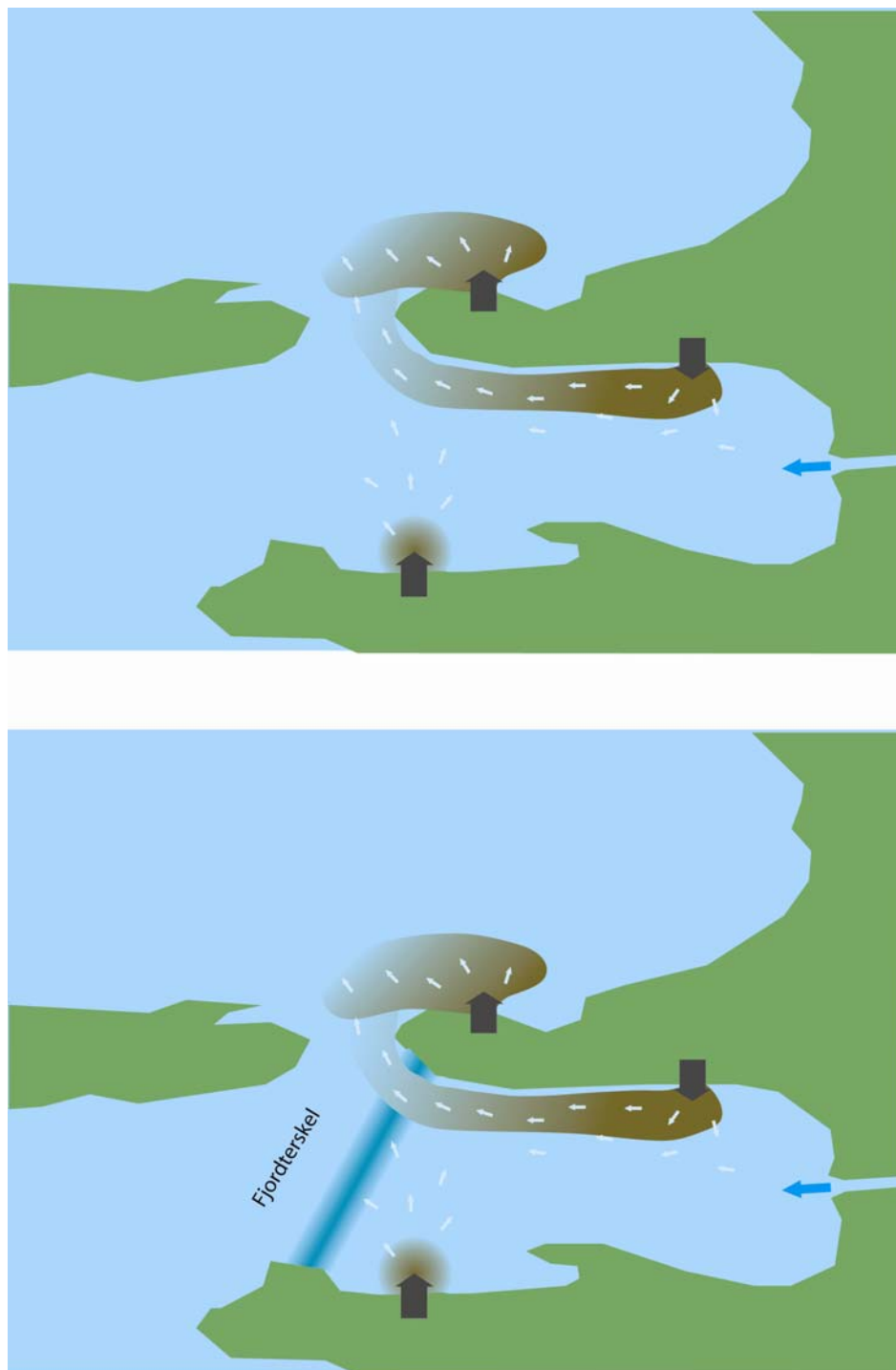
Grad av fortykning (pkt 1 ovenfor) kan illustreres av hvordan vannkvaliteten endres ut fra et utlipp. **Figur 8** viser eksempler på konsentrasjonskurver for et dyputslipp av henholdsvis 20 l/s og 60 l/s med kommunalt avløpsvann, etter siling av avløpsvannet – for innlagring og for det tilfelle at 20 l/s når overflatelaget og fortynnes der. Konsentrasjonen av TKB i forskjellige avstander fra utslippet er beregnet under forutsetning av at:

- Konsentrasjonen i avløpsvannet er 3 000 000 TKB/100 ml
- Konsentrasjonen i resipienten er 1 TKB/100 ml
- $T_{90}=20$ timer når avløpsvannet innlagres dypt (lite lys), $T_{90}=5$ timer ved overflaten⁸
- Strømhastigheten er 5 cm/s eller 10 cm/s over hele strekningen

Fortynningen er i hovedsak den samme for alle fire beregningene, og forskjellene viser dermed virkningen av forskjellig vannmengde, strømhastighet og desimering. Fortynning og desimering tar tid, og den gunstigste situasjonen oppnås derfor ved svak strøm og stor desimering. Ved sterk strøm spres avløpsvannet raskt og kan forringe vannkvaliteten i stor avstand før fortykning og desimering reduserer konsentrasjonen av TKB til akseptabelt nivå.

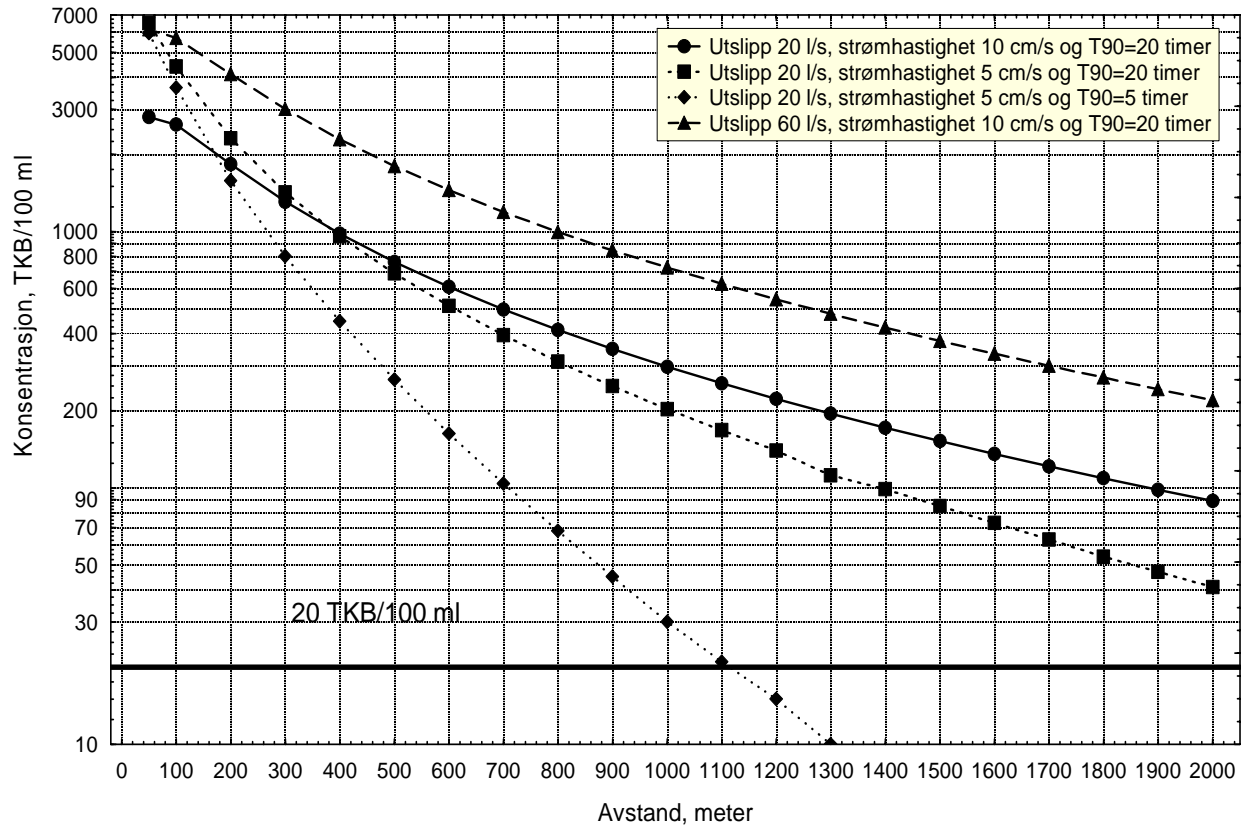
Selv om et overflateutslipp får stor desimering kan det ødelegge badevannskvaliteten i vid avstand omkring. Til vanlig er derfor dypvannsutslipp en god strategi.

⁸ T_{90} er det antall timer som behøves for at konsentrasjonen skal reduseres med en tierpotens.



Figur 7. Illustrasjon av to aktuelle situasjoner. Illustrasjonen viser tre utslipp fra samme tettbebyggelse. Det er sannsynlig at avløpsvannet fra de to øverste utslippene kommer i kontakt og gjensidig påvirker hverandre, mens dette ikke er tilfelle for utslippet på sørsiden av fjorden. I nederste figur er lagt inn en fjordterskel, og behovet for rensing må også vurderes i forhold til oksygenforholdene i dypvannet i dette fjordbassenget. Dette inkluderer også utslippet på sørsiden av fjorden. Behovet for rensing må vurderes i forhold til størrelsen

av utslippene, tilstanden i resipienten, strømretningen på stedet og avstand i forhold til fjordterskelen.



