



RAPPORT LNR 4377-2001

**Tiltaksanalyse for Morsa
(Vansjø-Hobøl-
vassdraget)**

- Sluttrapport

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

| | | |
|---|---|--------------------|
| Tittel Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget) - Sluttrapport | Løpenr. (for bestilling) 4377-2001 | Dato 08.06.2001 |
| | Prosjektnr. Undernr. O-20186 | Sider Pris 104 |
| Forfatter(e) Lyche Solheim, Anne (NIVA), Vagstad, Nils (Jordforsk), Kraft, Per (Jordforsk), Løvstad, Øyvind (Limnoconsult), Skoglund, Steinar (Siv.ing. Steinar Skoglund AS), Turtumøygard, Stein (Jordforsk), Selvik, Jon-Rune (NIVA) | Fagområde Eutrofiering, Vannressurs- forvaltning | Distribusjon |
| | Geografisk område Østfold og Akershus | Trykket NIVA |

| | |
|--|-------------------|
| Oppdragsgiver(e) Hovedstyret for Morsa-prosjektet | Oppdragsreferanse |
|--|-------------------|

| |
|---|
| <p>Sammendrag</p> <p>Tiltaksanalysen for Morsa (Vansjø-Hobølvassdraget) viser at vassdraget er overbelastet med nærings-salter. Den totale fosfortilførselen er beregnet til ca. 19 tonn, hvorav ca. 5 tonn kommer fra naturlig bakgrunnsavrenning, 11 tonn fra jordbruket, 2 tonn fra spredt kloakkavløp (2210 separate avløpsanlegg er registrert i nedbørfeltet) og 1 tonn fra kommunalt kloakkavløp. For å nå miljømålene om at Vansjø-Storefjorden skal egne seg til drikkevann og at vassdraget for øvrig skal egne seg til bading, fritidsfiske og jordvanning må 65% av de menneskeskapte fosfortilførslene fjernes. Kvantifiserte tiltak innen jordbruket (der endret jordarbeiding er det viktigste enkelttiltaket), tiltak innen separate avløp (særlig på direkte utslipp og slamavskillere), samt utbedring av feilkoblinger på kommunale kloakkledninger vil fjerne drøyt 50% av de menneskeskapte fosfortilførslene, mens andre tiltak innen jordbruk og avløpssektoren (særlig mot overløp og lekkasjer) vil kunne gi betydelige tilleggsgevinster, som sannsynliggjør oppnåelse av målet om 65% reduksjon. Overføring av restutslipp fra to kommunale renseanlegg til andre resipienter vil fjerne < 0,5 % av tilførslene og være lite kostnadseffektivt idag. Dersom antall tilknyttede boliger tredobles i framtiden vil tiltaket kunne få en kostnadseffektivitet som er ca. 2 ganger dårligere enn tiltak innen separate avløp. Vassdragsinterne tiltak som utfisking og regulering av vannstanden har potensiale til å gi ytterligere forbedringer, men effekten er vanskelig å kvantifisere. Klimaendringer vil kunne motvirke effekten av de iverksatte tiltakene og potensielt forverre dagens tilstand i vassdraget.</p> |
|---|

| | |
|---|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Eutrofiering 2. Vannressursforvaltning 3. Tiltaksanalyse 4. Miljømål | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Eutrophication 2. Water resource management 3. Abatement plan 4. Environmental objectives |
|---|--|

Anne Lyche Solheim
Prosjektleder

Jan Sørensen
Kvalitetssikrer
ISBN 82-577-4016-0

Nils Roar Sælthun
Forskningssjef

Morsa-prosjektet

Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget)

Sluttrapport

08. juni 2001

Forord

Denne tiltaksanalysen er gjennomført på oppdrag fra Hovedstyret for Morsa-prosjektet. Morsa-prosjektet er et interkommunalt prosjekt der målet er å iverksette tiltak som skal føre til reell og varig bedring av vannkvaliteten i Vansjø. Før kontrakt ble inngått understreket oppdragsgiver at forskerne måtte arbeide fritt og uavhengig av ulike brukerinteresser for å komme fram til en partsnøytral tiltaksanalyse basert på dagens kunnskap. De syv viktigste kommunene i nedbørfeltet deltar i samarbeidsprosjektet: Ski og Enebakk i Akershus og Hobøl, Våler, Rygge, Råde og Moss i Østfold. Siden nedbørfeltet ligger i to fylker medvirker fylkeskommunene og fylkesmennene i Østfold og Akershus, samt grunneiere fra begge fylkene. Morsa-prosjektets hovedstyre er sammensatt av ordførerne i de 7 kommunene, samt representanter for grunneiere, fylkeskommunene og fylkesmennene i Østfold og Akershus. Den viktigste årsaken til at prosjektet ble igangsatt var en negativ utvikling av vannkvaliteten i Vansjø som er drikkevannskilden til nærmere 60.000 mennesker. Vansjø er også et verdifullt rekreasjons- og friluftsområde av nasjonal betydning.

Tiltaksanalysen har vært utført som et samarbeid mellom NIVA, Jordforsk og Limnoconsult v. Øyvind Løvstad, der NIVA har hatt prosjektledelsen. NIVA har hatt faglig ansvar for tilstandsvurderingen, miljømålfastsettelsen, beregning av avlastningsbehov og vurdering av mulige vassdragsinterne tiltak, samt framtidssisjoner for vassdraget. NIVAs prosjektleder har vært forskningsleder Anne Lyche Solheim, og forsker Jon Rune Selvik har vært prosjektmedarbeider. Kvalitetssikrer på NIVA har vært forskningsleder Jan Sørensen, og forskningsleder Dag Berge har gitt innspill til rapporten. Ved Jordforsk har forskningssjef Nils Vagstad vært ansvarlig for jordbrukssektoren, og forsker Per Kraft for spredte avløp, mens forsker Arne Grønlund og IT-sjef Stein Turtumøygard har vært prosjektmedarbeidere. Jordforsk har hatt ansvar for utarbeidelse av det kildebaserte forurensningsregnskapet med hovedvekt på jordbruk og spredt avløp, og forslag til tiltak innen disse sektorene. Limnoconsult har bidratt med rådata til tilstandsvurderingen, og med lokal kunnskap om vassdraget under hele tiltaksanalysen. Steinar Skoglund, Siv.ing. Steinar Skoglund AS, har også deltatt i prosjektarbeidet med ansvar for beregning av tilførsler og tiltak innen kommunalt avløp.

Vi vil få takke alle Morsa-kommunene (miljøvernrådgivere, jordbruksjefer, skogbrukssjefer, tekniske sjefer, fagsjefer på avløp), samt bondelagsledere for god dialog under arbeidet med tiltaksanalysen. En varm takk rettes til temagruppe Avløp i Morsa-prosjektet, som har vært referansegruppe for arbeidet, og deltatt aktivt på jevnlig møter gjennom hele arbeidet med tiltaksanalysen. Denne arbeidsgruppen har bidratt med viktig detaljkunnskap og informasjon fra de enkelte kommuner og har kommet med mange nyttige kommentarer underveis. For øvrig takkes følgende etater og personer for konstruktive innspill under arbeidet med tiltaksanalysen: Fylkesmannens Miljøvernnavdeling i Oslo og Akershus

ved overingeniør Simon Haraldsen, Fylkesmannens Miljøvern avdeling i Østfold ved seksjonssjef Per-Arild Simonsen og vassdragsforvalter Torodd Hauger og Akershus Fylkeskommune ved spesialrådgiver Knut Bjørndalen.

Vi vil også få takke NLH-student Vilde Eriksen for rådata om vannkvaliteten i Svinna.

Sist, men ikke minst, vil vi få takke prosjektleder for Morsa-prosjektet, dr. scient Helga Gunnarsdottir, for et meget konstruktivt samarbeid, mange nyttige innspill og tilbakemeldinger på utkast til denne rapporten, samt for en ukuelig optimisme og positiv støtte under hele prosjektarbeidet.

Oslo, 08.06. 2001

Anne Lyche Solheim

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 7 |
| Summary | 10 |
| 1. Innledning | 11 |
| 1.1 Bakgrunn | 11 |
| 1.2 Mål | 11 |
| 1.3 Innhold | 11 |
| 1.3.1 Arbeidsoppgaver | 11 |
| 1.3.2 Organisering og tidsplan | 13 |
| 2. Metodikk | 14 |
| 2.1 Inndeling av nedbørfelt | 14 |
| 2.2 Naturtilstand | 14 |
| 2.3 Dagens tilstand | 15 |
| 2.4 Forurensningsregnskap | 16 |
| 2.4.1 Vannkvalitetsbasert forurensningsregnskap | 16 |
| 2.4.2 Kildebasert forurensningsregnskap: Naturlig bakgrunnsavrenning | 16 |
| 2.4.3 Kildebasert forurensningsregnskap: Kommunale avløpsanlegg | 17 |
| 2.4.4 Kildebasert forurensningsregnskap: Separate avløpsanlegg | 17 |
| 2.4.5 Kildebasert forurensningsregnskap: Jordbruksavrenning | 20 |
| 2.4.6 Kildebasert forurensningsregnskap: Andre forureningskilder | 21 |
| 2.4.7 Biotilgjengelighet av fosfor fra ulike kilder | 21 |
| 2.5 Miljømålfastsetting | 22 |
| 2.6 Tiltak | 23 |
| 2.6.1 Tiltak i nedbørfeltet | 23 |
| 3. Resultater og diskusjon | 25 |
| 3.1 Inndeling av nedbørfeltet, areal og vannføring | 25 |
| 3.2 Naturtilstand | 27 |
| 3.3 Tilstandsbeskrivelse for alle delnedbørfeltene | 28 |
| 3.4 Egnethet for brukerinteresser | 34 |
| 3.5 Forurensningsregnskap | 35 |
| 3.5.1 Vannkvalitetsbasert forurensningsregnskap | 35 |
| 3.5.2 Kildebasert forurensningsregnskap | 37 |
| 3.6 Miljømål | 41 |
| 3.6.1 Miljømål for vassdraget som helhet | 41 |
| 3.6.2 Miljømål for delnedbørfeltene | 44 |
| 3.6.3 Fastsetting av miljømål og avlastningsbehov ved bruk av innsjømodeller. | 45 |
| 3.7 Tiltak | 47 |
| 3.7.1 Jordbrukstiltak | 47 |
| 3.7.2 Separate avløpsanlegg | 58 |
| 3.7.3 Kommunale avløpsanlegg | 62 |

| | |
|--|-----------|
| 3.7.4 Totaleffekt, kostnader og kostnadseffektivitet av landbaserte tiltak | 63 |
| 3.7.5 Vassdragsinterne tiltak | 69 |
| 3.8 Framtidsvisjoner for Morsa | 72 |
| 3.8.1 Mulige effekter av klimaendringer | 72 |
| 3.8.2 Mulige effekter av videre utbygging i nedbørfeltet | 72 |
| 4. Referanser | 74 |
| Vedlegg A. Generelle beregningsparametre for rensetekniske løsninger for kloakk. | 76 |
| Vedlegg B. Tilstand i alle delnedbørfelt 1997-2000 | 77 |
| Vedlegg C. Egnethetsklasser for ulike brukerinteresser | 85 |
| Vedlegg D. Dagens egnethet for ulike brukerinteresser i alle delnedbørfeltene | 87 |
| Vedlegg E. Tilførsler fra kommunalt avløp | 89 |
| Vedlegg F. Tilførsler fra separate avløpsanlegg | 90 |
| Vedlegg G. Miljømål for delnedbørfeltene | 92 |
| Vedlegg H. Forbedring i egnethet for brukerinteresser | 96 |
| Vedlegg I. Fordeling av antall avløpsanlegg i spredt bebyggelse for alle delnedbørfelt | 99 |
| Våg og Mjær | 100 |
| Hobølelva – øvre | 100 |
| Kråkstadelva | 101 |
| Hobølelva – nedre | 101 |
| Mørkelva og Veidalselva | 102 |
| Sæbyvannet og Svinna | 102 |
| Storefjorden | 103 |
| Vanemfjorden | 103 |

Sammendrag

Det foreliggende dokument er sluttrapporten for arbeidet med tiltaksanalysen for Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget). Målet med tiltaksanalysen har vært å komme fram til en tiltakspakke som kan iverksettes for å forbedre miljøtilstanden i vassdraget. Vannkvaliteten i Vansjø i forhold til drikkevannsinteressene er satt i fokus. Tiltaksanalysen er basert på kunnskap om brukerinteresser, forurensningstilførsler, vannkvalitet og økologisk status i forskjellige deler av nedbørfeltet og på miljømål vurdert i forhold til naturtilstand i de aktuelle delene av nedbørfeltet.

Nedbørfeltet er inndelt i 10 deler ut fra hydrologiske og vannfaglige vurderinger. Disse 10 feltene er 1 Langen, 2 Mjær, 3 Hobølelva - øvre, 4 Kråkstadelva, 5 Hobølelva - nedre, 6 Veidalselva og Mørkelva, 7 Sæbyvannet og Svinna, 8 Storefjorden med lokale tilløpsbekker, 9 Vanemfjorden med lokale tilløpsbekker, og 10 Mosseelva.

Naturtilstanden i vassdraget er ikke kjent, men ut fra beregninger av bakgrunnsavrenning er naturtilstanden anslagsvis estimert til tilstandsklasse II-III for innsjøene og III for elvestrekningene mht. total fosfor. Vannkvaliteten fra naturens side er dermed estimert som god - mindre god i hht. SFTs klassifikasjonssystem, noe som tilskrives vassdragets beliggenhet for en stor del i leirområder under marin grense.

Tilgjengelige vannkvalitetsdata fra > 40 målestasjoner viser at nesten hele vassdraget er i dårlig - meget dårlig tilstand både vannkjemisk, hygienisk og økologisk (tilstandsklasse IV eller V i henhold til SFTs klassifikasjonssystem for de fleste parametre). Dette gjelder alle delnedbørfeltene med unntak av Langen-feltet øverst i vassdraget. Total fosfor-konsentrasjon varierer fra 25 til ca. 100 µg/l, hvorav den umiddelbart biotilgjengelig fosfor-fraksjonen utgjør ca. 50% i de fleste feltene. Vansjø Storefjorden har total fosfor på ca. 20µg/l, og et algesamfunn med betydelig innslag av blågrønnalger. Disse algene omfatter arter som kan være giftproduserende under gitte miljøforhold, selv om dette ikke er påvist i Vansjø så langt.

Med hensyn til egnethet for ulike brukerinteresser er Vansjø - Storefjorden nå på grensen mellom ikke egnet og mindre egnet til drikkevann og bading, og på grensen mellom egnet og mindre egnet til fiske og jordvanning. I resten av vassdraget er det kun delnedbørfelt 1 Langen som er egnet til drikkevann og bading, og godt egnet til fiske og jordvanning. Resten av vassdraget er ikke egnet til drikkevann og bading, og er mindre egnet eller ikke egnet til fiske og jordvanning.

Følgende generelle miljømål er satt for vassdraget:

1. Vassdraget skal være egnet til bading, fritidsfiske og jordvanning (med unntak av enkelte sidevassdrag, som kun skal være egnet til fiske og jordvanning)
2. Vansjø-Storefjorden skal også være egnet til drikkevann (etter fullrensing)

I EUs nye Rammedirektiv for Vann er hovedmålet at alle vassdrag skal ha god økologisk status innen 2015.

De generelle miljømålene er konkretisert til at innsjøene skal ha < 20 µg Tot-P/l, < 600 µg Tot-N/l, <30% blågrønnalger og andre problemalger om sommeren, > 2 m siktedyp, > 15% oksygen-metning i dypvannet, < 5 termostabile koliforme bakterier/100 ml vann og < 5 mg suspendert stoff/l. For Vansjø-Storefjorden er miljømålene mer ambisiøse: < 11 µg Tot-P/l, < 400 µg Tot-N/l, <30% blågrønnalger og andre problemalger om sommeren, > 4 m siktedyp, > 30% oksygen-metning i dypvannet, < 5 termostabile koliforme bakterier/100 ml vann og < 5 mg suspendert stoff/l. For elvene er miljømålene satt til < 50 µg Tot-P/l, < 1200 µg Tot-N/l, < 50 termostabile koliforme bakterier/100 ml vann og < 10 mg suspendert stoff/l.

Modeller er brukt til å estimere tålegrensen for fosfor i Vansjø, og hvilken fosforbelastning dette tilsvarer. Tålegrensen for Storefjorden er estimert til 11 µg Tot-P/l, mens dagens tilstand er ca. 22 µg Tot-P/l. Miljømålet for Storefjorden er altså en halvering av fosforkonsentrasjonen. Tilbakeholdelsen (retensjonen) av fosfor i Vansjø-Storefjorden er estimert til ca. 70%. Den akseptable fosforbelastningen blir 8,5 tonn P/år, mens dagens tilførsel er estimert til ca. 17,3 tonn P/år, hvorav ca. 13 tonn er beregnet å komme fra antropogene kilder. Disse beregningene tilsier at 65% av de antropogene fosfortilførslene til Vansjø - Storefjorden må fjernes for å nå miljømålet.

Det er utarbeidet to forurensningsregnskap for vassdraget: Det ene er basert på vannkvalitetsdata i vassdraget og teoretiske vannføringsdata, og det andre er basert på beregninger av tilførsler fra ulike kilder (jordbruk, spredt avløp, kommunalt avløp og naturlig avrenning). Begge regnskapene viser en total tilførsel av fosfor på ca. 19 tonn P/år, hvorav drøyt 17 tonn tilføres Storefjorden i Vansjø. Øvre og nedre deler av Hobølelva og Kråkstadelva står for de største bidragene på hhv. ca. 7 tonn fra de to delene av Hobølelva tilsammen og ca. 3 tonn fra Kråkstadelva. Sæbyvannet og Svinna bidrar også med ca. 2 tonn, mens de andre delnedbørfeltene bidrar m. ca. 1-1,5 tonn hver, med unntak av Langenfeltet som kun bidrar med 0,3 tonn (medregnet retensjon i Langen).

Av disse tilførslene står jordbruket for 57%, spredt avløp for 11%, kommunalt avløp for 6% og naturlig bakgrunnsavrenning for 26%.

Tilførsler av umiddelbart biotilgjengelig fosfor er beregnet til ca. 5,5 tonn/år, hvorav jordbruket bidrar med 50%, spredt avløp med 28%, kommunale avløp med 12% og naturlig bakgrunnsavrenning med 10%.

Aktuelle tiltak for å nå miljømålet på 65% reduksjon av de menneskeskapte fosfortilførslene omfatter tiltak mot spredt avløp, der tiltak mot slamavskillere vil gi det største bidraget til forbedring, tiltak i kommunale avløpsanlegg, der tiltak på ledningsnettet vil være av størst betydning og sist, men ikke minst tiltak i jordbruket, der særlig endret jordarbeiding vil være av avgjørende betydning. I tillegg vil også etablering av vegetasjonssoner, fangdammer og grasdekte vannveier vil være viktige. Disse tiltakene tilsammen, som er kostnadsberegnet til størrelsesorden 200 millioner kroner (12-14 millioner kr./år over en 15-20-års-periode), vil fjerne ca. 50% av fosfortilførslene (se sammendragsfigur nedenfor). En rekke andre tiltak, som er vanskelige å kostnadsberegne, f.eks. beskyttelse av bekk/elvekanter mot erosjon, redusert gjødsling, avskjæringsgrøfter, sikring av flomutsatte arealer, vil kunne gi tilleggs effekter som gjør det mulig å nå det endelige miljømålet for Storefjorden.