Figur 8. Eksempel på konsentrasjonskurver for dyputslipp av hhv. 20 l/s og 60 l/s, etter siling av avløpsvannet, ved strømhastighet 5 cm/s og 10 cm/s og henholdsvis $T_{90} = 5$ timer (kan tilsvare utslipp til overflatelaget) og $T_{90} = 20$ timer (kan tilsvare innlagring i 15-20 m dyp).

Det kan være vanskelig å avgjøre om utslipp også påvirker tilstanden i nærliggende områder og eventuelt må sees som del av en samlet belastning på et fjordbasseng. Metodikken må velges fra sted til sted. Det er flere metoder som er aktuelle:

- På grunnlag av kjennskap til strømretningen i området kan man legge stasjoner i området som antas å bli påvirket mest av utslippet, og på grunnlag av vannkjemiske, sedimentgeokjemiske og/eller biologiske parametere avgjøre om tilstanden er normalisert før påvirkningen fra naboutslippet gjør seg gjeldende. Metodikk og parametere for å karakterisere tilstanden er beskrevet i kap. 3.3.
- Vannkjemisk sett kan man tenke seg at stoffene fra avløpsvannet brukes som en "tracer". Man kan også vurdere å merke avløpsvannet med en tradisjonell tracer som Rhodamin B (et rødt fargestoff som kan registreres ned til svært stor fortykning).
- Bruk av databaserte modeller (jf. også kap. 2.2). Enten modeller som beskriver fortykning og konsentrasjoner til noen hundre meters avstand fra utslippet, eller mer avanserte

- Modeller som beskriver stoffomsetning i fjordområder og transport mellom av disse. Siste varianten kan også bidra til å avgjøre i hvilken grad et utslipp påvirker tilstanden i dypvannet i en fjord. Her er mange modeller å velge mellom, og de mest avanserte (men mest nøyaktige og kostbare å bruke) krever ofte mye data. Det kreves faglig kompetanse for å avgjøre hvilken type modell som i en gitt situasjon er hensiktsmessig, og valget må derfor skje i samråd mellom oppdragsgiveren og den faglige instansen.

Dokumentasjon i form av modeller basert på felldata er normalt sett nødvendig. Kombinasjonen av feltundersøkelser og modeller gir den beste dokumentasjonen.

4.2 Undersøkelse av et utslipps beliggenhet i forhold til elvemunning

Utslipp til en elvemunning har samme renskrav som utslipp til ferskvann, men med visse muligheter for lempeligere krav. I noen tilfeller er det i tillegg nødvendig å kjenne utbredelsen av elvemunningen for å avgjøre hvorvidt et utslipp i sjø påvirker elvemunningsområdet.

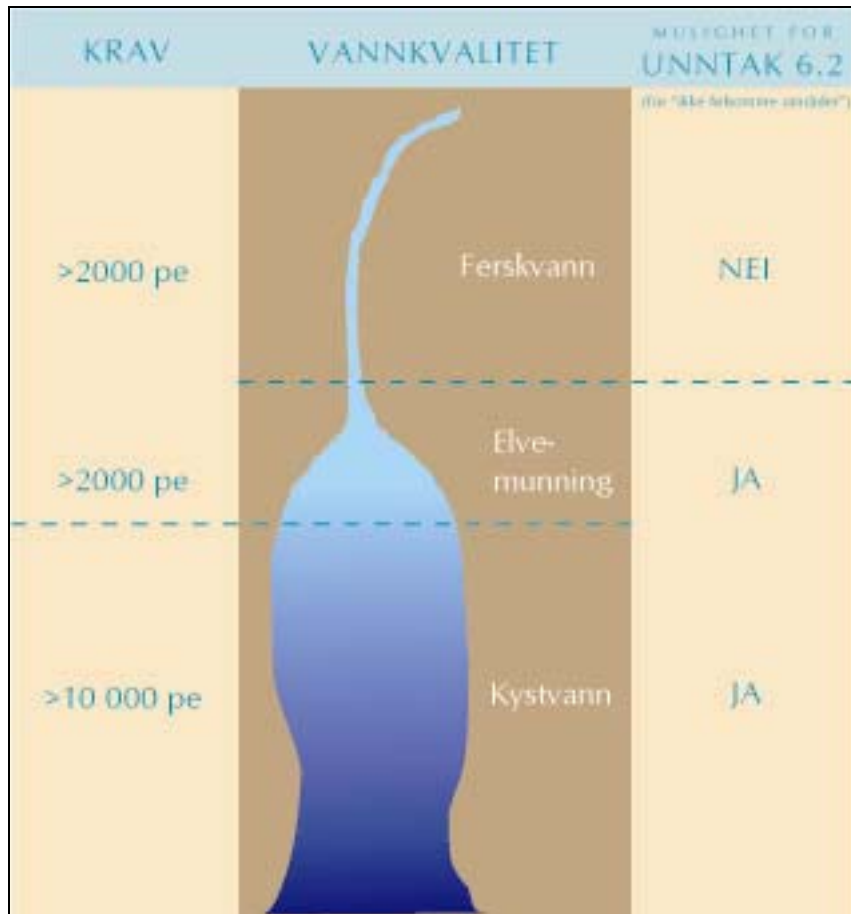
4.2.1 Direktivets krav

Med elvemunning menes *overgangsområde mellom ferskvann og kystfarvann ved utløpet av en elv* (jf. art. 2 i avløpsdirektivet). Krav til rensing av utslipp til en elvemunning er avhengig av både områdeinndelingen, størrelsen på tettbebyggelsen og type resipient (ferskvann, elvemunning eller sjø), jf. **Tabell 3**. For noen tettbebyggelser blir elvemunningens øvre og/eller nedre grense avgjørende for hvilket renskrav som gjelder (**Figur 9**):

- Mens det i ferskvann og elvemunning er krav om sekundærrensing for tettbebyggelse over 2000 pe, er tilsvarende grense i sjø 10 000 pe. Elvemunningens **nedre grense** er dermed av betydning for hvorvidt kravet er sekundærrensing (ev. primærrensing dersom unntak kan gis) eller såkalt passende rensing.
- Mens det i ferskvann ikke finnes unntaksmuligheter fra sekundærrensekravet, er det i elvemunninger en unntaksmulighet for tettbebyggelse på opptil 10 000 pe. Elvemunningens **øvre grense** er dermed av betydning for hvorvidt kravet skal være sekundærrensing eller primærrensing for disse tettbebyggelsene.

Avløpsdirektivets definisjon av elvemunning er forholdsvis upresis og lite operasjonell. Med elv vil en i denne sammenheng til vanlig mene et vassdrag der vannføringen er 10 m³/s eller større. Det fremgår også av definisjonen i direktivet at man ”... skal fastlegge elvemunningers yttergrenser (mot sjøen) ved gjennomføringen av dette direktiv”. Direktivet gir ikke retningslinjer for hvordan man skal avgjøre om et utslipp ligger i en elvemunning.

Nedenfor gis det en faglig vurdering av hva som menes med begrepet ”elvemunning”, og som eventuelle undersøkelser bør basere seg på.



Figur 9. Prinsipiell skisse av en elvemunning. Elvemunningens nedre grense er av betydning for hvilke tettbebyggelser som omfattes av sekundærrensokravet.

Elvemunningens øvre grense er av betydning for eventuelt unntak fra kravet om sekundærrensing for tettbebyggelse på mellom 2000 pe og 10 000 pe.

4.2.2 Beskrivelse og avgrensing av elvemunningen

Den engelske utgaven av avløpsdirektivet bruker betegnelsen "estuary", og en mer presis definisjon er da:

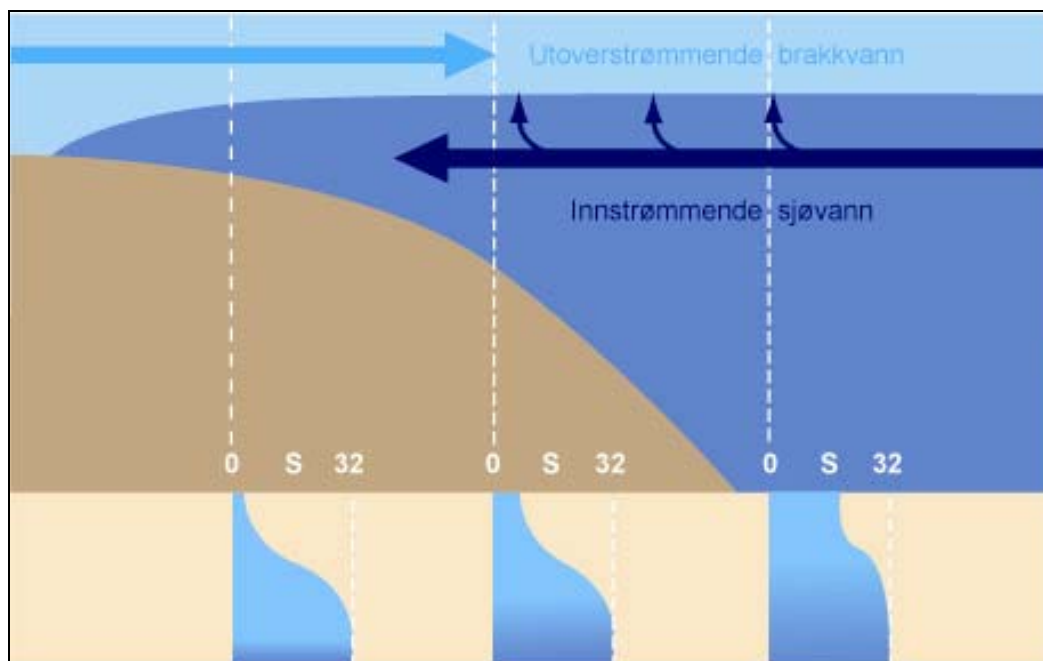
1. *A semi-enclosed coastal body of water.*
2. *Seawater enters from one or more connections to the open sea, or nearby saline coastal body of water.*
3. *Significantly diluted by fresh water derived from land drainage.*
4. *Can sustain euryhaline biological species from either part or the whole of their life cycle.*

I avløpsdirektivet er det med "estuary" ment områder der britiske og kontinentale elver ved utløpet skaper store grunne deltaområder med betydelige mudderflater som er utsatt for høy tidevannsforskjell og stor forskjell i saltholdighet og tørke/flom. Det er slike viktige habitater for sjøfugl og gruntvannssamfunn som man i direktivet mener trenger mer beskyttelse enn

kystvann for øvrig. I norsk sammenheng vil ofte elvemunningsområdet være mer begrenset. Elvemunningen vil ofte relatere seg til området innerst i fjorden der elva renner ut.

Blanding mellom ferskvann og sjøvann som skaper et brakkvannslag over sjøvann, sterk vertikal lagdeling samt det spesielle strømsystemet, står sentralt i beskrivelsen av et elvemunningsområde (**Figur 10**). Fjorder faller vanligvis inn under begrepet "estuary", men begrepet passer dårlig for Norge, da de fleste elvene våre går rett i fjorden med vanligvis store dyp rett utenfor og bare i sjeldne tilfeller skaper særlige deltaområder.

Alle hydrofysiske, vannkjemiske og biologiske prosesser varierer med tiden og spesielt med ferskvannstilførselen. Ved bestemmelse av elvemunningens yttergrense vil saltholdighet og topografi være de beste kriteriene (jf. definisjonens pkt. 1-3 ovenfor):



Figur 10. Eksempel på strømsystem og saltholdighet i en elvemunning. Under et utstrømmende brakkvannslag kommer innstrømmende sjøvann. Figurens nedre del illustrerer at saltholdigheten øker i horisontal retning utover fra elvemunningen, og vertikalt mot dypet.

- **Den horisontale fordelingen av saltholdigheten i brakkvannslaget** vil ofte være et vanskelig kriterium for å avgjøre utstrekningen av elvemunningen fordi variasjonene ofte er store. På samme sted og dyp kan kanskje saltholdigheten variere mellom 5 og 30 som følge av varierende ferskvannstilførsel og varierende blanding med underliggende sjøvann pga. vind. Ved relativt stor ferskvannstilførsel kan saltholdigheten i brakkvannslaget være lav mange kilometer fra elvas utløp og ut i fjorden.

- **Den vertikale fordelingen i saltholdigheten** tar hensyn til at under et relativt tynt brakkvannslag ligger et dypt sjøvannslag, og gir et bedre grunnlag for å bedømme utstrekningen av elvemunningen. Her er to aktuelle kriterier:

- A *Gjennomsnittet av den vertikale saltholdigheten fra overflate til bunn skal være 95 % av sjøvannets saltholdighet på stedet. Dette er et kriterium som er anvendt av skotske myndigheter for bestemmelse av yttergrensen for en elvemunning. Et regneeksempel illustrerer prinsippet:*
- Brakkvannslaget er to m tykt og har gjennomsnittlig saltholdighet 10.
 - Sjøvannslaget, under brakkvannslaget, er 70 m tykt med gjennomsnittlig saltholdighet 32 (varierende fra 20 til 33).
 - Sjøvannets basis-saltholdighet settes til 33.
 - Gjennomsnittlig saltholdighet mellom overflate og bunn blir da 31,5, som er 95 % av sjøvannets saltholdighet.

Denne metodikken kan brukes for å bedømme hvor langt elvemunningen strekker seg. Svakheten er at der hvor sjøvannslaget er svært mye dypere enn brakkvannslaget, vil svaret bli at man er utenfor elvemunningen uansett hvor lav saltholdigheten i brakkvannslaget er.

- B *Avløpsvannet skal ikke komme i kontakt med brakkvannslaget, dvs. den vannmassen som karakteriserer elvemunninger og som regnes for særlig sårbar. Dermed gjelder ikke kriterium 3 og kriterium 4 i definisjonen av et elvemunningsområde. Dette kan oppnås ved å innlagre avløpsvannet i sjøvannslaget (se **Figur 2**). Der ferskvannstilførselen er stor slik at en inngående sjøvannsstrøm er et noenlunde permanent trekk, må innlagringsdypet ligge godt under denne. Beregningene må også ta hensyn til at innlagringsdypet vil variere med den vertikale sjiktningen i området og eventuelt med mengde avløpsvann som slippes ut, og må gi sikkerhet for at avløpsvannet ikke blandes opp i brakkvannslaget.*

- **Topografien** gir ikke alene noe brukbart kriterium, men kan være et godt hjelpemiddel for å bedømme hvor en naturlig yttergrense kan ligge. Et eksempel kan være der hvor en relativt trang fjord med betydelig ferskvannstilførsel brått munner ut i kystvannet eller i en langt større fjord med langt mindre ferskvannspåvirkning. Et annet eksempel kan være en elv som munner ut i en åpen bukt eller relativt rett kyststrekning – hvor ferskvannet innenfor liten avstand fra utløpet raskt innblandes i overflatelaget.

Bestemmelsen av elvemunningens yttergrense anbefales derfor gjort ut fra vurderinger av gjennomsnittlig vertikal saltholdighet (kriterium A) og fra topografi. En støtte for bestemmelse av elvemunningens yttergrense kan være tilstedeværelse av typiske marine gruntvannsarter, for eksempel tangarter.

For utslipp av avløpsvann er dyputslipp og innlagring (B) vanlig praksis og vi anbefaler at denne metodikken i hovedsak brukes. Beregning av innlagringsdyp forutsetter som minimum kjennskap til den vertikale saltholdighetsprofilen på stedet. Dette er allerede undersøkt i forbindelse med kriterium A. I blant kan det være nødvendig med undersøkelse av strømretning og strømhastighet omkring det aktuelle innlagringsdypet.

I tillegg til dette kommer valg av selve utslippsstedet, der også tekniske og økonomiske hensyn veier tungt. Utløp fra elver ligger oftest i fjordens indre/innerste del og generelt sett bør et utslipp legges til deler av fjorden med best mulig vannutskifting. Selv om kriteriene A og B kan oppfylles for et utslipp like ved utløpet, kan det ofte være en stor miljøgevinst å

legge utslippet lenger ut. For terskelfjorder med risiko for oksygenproblemer bør utslippene så vidt mulig legges utenfor terskelen, og fortrinnsvis i god avstand fra denne. Ellers kan man risikere av avløpsvann føres tilbake over terskelen med f.eks. innstrømmende tidevann.

4.3 Undersøkelse for å avgjøre om utslipp etter primærrensing ikke har skadevirkninger på miljøet i mindre følsomme områder

Fylkesmannen kan tillate at kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelser med samlet utslipp mellom 10 000 pe og 150 000 pe kan gjennomgå mindre omfattende rensing enn sekundærrensing, forutsatt at følgende punkter tilfredsstilles:

- a) utslippene ligger på kyststrekningen Lindesnes–Grense Jakobselv, med unntak av Grimstadfjordområdet,*
- b) utslippene minst har gjennomgått primærrensing,*
- c) anleggseier kan gjennom grundige undersøkelser vise både at utslippene ikke har skadevirkninger på miljøet og at resipienten kan klassifiseres som mindre følsom jf. kriteriene i vedlegg C og*
- d) anleggseier kan sannsynliggjøre at utslippene ikke påvirker elvemunningsområder*

Pkt a), b) og c) gjelder også for utslipp av avløpsvann fra tettbebyggelser med samlet utslipp mellom 2 000 og 10 000 pe til elvemunninger. I tillegg må det sannsynliggjøres at utslippene ikke påvirker ferskvannsføremster.

Undersøkelsen må være grundig og med anerkjent metodikk for å kunne brukes som dokumentasjon i en søknad om unntak fra det generelle kravet om sekundærrensing.

Undersøkelsen vil inneholde mange faglige temaer (jf. **Tabell 5**) og i det etterfølgende gis derfor en detaljert beskrivelse av metoder og parametere. Man kan skille mellom hovedtemaer og andre aktuelle temaer.