Overføring av restutslipp fra to kommunale renseanlegg til andre resipienter vil fjerne < 0,5 % av tilførslene og være lite kostnadseffektivt idag. Dersom antall tilknyttede boliger tredobles i framtiden vil tiltaket få en kostnadseffektivitet som er ca. 2,5 ganger dårligere enn tiltak innen separate avløp. Totalkostnadene vil i så fall øke med ca. 30 mill. kr. totalt eller 3,5 mill. kr./år.

Ut fra modellbetraktninger vil en evt. omlegging av Hobølelva fra utløp i Storefjorden til utløp i Grepperødfjorden ikke gi noen vesentlig totalforbedring av vannkvaliteten i Vansjø, men vil sannsynligvis gjøre det lettere å nå miljømålet for Storefjorden, mens det blir tilnærmet umulig å nå miljømålet for Vanemfjorden. Utfisking av karpfiskbestanden (biomanipulering) kan gi positive effekter på vannkvaliteten, men effekt, kostnader og gjennomførbarhet i Vansjø er usikker, og bør utredes nærmere før evt. iversettelse. Høy sommervannstand og en vannstandsmanøvrering som minimaliserer oversvømmelser i flomperioder vil være positivt for vannkvaliteten.

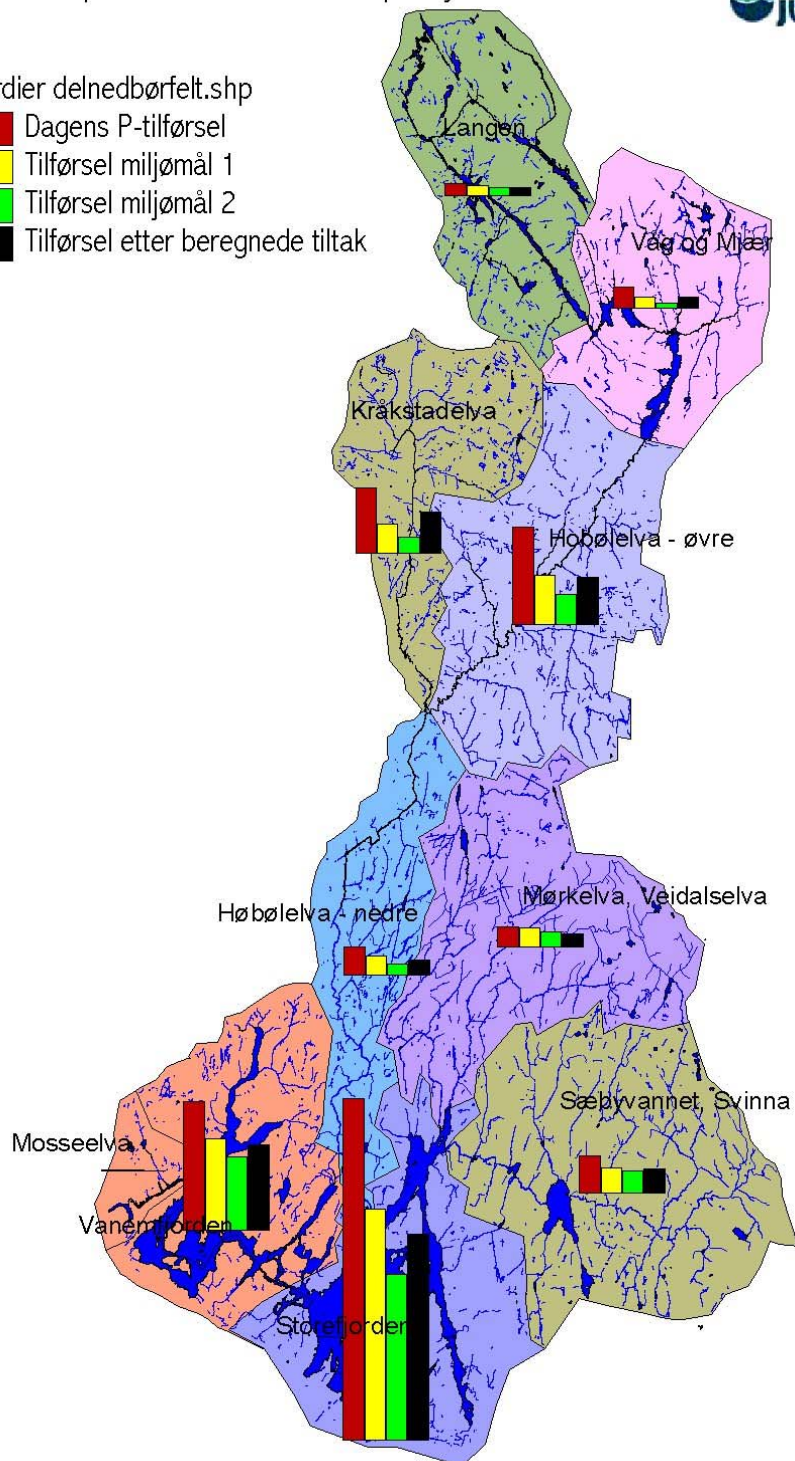
Klimaendringer med mer nedbør og vind vil sannsynligvis virke negativt for vannkvaliteten i Vansjø, selv om noe av den økte fosfortilførselen som følger disse klimaendringene ikke vil bli omsatt til algebiomasse i like stor grad som tidligere pga. større utvasking av partikler, større sirkulasjonsdyp og dermed dårligere lysforhold i vannmassene.

P-tilførsler pr nedbørfelt, Morsa-prosjektet



P-verdier delnedbørfelt.shp

- Dagens P-tilførsel
- Tilførsel miljømål 1
- Tilførsel miljømål 2
- Tilførsel etter beregnede tiltak



Sammendragsfigur. Oversiktskart over dagens tilførsler av total fosfor (røde søyler), estimerte tilførsler ved miljømål 1 og 2 (gule og grønne søyler) og tilførsler etter gjennomføring av kvantifiserte landbaserte tiltak (sorte søyler) for alle delnedbørfeltene. For Storefjorden og Vanemfjorden viser søylene akkumulerte tilførsler fra hele nedbørfeltet. Målestokk på søylene: 2,6 mm pr. tonn P.

Summary

Title: Analysis of abatement measures for the Vansjø-Hobøl-watercourse (South-East Norway)

Year: 2001

Author: Lyche Solheim, Anne (NIVA), Vagstad, Nils (Jordforsk), Kraft, Per (Jordforsk), Turtumøygard, Stein (Jordforsk), Skoglund, Steinar (Siv.ing. Steinar Skoglund AS), Løvstad, Øyvind (Limnoconsult), Selvik, Jon-Rune (NIVA)

Source: Norwegian Institute for Water Research, report no: 4377-2001, ISBN No.: 82-577-4016-0

The objective of this analysis has been to suggest relevant abatement measures necessary to improve the environmental conditions in the Vansjø-Hobøl-watercourse, and especially to improve the water quality in the drinking water reservoir Lake Vansjø -Storefjorden in Østfold county, South-East Norway. The analysis is based upon knowledge of stakeholder interests, pollution loads and present water quality and ecological status in the different parts of the catchment. Environmental objectives are suggested relative to the estimated reference conditions for the watercourse.

Available chemical, ecological as well as hygienic water quality data from > 40 sampling stations show that the watercourse is highly eutrophic. Total phosphorus-concentration varies from 20-100 µg/L in different parts of the catchment. The readily bioavailable phosphorus fraction comprises roughly 50% in most parts. The drinking water reservoir Lake Vansjø- Storefjorden has 20 µg total phosphorus/L, and the phytoplankton is dominated by potentially toxic blue-greens, although no toxin-production has yet been detected.

The water quality in the lake is at present between not suitable and less suitable for drinking water and swimming, and between suitable and less suitable for fishing and irrigation. The rest of the water course is not suitable for drinking water nor for swimming and less suitable for fishing and irrigation.

The qualitative environmental objective is that within the year 2015 the main parts of the watercourse shall be suitable for swimming, fishing and irrigation, and the drinking water reservoir shall also be suitable for drinking water, which means that the lake Vansjø-Storefjorden shall no longer be dominated by potentially toxic blue-greens. This objective is in line with the requirements stated in the new EU Water Framework Directive, which demands the achievement of good ecological status in all watercourses within the year 2015.

The quantitative objective estimated by simple eutrophication models is that 65% of the present anthropogenic phosphorus-loading must be removed. The present annual phosphorus-loading is approximately 19 tonnes phosphorus, of which 26% is natural background runoff, 57% comes from agriculture, 11% from separate household sewage and 6% from municipal sewage.

The most important abatement measures to obtain the environmental objectives are changed tillage practices, establishment of vegetation zones at the field edges along the watercourse, construction of sedimentation ponds/artificial wetlands and establishments of grassed waterways in the agricultural sector, removal of direct outlets and solid materials from the separate household sewage sector, and proper connection of misconnected sewage pipelines, as well as reduction of overflow and leakages in municipal sewage pipelines.

Climate change may counteract the effect of implemented abatement measures and aggravate the water quality. The same applies to establishment of new households in the catchment, unless precautions are taken to prevent pollution.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Etter vedtak i Hovedstyret for Morsa-prosjektet har prosjektleder anmodet NIVA om å gjennomføre en tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobølvassdraget) i samarbeid med Jordforsk og Limnoconsult. Med tiltaksanalyse menes i denne sammenheng en analyse av aktuelle tiltak for å oppnå forbedret vannkvalitet i resipienten, inkludert kost-nytte-vurderinger.

Bakgrunnen for dette er at Vansjø-Hobølvassdraget fortsatt er betydelig forurenset av næringssalter, partikler og bakterier på tross av gjennomførte tiltak innen avløp og jordbruk de siste tiår. Dette fører til uønsket algevekst med bl.a. oppblomstringen av blågrønnalger i Vansjø. Nedbryting av alger har den siste tiden forårsaket dårlig smak på drikkevannet i Mosseregionen. Dårlig vannkvalitet i bl.a. innsjøene Mjær i Enebakk, Sæbyvannet i Våler, Hobølelva og en rekke lokale elver og bekker fører til ulempe for friluftinteressene.

Det er behov for å definere en målsetning for vannkvalitet og brukskvalitet for de aktuelle resipienter. Vansjø er hovedresipient, men det er aktuelt med separat målsetning for kvalitet i delresipienter i vassdraget. Målsetting for Vansjø er i utgangspunktet badevannskvalitet og råvannskvalitet som drikkevannskilde.

Tiltaksanalysen vil omfatte alle stoffer som tilføres vassdraget som er av vesentlig betydning for måloppnåelse. Analysen vil også omfatte en detaljert oversikt over forurensningskilder, tilstand og virkninger i resipientene, effekten av aktuelle tiltak og kostnadene knyttet til gjennomføring av aktuelle tiltak. Kunnskap om hydrologien i nedbørfeltet er nødvendig for bl.a. å beregne tilførsel til vassdraget, erosjon i vassdraget og oppholdstider i resipientene.

Hovedfokus er på fosfor, men i den grad det er relevant skal også partikkeltransport (suspendert stoff), nitrogen, organisk materiale, og hygieniske forhold vurderes. En inndeling i delnedbørfelter vil være påkrevet bl.a. for å få fram et grunnlag for lokal prioritering av målsetting og tiltak.

1.2 Mål

Målsetningen med prosjektet er å gjennomføre en regional tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobølvassdraget). Tiltaksanalysen skal være basert på kunnskap om forurensningstilførsler, vannkvalitet og økologisk status i forskjellige deler av nedbørfeltet og på miljømål vurdert i forhold til naturtilstand i de aktuelle delene av nedbørfeltet. Denne regionale tiltaksanalysen er ment å gi kommunene et best mulig grunnlag for utarbeiding av handlingsplaner for gjennomføring av tiltak i de enkelte delnedbørfelt.

1.3 Innhold

1.3.1 Arbeidsoppgaver

Arbeidet har bestått av følgende hovedelementer:

1. Inndeling av nedbørfeltet i mindre delnedbørfelt

Nedbørfeltet er inndelt i mindre delnedbørfelt for å kunne oppnå tilstrekkelig detaljeringsgrad for tiltaksanalysen. Inndelingen er basert på vannfaglige/hydrologiske vurderinger og har i størst mulig grad tatt hensyn til kommunegrenser /fylkesgrenser.

2. Tilstandsvurderinger og egnethet for brukerinteresser

Vannkvalitet og økologisk status for de aktuelle delnedbørfeltene er utarbeidet ut fra eksisterende overvåkingsdata og ekspertvurderinger basert på bl.a. SFTs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen og medarb.1997). Naturtilstand for de aktuelle delnedbørfeltene er estimert ut fra tilgjengelige data og ekspertvurderinger. Bestemmelse av eksakt naturtilstand i dette vassdraget forutsetter mer omfattende arbeid som f.eks. analyser av sedimentkjerner og historiske data, noe som ligger utenfor rammen for dette prosjektet. Egnethet for forskjellige brukerinteresser er vurdert ut fra tilstandsbeskrivelsen og SFTs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.

3. Forurensningstilførsler

GIS-baserte modeller har blitt brukt til å gjennomføre detaljerte tilførselsberegninger fra ulike kilder i alle delnedbørfeltene (se vedlegg). Da fosfor anses som den viktigste styrende faktoren for algeveksten i vassdraget har hovedfokus vært på tilførsler av fosfor fra jordbruk, husholdninger og større næringsvirksomhet i nedbørfeltet. Partikkeltilførsel fra erosjon i jordbruksarealer er i noen grad trukket inn i vurderingene, da suspenderte partikler har stor betydning for vannkvaliteten i resipientene. Basert på de enkelte tilførselsberegningene, samt på vannkvalitetsmålinger og estimert stofftransport har det blitt laget to uavhengige forureningsregnskap for alle de aktuelle delnedbørfeltene.

4. Brukerinteresser og miljømål

Brukerinteressene har blitt kartlagt i dialog med de berørte kommunene. Forslag til miljømål for vassdraget som helhet og for de aktuelle delnedbørfeltene har blitt fastlagt etter vurdering av vassdragets naturtilstand, nåtilstand, og utvikling i de senere år. Planlagt utbygging i henhold til kommunale reguleringsplaner har også blitt trukket inn i vurderingen av miljømål. Forslagene er drøftet med de berørte kommunene. So et resultatet av drøftingene er det satt opp to alternative miljømål med forskjellig ambisjonsnivå. SFTs veileder Miljømål for vannforekomstene er brukt i dette arbeidet. Enkle belastningsmodeller og ekspertvurderinger har blitt brukt til å definere operasjonelle miljømål i form av nødvendig avlastningsnivå for fosfor, for å kunne oppnå miljømålene for de ulike delnedbørfeltene. Nødvendig avlastningsnivå er bestemt for hvert av de aktuelle ambisjonsnivåene som er valgt for de forskjellige miljømålene.

5. Tiltaksanalyse

Tiltaksanalysen har utredet aktuelle tiltak som kan bedre vannkvaliteten og evt. økologisk status i vassdraget, herunder kostnader og effekter/nytte for tiltakene, så langt det er mulig ut fra eksisterende datagrunnlag. Tiltaksutredningen omfatter kloakksanering og jordbrukstiltak, samt aktuelle restaurerings- og rensetiltak i resipientene.

6. Rapportering

Alle resultatene er samlet i denne rapporten som er ferdigstilt i mai 2001. En statusrapport ble utarbeidet i februar 2001, som omfattet tilstand i vassdraget, foreløpige forslag til miljømål og deler av forureningsregnskapet.

1.3.2 Organisering og tidsplan

Prosjektet gjennomføres som et samarbeid mellom NIVA, Jordforsk og Limnoconsult, der NIVA har prosjektledelsen. Arbeidet har foregått i tett dialog med oppdragsgiver, og alle berørte kommuner vil bli trukket inn i arbeidet ved utarbeiding av miljømål for vassdraget.

Arbeidet har fulgt planen i **Tabell 1**, som er noe forsinket i forhold til opprinnelig avtalt. Forsinkelsen skyldes hovedsakelig at grunnlagsdata fra jordbrukssektoren, som er en forutsetning for utarbeidelse av forurensningsregnskap, ikke forelå fra forvaltningen før i midten av februar.

Tabell 1. Tids- og arbeidsplan for prosjektet

| Aktivitet | utføres av | okt. 2000 | nov. 2000 | des. 2000 | jan. 2001 | feb. 2001 | mars 2001 | april 2001 | mai 2001 |
|----------------------------|-------------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|-------------|
| 1. Inndeling av nedbørfelt | NIVA, Jordforsk | — | | | | | | | |
| 2. Tilstandsvurdering | NIVA, Limnoconsult | | — | | | | | | |
| 3. Miljømål | NIVA, Limnoconsult | | | — | — | — | — | | |
| 4. Forurensningsregnskap | Jordforsk | | | — | — | — | — | | |
| 5. Tiltaksanalyse | NIVA, Jordforsk, Limnoconsult | | | | | | — | — | |
| 6. Rapportering | NIVA, Jordforsk | | | | | — | | — | — |

2. Metodikk

Metodikken følger "oppskriften" på en tiltaksanalyse slik den er beskrevet i SFT-veileder 95:05 Miljømål for vannforekomstene - Hovedveiledning (Bratli et al. 1998).

I arbeidet med ulike karttema og stedfestede data er det benyttet digitalt kartgrunnlag og programmet Arcview (ESRI-programvare) som geografisk informasjonssystem (GIS). Digitalt kartgrunnlag innenfor nedbørfeltet er fremskaffet av Morsa-kommunene og sammenstilt av Jordforsk (**Tabell 2**).

Tabell 2. Oversikt over kartgrunnlaget og stedfestede data som er benyttet i prosjektet.

| Digitalt kartgrunnlag | Stedfestede prosjektdata |
|--------------------------------------|--------------------------------------|
| Vannlinjer (elver, bekker) | Målestasjoner for vannføring |
| Vannflater (innsjø, tjern, bed elv) | Punkter for vannprøvetaking |
| Veger | Nedbørfeltgrenser |
| Bygninger | Kommunale avløpsanlegg |
| Høydekoter (5 m og 20 m) | Separate avløpsanlegg |
| Markslag (for deler av nedbørfeltet) | Andre forurensningskilder (lufthavn) |
| Kommunegrenser | Jordbruksarealer m/arealbruk |

2.1 Inndeling av nedbørfelt

I samarbeid med oppdragsgiver og kommunene, er nedbørfeltet delt inn i 10 delnedbørfelt primært ut fra hydrologiske forhold. Antall og størrelse er valgt på bakgrunn av ulike vannkvalitetsmål i vassdraget og på grunnlag av eksisterende prøvetakingsstasjoner. Delnedbørfeltene er konstruert på grunnlag av karttemaene vannlinjer og koter. Størrelsen på delnedbørfelt, vannflater, dyrket mark og utmark er beregnet vha. GIS. Nedbørfeltgrenser er lagt inn som eget karttema.