4.3.1 Faglige hovedtemaer

Avgrensning av nærsone for utslippet

Omkring utslipp av kommunalt avløpsvann vil det vanligvis være et område som tydelig er forurenset – enten som nedslamming, forurensete sedimenter, skadet bunnfauna eller dårlig vannkvalitet. Dette området kalles oftest nærsone for utslippet, og her er det vanlig å akseptere en viss forurenning. Utstrekningen av slike nærområder vil variere fra sted til sted som følge av bl.a. forskjellig størrelse av utslippene, rensegrad, strømforhold og bunntopografi. Det er få undersøkelser som kan vise omfanget av slike nærsoner, men noen hovedtrekk for forurenning av bunnen ved utslipp av urensset og primærrenset avløpsvann er gjengitt i Molvær et al. (1983). For mekanisk renset avløpsvann fra 5000-7000 pe fant man tydelig visuelle nedslammingseffekter ut til omkring 50 m avstand og for 40 000-45 000 pe ut til omkring 150 m. Prøvetaking og analyser av bunnsedimenter og av bunnfauna ville sannsynligvis ha vist påvirkninger langt utover dette.

En resipientundersøkelse bør inneholde en vurdering av utstrekningen av nærsone. Vurderingen bør oftest inneholde beregninger av primærfortynningen og innlagingsdypet

samt registreringer av bunnfaunaen og analyser av bunnsedimenter omkring utslippet. Hvis gjennomslag til overflaten er vanlig, kan det også være aktuelt med undersøkelser av vannkvaliteten i overflatelaget og av gruntvannssamfunnet. For metodikk: se etterfølgende avsnitt.

Undersøkelse av næringssalter og algevekst i vannmassen

Virkning: Eutrofiering (overgjødning) av vann med spesielt nitrogen og fosforforbindelser. Påskynder algevekst og bidrar til uønsket forstyrrelse av likevekten mellom vannorganismer og forverring av vannkvaliteten.

Parametere: Total fosfor, fosfat, total nitrogen, nitrat, ammonium, klorofyll a og siktedyp.

Støtteparametere: Temperatur og saltholdighet.

Formål: Tilstandsklassifisering i henhold til SFT miljøklassifisering.

Metodikk: Innsamling av vannprøver ti eller flere ganger med (en til to ukers mellomrom i prøvetakingsperioden). Færre målinger svekker vurderingsgrunnlaget. Undersøkelsen bør skje i en avgrenset sommer- eller vinterperiode. Innen Oslo og Paris konvensjonen (OSPAR) anbefales at hovedvekten mht. næringssalter legges på målinger vinterstid: nitrat + nitritt, ammonium og ortofosfat. I tillegg måles ofte silikat. Velges målinger vinterstid bør ikke tilførselen av næringssalter da være vesentlig forskjellig fra sommerhalvåret. Foruten vurdering av selve konsentrasjonene anvendes i stor grad forholdstall (N/P, N/Si og P/Si) i vurderingene. Fordi konsentrasjonene varierer med saltholdigheten, anbefales det at næringssaltkonsentrasjonen normaliseres i forhold til en typisk saltholdighet for området.

For ytterligere informasjon: SFT (1997b) og OSPAR (2001).

Undersøkelse av oksygenforhold

Virkning: Oksygenreduksjoner i bunnvannet skyldes høy organisk nedbrytning kombinert med utilstrekkelig vannutskifting. Dette kan føre til anaerobe forhold med produksjon av H₂S- og metangass.

Parametere: Oksygen.

Støtteparametere: Temperatur og saltholdighet.

Formål: Tilstandsklassifisering i henhold til SFT miljøklassifisering.

Metodikk: Innsamling av oksygendata bør utføres månedlig i den perioden av året hvor en forventer lavest verdier. Temperatur- og saltholdighetsdata viser eventuell sjiktning av vannmassen.

For ytterligere informasjon: SFT (1997b), NS-ISO 5813, NS-ISO 5814.

Undersøkelse av bløtbunnsfauna

Virkning: Organisk belastning kan føre til forstyrrelser i bunndyrsamfunnene. En vanlig virkning er at antallet arter reduseres samtidig som fordelingen av individer innenfor artene blir ujevn (lavere diversitet). Mengden av forurensningstolerante arter øker.

Parametere: Bløtbunnsfauna.

Støtteparameter: Kornfordeling.

Formål: Tilstandsklassifisering i henhold til SFT miljøklassifisering.

Metodikk: Formål og strategi for valg av prøvetakingspunkter må beskrives; rutenett (grid), gradient (f.eks. av forurensningspåvirkning) eller etter spesielle vurderinger (eks. dyp-punkter). Kvantitative bunnprøver hentes med godkjent grabb (0,1m²). Det tas fire til fem prøver på hver stasjon. Disse siktes gjennom 1 mm sikt, sorteres, artsbestemmes og telles. De kvantifiserte artslistene inngår i statistiske analyser. Det er viktig med gode referansestasjoner (naturtilstand). Innsamlingen skjer vanligvis én gang og gjentas eventuelt under overvåkningsundersøkelsene.

Fullskala kvantitative bunndyranalyser/undersøkelser er svært kostbare og dersom det i fremtiden utvikles mer kostnadseffektive metoder (semikvantitative metoder) vil disse kunne inngå i bunndyranalyser.

For ytterligere informasjon: SFT (1997b), Norsk Standard 9423.

Undersøkelse av organisk karbon i sedimentet

Virkning: Organisk anrikning av sedimenter kan føre til nedslamming. Økende mengde organisk stoff som skal nedbrytes krever større forbruk av oksygen. I vannmasser med begrenset O₂ tilgang kan dette medføre lave oksygenkonsentrasjoner og reduserte livsmuligheter for organismer (jf. "bunndyr" over).

Parametere: Totalt organisk karbon (TOC).

Støtteparametere: Kornfordeling og prøvens utseende.

Formål: Tilstandsklassifisering i henhold til SFT miljøklassifisering.

Metodikk: Formål og strategi for prøvetakingen skal beskrives; stikkprøvetaking (orienterende), rutenett (grid), gradient og/eller dypål (dyp-punkter). Sedimentprøvene tas med godkjent grabb eller corer. De skal håndteres og analyseres etter standardiserte metoder. Innsamlingen skjer én gang og gjentas eventuelt under overvåkningsundersøkelsene.

For ytterligere informasjon: SFT (1997b), NS9422.

Undersøkelse på littoral hardbunn

Virkning: Artssammensetning og forekomst av fastsittende alger og fastsittende eller lite mobile dyr i fjæra er bestemt av naturgitte- og menneskeskapte miljøforhold. Forurensing fra kommunalt avløpsvann, med forhøyede konsentrasjoner av næringsalter, fører ofte til økning av ettårige grønnalger som konkurrerer ut enkelte flerårige tangarter.

Parametere: Hardbunnsfauna og -flora mellom lavvannsmerket og høyvannsmerket.

Støtteparametere: Substrattype, fjæras helningsvinkel, bølgeeksponering, vannstand og is-skuring.

Formål: Karakterisere miljøtilstanden.

Metodikk: Undersøkelsesstasjonene skal plasseres innenfor det antatte influensområdet for påvirkningen fra avløpsvannet, med én eller flere referansestasjoner utenfor (naturtilstand). Kvantitative ruteanalyser og semikvantitative undersøkelser. Innsamlinger, artsidentifisering (artslistene mengde), statistikk (diversitetsindeks). Stasjonene skal fotograferes. Undersøkelsen skal gjennomføres på sommerhalvåret.

For ytterligere informasjon: NS 9424. Retningslinjer for marinbiologiske undersøkelser på littoral og sublittoral hardbunn.

Undersøkelse på sublittoral hardbunn

Virkning: Hardbunn under lavvannsmålet er i liten grad utsatt for organisk anrikning i samme grad som bløtbunn. Den grove substrattypen indikerer god vannutskifting. Likevel kan sublittorale hardbunnssamfunn, på samme måte som fjæresamfunnene, bli lokalt påvirket av dårlig vannkvalitet i form av forhøyede næringsstoffs-konsentrasjoner som følge av nærliggende utslipp av kommunalt avløpsvann.

Parametere: Hardbunn/fauna og -flora under lavvannsmålet.

Støtteparametere: Substrattypen, stasjonens helningsvinkel, saltholdighet, temperatur, næringsstoffer, oksygen og strømforhold.

Formål: Karakterisere miljøtilstanden.

Metodikk: Undersøkelsen gjennomføres i henhold til beskrivelse gitt for littoralundersøkelsen (se over), men gjennomføres ved hjelp av dykkere med tilpassede prosedyrer. Stasjonene må merkes med bolter for å kunne gjenfinnes ved eventuell senere overvåking. Dykking er kostnadskreven og iblant kan videoopptak ved bruk av ROV være et alternativ.

For ytterligere informasjon: NS 9424. Retningslinjer for marinbiologiske undersøkelser på littoral og sublittoral hardbunn.

4.3.2 Andre aktuelle tema

Undersøkelse av konsentrasjon av tarmbakterier i forhold til badevannskvalitet

Virkning: Med tarmbakterier menes termotabile koliforme bakterier (TKB). Forekomst av disse indikerer fersk fekal forurensning som betyr ekskrementer fra mennesker og varmblodige dyr. Sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter utgjør her en helserisiko f.eks. ved bading eller bruk av sjøvann til næringsmiddelindustri.

Parametere: TKB og fekale streptokokker.

Formål: Tilstands- og egnethetsklassifisering i henhold til SFT miljøklassifisering.

Metodikk: Vannprøver innsamles som beskrevet i Norsk Standard (Norsk Standard 4789 1. utg.1990) eller av Statens helsetilsyn (1994). Resultatet av minst ti målinger bør legges til grunn for bedømmelsen.

For ytterligere informasjon: Statens helsetilsyn (1994), SFT (1997b).

Undersøkelse av miljøgifter i sediment

Virkning: I bløtbunnsområder kan det foregå sedimentering av partikler som inneholder miljøgifter fra industriutslipp, kommunale renseanlegg eller avrenning fra gater og andre landarealer. Dette omfatter i første rekke metaller, men gjelder også organiske miljøgifter. Dette er stoffer som er karakterisert ved en eller flere av følgende egenskaper: høy akutt giftighet, kronisk giftighet, markert tendens til oppkonsentrering i organismer og/eller i næringskjeden.

Parametere: Metallene Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Hg. Klororganiske forbindelser som PCB. Andre organiske miljøgifter som PAH. Ved mistanke om forurensning med andre aktuelle miljøgifter (TBT, Benzen) knyttet til virksomheter i den aktuelle avløpssonen, bør disse inkluderes i programmet.

Støtteparametere: Organisk karbon, kornfordeling og prøvens utseende.

Formål: Tilstandsklassifisering i henhold til SFT miljøklassifisering.

Metodikk: Sedimentprøvetaking med godkjent grabb eller corer. Prøvene håndteres og analyseres etter akkrediterte metoder.

For ytterligere informasjon: SFT veiledning (1997b), Norsk Standard 9423, OSPAR (2001).

Undersøkelse av miljøgifter i marine organismer

Virkning: Metaller og organiske miljøgifter i sjøvann og sedimenter akkumuleres i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden. Virkninger av dette kan ytre seg ved forstyrrelser i hormonbalanse eller adferd, redusert immunitet, endringer i arvestoffet, kreft, redusert formering og fosterskader.

Parametere: Aktuelle organismer kan være tang (metaller), fisk, blåskjell og eller oskjell. Verdiene i tang og blåskjell vil reflektere nivåene i vannforekomsten ved utslippspunktet. Aktuelle parametere er metallene Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Hg og organiske forbindelser som PCB og PAH. Ved mistanke om forurensning med andre miljøgifter knyttet til virksomheter i den aktuelle avløpssonen bør disse i likhet med sedimentundersøkelsen inkluderes i programmet.

Formål: Vurdering i forhold til SFTs miljøklassifisering og evt. i forhold kostholdsråd.

Metodikk: Innsamling av tang og skjell kan skje ved innhøsting på lavvann eller ved dykking. Fisk fanges ved ordinære fangstmetoder. Videre håndtering og analyser utføres etter akkrediterte metoder. Prøvenes representativitet må vurderes nøye.

For ytterligere informasjon: SFT veiledning (1997b), OSPAR (2001).

4.3.3 Bruk av modeller

For utslipp der kravet til konkret dokumentasjon er stort (gjerne ved større utslipp) kan det være nødvendig å anvende en datamodell for å simulere miljøvirkninger fra utslippet, og dermed støtte opp under resultatene fra undersøkelsen i selve resipienten.

Avhengig av det konkrete formålet med modelleringen kan slike verktøy brukes på forskjellige nivåer:

1. For å beregne innlagingsdyp og videre fortykning og konsentrasjon for avløpsvannet. Dette er særlig relevant for bedømmelse av en påvirkning av vannkvaliteten i overflatelaget (vannhygiene og algevekst) ut til en avstand på noen hundre meter fra

utslippet. De fleste forskningsinstitusjoner og større konsulentfirma har tilgang på slike modeller.

2. Mer kompliserte modeller kan ved siden av spredning, fortynning og næringssaltkonsentrasjoner også beskrive f.eks. planktonvekst, siktedyp, sedimentasjon, og oksygenforbruk i dypvannet – samt virkninger på bunnfaunaen. Her finnes flere modeller på ulike nivå og tilpasset ulike formål. For de flestes vedkommende gjelder at riktig bruk krever høy kompetanse og slike modeller anvendes av bare noen få forskningsinstitusjoner i Norge.

Foruten undersøkelser av kategorien som omtales i dette kapitlet, er også bruk av modeller aktuelt for andre omtalte undersøkelser. I alle tilfellene gjelder det å dokumentere eller sannsynliggjøre en tilstand som er vanskelig å beskrive gjennom målinger i fjorden.

4.4 Undersøkelse for å avgjøre om rensing utover primærrensing ikke er til vinning for miljøet i mindre følsomme områder

Forurensningsmyndigheten kan tillate at kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelser med samlet utslipp større enn 150 000 pe kan gjennomgå mindre omfattende rensing enn sekundærrensing, forutsatt at

- a) *utslippene ligger på kyststrekningen Lindesnes – Grense Jakobselv, med unntak av Grimstadfjordområdet,*
- b) *utslippene minst har gjennomgått primærrensing,*
- c) *anleggseier gjennom grundige undersøkelser kan påvise at det 1) foreligger særlige omstendigheter og 2) at en mer omfattende rensing ikke er til noen vinning for miljøet og 3) at resipienten kan klassifiseres som mindre følsom jf. kriteriene i vedlegg C og*
- d) *anleggseier kan sannsynliggjøre at utslippene ikke påvirker elvemunningsområder.*

Undersøkelsene må være svært grundige og med anerkjent metodikk, for eventuelt å kunne brukes som dokumentasjon i en søknad via norske myndigheter overfor ESA om unntak fra det generelle kravet om sekundærrensing. Til nå er Estoril-utslippet i Portugal det eneste kjente unntak (men med tilleggsvilkår) i Europa.

4.4.1 Innledning

Unntaksbestemmelsen fremgår av art. 8.5 i avløpsdirektivet. Det er pr. dags dato bare gitt ett unntak fra bestemmelsen. Unntaket ble gitt av Kommisjonen i vedtak av 8.10.2001, på bakgrunn av søknad fra Portugal av 16.6.1999 med supplerende dokumentasjon i ettertid, siste gang 21.12.2000. Utslippet er fra tettbebyggelsen Estoril, vest av Lisboa. Det er på 720 000 pe og er ført over 2750 meter ut fra kystlinjen. Utslippsanordningen består av to diffusorer, hver med en lengde på 400 meter, og ligger på 40 meters dyp.

Siden Estoril-utslippet i Portugal er det eneste unntaket i Europa og at unntaksbestemmelsen i sin tid ble laget spesielt med tanke på dette utslippet⁹, er det begrenset med informasjon om hva slags dokumentasjon som må fremskaffes for å få prøvd et unntak etter art. 8.5, og hva slags kriterier som legges til grunn ved vurdering om unntak skal gis. Det fremgår av redegjørelsen i vedtaket at Kommisjonen i Estoril-saken har lagt vekt på at:

- J vannmassene utenfor vestkysten av Portugal er blant de beste i Europa med tanke på fortynning og spredning av avløpsvann
- J utslippet er lokalisert utenfor den ytre grensen til Tagus-estuariet
- J utslippet er langt unna badeplassene på Estorilkysten, samtidig som flere av badeplassene i området ikke har en tilfredsstillende badevannskvalitet
- J desinfeksjon av avløpsvannet bør iverksettes selv om man anser *avløpsnett* for å være den viktigste bidragsyter til spredning av patogener

Kommisjonsvedtaket medfører at Estoril kan ha mindre omfattende rensing enn sekundærrensing, men likevel strengere enn primærrensing i badesesongen (1.6-30.9):

⁹ Unntaksbestemmelsen er blitt kalt "the Portugese amendment"

J Renset avløpsvann skal tilfredsstille krav om 50 % og 40 mg/l for henholdsvis BOF₅ og SS målt med avløpsdirektivets kontrollmetode. I tillegg skal maks antall TKB i rensset avløpsvann være 2000 per 100 ml målt som geometrisk gjennomsnitt.

J 80 % av vannprøvene som skal tas i overflaten og i midtre del av vannsøylen over den østre diffusoren og 200 meter vest av den vestre diffusoren skal ikke inneholde mer enn 100 TKB per 100 ml.

J På bakgrunn av rapporter skal Kommisjonen revidere vedtaket innen utgangen av 2006.

Kommisjonen forventer ingen ytterligere unntakssøknader fra EU-landene.

Det er av avgjørende betydning at undersøkelser, beregninger og andre utredninger tar utgangspunkt i kriteriene som følger av art. 8.5. Sluttrapporten må blant annet ta stilling til hvorvidt det foreligger særlige omstendigheter, mer omfattende rensing enn primærrensing ikke er til vinning for miljøet og utslippet(ene) ikke har skadevirkninger på miljøet, jf. punkt 4.4 c ovenfor.