2.2 Naturtilstand

Naturtilstanden i et vassdrag er viktig å ha kunnskap om for å kunne vurdere grad av påvirkning fra menneskelig virksomhet. For å kunne si noe eksakt om naturtilstanden må man enten ha upåvirkede referanseområder eller data om vannkvaliteten i vassdraget fra før den menneskelige påvirkningen endret vannkvaliteten. Dersom det hverken finnes upåvirkede referanseområder eller data fra perioder før menneskelig virksomhet endret vannkvaliteten kan man ta prøver av sedimentene i innsjøer i vassdraget, og bruke paleoøkologiske metoder til å indikere naturtilstanden.

For Morsa-vassdraget og andre vassdrag som ligger i leirområder i lavlandet er det vanskelig å finne upåvirkede referanseområder, da slike områder er gode jordbruksområder og brukes til jordbruk idag. Naturtilstanden i slike områder kan grovt anslås ut fra generell kunnskap om forholdene i slike områder. I SFT-veiledning 95:04 angis naturtilstanden i grunne innsjøer og sakteflytende elver under marine grense å være opp mot klasse II eller III for næringssalter og organisk stoff, og klasse III eller til og med IV for partikler (Bratli 1995) (**Tabell 3**). For tarmbakterier er imidlertid naturtilstanden klasse I, da denne parameteren indikerer fersk kloakkforurensning og kun vil foreligge sporadisk i naturtilstanden (som ekskrementer fra varmblodige dyr).

Tabell 3. Generell naturtilstand i vannforekomster under marine grense (Bratli 1995), angitt som grå felter. Lysgrå felter angir innsjøer med der hele nedbørfeltet ligger under marin grense.

a) Naturtilstand i sakteflytende elver under marine grense

| Virkinger av | benevning | Tilstandsklasser | | | | |
|-------------------------|-------------|------------------|---------|---------|----------|-------|
| | | I | II | III | IV | V |
| Næringssalter (Tot-P) | µg/l | <7 | 7 - 11 | 11 - 20 | 20-50 | >50 |
| Organisk stoff (TOC) | mg/l | <2,5 | 2,5-3,5 | 3,5-6,5 | 6,5-15 | >15 |
| Partikler (susp. stoff) | mg/l | <1,5 | 1,5-3 | 3 - 5 | 5 - 10 | >10 |
| Tarmbakterier | ant./100 ml | <5 | 5 - 50 | 50-200 | 200-1000 | >1000 |

b) Naturtilstand i grunne innsjøer under marine grense

| Virkinger av | benevning | Tilstandsklasser | | | | |
|-------------------------|-------------|------------------|---------|---------|----------|-------|
| | | I | II | III | IV | V |
| Næringssalter (Tot-P) | µg/l | <7 | 7 - 11 | 11 - 20 | 20-50 | >50 |
| Organisk stoff (TOC) | mg/l | <2,5 | 2,5-3,5 | 3,5-6,5 | 6,5-15 | >15 |
| Partikler (susp. stoff) | mg/l | <1,5 | 1,5-3 | 3 - 5 | 5 - 10 | >10 |
| Tarmbakterier | ant./100 ml | <5 | 5 - 50 | 50-200 | 200-1000 | >1000 |

Naturtilstanden for total fosfor i Morsa er forsøkt estimert mer spesifikt ut fra teoretiske beregninger av bakgrunnstilførsler (metodikk for beregning av disse står i avsnitt 2.4.2 nedenfor), som inkluderer avrenning fra skog og utmark, deponisjon på frie vannflater og naturlig bakgrunnsavrenning fra dagens jordbruksarealer. For å estimere naturlig fosforkonsentrasjon i elvene er disse bakgrunnstilførslene dividert med teoretisk beregnet vannføring i de ulike delnedbørfeltene (Tabell 8). For å estimere naturlig fosforkonsentrasjon i innsjøene i vassdraget er bakgrunnstilførslene til hver innsjø lagt inn i en belastningsmodell, der den naturlige fosfor-retensjonen i innsjøene er estimert ut fra innsjøenes teoretiske oppholdstid etter Larsen og Mercier (1976).

2.3 Dagens tilstand

Rådatagrunnlaget for tilstandsvurderingene består av forskjellige datasett:

1. Regionale overvåkingsdata for perioden 1997-1999 fra Fylkesmannens Miljøvern avdeling i Østfold fra fire hovedstasjoner: Hobøelva v. Kure, Mosseelva, Vansjø-Storefjorden og Vansjø-Vanemfjorden (Løvstad 2000), samt fra Sæbyvannet. For Hobøelva v. Kure tas det ukentlige prøver gjennom hele året som blir summert opp til månedsmiddel. For de to stasjonene i Vansjø tas det prøver hver tredje uke fra juni-september.
2. Kommunale overvåkingsdata i Ski (Løvstad et al. 1999) og Enebakk for sommerperioden 1997-1999 (4-6 prøver pr. år) for Langen, Våg og Mjær inkludert tilløpsbekker til Mjær, samt Kråkstadelva.
3. Interkommunale overvåkingsdata samlet inn i regi av Morsa-prosjektet fra ca. 30 målestasjoner 3 ganger høsten 1999 og våren 2000 (Løvstad in prep). I alle prøvetakingsrundene ble det tatt prøver fra alle målestasjonene samme dag, for å sikre homogene værforhold og dermed få mest mulig simultane data.
4. Data fra overvåking i år 2000 i regi av Fagrådet for regional overvåking i Østfold fra de fire hovedstasjonene samt noen andre lokale stasjoner 4 ganger (februar, april, juni og august).

Tilstandsvurderingene er gjort ut fra gjennomsnittsverdier for alle eutrofieringsrelevante parametre i henhold til SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet (Andersen et al. 1997). Det er benyttet

middelverdier av alle enkeltmålinger som fantes i rådatagrunnlaget (se ovenfor). For de interkommunalt overvåkede målestasjonene er det gjort for få målinger (3) til å tilfredsstillende SFTs krav til utsagnskraft i tilstandsklassifiseringen (minst månedlige målinger). Tilstandsklassifiseringen for de lokale målestasjonene er derfor usikker, og bør derfor anses kun som en indikasjon på vannkvaliteten.

2.4 Forurensningsregnskap

I prosjektet er det lagt hovedvekt på tilførsel av fosfor til vassdraget, men også andre stoffer er vurdert. Beregningene omfatter tilførsler fra separate avløpsanlegg, jordbruksarealer og utmark (bakgrunnsavrenning). I tillegg er det innhentet data om tilførsler fra kommunale avløpsanlegg og Rygge lufthavn.

Tilførslene kan i prinsippet beregnes på to måter;

- Målinger i vassdraget, basert på data om vannføring og vannkvalitet
- Kildebasert regnskap, basert på teoretiske beregninger for stofftilførsler fra de enkelte forurensningskildene

I dette prosjektet er begge framgangsmåter benyttet, for å gi et sikrest mulig grunnlag for såvel miljømålfastsetting som for tiltaksanalysen. Det er likevel det kildebaserte regnskapet som danner utgangspunkt for tiltaksvurderingene, da de målte verdiene representerer en sumvirkning av bidragene fra alle kilder, og dessuten gir et usikkert estimat for fosfortransport. Det typiske for P transporten i jordbrukspåvirkte bekker og mindre elver er at den er svært episodepreget med store variasjoner over korte tidsrom. Ved stikkprøvebasert uttak av vannprøver (som ofte er det vanlige og som også praktiseres i Vansjø-Hobølvasdraget) er det stor risiko for at slike episoder ikke fanges opp i tilstrekkelig grad, noe som kan medføre betydelige feilkilder i beregnet P transport. Ofte vil disse metodene medføre en underestimert av P transporten. Jo mindre det aktuelle nedbørfeltet er, og jo mer jordbrukspåvirket det er (spesielt om jorderosjon er en dominerende prosess) desto større er risikoen for feilkilder. Også de kildebaserte regnskapet er beheftet med stor usikkerhet. Ved å bruke begge metoder antar vi at usikkerheten blir minst mulig med dagens tilgjengelige kunnskap og data.

2.4.1 Vannkvalitetsbasert forurensningsregnskap

Til de vannkvalitetsbaserte tilførselsberegningene benyttes teoretiske vannføringsdata, som er basert på spesifikk avrenning og arealene i hvert delnedbørfelt sammen med målte data for fosforkonsentrasjon i de ulike delnedbørfeltene. Nedbørfeltarealene er beregnet på grunnlag av kartgrunnlag tilsendt fra kommunene. I henhold til avrenningskart fra NVE er den spesifikke avrenningskoeffisienten i dette området 14 l/km²s. De teoretiskberegnete vannføringsdataene sammenlignes med daglig målte vannføringsdata fra NVE på to stasjoner (Hobøelva v. Kure og Mosseelva), for perioden 97-99, for å kunne vurdere usikkerheten i de teoretisk beregnede data. Datagrunnlaget for den målte fosforkonsentrasjonen i de ulike delnedbørfeltene er angitt i avsnitt 2.3.

2.4.2 Kildebasert forurensningsregnskap: Naturlig bakgrunnsavrenning

Bakgrunnsavrenning omfatter tilførsler fra skog og annen utmark og tilførsler som deposisjon på åpne vann. Tilførsler er beregnet på grunnlag av målte konsentrasjoner og spesifikk avrenning for nedbørfeltet. Middelkonsentrasjonen er beregnet på grunnlag av 16 vannanalyser fra 7 bekker i utmarksområder som ikke mottar andre tilførsler. Konsentrasjonene varierte fra 9-15 µg/l med et snitt på 13 µg/l (Eriksen in prep.). Spesifikke tall for tilførsler fra atmosfærisk deposisjon på åpne vannflater er hentet fra Oredalen og Aas (2000). Ut fra dette er bakgrunnsavrenningen av totalfosfor fra skog/utmark beregnet til 6 kg totP/km² år og deposisjon på fri vannflate satt til 16 kg/km² år.

En andel av P tapet fra jordbruksarealene kan karakteriseres som naturlig bakgrunnsavrenning fordi tapet ville vært der selv om arealene ikke hadde vært dyrket. Fordi dette er høybonitetsarealer og fordi den naturlige erosjonsrisikoen er forholdsvis stor, er det grunn til å tro at dette tapet er større enn hva som normalt måles fra skog og utmark (gjerner 2-10 g/daa). I denne sammenheng har en valgt å ta utgangspunkt i et naturlig P tap på 15 g P/daa (15 kg /km²) i Hobøl elva øvre og Kråkstad elva og 10 g P/daa i de øvrige delnedbørfeltene. Denne "naturlige bakgrunnsavrenningen" er fratrukket bidraget fra jordbruket i de tabellariske sammenstillingene, og inkludert som "bakgrunnsavrenning".

De samlede tallene for naturlig fosfor tilførsler inkluderer således avrenning fra skog og utmark, deposisjon på fri vannflate, og naturlig bakgrunnsavrenning fra dagens jordbruksarealer. Naturlige P-tilførsler som skyldes naturlig erosjon i selve vassdragsstrengen er ikke medregnet. Denne antas dog å være betydelig lavere enn idag, da nedbørfeltet i naturtilstanden må antas å ha vært dekket av skog og det har sannsynligvis vært frodig kantvegetasjon langs hele vassdraget. Naturlig erosjon i selve vassdragsstrengen utgjorde derfor neppe noe stort bidrag til den naturlige avrenningen.

2.4.3 Kildebasert forurensningsregnskap: Kommunale avløpsanlegg

Data for utslipp til vassdraget fra kommunale avløpsanlegg (restutslipp fra renseanlegg, overløp, feilkoplinger og lekkasjer) er innhentet fra kommunene. Etter samtale med hver enkelt kommune er det benyttet best mulig datagrunnlag hentet fra årsmeldinger med enkelte justeringer og tilleggsvurderinger. Restutslipp fra renseanlegg er godt dokumentert. I beregningene har vi benyttet gjennomsnittstall for 1999 og 2000. Overløpsutslipp, feilkoplinger og lekkasjer er generelt mangelfullt dokumentert. Dette er beregnet som prosenter av spillvannsproduksjonen i det enkelte delnedbørfeltet, bortsett fra for Ski og Enebakk. Her er kommunenes egne beregninger benyttet for fosfor, og det er forutsatt at andelen av organisk stoff som slippes ut til vassdraget er den samme som for fosfor. Vi har forutsatt at summen av tilførsler fra lekkasjer, overløp og feilkoplinger utgjør 5% av forurensningsproduksjonen i Moss, Rygge, Råde og Våler, og 10% i Hobøl.

Kommunene har investert betydelige beløp for å forbedre sine avløpsanlegg de senere år, og har også planer for fortsatt stor innsats de nærmeste årene. De tiltakene som det er behov for varierer fra kommune til kommune. Det kan dreie seg om oppgradering av renseanlegg, overløp og pumpestasjoner, renovering av ledningsnett etc. Kostnadseffektiviteten for slike tiltak varierer, og er derfor ikke medtatt i denne tiltaksanalysen. Slike beregninger må utføres av kommunene ved planlegging av de enkelte tiltakene.

Enkelte av kommunene opplyser at feilkoplinger er et betydelig problem. Dette betyr at privat spillvannsledning er koplet til kommunal overvannsledning, og fører til at avløpet går urensset ut i nærmeste vassdrag. Utbedring av feilkoplinger er tiltak som er svært aktuelle, og for dette tiltaket har vi utført beregning av kostnadseffektivitet.

Tilførsler fra tette flater via avløpsnettet er ikke medtatt.

2.4.4 Kildebasert forurensningsregnskap: Separate avløpsanlegg

Tilførselsberegninger fra separate avløpsanlegg er gjort vha. "GIS i avløp". Dette er et verktøy utviklet ved Jordforsk for behandling av digitale kart og data. Bruken er beskrevet under Datafangst og Modelling. I dette prosjektet er "GIS i avløp" benyttet til å beregne tilførselen av forurensningsstoffer til de ulike delnedbørfeltene og effekten av tiltak, dvs nye/rehabiliterede avløpsanlegg. "GIS i avløp" vil være et nyttig verktøy ved oppfølgingen av foreliggende tiltaksanalyse som grunnlag for detaljplaner/tiltak og oppfølging, overvåkning og drift av separate avløpsanlegg.

Datafangst

Alle avløpsanlegg i spredt bebyggelse innenfor nedbørfeltet til Vansjø, med unntak av anlegg i Ski kommune, er registrert i felt ved bruk av nedenstående skjema (*Figur 1*). Anleggenes beliggenhet er registrert på papirkart i felt. Dataene fra registreringsskjemaene, som omfatter administrative og tekniske data, er lagt inn i en egen accessdatabase. For kommunene Våler, Hobøl og Enebakk omfatter registreringen også data om separate vannforsyningsanlegg (*Figur 1*). Dataene om avløpsanleggene er overført fra accessdatabase til databasen i GIS-modellen (Arcview). Anleggene i Ski er registrert på eget kommunalt skjema og overført til samme database. Anleggene, med unntak av anleggene i Ski, er stedfestet i felt og lagt inn på digitalt kartgrunnlag. Anleggene i Ski er stedfestet vha. gnr/bnr-data og kan derfor ha en noe upresis stedfesting. Dette har ingen betydning for tilførselsberegningen for hvert delnedbørfelt.

Modellering













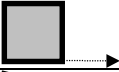
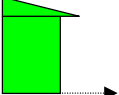
Utslipp fra separate avløpsanlegg er beregnet i modellen "GIS i avløp" som er utviklet av Jordforsk. Modellen beregner utslippet til resipient av fosfor (tot P), nitrogen (tot N), og organisk stoff (TOC) på grunnlag av anleggstype, alder, belastning/dimensjonering, avstand til resipient og jordtype. Beregningen utføres for hvert enkelt anlegg og som sum for alle anlegg i et nedbørfelt. Utslippsmengdene beregnes som gram/døgn. Modellen beregner også en miljøindeks som karakteriserer et anleggs renseseffekt. Miljøindeksen kan videre benyttes til beregning av kost/nytteforholdet ved tiltak.

| | | | | | | | | |
|--|-------------------------------------|--------------------|--------------------------------|----------------------|--------------------------------|-----------------|---------------------------------------|--------------------------------|
| Anleggsnummer: | <input type="text" value="6"/> | Kartblad: | <input type="text"/> | x-koordinat: | <input type="text" value="0"/> | y-koordinat: | <input type="text" value="0"/> | |
| Gnr: | <input type="text" value="0"/> | Bnr: | <input type="text" value="0"/> | Eiendomsadresse: | <input type="text"/> | | Tømmesone: | <input type="text" value="0"/> |
| Eiers navn: | <input type="text" value="test"/> | | | Eiers telefonnummer: | <input type="text"/> | | | |
| Eiers adresse: | <input type="text"/> | | | Eiers postnummer: | <input type="text" value="0"/> | | | |
| Antall husstander: | <input type="text" value="0"/> | Antall pe: | <input type="text" value="0"/> | Bygningstype: | <input type="text"/> | Brukstid hytte: | <input type="text"/> | |
| Anleggstype: | <input type="text" value="0"/> | Kapasitet i p.e.: | <input type="text"/> | Anleggsår: | <input type="text" value="0"/> | | | |
| Tankvolum: | <input type="text" value="0"/> | Ant kammer: | <input type="text" value="0"/> | Adk tankbil: | <input type="text"/> | Sist tømt: | <input type="text" value="00:00:00"/> | |
| Antall grøfter: | <input type="text" value="0"/> | Grøftelengde: | <input type="text" value="0"/> | Infiltrasjonsareal: | <input type="text" value="0"/> | | | |
| Støtbelaster: | <input checked="" type="checkbox"/> | Vannoppstuving: | <input type="checkbox"/> | Vannutslag: | <input type="checkbox"/> | Slamflukt: | <input type="checkbox"/> | |
| Resipient: | <input type="text"/> | Avstand resipient: | <input type="text"/> | Jordtypeklasse: | <input type="text"/> | | | |
| Innlagt vann: | <input type="checkbox"/> | Kilde: | <input type="text"/> | Nok vann: | <input type="text"/> | Anslått kap: | <input type="text"/> | |
| Problem: | <input type="text"/> | Rensing: | <input type="text"/> | | | | | |
| Merknad om lukt, vegetasjon, vannutslag, produktmerke og evt klaringstank for minirensanlegg | | | | | | | | |
| <input type="text"/> | | | | | | | | |

Figur 1. Registreringsskjema for separate avløps- og vannforsyningsanlegg

I registreringsarbeidet er avløpsanleggene kategorisert i 14 ulike anleggstyper. Anleggstypene er vist i Tabell 4.