4.4.2 Faglig vurdering

Dette kan betraktes som en form for konsekvensvurdering der flere forhold er nødvendig å dokumentere:

1. Nåværende tilstand i resipienten, under nåværende belastning. Dette må omfatte de viktigste temaene og utføres etter anerkjente metoder (jf. kap. 3.3). Dessuten er det viktig at undersøkelsen omfatter et så stort areal at hele den aktuelle resipienten er dekket.
2. Den endring i belastningen mht. næringssalter, organisk stoff, miljøgifter og vannhygieniske parametere som oppnås med anvendelse av direktivets standardkrav (sekundær rensing) – sett i forhold til det som oppnås ved primærrensing. Her er det igjen viktig å velge riktige grenser for resipienten. Det er oftest hensiktsmessig å beregne den samlede belastning som sum av tilførslene fra minst fem kilder:
 - kommunalt avløpsvann
 - industriutslipp (herunder akvakultur)
 - avrenning fra landbruksarealer
 - avrenning fra utmark og skog (bakgrunnsavrenning)
 - bidrag fra vannutskiftning med kystvann eller vann fra nærliggende fjordområder. Dette bidraget vil ofte være stort.

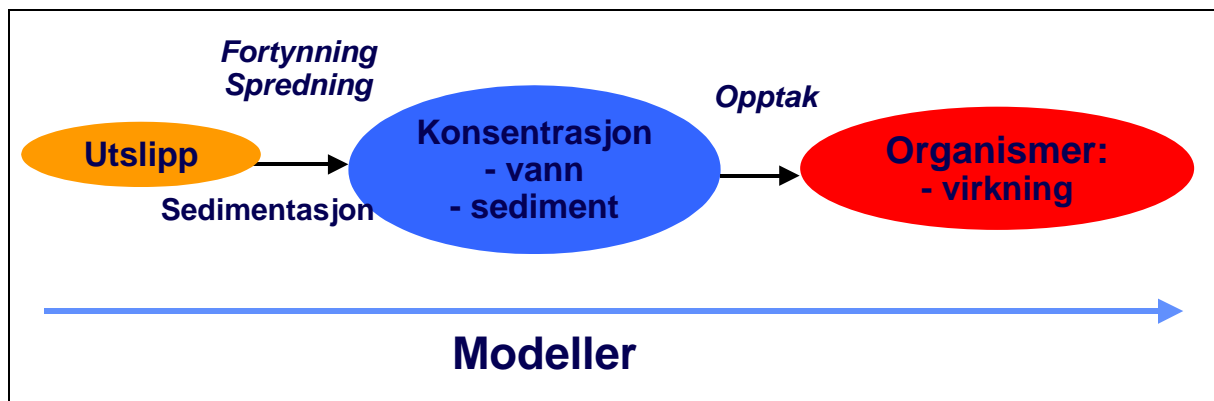
De fire første bidragene beregnes med grunnlag i SFT-veiledning 95:02 (SFT 1995). Oftest er den årlige tilførselen tilstrekkelig nøyaktig, men hvis det er grunnlag for å tro at det er store variasjoner over året (som fra akvakulturanlegg) må man forsøke å beskrive disse gjennom halvårlige (sommer – vinter), kvartalsvise eller månedsvise tall. Tilførslene gjennom vannutskiftningen vil erfaringsmessig vise store variasjoner over året (varierende vannutskiftning og varierende konsentrasjoner i vannmassen) og man må også her forsøke å beregne tall for halvår, kvartal eller måned.

3. Den virkning (vinning for miljøet) som belastningsendringen kan forventes å ha. Dette vil ofte være den vanskelige delen, som forutsetter at man har en kvantitativ sammenheng

mellom utslipp og virkning, dvs. en form for konsekvensutredning som skissert i **Figur 11**. Med godt kjennskap til tilstanden i resipienten skal man avgjøre om den ekstra renseseffekt som sekundærrensing gir i forhold til primærrensing, vil gi en (merkbar) vinning for miljøet. For så store utslipp som 150 000 pe og mer vil det være nødvendig å vurdere nytteeffekt i forhold til miljøgifter og vannhygieniske forhold så vel som næringsalter og organisk stoff. Til vanlig vil dette kreve bruk av mer eller mindre avanserte modeller eller stoffbudsjetter samt grundig dokumentasjon belagt i kriterier for miljøtilstand og grenseverdier for spiselighet av marine organismer og for ulike bruksformer.

4. Særlige omstendigheter. Med det kan menes:

- a at utslippet er lagt til et område med særlig stor vannutskiftning eller store vannvolumer i forhold til størrelsen av utslippet,
- b at utslippet bare bidrar med en liten del av stoffbudsjettet (næringsalter og organisk stoff) for resipienten eller
- c at topografiske eller biologiske forhold gjør at endring i belastning ikke vil gi merkbare positive effekter på miljøet.



Figur 11. Prinsippskisse av elementene i en konsekvensvurdering.

5. Omfanget av nærsonen (jf. også kap. 2.3). Rundt ethvert større utslipp vil det normalt være et område der forurensning kan påvises. Innenfor et avgrenset område (nærsonen for utslippet) vil vanligvis dette også bli akseptert. Hvis tilstandsundersøkelsen (pkt. 1 ovenfor) viser betydelig forurensning utover nærsonen, vil det være nødvendig å dokumentere at ytterligere rensing ikke forbedrer tilstanden.

Hvis man ser bort fra "selvfølgeligheter" (hvis for eksempel analyser av avløpsvannet viser svært lave konsentrasjoner av miljøgifter og undersøkelser heller ikke viser forhøyde konsentrasjoner i miljøet nær utslippet, kan man ikke forvente at sekundærrensing vil forbedre tilstanden ytterligere), vil vanlige feltundersøkelser ofte ikke gi tilstrekkelig grunnlag for en kvantitativ vurdering av hvor mye tilstanden vil bedres hvis avløpsvannet gjennomgår sekundærrensing – i forhold til primærrensing. Til dette kreves en beskrivelse av sammenhengen mellom mange hydrofysiske, hydrokjemiske og biologiske prosesser som varierer både i tid og i rom - fra utslipp til kvantitativ beskrivelse av virkninger på

vannkvalitet og organismer (**Figur 11**). Til dette formålet er det derfor oftest nødvendig å bruke matematiske modeller for å støtte vurderingene som skal gjøres. Slike modeller kan ha forskjellige formål og nøyaktighet og det er nødvendig å gjøre valg. Grovt sett kan man skjelne mellom tre hovedtyper:

1. Modeller som beregner innlagringsdyp og fortykning (vannkvalitet) for et utslipp (jf. **Figur 2**).
2. Modeller som beskriver tilstanden (vannkvalitet, påvirkning av bunnsedimenter og bunnfauna) i nærheten av et utslipp.
3. Fjordmodeller som beskriver tilstanden i et helt fjordbasseng. De vanligste er to-dimensjonale modeller som beregner vannkvaliteten i mange dyp mellom overflate og bunn, men som ikke gir opplysninger om variasjoner i fjordbassengets lengderetning. Noen beregner gjennomsnittstilstand over året, mens andre simulerer tilstanden i tidsskritt på timer, dager eller uker.

Bruk av modeller forutsetter at det finnes data fra den aktuelle resipienten. Disse dataene skal dels tjene som inngangsverdier til modellen, men ikke minst tjene som kontroll av at modellen gir riktige resultat. Bruk av slike modeller (spesielt av type 2-3) krever høy kompetanse.

4.5 Overvåking for å revidere inndelingen av følsomme og mindre følsomme områder hvert fjerde år

Ved utslipp til mindre følsomme områder (Figur 1): For tettbebyggelse større enn 10 000 pe med utslipp til sjø, eller større enn 2000 pe ved utslipp i elvemunning, bør anleggseier sørge for at det iverksettes overvåking av resipienten. Dersom tilsvarende overvåking også utføres av andre, bør anleggseier bidra til å gjennomføre en samordnet eller felles overvåking.

Tilsvarende gjelder også kommuner med tettbebyggelse over 10 000 pe med utslipp til et følsomt sjøområde (Figur 1) eller til tilhørende nedbørfelt. Det gjelder ikke anlegg med utslipp til Indre Oslofjord eller andre anlegg med nitrogenfjerning¹⁰.

Bakgrunnen er at oversikten over følsomme og mindre følsomme områder skal i henhold til avløpsdirektivet revideres minst hvert fjerde år (jf. art. 5.6 og 6.4 i avløpsdirektivet). Som en konsekvens av dette, må det i fireårsperioden innhentes data og gjennomføres undersøkelser som gir grunnlag for å vurdere om inndelingen i forhold til følsomt eller mindre følsomt område skal endres¹¹. Overvåkingen er begrenset til resipienter som mottar eller kan motta utslipp fra tettbebyggelse over direktivets tiltaksgrense: over 10 000 pe (2000 pe i elvemunning beliggende i mindre følsomme områder). Ikke alle tettbebyggelser over tiltaksgrensen berøres.

Resultatene fra overvåkingen skal danne grunnlag for statlige forurensningsmyndigheters revidering av dagens områdeinndeling, og dermed hvorvidt rensekravene kan opprettholdes eller må skjerpes. Direktivet angir en maksimumsfrist på syv år dersom et renseanlegg må oppgraderes.

Ulike hensyn (Tabell 7) tilsier ulik utforming av overvåkingsprogrammene. I mindre følsomme områder bør overvåkingen normalt bare omfatte de lokale resipientene, jf. betingelsene for identifisering av et følsomt område i vedlegg C. Siden norske renseanlegg

Tabell 7. Overvåking. Hensikt og omfang av undersøkelsene i forskjellige områder.