Tabell 4. Oversikt over anleggstyper og symbolbruk i avløpsmodellen

| Typenavn | Symbol | Beskrivelse |
|--|---|--|
| 1 - Direkte utslipp |  | Utslipp av alt avløpsvann direkte til terreng eller resipient |
| 2 - Slamavskiller med utslipp til terreng |  | Diffust utslipp av slamavskilt avløpsvann |
| 3 - Slamavskiller med utslipp til vassdrag |  | Utslipp av slamavskilt avløpsvann direkte til resipient |
| 4 - Infiltrasjons anlegg |  | Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og infiltrasjonsanlegg (lukkede grøfter, åpent eller lukket basseng eller jordhaug) |
| 5 - Sandfilter anlegg |  | Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og sandfilteranlegg. Utslipp til resipient av behandlet avløpsvann. |
| 6 - Minirense anlegg klasse 1 |  | Biologisk/kjemisk rensing |
| 7 - Minirense anlegg klasse 2 |  | Biologisk rensing |
| 8 - Minirense anlegg klasse 3 |  | Kjemisk rensing |
| 9 - Tett tank |  | Oppsamling av alt avløpsvann |
| 10 - Tett tank for svartvann |  | Oppsamling av svartvann. Utslipp av gråvann til resipient/terreng |
| 11 - Biologisk toalett |  | Oppsamling og behandling klosett-avløp. Utslipp av gråvann til resipient/terreng |
| 12 - Konstruert våtmark |  | Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og konstruert våtmark |
| 13 - Tett tank for svartvann, gråvannsfiler |  | Oppsamling av svartvann. Behandling av gråvann i sandfilter, kompaktanl. eller infiltrasjon. |
| 14 - Biologisk toalett, gråvannsfiler |  | Oppsamling og behandling klosett-avløp. Behandling av gråvann i sandfilter, kompaktanl. eller infiltrasjon. |

2.4.5 Kildebasert forurensningsregnskap: Jordbruksavrenning

Fosforavrenning fra dyrket mark består av partikulært P og løst P, og skjer som følge av jorderosjon og utvasking. I åkerområder på Østlandet er normalt jorderosjon dominerende tapsform, med varierende grad av utvasking avhengig av jordtype, vekster og gjødslingspraksis (spesielt ved bruk av husdyrgjødsel). Målingene bl.a. i JOVÅ programmet viser at P tapene kan variere svært mye fra område til område og mellom ulike år. For eksempel har P tapet i Skuterudbakkens nedbørfelt i Ås kommune variert fra 80 til over 300 g/daa i løpet av perioden 1994-2000. Denne variasjonen samsvarer rimelig bra med variasjonen i jordtap eller partikkeltransporten i målestasjonen.

De underliggende prosessene for P-tap fra jordbruksområder er svært kompliserte, og dette er en vesentlig årsak til at det pr dags dato ikke finnes modeller som på en tilfredstillende måte vil være i stand til å beregne dette. Jorderosjon som sådan håndteres imidlertid ved ulike metoder og modeller, men disse vil ofte ha den fundamentale begrensningen at de kun håndterer enkelte av erosjonsformene og at det er selve jordforflytningen på arealene som beregnes og ikke hva som tilføres resipientene. Dette gjelder for eksempel Den universelle jordtapsligningen (USLE), som danner grunnlaget for de norske erosjonsrisikokartene. Dette medfører at anslag på P avrenning fra jordbruksarealer der direkte målinger ikke foreligger i stor grad må baseres på skjønn, basert på tilgjengelige data om P tap f.eks i JOVÅ programmet og informasjon om naturgrunnlag og driftsforhold i de aktuelle områdene. Jordsmonnkart og erosjonsrisikokart er et viktig datagrunnlag for sistnevnte forhold.

Datagrunnlag

Ut fra ovennevnte går det fram at P tilførselene fra jordbruksarealene ikke lar seg beregne direkte f.eks ved hjelp av en enkelt modell, og at det uansett metode som anvendes vil måtte være en betydelig usikkerhet knyttet til tallene. Koeffisienter for P tap fra jordbruksarealene i Vansjø-Hobølvassdraget er derfor skjønnsmessig bestemt, basert på en rekke datakilder:

- målte P tap i JOVÅ programmet
- naturlig erosjonsrisiko
- modifisert erosjonsrisiko basert på dagens driftsforhold og jordarbeidingspraksis (GIS i avrenning). Grunnlagsmaterialet omfatter arealfestede data for erosjonsrisiko (NIJOS kartgrunnlag) og data om arealbruk knyttet til hver jordbrukseiendom (registerdata). Arealbruksdataene er avledet fra register over søknad om ulike tilskuddsordninger i jordbruket (registerdata fra fylkesmannens jordbruksavd. Akershus og Østfold). Alle dataene om jordbruksarealene er lagt inn i en egen database.
- data om gjødselmengder i husdyrgjødsel og kunstgjødsel
- vurderinger av topografiske forhold som betinger andre erosjonsformer enn hva som håndteres i erosjonsrisikokart

Basert på disse datakildene har en etablert spesifikke P taps koeffisienter for de ulike delnedbørfeltene i Vansjø-Hobølvassdraget. **Tabell 5** viser disse koeffisientene, samt arealgrunnlag som er lagt til grunn for beregning av det totale bidraget fra jordbruksarealene

Nivået på koeffisientene er justert i forhold til dokumenterte tap i sammenlignbare felter i JOVÅ programmet. I utgangspunktet er P tapet i Kråkstadelvas delnedbørfelt og Hobølva-øvre satt til samme nivå som i Skuterudbakkens nedbørfelt i Ås, der jord og driftsforhold er likeartet. Koeffisientene for de andre delnedbørfeltene er korrigert i forhold til disse to områdene i hovedsak på bakgrunn av relative forskjeller i erosjonsrisiko. Koeffisientene for P-tap representerer middeltall for de respektive delnedbørfeltene. En kan gå ut fra at det kan være store variasjoner innen nedbørfeltene, og basert på erfaringene fra JOVÅ programmet kan en anta årsvariasjoner tilsvarende en faktor på fra 1:2 – 1:3.

Tabell 5. Arealgrunnlag pr delnedbørfelt samt anslått avrenningskoeffisient for Tot P.

| Delnedbørfelt | Arealgrunnlag i dekar | Midlere P tap, Kg Tot P/dekar |
|-------------------------|-----------------------|-------------------------------|
| Langen | 1324 | 0,09 |
| Våg og Mjær | 5317 | 0,09 |
| Hobølelva - øvre | 21498 | 0,19 |
| Kråkstadelva | 18260 | 0,17 |
| Hobølelva - nedre | 10666 | 0,12 |
| Mørkeelva-Veid.elva | 7811 | 0,1 |
| Sæbyvannet - Svinna | 11646 | 0,11 |
| Storefjorden, lokalfelt | 5749 | 0,08 |
| Vanemfjorden, lokalfelt | 9284 | 0,07 |
| Mosseelva | 393 | 0,07 |

Totaltapet av P beregnes ved å multiplisere koeffisienten for P tap med tilhørende totale jordbruksareal for delnedbørfeltet. Det er en viss usikkerhet knyttet til totalarealet innen delnedbørfeltene, da ulike datakilder kan gi noe forskjellige anslag.

Tilførselene fra jordbruket er fratrukket den naturlige bakgrunnsavrenningen fra jordbruksarealene (se avsnitt 2.4.2) i de tabellariske sammenstillingene.

Det er i denne sammenheng ikke gjort noen vurderinger av punktkilder i jordbruket (utslipp fra gjødsellagre, siloer, mm), men disse er uansett antatt å ha et svært begrenset omfang totalt sett i forhold til arealavrenningen. I tidligere analyser er dette bidraget anslått til 100 kg P totalt for hele nedbørfeltet (Simonsen 1999).

2.4.6 Kildebasert forurensningsregnskap: Andre forurensningskilder

Data for tilførsel til vassdraget fra fyllplasser er innhentet fra kommunene. Data for tilførsel fra Rygge lufthavn er hentet fra nylig utarbeide konsekvensanalyse (ICG 2000). Tilførselen fra lufthavna omfatter kun organisk stoff (TOC).

2.4.7 Biotilgjengelighet av fosfor fra ulike kilder

Biotilgjengeligheten av P fra jordbruksarealene vil normalt være forholdsvis lav, da en stor del av fosforet fra jordbruksarealene er partikkelbundet. I utgangspunktet er kunnskapene om dette mangelfulle, bl.a. fordi forholdene som påvirker tilgjengeligheten er komplekse og ikke konstante over tid. En kan heller ikke se bort fra at P på jordpartiklene kan ha en negativ biotilgjengelighet, i alle fall midlertidig, som følge av adsorpsjon av løst P i vannfasen på jordpartiklene. Om en ser bort fra sistnevnte, kan trolig biotilgjengeligheten av P i avrenningen fra disse områdene variere fra mindre enn 5 % til 50 %. Det vil alltid være en viss andel løst P som tapes fra jordbruksarealene, selv ved åkerdrift. I Skuterudbakkens nedbørfelt i Ås har fosfat (analysert på filtrerte vannprøver) utgjort i gjennomsnitt ca 25 % av total-P. I denne analysen har en tatt utgangspunkt i at 25 % kan være et rimelig anslag på midlere total biotilgjengelighet av P fra jordbruksarealene i dette vassdraget. For enkelte arealer spesielt lengst sør i nedbørfeltet kan imidlertid biotilgjengeligheten være høyere, spesielt der en har kombinasjonen sandjord og grønnsaksdyrking.

Ut fra Berge og Källqvist (1990) er biotilgjengeligheten av fosfor fra bakgrunnsavrenning satt til 11%, mens kloakkutlekking fra kommunale avløp er satt til 60% og kjemisk rensset kloakkutslipp er satt til 30%. Biotilgjengeligheten fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse er satt til 70% (**Tabell 6**).

Urenset kloakkfosfor anses som mer umiddelbart biotilgjengelig enn jordbruksfosfor. Biotilgjengeligheten av jordbruksfosforet på litt lengre sikt kan sannsynligvis være en god del høyere enn 25%, fordi adsorptivt partikulært og organisk bundet fosfor over tid kan omdannes til biotilgjengelig fosfor gjennom kjemiske, biologiske og fysiske prosesser i vassdraget. Stor vindindusert resuspensjon av partikulært materiale i Vansjø, utveksling av fosfor mellom bunnsstrat og vann i innsjøer/elver/ bekker, fosfortransport via fisk, samt flomindusert resuspensjon i vannveiene, bidrar til at fosforets opprinnelige biotilgjengelighet vil endre seg til stadighet. Biotilgjengelighet av fosfor er derfor tillagt moderat vekt i tiltaksvurderingene.

Tabell 6. Biotilgjengelighetsfaktorer (β) for fosfor fra forskjellige kilder (se tekst)

| <i>Kilde</i> | <i>Faktor (0-1)</i> |
|---|---------------------|
| Arealavrenning, korndyrkingsarealer | 0,25 |
| Kommunalt avløp (urenset) | 0,6 |
| Kommunalt avløp (kjemisk rensset restutslipp) | 0,3 |
| Kloakk fra spredt bebyggelse | 0,7 |
| Bakgrunnsavrenning | 0,1 |

2.5 Miljømålfastsetting

Forslag til miljømål for vassdraget som helhet og for de ulike delene av vassdraget er basert på dialog med kommunene i nedbørfeltet og med regionale myndigheter, på hensynet til viktige brukerinteresser (drikkevann, bading, rekreasjon, fritidsfiske og jordvanning) og på anslått naturtilstand i vassdraget. Naturtilstanden i Morsa er såpass næringsrik at det ikke er mulig å oppnå egnethet for alle brukerinteressene i alle deler av vassdraget. Et annet viktig element ved miljømålfastsettelsen er hensynet til at det fortsatt skal være mulig å drive jordbruk i området.

Hensynet til drikkevannsinteressene i Mosseregionen er tillagt størst betydning ved miljømålfastsettelsen. Dagens situasjon med periodevise oppblomstringer av potensielt giftige blågrønnalger i Storefjorden er uholdbar. Vi har derfor forsøkt å estimere tålegrensen for vannkvaliteten i Vansjø - Storefjorden, og bruke denne som basis for miljømålfastsettelsen i de øvrige deler av vassdraget. Denne tålegrensen er estimert ut fra en modell for grunne innsjøer Berge (1987), som også angis i SFT-veileder 95:01 om Miljømål for vannforekomstene: sammenhenger mellom utslipp og virkning (Bratli et al. 1997). Denne modellen er basert på empiriske sammenhenger mellom konsentrasjonen av totalfosfor og algemengde og -type i et begrenset utvalg av grunne innsjøer. I følge modellen er det liten sannsynlighet for oppblomstring av problemalger som kan være en trussel mot drikkevannsforsyning og andre brukerinteresser i innsjøer der fosforkonsentrasjonen er under denne tålegrensen. For beregning av akseptabel fosforbelastning ut fra akseptabel fosforkonsentrasjon benyttes modellen til Larsen og Mercier (1976), som inkluderer retensjon i beregningene. Retensjonen er estimert ut fra beregning av tilførsler og transport av fosfor ut av innsjøen, der tilførslene er tatt fra det kildebaserte forurensningsregnskapet, mens fosfortransport ut av innsjøen er basert på vannføringsdata og målte fosforkonsentrasjoner i innsjøen. Det antas at fosforkonsentrasjonen i utløpet er lik den som er målt i innsjøen. Disse modellene er også brukt for å beregne akseptabel fosforkonsentrasjon og fosfortilførsel for Vanemfjorden, Mjær og Sæbyvannet.

Det er viktig å påpeke at den anvendte modellen for grunne innsjøer ikke tar hensyn til tilførsel av fosfor fra fiskebestander eller til konkurranse om næringsalter mellom planktonalger og

vannvegetasjon. Den faktiske algebiomassen og algesammensetningen i mange grunne innsjøer kan derfor være helt forskjellig fra den som forutsies i modellen. Den tålegrensen som fastsettes ved hjelp av modellen er derfor forbundet med ganske stor usikkerhet. Vi velger likevel å bruke modellen i mangel av andre og bedre verktøy for beregning av akseptabel fosforkonsentrasjon og fosfortilførsel.

Dagens fosfortilførsler trekkes også inn ved fastsettelsen av miljømål, for å sikre at disse ikke vil kreve en reduksjon i tilførslene som er større enn det faktiske menneskeskapte bidraget idag. Derved sikres en større grad av realisme i miljømålene, og disse blir mer oppnåelige.

2.6 Tiltak

2.6.1 Tiltak i nedbørfeltet

I foreliggende analyse for hele Morsa-området er det kun mulig å gjøre en grov vurdering av tiltak. For avløp fra spredt bebyggelse er dette, etter vår vurdering, også tilstrekkelig for å avgjøre hvor tiltakene bør settes inn, og som grunnlag for en kost/nytte-vurdering. Ved etablering av nye, separate avløpsanlegg, er kostnadseffektiviteten beregnet på grunnlag av investeringskostnad, forventet levetid og forventet midlere renseseffekt i levetidsperioden.

Kommunene har investert betydelige beløp for å forbedre sine avløpsanlegg de senere år, og har også planer for fortsatt stor innsats de nærmeste årene. De tiltakene som det er behov for varierer fra kommune til kommune. Det kan dreie seg om oppgradering av renselanlegg, overløp og pumpestasjoner, renovering av ledningsnett etc. Kostnadseffektiviteten for slike tiltak varierer, og er derfor ikke medtatt i denne tiltaksanalysen. Slike beregninger må utføres av kommunene ved planlegging av de enkelte tiltakene.

Enkelte av kommunene opplyser at feilkoplinger er et betydelig problem. Dette betyr at privat spillvannsledning er koplet til kommunal overvannsledning, og fører til at avløpet går urensset ut i nærmeste vassdrag. Utbedring av feilkoplinger er tiltak som bør vurderes, og for dette tiltaket har vi utført beregning av kostnadseffektivitet.

Vurderingene av jordbrukstiltakene er gjort på bakgrunn av data om arealbruk, driftsforhold og erosjonsrisiko, herunder topografiske forhold og jordegenskaper. Effektanslag, der dette lar seg gjøre, er basert på resultater fra ulike forsøk der tiltak har vært undersøkt.

En del tiltak har store investeringskostnader og relativt moderate årlige drifts- og vedlikeholdskostnader, mens for andre tiltak er dette omvendt. For å sammenlikne slike tiltak er det nødvendig å beregne totale årskostnader der investeringene nedskrives over tiltakets levetid.

For å beregne investeringens årlige kapitalkostnad må investeringskostnaden multipliseres med annuitetsfaktoren for gitt levetid for tiltaket og gitt rente. Legger vi til/trekker fra årlig drifts- og vedlikeholdskostnad/besparelse, får vi tiltakets årskostnad. Beregning av årskostnader kan beskrives ved:

$$\text{Årskostnad} = A * \text{investeringskostnad} + \text{årlig drifts- og vedlikeholdskostnader}$$

A er annuitetsfaktoren, definert som: $A = r(1+r)^t / (1+r)^t - 1$,
der $r = 0,07$ når renta = 7% og t = tiltakets økonomiske levetid

Tiltakene skal beregnes som årskostnader med kalkulasjonsrente på 7%, dette for å følge Finansdepartementets anbefaling når det gjelder samfunnsøkonomiske beregninger og for å få tiltakene sammenlignbare.

Effekten av et tiltak er beregnet som den mengde i kg et utslipp reduseres med pr. år. Skal en sammenlikne to tiltak må de ha samme benevnelse, f.eks. kg fosfor eller nitrogen. I de tilfeller overgjødsling er hovedproblem og effektparameter er fosfor, er det tatt hensyn til at det bare er en del av fosforet som er direkte tilgjengelig for algene, og at denne andelen varierer med kilde og type vannforekomst som fosforet virker på. Dette kan måles ved biotilgjengelighetsfaktoren som varierer fra 0-1, der 0=0% og 1= 100% biotilgjengelig (**Tabell 6**).

Rangeringskriteriet vil være kostnadseffektivitet (K.eff.) og vil se ut som følger:

$$K. \text{ eff.} = \frac{\text{Netto årskostn. i 1000 kr}}{\text{red. kg Tot P pr. år} * \beta} \quad (+ \text{ evt. tilleggsvurderinger})$$

Jo større biotilgjengelighetsfaktoren er, desto bedre blir dermed kostnadseffektiviteten. Tilleggsvurderingene vil være skjønnsmessige og gjøres under sammenstillingen av tiltakspakka.

For tiltak på separate avløpsanlegg er generelle beregningsparametre for rensetekniske løsninger vist i Vedlegg A.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Inndeling av nedbørfeltet, areal og vannføring

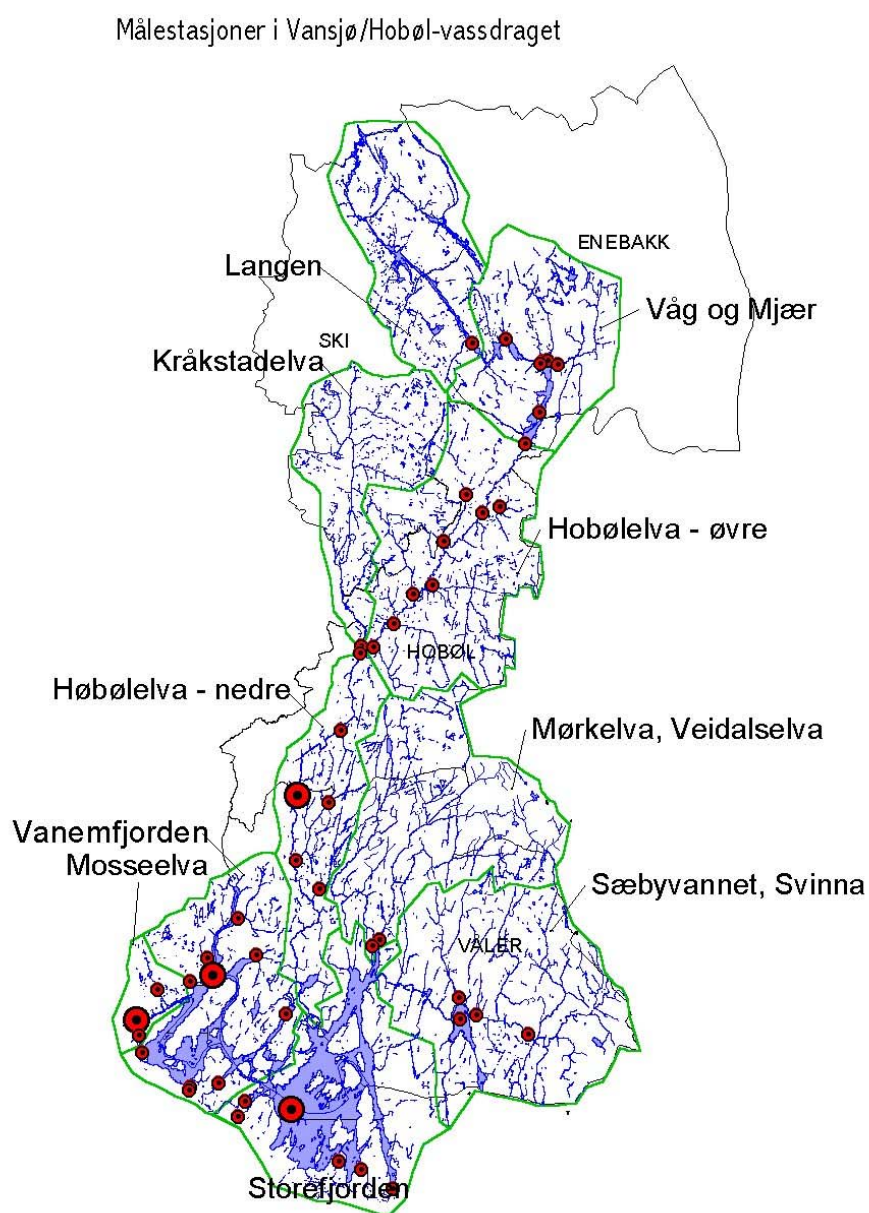
Nedbørfeltet, som er på totalt 690 km², er inndelt i 10 delnedbørfelt ut fra hydrologi og vannfaglige vurderinger (**Tabell 7**). Dette er gjort for å oppnå tilstrekkelig detaljeringsgrad for tiltaksanalysen. Nedbørfeltet omfatter totalt 7 kommuner i to fylker: Ski og Enebakk i Akershus, og Hobøl, Våler, Råde, Rygge og Moss i Østfold.

Tabell 7. Oversikt over inndelingen av nedbørfeltet til Morsa i mindre delnedbørfelt. Uthevet tekst betyr at hoveddelen av delnedbørfeltet ligger innenfor den kommunen som er uthevet.

| nr. | Delnedbørfelt | Kommune | Areal i km ² |
|-----|---|------------------------|-------------------------|
| 1 | Langen og vassdraget oppstrøms i Ski | Ski, (Oslo) | 66 |
| 2 | Våg og Mjær o.a. Morsa-vassdrag i Enebakk | Enebakk | 64 |
| 3 | Hobølelva - Øvre, fra Mjær-Kråkstadelva | Hobøl og Ski | 91 |
| 4 | Kråkstadelva | Ski og Hobøl | 56 |
| 5 | Hobølelva - Nedre, fra Kråkstadelva til Vansjø inkl. stasjon v/Kure | Hobøl og Våler | 52 |
| 6 | Mørkelva og Veidalselva | Våler , (Hobøl) | 88 |
| 7 | Sæbyvannet, Svinna og Neselva | Våler | 106 |
| 8a | Storefjorden Vansjø-tilløpsbekker | Råde, Rygge, og Våler | |
| 8b | Storefjorden Vansjø | Råde, Rygge og Våler | 82 (8a+b) |
| 9a | Nedre Vansjø -tilløpsbekker | Rygge, Moss og Våler | |
| 9b | Nedre Vansjø– Vanemfjorden | Rygge, Moss og Våler | 75 (9a+b) |
| 10 | Mosseelva | Moss og Rygge | 11 |

Tabell 7 viser de 10 delfeltene sammen med kommunegrenser /fylkesgrenser, samt alle målestasjonene. Det største delnedbørfeltet er felt nr. 7 Sæbyvannet og Svinna på 106 km², mens det minste er felt nr. 5 Hobølelva - nedre på 52 km².

Tabell 8 viser areal og avrenning innen hvert delnedbørfelt. På grunnlag av dette er det beregnet avrenning ut fra hvert nedbørfelt. Avrenning ut fra Hobølelva –øvre omfatter summen av avrenning fra delnedbørfeltene Hobølelva –øvre, Langen og Våg og Mjær. Avrenning ut fra Hobølelva –nedre omfatter summen av avrenning ut fra Hobølelva –øvre og delnedbørfeltene Hobølelva –nedre og Kråkstadelva. Avrenning ut fra Storefjorden omfatter summen av avrenning ut fra Hobølelva –nedre og delnedbørfeltene Sæbyvannet-Svinna, Mørkelva-Veidalselva og Storefjorden.



Figur 2. Kart over nedbørfeltet med alle målestasjoner og markering av delnedbørfeltgrenser med grønt og kommunegrenser med svart. Hovedstasjonene er markert med større punkter.

Tabell 8. Delnedbørfelt med totalareal og avrenning beregnet på grunnlag av spesifikke avrenningstall i l/s pr km² (NVE – middelerverdier 1930 – 1960).

| Nedbørfeltnr. | Nedbørfelt navn | Areal i km ² | Avrenning i l/s | Avrenning i mill. m ³ /år | Avrenning ut av nedbørfelt mill. m ³ /år | Avrenning ut av nedbørfelt m ³ /s |
|---------------|-----------------------|-------------------------|-----------------|--------------------------------------|---|--|
| 1 | Langen | 66 | 924 | 29,14 | 29,14 | 0,924 |
| 2 | Våg og Mjær | 64 | 896 | 28,26 | 57,40 | 1,82 |
| 3 | Hobølelva - øvre | 91 | 1274 | 40,18 | 97,57 | 3,094 |
| 4 | Kråkstadelva | 56 | 784 | 24,72 | 24,72 | 0,784 |
| 5 | Hobølelva - nedre | 52 | 676 | 21,32 | 143,6 | 4,554 |
| 6 | Mørkelva, Veidalselva | 88 | 1144 | 36,08 | 36,08 | 1,144 |
| 7 | Sæbyvannet, Svinna | 106 | 1378 | 43,46 | 43,46 | 1,378 |
| 8 | Storefjorden | 82 | 1066 | 33,62 | 256,8 | 8,142 |
| 9 | Vanemfjorden | 75 | 975 | 30,75 | 287,5 | 9,117 |
| 10 | Mosseelva | 11 | 143 | 4,51 | 292,0 | 9,26 |
| SUM | | 691 | 9260 | 29,0 | | |

3.2 Naturtilstand

Ut fra metodikken beskrevet i avsnitt 2.2 og 2.4.2 er naturtilstanden i vassdraget estimert til ca. 15-20 µg P/L (se **Tabell 9**). Naturtilstanden i innsjøene ligger noe lavere pga. retensjon og er estimert til ca. 7-8 µg P/L, unntatt Sæbyvannet som ligger noe høyere på ca. 12 µg/l, noe som kan skyldes at innsjøen ligger under marine grense og har lavere retensjon av fosfor enn Vansjø, pga. kort teoretisk oppholdstid. Den estimerte naturtilstanden i **Tabell 9** er beheftet med usikkerhet, og forskjellen mellom de ulike delnedbørfeltene bør derfor ikke oppfattes som statistisk signifikant, men kun som en omtrentlig angivelse av naturtilstanden i nedbørfeltet som helhet.

Tabell 9. Estimert naturtilstand i Morsa (metodikk forklart i teksten)

a) Elver

| Nedbørfeltnr. | Nedbørfeltnavn | Areal, km ² | Avrenning, m ³ /s | Avrenning, mill.m ³ /år | Estimert naturlig P-avrenning, kg P/år | Estimert natur-tilstand, µg P/l |
|---------------|----------------------------|------------------------|------------------------------|------------------------------------|--|---------------------------------|
| 1 | Tilførsler til Langen | 66 | 924 | 29,14 | 475 | 16 |
| 2 | Tilførsler til Våg og Mjær | 64 | 896 | 28,26 | 427 | 15 |
| 3 | Hobølelva - øvre | 91 | 1274 | 40,18 | 707 | 18 |
| 4 | Kråkstadelva | 56 | 784 | 24,72 | 465 | 19 |
| 5 | Hobølelva - nedre | 52 | 676 | 21,32 | 347 | 16 |
| 6 | Mørkelva, Veidalselva | 88 | 1144 | 36,08 | 535 | 15 |
| 7 | Svinna | 106 | 1378 | 43,46 | 681 | 16 |
| 8a | Bekker til Vansjø -Storefj | 82 | 1066 | 33,62 | 732 | 22 |
| 9a | Bekker til Vansjø -Vanemfj | 75 | 975 | 30,75 | 667 | 22 |
| 10 | Tilførsler til Mosseelva | 11 | 143 | 4,51 | 69 | 15 |

b) Innsjøer

| Innsjø | Estimert naturlig P-tilførsel, kg P/år | Estimert naturlig P-konsentrasjon, µg P/l |
|---------------------|--|---|
| Langen | 420 | 8 |
| Mjær | 760 | 8 |
| Sæbyvannet | 681 | 12 |
| Vansjø-Storefjorden | 3894 | 8 |
| Vansjø-Vanemfjorden | 2614 | 7 |

Det understrekes at beregningene er usikre, og basert på mange delberegninger som hver for seg er usikre. Da naturlig erosjon i selve vassdragsstrengen er ikke medregnet kan tallene anses som minimumsestimater. Den naturlige erosjonen var nok betydelig lavere enn den er idag da nedbørfeltet i sin naturtilstand sannsynligvis var skogkledt og vassdraget hadde kantvegetasjon hele veien. Dette tilsier at tallene kan være noe for lave, men ikke mye. Estimaten av naturtilstand er i overensstemmelse med den generelle angivelse av naturtilstand i SFT-veiledning 95:04 (klasse III for sakteflytende elver og klasse II for grunne innsjøer under marine grense), og er det beste anslaget vi kan få med de tilgjengelige data. Den estimerte naturtilstanden vil bli brukt som basis for miljømålfastsettingen for de ulike deler av vassdraget.

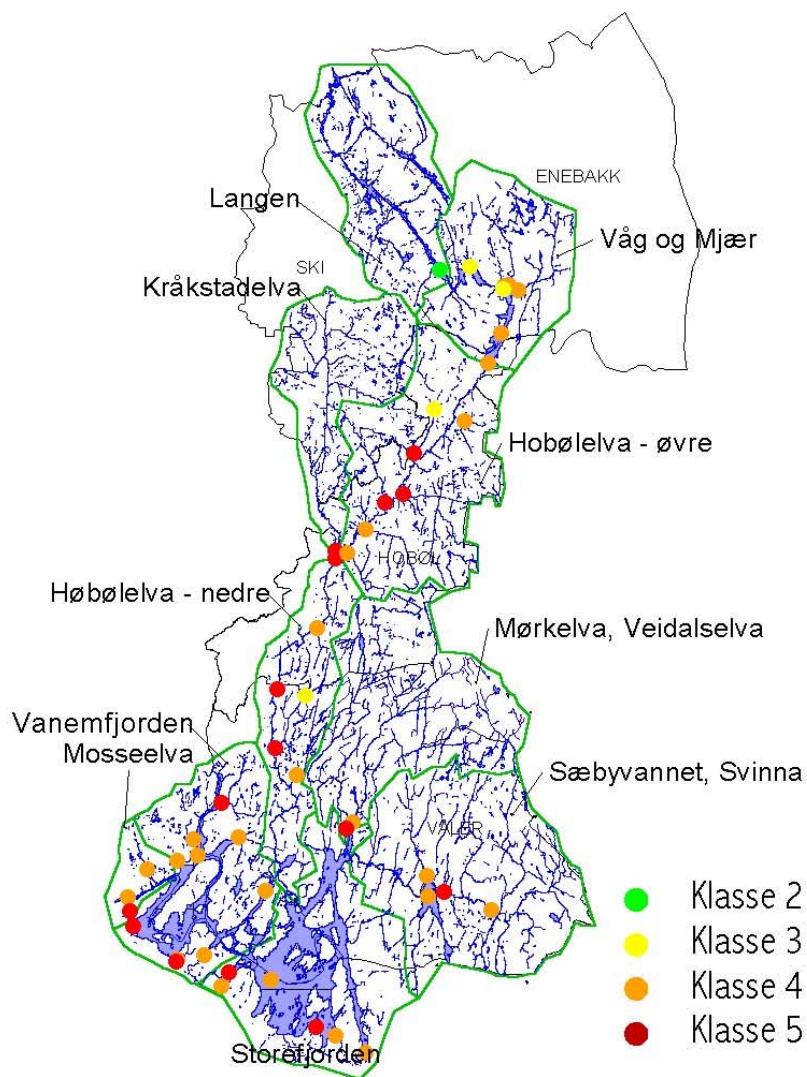
3.3 Tilstandsbeskrivelse for alle delnedbørfeltene

Vannkvaliteten i alle delnedbørfeltene er vist i tabell i Vedlegg B. som konsentrasjoner av alle relevante vannkvalitetsparametre og tilhørende tilstandsklasse i hht. SFTs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Tilstandsklasse for total-fosfor er også vist på kart (**Figur 3**).

Datagrunnlaget for de ulike parametrene er bra for de fire hovedstasjonene i vassdraget (Hobølelva v. Kure, Storefjorden, Vanemfjorden og Mosseelva), der hyppige målinger er gjort i en årrekke. For de fleste andre målestasjonene er middelverdiene basert på kun tre målinger høsten 1999 og våren/forsommeren 2000, og må følgelig anses som usikre. For å bedømme usikkerheten i disse ble det tatt prøver v. hovedstasjonen i Hobølelva v. Kure på de samme tre tidspunktene som de andre bekkestasjonene ble målt. Middelverdien av disse tre målingene v. Kure (74 µg Tot-P/l) er relativt lik middelverdien basert på ukentlige målinger på denne stasjonen i perioden 1997-99 (79 µg Tot-P/l). Dette indikerer at de tre målingene gir en brukbar beskrivelse av tilstanden i bekkene i hvert fall med hensyn til hvilken tilstandsklasse de tilhører. Samsvaret mellom de forskjellige parametrene mht hvilken tilstandsklasse de tilhører er god på de fleste målestasjonene. Det store antallet målestasjoner bidrar også til å redusere usikkerheten i dataene, ved at man får et ganske detaljert bilde av miljøtilstanden i vassdraget.

De biologiske analysene av begroingsalger kan gi en god indikasjon på vannkvaliteten, da organismene ikke viser så store korttidsvariasjoner som vannkjemien, men gir et integrert bilde av vannkvaliteten og den økologiske tilstanden i vassdraget. I Morsa-vassdraget er det tatt prøver av begroingsalger på de aller fleste bekkestasjonene. Da det pr. idag ikke eksisterer et nasjonalt klassifikasjonssystem for begroingsalger på samme måte som for vannkemiske parametre, må observasjonene av begroingsalger tolkes ut fra kunnskap om de enkelte algenes økologiske preferanse for miljøfaktorer. Flere av artene som er funnet er her gitt en tilstandsklassifisering som er i tråd med den kunnskapsstatus som eksisterer for fastsittende alger i rennende vann og deres respons på eutrofiering og annen forurensning (Lindstrøm 2000). Mange av de observerte algene fra Morsa-vassdraget anses å ha en preferanse for høye næringssaltkonsentrasjoner og kan derfor brukes til å indikere eutrofe (næringsrike) forhold.

Vannkvalitetsmålinger i Vansjø/Hobøl-vassdraget



Figur 3. Tilstandsklasse for fosfor på alle målestasjonene.

Resultatene (Vedlegg B.) viser at de fleste delnedbørfeltene er i tilstandsklasse IV eller V, dvs. dårlig eller meget dårlig med hensyn på de fleste parametrene. Andelen totalt reaktivt fosfat er ca. 50% av Tot-P i de fleste delnedbørfeltene. Dette indikerer at ca. halvparten av fosfor-tilførslene er lett biotilgjengelige.

Tilstanden er best øverst i vassdraget med tilstandsklasse III i Langen og Våg, samt for øvre deler av to mindre bekker lenger ned i nedbørfeltet (Solbergbekken i delfelt nr. 3 i Hobøl og Skårnesbekken i delfelt nr. 5 i Våler). De to bekkestasjonene ligger i skogsområder på morenegrunn. For de andre bekkestasjonene, som ligger i jordbruksområder eller områder med mye spredt bebyggelse, er det målt høye verdier av de fleste relevante parametrene i alle delnedbørfeltene. Samlet vurdert gir materialet en god indikasjon på dårlig eller meget dårlig tilstand både vannkjemisk, hygienisk og økologisk for vassdraget som helhet.

For de enkelte delnedbørfeltene er følgende punkter verdt å merke seg:

Delnedbørfelt nr. 1 Langen ligger på grensen mellom klasse II og III for fosfor og i klasse I for tarmbakterier. Dette antyder at mesteparten av fosforet kommer fra jordbruket og i liten grad fra kloakk. Dette feltet har best tilstand av alle delnedbørfeltene.

Delnedbørfelt nr. 2 Våg og Mjær viser klasse III for Våg og klasse IV for Mjær med vesentlig mer tarmbakterier i utløpet av Mjær enn i hovedinnløpet Tangenelva som kommer fra Våg. Økningen i fosfor og i tarmbakterier fra Våg/Tangenelva til Mjær skyldes i all hovedsak betydelige kloakktilførsler fra Østbybekken (MJR3), som har høye til svært høye konsentrasjoner av både fosfor og tarmbakterier, samt jordbrukstilførsler fra Gjeversrubekken (MJR4), som gir høy fosforkonsentrasjon og mye begroingsalger. Gjeversrubekken har vesentlig mindre tarmbakterier (klasse II) enn Østbybekken (klasse V), noe som etter alt å dømme skyldes lite kloakkutslipp. Kjepperubekken (MJR2) har også en god del fosfortilførsler (klasse IV), men begroingsalgene tilsier bedre tilstand (klasse III), og tarmbakterier er ikke observert i høye konsentrasjoner (klasse II). Dette tyder på liten kloakkforurensning, men noe fosfortilførsler fra jordbruket.