Område	Hensikt	Omfang
Mindre følsomt sjøområde	J å vurdere en eventuell omklassifisering til normalområde eller følsomt område	J tettbebyggelse over 10 000 pe med utslipp til sjø, eller J mellom 2000 og 10 000 pe med utslipp til elvemunning dersom unntak er gitt
Normalt sjøområde (finnes ikke i Norge)	J å vurdere en eventuell omklassifisering til følsomt område	J tettbebyggelse over 10 000 pe med utslipp til sjø
Følsomt sjøområde	J å vurdere hvorvidt det er behov for nitrogenfjerning	J tettbebyggelse over 10 000 pe med utslipp til sjø og utslipp i tilhørende nedbørfelt (og som ikke har nitrogenfjerning)

¹⁰ Siden både fosfor og nitrogen fjernes fra anleggene i Indre Oslofjord, oppfylles alle rensekravene i avløpsdirektivet. Selv om det derfor ikke er behov for overvåking ut fra direktivets krav om revidering av områdeinndelingen, kan det være andre forurensningsmessige årsaker til at overvåking bør gjennomføres.

¹¹ Også andre hensyn kan tilsi behov for overvåking. Det må imidlertid fylkesmannen vurdere på vanlig måte i det enkelte tilfelle og omtales ikke i veiledningen.

med utslipp til ferskvannsføremøster etterkommer direktivets fosforfjerningskrav fullt ut, er det – ut fra behovet om revidering av områdeinndelingen – ikke nødvendig å overvåke ferskvannsføremøstene. Følsomme områder må overvåkes slik at behovet for nitrogenfjerning kan vurderes. Siden direktivet krever at tettbebyggelse større enn 10 000 pe som ligger i nedbørfeltene til følsomme områder og som bidrar til forurensning av de følsomme områdene, også skal vurderes med tanke på nitrogenfjerning, bør disse også bidra i overvåkingen av sjøområdene.

Enhver overvåkingsundersøkelse er basert på at det foreligger en grundig og omfattende grunnlagsundersøkelse.

Mål for overvåkingen er å:

1. gi en oppdatert beskrivelse av tilførsler av næringssalter og av miljøtilstanden i resipienten,
2. identifisere eventuelle miljøendringer i forhold til grunnlagsundersøkelsen eller eventuelle tidligere overvåkingsundersøkelser,
3. gi et naturvitenskapelig grunnlag for å vurdere endring av klassifiseringen mht. følsomt eller mindre følsomt område.

Type undersøkelse og omfang vil bl.a. bli avgjort av eventuelle tidligere og pågående undersøkelser, samt resultatene fra denne/disse. Disse undersøkelsene bør gjennomføres som et samarbeid mellom flere kommuner da det ofte er et litt større område som skal undersøkes. Når det gjelder metoder og parametere, henvises til kap. 4.3. I streng betydning menes det med overvåking det samme som undersøkelser som gjennomføres på faste prøvetakingsstasjoner etter et fast program (trendovervåking), med samme utstyr, til samme tid på året etc. I en videre og mer upresis betydning benyttes termen “overvåking” om beskrivelse av tilstand og etterfølgende kontrollundersøkelser i områder som er eller kan være påvirket av forurensning.

Da overvåkingen både skal gi dokumentasjon i forbindelse med nødvendig rensekrav og for klassifisering av sjøområdets følsomhet, bør undersøkelsene være omfattende. Det betyr at termens strengeste betydning benyttes.

Kravet om overvåking fremgår av forslag til kommende avløpsforskrift. Fylkesmannen kan dessuten med hjemmel i forurensningsloven § 51 gi pålegg om overvåking.

5. Litteratur

Bellair, J.T., Parr-Smith, G.A. and Wallis, I.G., 1977. Significance of diurnal variations in fecal coliform die-off rates in the design of ocean outfalls. *Journal WPCF*, p.2022-2030.

Berge, D., Molvær, J., 2000. Forslag til Fremtidig organisering av regional vannovervåking i Møre og Romsdal. NIVA rapport 4292-2000. 29 sider.

Berge, D., 2000. Vannovervåking ved et vegskille?. *Vann - 4 - 2000*. 12 sider.

EU 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. 62 sider + 88 sider i vedlegg.

Lund, V., 1984. Overlevelse i vann av mikroorganismer med relasjon til menneskelig helse – et litteraturstudium. Statens institutt for folkehelse. Rapport nr. SK10/83. 165 sider.

Molvær, J., Øren, K. og Kvalvågnes, K., 1983. Vurdering av renskrav for sjøresipienter. Rapport 5. Nedslamming og forsøpling av bunnen ved utslipp av kommunalt avløpsvann. NIVA-rapport O-84134. 20s.

NS-ISO 5813. Vannundersøkelse-Bestemmelse av oppløst oksygen-Idometrisk metode (= EN 25813:1992)

NS-ISO 5814. Vannundersøkelse-Bestemmelse av oppløst oksygen-Elektrokjemisk metode (= EN 25814:1992)

NS 9423, 1998. Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitative undersøkelser av sublittoral bløtbunnsfauna i marint miljø. NSF-standard. 16s.

NS 9422, 1998. Vannundersøkelse. Retningslinjer for sedimentprøvetaking i marine områder. NSF-standard. 11s

NS 9424 (2002). Vannundersøkelse - Retningslinjer for marinbiologiske undersøkelser på litoral og sublitoral hardbunn. Norsk Allmennstandardisering, Oslo. 22 s.

Ormerod, K.S. og Molvær, 1983. Vurdering av renskrav for sjøresipienter. Rapport 6. Hygieniske effekter. NIVA-rapport O-84134. 43s.

OSPAR, 1997a. JAMP guidelines for Monitoring Contaminants in Sediment. Joint Assessment and Monitoring Programme. Oslo and Paris Commissions. 9/6/97. 16s.

OSPAR, 1997b. JAMP guidelines for Monitoring Contaminants in Biota. Joint Assessment and Monitoring Programme. Oslo and Paris Commissions. 9/6/97. 39s.

OSPAR, 2002. Common Assessment Criteria, their Assessment levels and Area Classification within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure. OSPAR Commission. Ref. No. 2002-20.

SFT, 1995. Miljøsmål for vannforekomstene – tilførselsberegning. TA-1139/1995. 70 sider

SFT, 1997a. Miljøsmål for vannforekomster – retningslinjer og anbefalte miljøkvalitetsnormer. TA-1500/1997. 19 sider.

SFT, 1997b. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. TA 1467/1997. 36s.

SFT, 1997c. Kilder til tungmetaller i kommunalt avløpsvannbidrag fra småindustri/annen næringsvirksomhet. SFT rapport 97:27. 68 sider.

SFT, 1998. Miljøsmål for vannforekomster – kommunal fastsetting av miljøsmål og vurdering av tiltak. Hovedveiledning SFT/DN 95:05. TA-1142/1995. 55 sider.

SFT, 2001. Krav til kommunale avløpsanlegg 2001-2005. TA-1820/2001. 15 sider.

Statens helsetilsyn, 1994. Vannkvalitetsnormer for friluftsbad. Friluftsbad - badevann. Rundskriv IK-21/94 med vedlegg.

Vedlegg A. Definisjoner og forkortelser

Bløtbunnsfauna = Alle dyr som lever på eller helt/delvis nedgravd i bløte bunnsedimenter, og som blir med i prøver tatt med grabb eller bokskjerneprøvetaker.

Grunnlagsundersøkelse (basisundersøkelse) = Detaljert undersøkelse med vekt på å beskrive og klassifisere tilstanden i undersøkelsesområdet, og som danner utgangspunkt for senere overvåking og/eller oppfølgende undersøkelser.

Littoralsonen = Sonen mellom høyeste høyvann og laveste lavvann, ofte betegnet som tidevannssonen.

Overvåking = Undersøkelse for å registrere miljøtilstand og eventuelle endringer over tid.

Parameter = En egenskap som kan observeres, måles eller beregnes.

Personekvivalent, pe = Den mengde organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk målt over fem døgn, BOF₅, på 60 g oksygen per døgn. Avløpsanleggets størrelse i pe beregnes på grunnlag av største ukentlige mengde som går til rensanlegget eller utslippspunktet i løpet av året, med unntak av uvanlige forhold som for eksempel skyldes kraftig nedbør.

Primærrensing: En renseprosess der både

1. BOF₅-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 20 % i forhold til det som blir tilført rensanlegget eller ikke overstiger 40 mg O₂/l ved utslipp og
2. SS-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 50 % i forhold til det som blir tilført rensanlegget eller ikke overstiger 60 mg/l ved utslipp.

Resipient = Vannforekomst som mottar tilførsler av naturlig eller antropogen (menneskeskapt) opprinnelse. Begrepet brukes ofte i forbindelse med forurensninger, f.eks. ved utslipp av kommunalt avløpsvann eller prosessvann fra industri. I resipientundersøkelser beskrives forurensningstilstand i et definert område.

Sekundærrensing: En renseprosess der både

1. BOF₅-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 70 % i forhold til det som blir tilført rensanlegget eller ikke overstiger 25 mg O₂/l ved utslipp og
2. KOF_{CR}-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 75 % i forhold til det som blir tilført rensanlegget eller ikke overstiger 125 mg O₂/l ved utslipp

Sublittoralsonen = Sjøsonen under littoralsonen, begrenset oppover av laveste lavvann.