Fosforet i Mjær er i mindre grad biotilgjengelig, bedømt ut fra analyser av totalt reaktivt fosfat. Denne er bare 14 µg/l og utgjør ca. 55% av totalfosforet. Da det er relativt lite suspendert stoff i Mjær tyder den lave andelen biotilgjengelig fosfor på at en stor del av totalfosforet er bundet til humusstoffer. Forekomsten av problemalgen *Gonyostomum semen* i Mjær på sensommeren er likevel en klart indikasjon på eutrofiering kombinert med humøst vann, og gjør innsjøen uegnet til bading. Denne algen gir allergiske reaksjoner med utslett og kløe hos badende.

Delnedbørfelt nr. 3 Hobøelva - øvre har meget dårlig tilstand (klasse V) for de fleste parametrene. Dette skyldes både kloakk og jordbrukstilførsler i kombinasjon med dominans av leirmasser i nedbørfeltet. I felt nr. 1 og 2 er løsmassene dominert av morene som gir en mer næringsfattig vannkvalitet med mindre utvasking av partikler fra naturens side. De verste bekkene i øvre del av Hobøelva er Tingulstadbekken og Fossbekken, og nedre del av Solbergbekken, som også er i meget dårlig tilstand. De andre bekkene som er undersøkt (Trosterubekken, Sjølibekken og Riiserbekken) er også betydelig forurenset og ligger i klasse IV for de fleste parametrene.

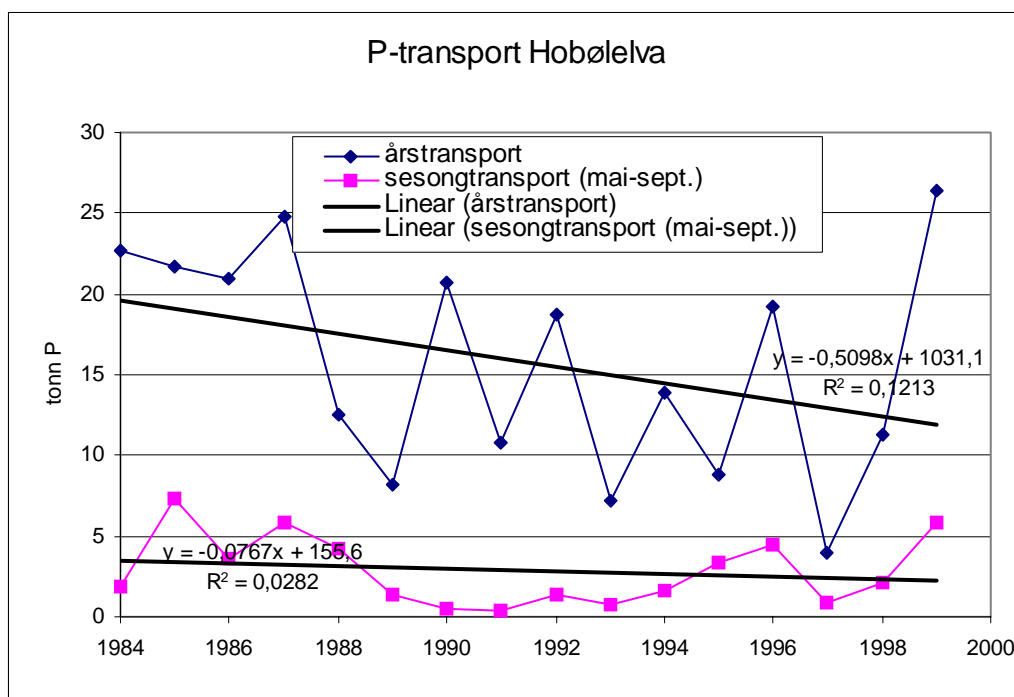
Delnedbørfelt nr. 4 Kråkstadelva er også i meget dårlig tilstand med svært høye verdier langt opp i klasse V for de fleste parametrene. Den relativt lave andelen biotilgjengelig fosfor (ca. 50%), lavere tilstandsklasse for tarmbakterier (klasse III) og høyeste tilstandsklasse for partikler tyder på at mesteparten av tilførslene til Kråkstadelva er jordbrukstilførsler. Konsentrasjonen av biotilgjengelig fosfor er likevel svært høy (52µg/l, klasse V), og indikerer at det også er betydelige kloakktilførsler til dette sidevassdraget. Dette bekrefte av svært høye konsentrasjoner av tarmbakterier høyere opp i Kråkstadelva (KRB2). Da også dette delnedbørfeltet for en stor del ligger i leirområder er nok den

naturlige tilstandsklassen for næringsalter og partikler forholdsvis høy (klasse III). Forurensningsbidraget fra jordbruk og kloakk må likevel være betydelig, da de fleste parametrene har verdier langt opp i klasse V.

Delnedbørfelt nr. 5 Hobølva - nedre er i meget dårlig tilstand for næringsalter og partikler og i dårlig tilstand for tarmbakterier. Hovedstasjonen v. Kure hadde totalfosfor på 75-80 $\mu\text{g/l}$ i 1997-99 og helt opp i 96 $\mu\text{g/l}$ i år 2000. Dette er hovedsakelig et resultat av tilførslene fra delnedbørfelt nr. 3 (Hobølva - øvre) og 4 (Kråkstadelva), sammen med påvirkning fra lokale bekker og direkte avrenning til elva i felt nr. 5. Skårnesbekken - nedre del hadde svært høye konsentrasjoner av tarmbakterier, som viser store kloakktilførsler til denne bekken. Øvre del av Skårnesbekken er lite forurenset og viser bakgrunnsnivået for bekker i skogsområdene i dette vassdraget.

Dataene innsamlet av Morsa-prosjektet ga samme tilstandsklasse for næringsalter og partikler som dataene innsamlet av Fylkesmannen i 97-99 (Løvstad 2000) og av Fagrådet i 2000. Den biotilgjengelige fosforen er ca. 50% av totalen, og antyder at mye av fosforet er bundet til erosjonsmateriale. Naturtilstanden i de lavereliggende delene av dette området er nok også påvirket av næringsalter fra leirpartikler, og kan nok være i klasse III for disse parametrene. Det er likevel ingen tvil om at vassdraget er kraftig påvirket av forurensning, da næringssaltene og partikkelinnholdet er langt opp i klasse V. Denne tilstanden bekreftes av observasjoner av begroingsalgene.

Fosfortransporten i Hobølva svinger mye fra år til år avhengig av klimatiske forhold (fra 5-25 tonn/år), mens middelveidien er ca. 12 tonn/år hvorav ca. 2,5 tonn (20%) kommer i sommersesongen fra mai-september. Dette er estimert ut fra midlere fosforkonsentrasjon de siste fire år og spesifikk avrenning (30-års-middel). Overvåkingsdata for fosforkonsentrasjon og vannføring viser at årstransporten har avtatt betydelig siden midten av 1980-tallet, da den var nesten 20 tonn/år. Sommertransporten avtok tydelig fra 1985-1990, men har økt igjen i løpet av 90-årene (**Figur 4**).



Figur 4. Fosfortransport i Hobølva i perioden 1984-1999

Delnedbørfelt nr. 6 Mørkelva og Veidalselva er i dårlig til meget dårlig tilstand for de fleste parametrene. Veidalselva har betydelig mer fosfor og partikler enn Mørkelva, men mindre tarmbakterier. Begroingsalgene indikerer klasse V for begge disse sideelvene. Dataene kan tyde på at Veidalselva er mest påvirket av jordbruksforurensning, mens Mørkelva er mer påvirket av kloakk. Mørkelva har en større andel skogsområder i nedbørfeltet enn Veidalselva.

Delnedbørfelt nr. 7 Sæbyvannet og Svinna ligger på grensen mellom tilstandsklasse IV og V for næringssalter og partikler, og for algebiomasse målt som klorofyll a i Sæbyvannet. Tilstandsklasse III for tarmbakterier tyder på at mesteparten av tilførslene kommer fra jordbruket, med en del bidrag fra kloakk. Naturtilstanden i dette delnedbørfeltet er sannsynligvis i klasse III for næringssalter og partikler. Den høye tot-P-konsentrasjonen i Sæbyvannet, som er like høy som i tilløpselva Svinna, tyder på at vannet i liten grad holder tilbake næringssalter i motsetning til de fleste andre innsjøer. Dette antyder at det er en betydelig intern gjødsling i innsjøen som i stor grad kompenserer for sedimentasjonen av næringssalter. Flere data fra innsjøen er nødvendig for å kunne vurdere dette med større grad av sikkerhet. Vi har brukt data fra Sæbyvannet fra år 2000, som viste betydelig høyere konsentrasjon av total fosfor enn data fra slutten av 1980-tallet, samt fra 1993.

Delnedbørfelt nr. 8 a Tilløpsbekker til Storefjorden i Vansjø er også i dårlig til meget dårlig tilstand med hensyn til næringssalter. De verste bekkene er Starengbekken i Råde og Kapteinbekken i Rygge, hvor den første har ekstremt høye næringssaltkonsentrasjoner (240 µg tot-P/l, og nesten 5 mg Tot-N/l), mens den siste har svært høye konsentrasjoner av tarmbakterier. De andre bekkene i dette området har svært høye nitrogenkonsentrasjoner (3-4 mg/l), men noe mindre fosforkonsentrasjoner (30-40 µg/l, klasse IV). Avrenning fra Rygge flyplass kan trolig forklare noe av dette, i kombinasjon med tilsig fra jordbruksarealer.

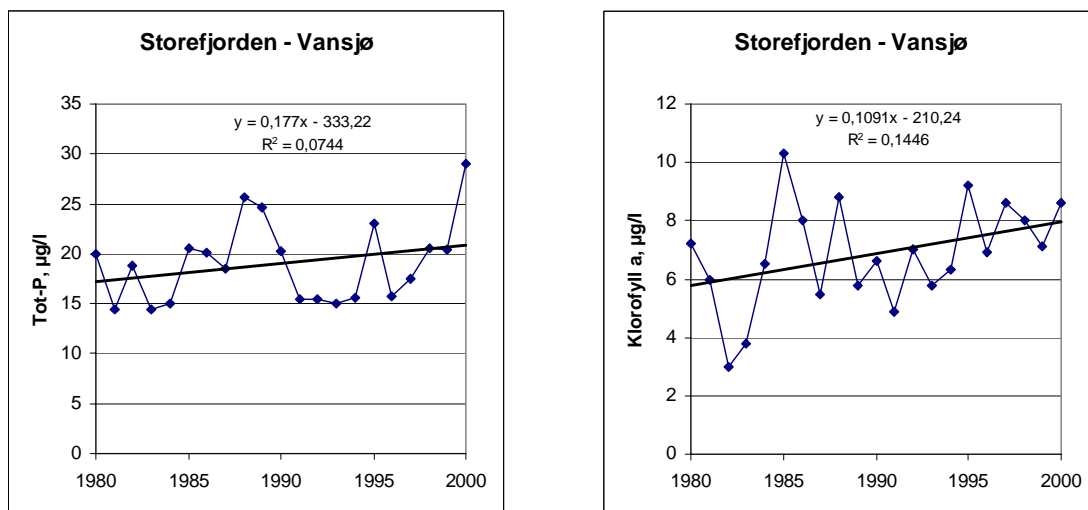
Delnedbørfelt nr. 8b Storefjorden er nå på grensen mellom tilstandsklasse III og IV for næringssalter (ca. 20 µg tot-P/l og 1200 µg tot-N/l), klorofyll a (ca. 8 µg/l) og siktedyp (ca. 2 m). I år 2000 var tilstanden langt opp i klasse IV, sannsynligvis som følge av svært mye nedbør og økte tilførsler av næringssalter. På senhøsten 2000 var det storflom i vassdraget og Vansjø gikk over sine bredder. Dette har trolig gitt ytterligere tilførsel av næringssalter til innsjøen, og kan gi grunnlag for økt algevekst våren 2001 avhengig av de klimatiske forholdene.

Overvåkingsdata fra de siste 20 årene viser en svak tendens til økende konsentrasjoner av fosfor, klorofyll og siktedyp (Figur 5). Fosfor har økt svakt fra ca. 17 µg/l i begynnelsen av 1980-årene til ca. 20 µg/l idag. Som respons på dette har klorofyll a (algemengden) økt fra ca. 6 til ca. 8 µg/l og siktedypet har avtatt fra ca. 2,2 m til 2 m i samme periode. Pga. store år til år variasjoner er det vanskelig å si med sikkerhet at det faktisk har vært en signifikant økning ($R^2 < 0,15$). For å illustrere dette kan nevnes at tendensen til økning i fosforkonsentrasjonen forsvinner hvis vi tar vekk dataene fra år 2000. Middelerdien for totalfosfor for perioden 1985-1999 er $19,2 \pm 3,4$ µg/l. Den svake tendensen til økning i klorofyllkonsentrasjon (algebiomasse) forsvinner også hvis vi tar bort dataene fra 1982 og 83, da det var spesielt lav algemengde i innsjøen. Det har altså ikke blitt mer alger i Vansjø-Storefjorden siden 1985. Middelerdien i perioden 1985-2000 er $7,2 \pm 1,4$ µg klf.a /l. Algemengden gikk noe ned i perioden 1985-1991 og opp igjen etter dette. Dette er samme utvikling som sommertilførslene med Hobølelva (se Figur 4 og avsnittet om Hobølelva ovenfor). Når det gjelder algesammensetning har den maksimale andelen blågrønnalger (som omfatter potensielt giftige arter) i løpet av sommersesongen variert fra 30-80% gjennom 1990-tallet med en middelerdi på ca. 60%, mens denne algegruppen så å si var fraværende i algesamfunnet midt på 70-tallet (Løvstad 2000).

I tillegg til fosfor er det en rekke andre faktorer som styrer utviklingen av algemengde og type i Vansjø (som i andre innsjøer), så som nitrogen, lysforhold og biologiske interaksjoner med

dyreplankton, vannvegetasjon og fisk. Vi kan derfor ikke forvente noen god korrelasjon mellom fosfortilførsler og algerespons fra år til år, selv om fosfor trolig vil ha avgjørende betydning for algeutviklingen på lang sikt.

Årsaken til en evt. økning i fosforkonsentrasjon og algemengde kan være økte eksterne tilførsler eller økt intern tilførsel av fosfor. De eksterne tilførslene har avtatt på årsbasis (vurdert ut fra overvåkingsdataene fra Hobølelva), men har faktisk vist en økende tendens om sommeren de siste 10 årene, trolig pga. av mange våte somre med mer utvasking fra nedbørfeltet (se **Figur 4**). Nedgangen i årstilførslene med Hobølelva kan derfor se ut til å komme primært av en nedgang i vinterhalvåret.



Figur 5. Tilstandsutviklingen for fosfor og klorofyll a i Vansjø - Storefjorden

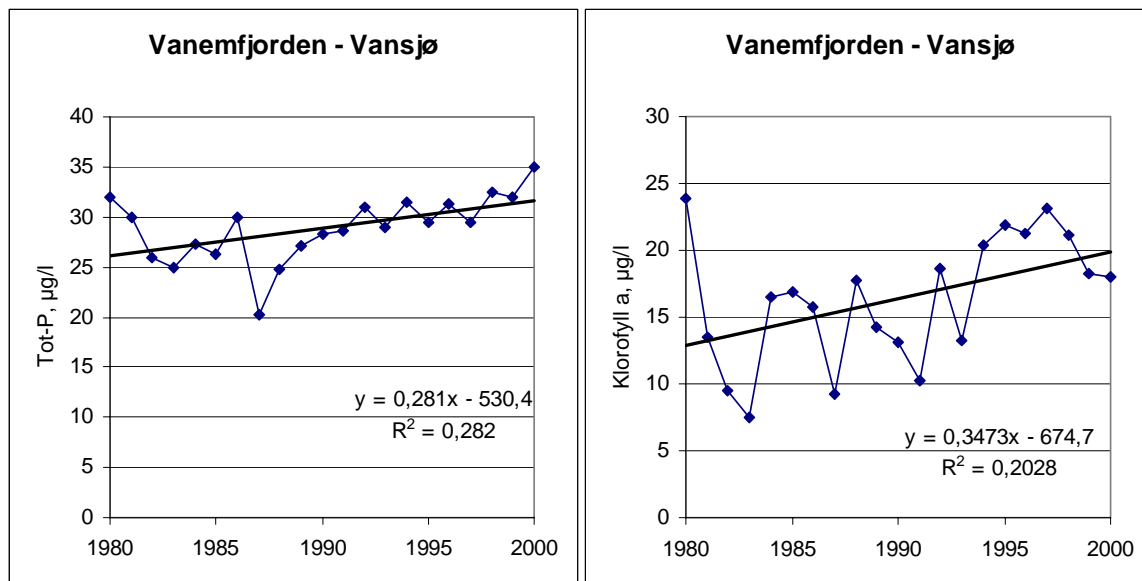
Hvorvidt det foregår intern gjødsling fra sedimentene i Storefjorden er vanskelig å vurdere ut fra det foreliggende datamaterialet. Mangel på regelmessige oksygen- og fosfat-målinger i dypvannet på slutten av stagnasjonsperiodene gjør det vanskelig å vurdere hvorvidt anaerob frigjøring av fosfat fra sedimentene foregår, og mangel på systematiske pH-målinger i strandsonen gjør det vanskelig å vurdere om grunnvanns-sedimentene lekker fosfat som følge av høy pH (>9). Innsjøens humusinnhold burde tilsi at pH ikke går over 9 om sommeren, men bare målinger vil kunne avdekke om dette faktisk er tilfelle. Det er utvilsomt fortsatt stor netto retensjon av fosfor i Storefjorden, da fosforkonsentrasjonen er vesentlig lavere her enn i samtlige tilførselskilder. Dersom Vansjø i en årrekke har mottatt betydelig større fosfortilførsler enn det innsjøen tåler, noe våre beregninger tilsier at den har (se kapitlene om forurensningstilførsler og miljømål nedenfor), er det likevel klart at faren for intern gjødsling og redusert retensjon av fosfor øker fra år til år, med de ulemper dette vil medføre i form av økt fare for oppblomstring av potensielt giftige alger. Fosfortilførslene må derfor begrenses før innsjøen kommer inn i en slik irreversibel eutrofieringsutvikling.

Delnedbørfelt nr. 9a Tilløpsbekker til Vanemfjorden er i tilstandsklasse IV eller V. Støabekken I i Rygge fremstår som en ekstrem lokalitet med ca. 750 µg Tot-P/l og ca. 6000 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml. Her må det være betydelige kloakkutslipp evt. kombinert med utslipp av husdyrgjødsel fra jordbruket i området.

Delnedbørfelt nr. 9b Vanemfjorden ligger i tilstandsklasse IV for de fleste parametrene med klorofyll-verdier opp mot tilstandsklasse V. Både fosfor og klorofyll viser en økende tendens de siste 20 årene (**Figur 6**), mens siktedypet ligger jevnt på ca. 1,2 m, trolig som følge av kraftig resuspensjon av partikler. Regresjonslinjene for Vanemfjorden er tydeligere enn for Storefjorden, noe som vises av

høyere R^2 -verdier. Den maksimale andelen blågrønnalger har ligget på $> 80\%$ gjennom hele 90-tallet, noe som understreker innsjøens eutrofe tilstand. Da hovedtilførselen av vann til Vanemfjorden kommer fra Storefjorden som har en langt lavere fosforkonsentrasjon, er det klart at det må foregå mye intern tilførsel av fosfor i Vanemfjorden/Grepperødfjorden. Hvorvidt dette skyldes frigjøring av fosfor fra resuspendert materiale eller fra sedimentene, evt. fosfortransport via fisk, har vi ikke grunnlag for å si noe om basert på det foreliggende datamaterialet.

Delnedbørfelt nr. 10 Mosseelva er i tilstandsklasse IV og gjenspeiler forholdene i Vanemfjorden, men mottar også flere mindre tilførselsbekker med dårlig tilstand. Hananbekken er ekstrem i så måte med $550 \mu\text{g tot-P/l}$.



Figur 6. Tilstandsutviklingen for fosfor og klorofyll a i Vansjø - Vanemfjorden

3.4 Egnethet for brukerinteresser

Morsa brukes idag til drikkevann, bading, kanopadling, fiske og jordvanning, samt til resipient for avløpsvann og avrenning fra jordbruket, til vannforsyning for industri og til kraftproduksjon. Denne bruken skaper store interessekonflikter, særlig mellom bruken av vassdraget til drikkevann og tildels bading, fiske og jordvanning og bruken av vassdraget som resipient for avløpsvann og avrenning fra jordbruket. Vi vil i denne rapporten ikke gi noen fyldestgjørende utredning av alle brukerkonfliktene, da dette faller utenfor rammen for oppdraget med tiltaksanalysen. Vi vil derimot fokusere på de brukerinteressene som er truet av forurensningen av vassdraget, nemlig drikkevannsinteresser, bading, fritidsfiske og jordvanning. For disse interessene vil vi vurdere dagens egnethet og se dette i sammenheng med fastsettelse av foreløpige miljømål i neste avsnitt.

Vassdragets egnethet for ulike brukerinteresser kan bedømmes ut fra den målte vannkvalitetstilstanden og egnethetsklassene for ulike parametre, slik de er angitt i SFTs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) (Vedlegg C.). Ut fra betraktningene om naturtilstanden i vassdraget ovenfor (**Tabell 9**) kan man aldri forvente at Morsa skal bli godt egnet til drikkevann og badevann uansett hvor strenge miljømål man velger å sette. Vi har antydnet at naturtilstanden kan være fra $15\text{-}22 \mu\text{g tot-P/l}$ for elvene i de leirpåvirkede delene av vassdraget. Dette

betyr i så fall at disse delene av vassdraget er mindre egnet eller ikke egnet til drikkevann og bading, og egnet eller mindre egnet til fritidsfiske og jordvanning, selv uten forurensningstilførsler fra kloakk eller jordbruksvirksomhet. For Vansjø - Storefjorden er det antatt at naturtilstanden kan være ned mot 7-8 µg tot-P/l. Hvis dette er riktig så var Storefjorden i sin naturtilstand egnet til både drikkevann og bading, og godt egnet til fritidsfiske og jordvanning.

Dagens egnethet for ulike brukerinteresser i vassdragets ulike delnedbørfelt er vist i Vedlegg D. . Delnedbørfelt 1 Langen er egnet til drikkevann og bading og godt egnet til fiske og jordvanning. Resten av vassdraget er ikke egnet til drikkevann og bading, med unntak av Vansjø - Storefjorden, som er på grensen mellom mindre egnet og ikke egnet til disse brukerinteressene. Når det gjelder fiske og jordvanning er delnedbørfeltene 3, 4 og 5 (Hobølelva øvre og nedre, samt Kråkstadelva) ikke egnet til dette, mens resten av vassdraget er kan klassifiseres som mindre egnet. Vansjø - Storefjorden ligger nå på grensen mellom egnet og mindre egnet til fiske og jordvanning.

Til tross for dette brukes Vansjø- Storefjorden fortsatt til drikkevann for Mosseregionen, men da etter fullrensing av råvannet. Fullrensingen kan likevel ikke alltid hindre dårlig smak og lukt på drikkevannet, trolig pga. blågrønnalger. Dersom blågrønnalgene i Storefjorden skulle bli giftproduserende kan det medføre helseskader å bruke vannet til drikkevann, da de aktuelle giftstoffene bare delvis kan fjernes i et fullrenseanlegg med dagens teknologi. Helseskadene kan være akutt dødelighet ved inntak av store mengder giftstoffer, og leverskader ved inntak av mindre mengder. Verdens Helseorganisasjon har satt en grense på 1µg/l for ett av de aktuelle giftstoffene (Microcystin), før vannet ikke lenger kan brukes til drikkevann eller bading.

Blågrønnalgene i Vansjø var giftproduserende i slutten av 70-årene (Berg et al. 1986), mens man vet lite om algenes giftighet i de senere år, da giftighetstesting ikke er gjort systematisk. Det foreligger pr. idag altfor lite kunnskap om hva som inducerer giftproduksjon hos blågrønnalger, og hvor mye alger som skal til for å produsere en viss mengde gift. Da dette kan være en potensiell helsetrussel for befolkningen i Mosseregionen, bør vannet testes jevnlig for forekomst av slike toksiner. Slik testing bør utføres inntil man får kunnskap om sammenhengen mellom algemengde og toksinmengde, og dermed mulighet til å vurdere om nåværende mengde problemalger representerer en helseisiko eller ikke.

3.5 Forurensningsregnskap

3.5.1 Vannkvalitetsbasert forurensningsregnskap

De teoretisk beregnede vannføringsdata for alle delnedbørfeltene er multiplisert med de målte konsentrasjoner av totalfosfor (middelverdi for hvert delnedbørfelt), for å estimere fosfortransporten i hvert delfelt (**Tabell 10**). Den beregnede vannføringen for Hobølelva v. Kure (143,6 mill. m³/år) kan sammenlignes med de målte vannføringsdata for denne målestasjonen for perioden 1997-99. Middelerdien av de daglig målte vannføringsdataene i disse tre årene (3x365 målinger) er 142,9 mill. m³/år. Dette tilsier at usikkerheten i de beregnede vannføringsdataene er meget liten. Usikkerheten i dette regnskapet antas derfor å ligge i stikkprøvemålingene av totalfosforkonsentrasjonen i hvert delfelt.

De samlede tilførsler til hele vassdraget er ca. 19 tonn total-fosfor/år, hvorav Vansjø-Storefjorden får tilført ca. 17,5 tonn fosfor/år. Av disse kommer ca. 12 tonn med Hobølelva, 2 tonn med Mørkelva og Veidalselva tilsammen, 2 tonn fra Svinna/Sæbyvannet og drøyt 1 tonn fra lokale tilløpsbekker.

Storefjorden holder tilbake ca. 12 tonn fosfor, slik at drøyt 5 tonn går videre til Vanemfjorden som også mottar et drøyt tonn fosfor fra lokale tilløpsbekker. De eksterne fosfortilførslene til Vanemfjorden blir dermed i underkant av 7 tonn/år, mens drøyt 8 tonn renner ut av Vanemfjorden i

Mosseelva. Dette tilsier at Vanemfjorden har en indre gjødsling på ca. 1 tonn fosfor/år fra sedimentene.

Tabell 10. Vannkvalitetsbasert forurensningsregnskap for de ulike delnedbørfelt i Morsa, basert på beregnede akkumulerte vannføringsdata og midlere fosforkonsentrasjon i hvert delfelt. Tallene viser tilførslene av fosfor fra ett delnedbørfelt til det neste. Totaltilførslene til Langen, Våg og Mjær er betydelig større enn det som renner ut av innsjøene pga. fosforretensjon i innsjøene. Dette er særlig viktig i Langen (se Tabell 10).

| Tilførsler delnedbørfelt | NAVN | TOTP mg/m ³ | Vannføring mill. m ³ /år | total P-tilførsel kg P/år | lokal P-tilførsel kg P/år |
|--------------------------|--|------------------------|-------------------------------------|---------------------------|---------------------------|
| fra 1 til 2 | Langen og vassdraget oppstrøms i Ski | 11 | 29,14 | 321 | 321 |
| fra 2 til 3 | Våg og Mjær o.a. mindre tilløpsbekker i Enebakk | 25 | 57,40 | 1435 | 1114 |
| fra 3 til 5 | Hobøelva - Øvre, fra Mjær-Kråkstadelva | 53 | 97,57 | 5171 | 3736 |
| fra 4 til 5 | Kråkstadelva | 96 | 24,72 | 2374 | 2374 |
| fra 5 til 8b | Hobøelva - Nedre, fra Kråkstadelva til Vansjø inkl. stasjon v/Kure | 83 | 143,61 | 11920 | 4375 |
| fra 6a til 8b | Mørkelva | 39 | 18,04 | 704 | 704 |
| fra 6b til 8b | Veidalselva | 75 | 18,04 | 1353 | 1353 |
| fra 7 til 8b | Sæbyvannet, Svinna og Neselva | 45 | 43,46 | 1956 | 1956 |
| fra 8a til 8b | Storefjorden Vansjø- lokale tilløpsbekker | 41 | 33,62 | 1378 | 1378 |
| fra 5,6,7 til 8b | alle tilførsler til Storefjorden Vansjø | | | 17310 | |
| fra 8b til 9b | fra Storefjorden til Vanemfjorden | 22 | 246,77 | 5429 | |
| fra 9a til 9b | Vanemfjorden Vansjø - lokale tilløpsbekker | 43 | 30,75 | 1322 | 1322 |
| fra 8b, 9a til 9b | alle tilførsler til Vanemfjorden Vansjø | | | 6751 | |
| fra 9b til 10 | fra Vanemfjorden til Mosseelva | 32 | 260,51 | 8336 | |

I følge dette regnskapet ser det ut som at det største bidraget til fosfortransporten i Hobøelva kommer fra nedre deler (4,4 tonn P/år), mens det nest største bidraget kommer fra øvre deler av Hobøelva nedstrøms Mjær (3,7 tonn P/år). Kråkstadelva bidrar med 2,4 tonn P/år i følge dette regnskapet, mens Våg og Mjær og lokale tilløpsbekker i Enebakk bidrar med noe over 1 tonn/år. Fosfortilførslene fra Langen til vassdraget nedstrøms er bare 0,3 tonn/år.

P.g.a. manglende målestasjon i Hobøelva rett før samløp med Kråkstadelva er bidraget fra delfelt nr. 3 Øvre del av Hobøelva sannsynligvis underestimert. Målestasjonen som er brukt for å estimere fosfortransporten fra dette delfeltet ligger ved Tomter, og vil dermed ikke fange opp tilførslene til Hobøelva lenger ned i dette feltet. Disse tilførslene kan være betydelige pga. mye jordbruk og spredt bebyggelse i dette området. Bidraget fra delfelt nr. 5 Nedre del av Hobøelva blir da tilsvarende overestimert.

Totaltilførslene med Hobøl elva regnes som relativt sikre, da de er basert på målestasjonen ved Kure, hvor det er foretatt hyppig overvåking av fosforkonsentrasjonen i en årrekke. Evt. tilførsler til elva nedstrøms Kure vil ikke komme med i dette regnskapet. Ut fra lavere erosjonsrisiko og mindre spredt bebyggelse i området fra Kure og ned til Vansjø antas disse tilførslene som små sammenlignet med tilførslene lenger opp i vassdraget.

3.5.2 Kildebasert forurensningsregnskap

Tabell 11 viser tilførsler av totalfosfor fra ulike kilder i de enkelte delnedbørfeltene. Tallene representerer tilførsler av til primærresipient, og det er derfor ikke tatt hensyn til retensjon i vassdraget. Mer detaljert oversikt over tilførslene fra kommunale anlegg er vist i Vedlegg E.

Tabell 11. Lokale tilførsler av Total-P fra ulike kilder i de enkelte delnedbørfeltene.

| Delnedbørfelt | Jordbruk ¹ | Separate avløp | Kommunal avløp | Bakgrunn ² | Totalt |
|---|-----------------------|----------------|----------------|-----------------------|--------|
| 1; Langen | 106 | 320 | 3 | 475 | 904 |
| 2; Våg og Mjær | 425 | 246 | 276 | 427 | 1374 |
| 3; Hobøl elva-øvre | 3762 | 588 | 159 | 707 | 5216 |
| 4; Kråkstad elva | 2823 | 243 | 48 | 465 | 3579 |
| 5; Hobøl elva-nedre | 1173 | 197 | 33 | 347 | 1750 |
| 6, Mørke-/Veidals elva | 703 | 107 | 6 | 535 | 1351 |
| 7; Sæbyvannet-Svinna | 1165 | 249 | 53 | 681 | 2148 |
| 8; lokale tilf. til Vansjø - Storefjorden | 402 | 103 | 3 | 732 | 1240 |
| 8; totalt til Vansjø - Storefjorden | 10559 | 2053 | 581 | 4369 | 17562 |
| 9; lokale tilf. til Vansjø - Vanemfjorden | 557 | 171 | 316 | 667 | 1711 |
| 10, Mosse elva | 24 | 17 | 250 | 69 | 360 |
| Totalt | 11140 | 2241 | 1147 | 5105 | 19633 |

(1) Fratrukket "naturlig bakgrunnsavrenning", - se kap 2.4.2

(2) Inkluderer "naturlig bakgrunnsavrenning" fra jordbruksarealer - se kap 2.4.2

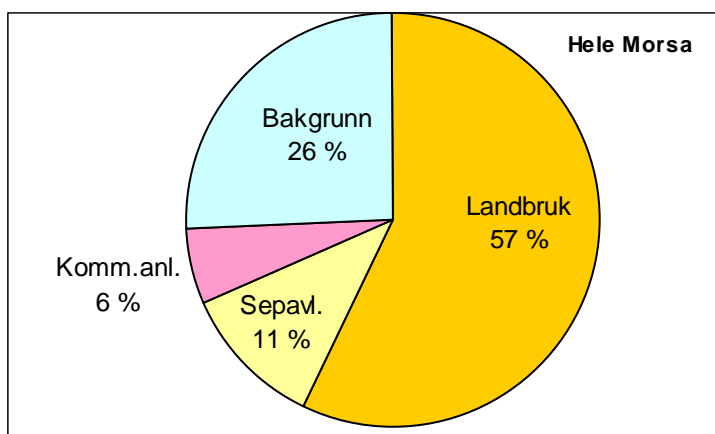
Totalt tilføres ca. 20 tonn total-fosfor til vassdraget hvorav ca. 5 tonn kommer fra naturlig bakgrunnsavrenning, 11 tonn fra jordbruket, 2 tonn fra spredt kloakkavløp (2210 separate avløpsanlegg er registrert i nedbørfeltet) og 1 tonn fra kommunalt kloakkavløp, inkludert tettstedsavrenning. Dette er en reduksjon på 8 tonn i forhold til estimerte tilførsler på 28 tonn totalfosfor til vassdraget i 1979 (Hauger 1979), noe som trolig skyldes gjennomføring av såkalte 1. generasjonstiltak i nedbørfeltet innen både kloakk- og jordbrukssektorene.

Totaltilførslene til Vansjø-Storefjorden er i henh. til det kildebaserte regnskapet idag ca. 17,5 tonn totalfosfor/år. Dette er meget god overensstemmelse med det vannkvalitetsbaserte forurensningsregnskapet i avsnitt 2.4.1, som viste en total tilførsel av fosfor på ca. 17,3 tonn. Dette antyder at retensjonen av fosfor i de øvre deler av vassdraget er ubetydelig.

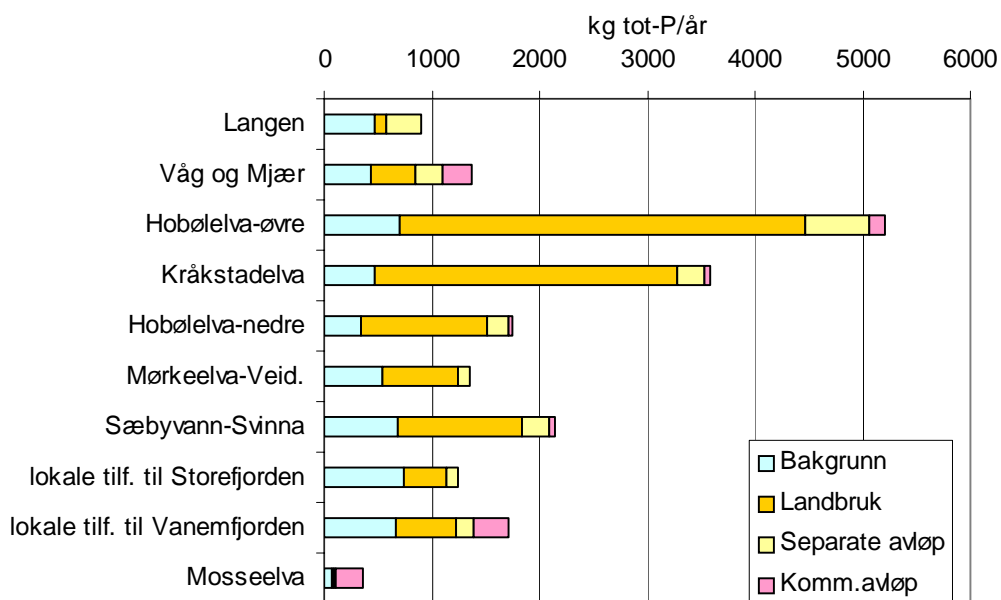
Den relative fordelingen mellom ulike kilder for Morsa totalt og de enkelte delnedbørfeltene er illustrert i **Figur 7**, **Figur 8** og **Figur 9**. Totalt bidrar menneskelig virksomhet med tre fjerdedeler av fosfortilførslene, hvorav jordbruket er den desidert største fosforkilden i vassdraget med 76% av de totale menneskeskapte fosfortilførslene (57% av totale tilførsler inkludert bakgrunnsavrenning).

I henhold til dette regnskapet kommer det mest fosfor fra delfelt nr. 3 Hobølelva øvre (> 5 tonn), dernest kommer Kråkstadelva med 3,5 tonn. Disse to feltene tilsammen bidrar med over halvparten av de totale tilførslene til vassdraget. I begge disse feltene står jordbruket for 70-80% av totalen.

Det spesifikke middeltapet fra jordbruksarealene tilsvarer ca 130 g P/daa, eller 130 kg/km² (inkludert naturlig bakgrunnsavrenning fra de samme arealene), som er noe lavere enn middeltapet målt de siste 7-8 årene i f.eks JOVÅ programmets målestasjoner i Skuterudbekken på Ås (ca 200 g/daa) og i Mørdre (ca 150 g/daa). Den sterke dominansen av jordbruksavrenning tilsier også store årlige variasjoner i P tilførslene til vassdraget.