Terskelfjord = Betegnelsen for et fjordbasseng der en grunn terskel nær munningen mer eller mindre avskjærer et dypere område (basseng) fra de utenforliggende vannmasser.

Tettbebyggelse = En samling hus der avstanden mellom husene ikke er mer enn 50 meter. For større bygninger, herunder blokker, kontorer, lager, industribygg og idrettsanlegg, kan

avstanden være opptil 200 meter til ett av husene i hussamlingen. Hussamlinger med minst 5 bygninger, og som ligger mindre enn 400 meter utenfor avgrensningen i første og andre punktum, skal inngå i tettbebyggelsen. Avgrensningen av tettbebyggelse er uavhengig av kommune- og fylkesgrenser.

Dersom avløpsvann fra to eller flere tettbebyggelser som nevnt i første ledd samles opp og føres til ett felles renseanlegg eller utslippssted, regnes tettbebyggelsene som en tettbebyggelse.

En tettbebyggelse som nevnt i første ledd, kan likevel inndeles i flere tettbebyggelser hvis den ansvarlige kan dokumentere at utslippene fra hver enkelt tettbebyggelse føres til forskjellige resipienter som ikke påvirker hverandre. Fylkesmannen avgjør ved enkeltvedtak etter søknad om utslippene går til forskjellige resipienter som ikke påvirker hverandre.

FORKORTELSER:

Cu = Kobber

Zn = Sink

Pb = Bly

Cd = Kadmium

Ni = Nikkel

Cr = Krom

Hg = Kvikksølv

PAH = Polysykliske aromatiske hydrokarboner

PCB = Polyklorerte bifenyler

Vedlegg B. Norske kriterier for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann**Tabell 1.** Klassifisering av tilstand for næringsalter, klorofyll *a* og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet. Oksygenmetningen er beregnet for saltholdighet 33 og temperatur 6°C.

	Parametre	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Overflate- lag Sommer (Juni- august)	Total fosfor (µg P/l)*	<12	12-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat-fosfor (µg P/l)*	<4	4-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	<250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µg N/l)*	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium-nitrogen (µg N/l)*	<19	19-50	50-200	200-325	>325
	Klorofyll <i>a</i> (µg/l)	<2	2-3.5	3.5-7	7-20	>20
	Siktedyp (m)	>7.5	7.5-6	6-4.5	4.5-2.5	<2.5
Overflate- lag Vinter (desember- februar)	Total fosfor (µg P/l)*	<21	21-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat-fosfor (µg P/l)*	<16	16-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	<295	295-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µg N/l)*	<90	90-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium-nitrogen (µg N/l)*	<33	33-75	75-155	155-325	>325
Dypvann	Oksygen (ml O ₂ /l)**	>4.5	4.5-3.5	3.5-2.5	2.5-1.5	<1.5
	Oksygen metning (%)	>65	65-50	50-35	35-20	<20

* Omregningsfaktoren fra µg/l til µg-at/l er 1/31 for fosfor og 1/14 for nitrogen.

** Omregningsfaktoren fra mlO₂/l til mgO₂/l er 1.42

Tabell 2. Vurderingsgrunnlag for vannkvaliteten ved friluftsbad.

BADING OG REKREASJON		EGNETHETSKLASSER			
Virknings av:	Parametre	1 Godt egnet	2 Egnet (god)	3 Mindre egnet (mindre god)	4 Ikke egnet (ikke akseptabel)
Tarmbakterier	Termotolerante koliforme bakterier (TKB/100ml)	-	<100	100-1000	>1000
Fysisk-kjemiske parametre	Siktedyp (m)	-	>2	1-2	<1

For nærmere beskrivelse av kvalitetsnormene for friluftsbad, henvises til rundskriv fra Statens helsetilsyn, IK-21/94 med vedlegg (Statens helsetilsyn, 1994).

Tabell 3. Klassifisering av tilstand for organisk innhold i sediment og bløtbunnsfauna.

	Parametre	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Sediment	Organisk karbon (mg/g)	<20	20-27	27-34	34-41	>41
Artsmangfold for bløtbunnsfauna	Hurlberts indeks (ES _{n=100})	>26	26-18	18-11	11-6	<6
	Shannon-Wiener indeks (H)	>4	4-3	3-2	2-1	<1

Vedlegg C. Kriterier for utarbeiding/revidering av liste over følsomme og mindre følsomme områder

Følsomme områder

Forurensningsmyndigheten skal registrere en vannforekomst som et følsomt område dersom den faller inn under en av gruppene nedenfor:

- a) naturlige innsjøer, andre ferskvannsføremøster, elvemunninger, fjorder og andre sjøområder som er eutrofe, eller som på kort tid kan bli eutrofe dersom det ikke treffes beskyttende tiltak. Det kan tas hensyn til forholdene nedenfor når det undersøkes hvilke næringsstoffer som skal reduseres ved ytterligere rensing:
 - i) innsjøer og vassdrag som munner ut i innsjøer/reservoarer/avstengte viker som har liten vannutskifting, noe som kan føre til akkumulasjon. I slike områder bør fosfor fjernes med mindre det kan påvises at fjerning ikke vil ha noen innvirkning på eutrofieringen. Det kan også overveies å fjerne nitrogen når utslippene stammer fra omfattende tettbebyggelse,
 - ii) elvemunninger, viker, fjorder og andre sjøområder som har dårlig vannutskifting, eller som mottar store mengder næringsstoffer. Utslipp fra lite omfattende tettbebyggelse er i alminnelighet av liten betydning i slike områder, men når det gjelder omfattende tettbebyggelse, skal fosfor og/eller nitrogen fjernes med mindre det påvises at fjerning ikke vil ha noen innvirkning på eutrofieringen.
- b) Innsjøer og elver som er beregnet på uttak av drikkevann, og som kan få større nitratkonsentrasjon, dersom det ikke treffes tiltak, enn den som er fastsatt i rådsdirektiv 75/440/EØF av 16. juni 1975 om kvalitetskrav til overflatevann som benyttes til fremstilling av drikkevann i medlemsstatene, med senere endringer.
- c) Områder der det er nødvendig å foreta rensing utover sekundærrensing for å tilfredsstille andre direktiver i EØS-avtalen.

Med eutrofiering menes anrikning av vann med hensyn til næringsstoffer, særlig nitrogen- og/eller fosforforbindelser, som påskynder veksten av alger og høyerestående plantearter, noe som fører til uønsket forstyrrelse av likevekten mellom organismene i vannet og forverring av vannkvaliteten.

Mindre følsomme områder

Forurensningsmyndigheten kan registrere en marin vannforekomst eller et marint område som et mindre følsomt område dersom utslipp av avløpsvann ikke har skadevirkninger på miljøet på grunn av områdets morfologi, hydrologi eller særskilte hydrauliske forhold.

Ved registreringen av mindre følsomme områder skal man ta hensyn til faren for at utslipp kan bli ført til tilstøtende områder der de kan ha skadevirkninger på miljøet. Følsomme områder utenfor Norge skal anerkjennes.

Det skal tas hensyn til forholdene nedenfor når mindre følsomme områder registreres: åpne viker, elvemunninger og andre sjøområder som har god vannutskifting, og som ikke er utsatt for eutrofiering eller oksygenvinn, eller som ikke ventes å bli eutrofe eller å bli utsatt for oksygenvinn som følge av utslipp av avløpsvann fra byområder.

**Statens forurensningstilsyn
(SFT)**

Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@sft.no
Internett: www.sft.no

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning Akvaplan-niva SFT	Kontaktperson SFT Jon Lasse Bratli Torstein Finnesand	ISBN-nummer ISBN 82-7655-459-8
--	---	-----------------------------------

	Avdeling i SFT Lokalmiljøavdelingen	TA-nummer 1890/2002
--	--	------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Jarle Molvær	År 2002, rev 2005	Sidetall 55	SFTs kontraktnummer 3002022
--	-------------------------	----------------	--------------------------------

Utgiver Statens forurensningstilsyn	Prosjektet er finansiert av SFT
--	------------------------------------

Forfatter(e) Jarle Molvær (NIVA), Roger Velvin (Akvaplan-niva), Inge Berg (Akvaplan-niva), Torstein Finnesand (SFT) og Jon Lasse Bratli (SFT)
Tittel - norsk og engelsk Resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann – EUs avløpsdirektiv Recipient studies in fjords and coastal waters – The Urban Wastewater Directive
Sammendrag – summary EUs avløpsdirektiv (1991/271/EØF og 1998/15/EF) legger vekt på at tilstanden i resipienten skal vurderes når renskravene for kommunalt avløpsvann skal fastsettes. Veilederen redegjør for hvordan fem typer undersøkelser vil måtte gjennomføres. The Urban Wastewater Directive from EU puts emphasis on the fact that the state of the recipient shall be evaluated when the requirements for waste water treatment is determined. This guidance sets the standards for five different recipient studies.

4 emneord Veileder EUs Avløpsdirektiv	4 subject words Guidance Urban Waste Water Directive
---	--

Resipientundersøkelser Marine områder	Recipient studies Marine areas
--	-----------------------------------