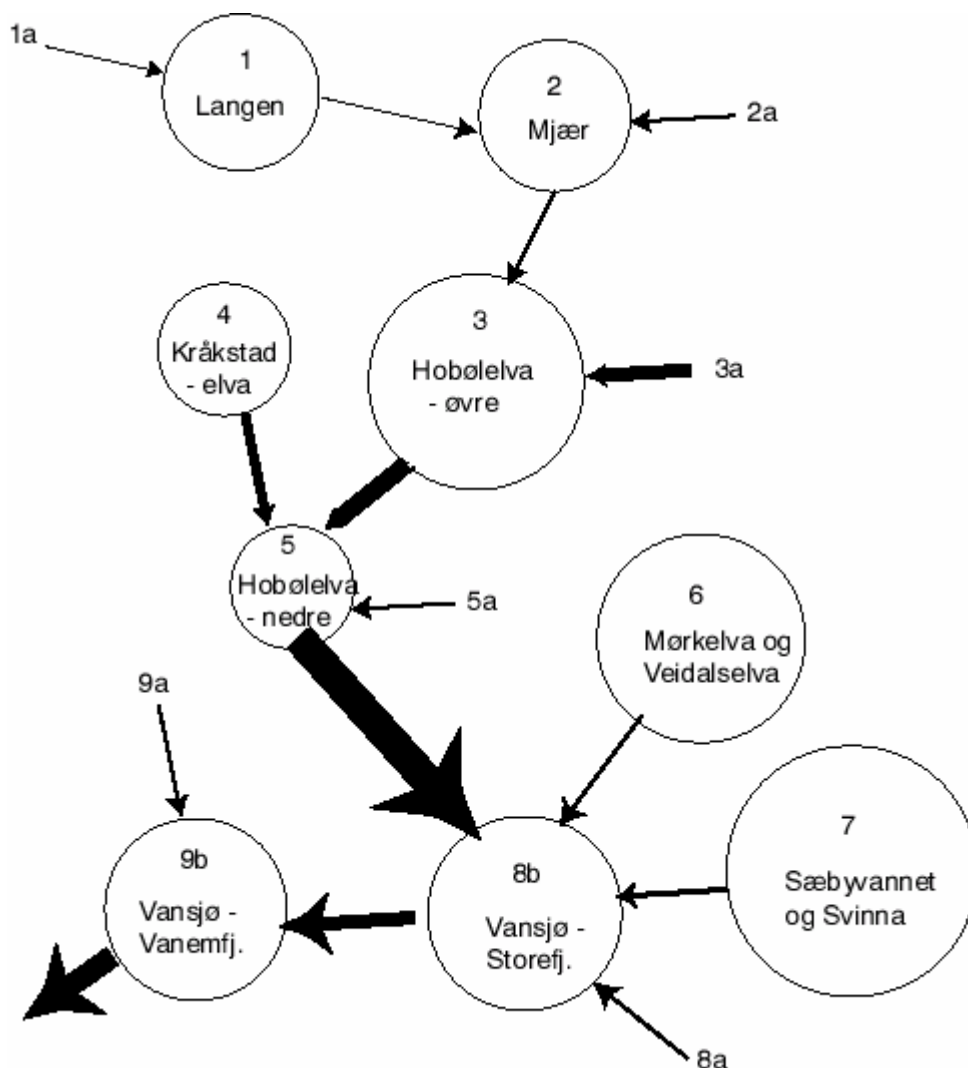
Figur 7. Fordeling av fosfortilførsler (Total-P) fra ulike kilder for Morsa totalt



Figur 8. Tilførsler av totalfosfor fra ulike delnedbørfelt fordelt på kilder.

Tilførslene av antatt biotilgjengelig fosfor (**Tabell 12**) er totalt ca. 5,5 tonn med de biotilgjengelighetsfaktorer som er lagt til grunn i avsnitt 2.4.2 (jordbruk: 25%, separate avløp: 70%,

kommunale avløp: 60%, bakgrunn: 11%). Dette tilsvarer 28% av de totale fosfortilførslene, mens målinger av antatt biotilgjengelig fosfor (totalt reaktivt fosfat) antyder at dette utgjør ca. 50% av totalfosfor i dette vassdraget. Dette kan enten tyde på at totalt reaktivt fosfat overestimerer den faktisk biotilgjengelige fraksjonen, eller at biotilgjengelighetsfaktorene for de ulike kildene er for lave, slik at dette regnskapet underestimerer det faktisk biotilgjengelige fosforet. Som nevnt i metodedelene velger vi å legge mest vekt på totalfosfor i denne tiltaksanalysen, da adsorptivt partikulært og organisk bundet fosfor over tid kan omdannes til biotilgjengelig fosfor gjennom kjemiske, biologiske og fysiske prosesser i vassdraget. Stor vindindusert resuspensjon av partikulært materiale i Vansjø, utveksling av fosfor mellom bunnsstrat og vann i innsjøer/elver/ bekker, samt flomindusert resuspensjon i vannveiene, bidrar til at fosforets opprinnelige biotilgjengelighet vil endre seg til stadighet.



Figur 9. Akkumulerte tilførsler av totalfosfor fra de enkelte delnedbørfeltene. Pilenes tykkelse er proporsjonal med fosfortransporten fra ett delfelt til det neste. Sirklenes størrelse er proporsjonal med delfeltets areal.

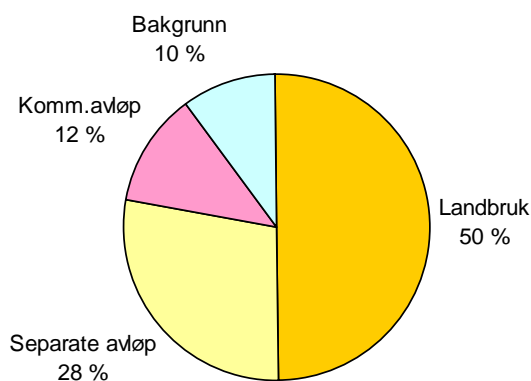
Den relative fordelingen av tilførsler av umiddelbart biotilgjengelig fosfor mellom ulike kilder for Morsa totalt og de enkelte delnedbørfeltene er vist i (**Figur 10, Tabell 12** og Figur 11). Jordbruket utgjør 50% av biotilgjengelig fosfor dersom de ovenfornevnte biotilgjengelighetsfaktorer legges til grunn. Dette er en nesten like stor andel som for totalfosfor (57%), noe som er overraskende sett i lys

av den relativt lave biotilgjengeligheten av jordbruksfosforet sammenlignet med kloakkfosfor. Årsaken er at biotilgjengeligheten av bakgrunnsfosforet er svært lav, mens kloakkfosforet er mer biotilgjengelig. Disse endringene oppveier hverandre og gir jordbruksbidraget omtrent samme andel som for totalfosfor. Dersom vi ser bare på de antropogene tilførslene av umiddelbart biotilgjengelig fosfor minker jordbrukets andel til 55%, mens den var 76% av totalfosfor. Bidragene fra separate avløpsanlegg øker til 28%, som er nesten en tredobling i forhold til andelen på 11% av totalfosfortilførslene. Dette illustrerer behovet for at det også må satses på tiltak mot utslipp fra spredt bebyggelse, noe som også vil ha en meget positiv tilleggseffekt ved at tarmbakterieinnholdet i vassdraget vil avta kraftig og gjøre det bedre egnet til mange brukerinteresser. Bidragene fra kommunale anlegg øker til 12%, som er en dobling i forhold til andelen på 6% av totalfosfortilførslene. Bakgrunnstilførslene bidrar med 10% av tilførslene av biotilgjengelig fosfor, mens de utgjorde 26% av totalfosfortilførslene.

Tabell 12. Tilførsler av umiddelbart biotilgjengelig fosfor fra ulike kilder

| Delnedbørfelt | Jordbruk | Separate avløpsanl | Komm.anl | Bakgrunn | Sum |
|-------------------------------|----------|--------------------|----------|----------|------|
| Langen | 27 | 224 | 2 | 52 | 305 |
| Våg og Mjær | 106 | 172 | 166 | 47 | 491 |
| Hobølelva-øvre | 941 | 412 | 95 | 78 | 1525 |
| Kråkstadelva | 706 | 170 | 29 | 51 | 956 |
| Hobølelva-nedre | 293 | 138 | 20 | 38 | 489 |
| Mørkeelva-Veid. | 176 | 75 | 4 | 59 | 313 |
| Sæbyvann-Svinna | 291 | 174 | 32 | 75 | 572 |
| lokale tilf. til Storefjorden | 101 | 72 | 2 | 81 | 255 |
| totale tilf. til Storefjorden | 2640 | 1437 | 349 | 481 | 4906 |
| lokale tilf. til Vanemfjorden | 139 | 120 | 190 | 73 | 522 |
| Mosseelva | 6 | 12 | 150 | 8 | 175 |
| totalt | 2785 | 1569 | 688 | 562 | 5603 |
| relativt bidrag | 0,50 | 0,28 | 0,12 | 0,10 | 1,00 |

Som for totalfosfor er det også for biotilgjengelig fosfor størst bidrag fra øvre del av Hobølelva og Kråkstadelva Figur 11.

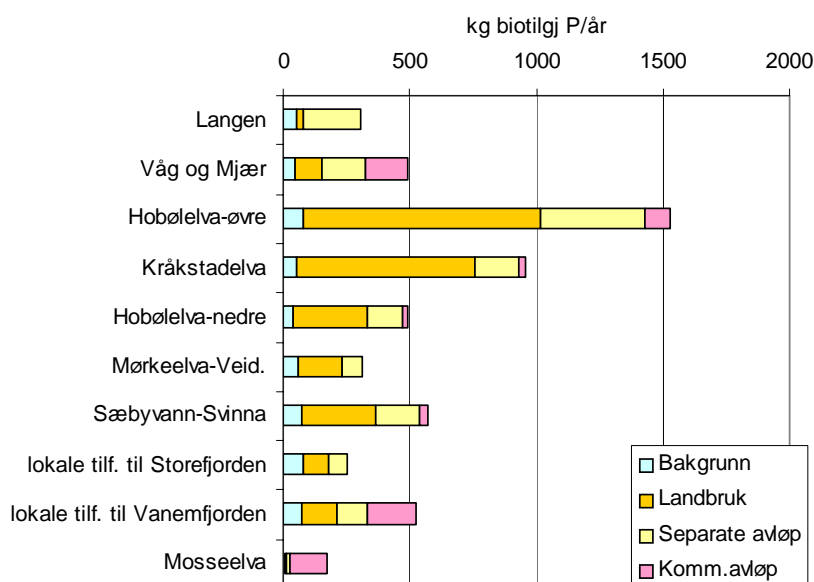


Figur 10. Fordeling av umiddelbart biotilgjengelig fosfor mellom ulike kilder

Når det gjelder andre forurensningskilder er Solgård deponi ved Moss er eneste aktive fyllplass i nedbørfeltet. Her samles sigevannet opp og ledes ut av nedbørfeltet. Det er flere enkelte mindre, eldre deponier i nedbørfeltet, men disse inneholder hovedsakelig grovavfall. Det er antatt, og delvis dokumentert, at det er svært liten stofftilførsel fra avfallsdeponier til vassdraget. Det er ikke kjent at det er miljøfarlig spesialavfall i noen av fyllingene i nedbørfeltet. På grunnlag av undersøkelser av sigevann fra en rekke norske kommunale deponier, vil vi anta at det eventuelt er organisk stoff og i noen grad nitrogen som vil lekke fra fyllingene og i liten grad fosfor.

Utslipp fra Rygge lufthavn er beregnet til 5300 kg TOC/år (Trandem 2000).

Som nevnt tidligere vil det være betydelig usikkerhet knyttet til et slikt forurensningsregnskap. Et viktig moment i denne sammenheng er også den naturlige erosjonen i selve hovedvassdraget, først og fremst i Hobøelva. Denne erosjonen vil ofte skje i form av utrasing av jord i skråningene til vassdraget, og dels som erosjon i selve strømningsprofilen i elva. Dette er noe som er svært vanskelig å tallfeste, noe som også må tas hensyn til som en viktig usikkerhetsfaktor i tilførselstallene for fosfor.



Figur 11. Tilførsler av umiddelbart biotilgjengelig fosfor fra ulike delnedbørfelt fordelt på kilder

3.6 Miljøsmål

3.6.1 Miljøsmål for vassdraget som helhet

Når man skal sette miljøsmål for et vassdrag må man ta hensyn til både brukerinteresser og vassdragets naturtilstand, samt til avstanden mellom dagens tilstand og naturtilstanden. Det er viktig å estimere omfanget av menneskelig påvirkning på vassdraget, slik at man unngår å sette urealistiske miljøsmål, f.eks. at vannkvaliteten skal være godt egnet til drikkevann og bading i hele vassdraget. Særlig for vassdrag i leiområder vil et slikt mål være uoppnåelig, fordi naturtilstanden i seg selv gir en vannkvalitet som ikke er god nok til å tilfredsstille et slikt krav.

På denne bakgrunn er følgende miljømål foreslått for Morsa-vassdraget:

1. Vassdraget skal være egnet til bading, fritidsfiske og jordvanning (med unntak av enkelte sidevassdrag, som kun skal være egnet til fiske og jordvanning)

2. Vansjø-Storefjorden skal også være egnet til drikkevann (etter fullrensing)

Det siste miljømålet er overordnet, da Storefjorden brukes som råvannskilde for 60.000 mennesker.

I tillegg til de lokale/regionale miljømålene for vassdraget er Norge også forpliktet til å arbeide mot oppfyllelse av flere internasjonale miljømål. Ett av disse er knyttet til EUs nye Rammedirektiv for Vann (EU 2000) og er følgende:

Alle vassdraget skal ha god økologisk og kjemisk status innen 2015, dvs. kun små avvik fra naturtilstand tillates etter dette tidspunkt.

Økologisk status skal bestemmes ut fra biologiske kriterier som omfatter de fleste organismegrupper: planteplankton, vannvegetasjon, begroingsalger, bunndyr og fisk.

Et annet internasjonalt miljømål er nedfelt i EUs nitratdirektiv, samt i OSPAR-konvensjonen og i Nordsjøplanen. Dette miljømålet omhandler nitrogenutslipp, og kan formuleres slik:

Vassdraget skal tilfredsstille myndighetenes krav til redusert nitrogenbelastning til Nordsjøen (50% reduksjon) innen 2005.

Norske myndigheter har bestemt at den norske innsatsen skal fokuseres på Glommavassdraget, da dette vassdraget er det største i Norge, og er det som med størst sannsynlighet kan påvirke tilførslene til Nordsjøen. Tilførslene fra andre norske vassdrag vil stort sett påvirke lokalt norsk kystvann og ikke ha påviselig effekt på Nordsjøen som sådan, da disse munner ut i kyststrømmen som følger norskekysten vestover og nordover.

Dette siste internasjonale miljømålet kan indirekte være av betydning for hvilke tiltak som skal iverksettes i Morsa-vassdraget. Eksempelvis kan det bli mindre aktuelt å overføre kloakk fra Morsa til Glomma.

De lokale/regionale miljømålene for Morsa er forsøkt konkretisert i **Tabell 13**.

Tabell 13. Konkretisering av forslag til miljømål for Morsa-vassdraget. Generelle mål for elver og innsjøer i vassdraget. Se tekst for nærmere spesifikasjoner.

| Virkningstype | Parameter | Innsjøer | Elver |
|----------------|-----------------------|--------------------------|---------------|
| Næringssalter | Total fosfor, µg/l | < 20 (< 11 i Storefj.) | < 50 |
| | Total nitrogen, µg/l | < 600 (< 400 i Storefj.) | < 1200 |
| | andel problemalger, % | < 30% | < 30% |
| | siktedyp, m | > 2 (> 4 i Storefj.) | ikke relevant |
| Organisk stoff | Oksygen (bunnvann), % | > 15% (> 30% i Storefj.) | ikke relevant |
| Tarmbakterier | TKB, antall /100 ml | < 5 | < 50 |

Miljømålene i **Tabell 13** innebærer at:

Alle innsjøer skal være i tilstandsklasse I-III med hensyn på næringssalter og partikler og i klasse I for tarmbakterier. Det settes strengere krav til tarmbakterier enn til næringssalter og partikler, da vassdraget har lite tarmbakterier i naturtilstanden, men vil alltid ha noe næringssalter og partikler ut fra sin beliggenhet i leirområder. For Storefjorden stilles strengere krav til næringssalter enn i de andre innsjøene, da denne brukes til drikkevann, og dessuten må forventes å ha noe bedre naturtilstand enn vassdraget for øvrig ut fra sin størrelse og dybde.

Ingen innsjøer skal ha dominans av problemalger i perioden juli-september, dvs. maks 30% av algebiomassen skal være blågrønnalger eller andre problemalger på denne tiden av året. Sensommer og tidlig høst er erfaringsmessig den tiden på året da innsjøene i vassdraget har størst dominans av problemalger. Med problemalger menes både blågrønnalger som kan være giftproduserende (f.eks. *Anabaena*-arter, *Planktothrix*-arter, tidl. *Oscillatoria*, og *Microcystis*-arter) og *Gonyostomum semen*, som gir utslett og kløe ved bading.

Siktedypet i innsjøene skal være > 2 m (trivselskrav for bading), og > 4m i Storefjorden. Dette er i tråd med etablerte sammenhenger mellom fosfor, algemengde og siktedyp, og mellom siktedyp og partikler.

Ingen innsjøer skal ha oksygenvinn i dypvannet sommer eller vinter (dypvannet skal ha >15% O₂-metning, > 30% for Storefjorden). Dette kravet er satt både ut fra hensyn til fritidsfiske, men først og fremst ut fra behovet for å unngå intern gjødsling av fosfor fra sedimentene. Slik intern gjødsling skjer ved anaerobe forhold i bunnvannet. For fritidsfiske er det først og fremst hensynet til laksefisk (f.eks. ørret) som betinger kravet til oksygeninnhold i bunnvannet. Andre fiskeslag, som det er mer av i Vansjø, klarer seg fortsatt rimelig bra ved noe lavere oksygenmengder.

For elvene betyr de foreslåtte miljømålene at både hovedelva og de største sideelvene skal være maksimalt i tilstandsklasse IV eller lavere med hensyn på næringssalter, organisk stoff og partikler og i klasse I-II for tarmbakterier. Hvorvidt dette miljømålet også skal gjelde for alle mindre sidebekker er opp til de enkelte kommuner å vurdere. Idag er de fleste elvene og bekkene langt opp i klasse V for næringssalter og mange lokaliteter har høye konsentrasjoner av tarmbakterier.

Miljømålet om problemalger i elvene gjelder fastsittende alger. Det er særlig enkelte typer trådformete blågrønnalger som anses som problemalger i slike lokaliteter, da disse vokser over og kveler all annen begroing. Det bør videre være et mål at ingen elver/bekker skal ha tydelig heterotrof begroing (lammehaler, sopp). For enkelte av bekkene er vannkvaliteten så dårlig at ingenting kan vokse der. For slike lokaliteter bør det være et mål å få tilbake begroingsalger i moderate mengder, særlig av hensyn til det biologiske mangfoldet i bekkene. Slik begroing er grunnlaget for bunndyrproduksjon som igjen er grunnlag for produksjon av fiskeyngel.

Det har vært drøftet med kommunene om det skal være et miljømål at alle elver/bekker skal ha permanent kantvegetasjon (busker/trær/gras, urter). Idag mangler kantvegetasjon i store deler av vassdraget. Kantvegetasjon langs vassdrag er viktig både for å fange opp næringssalter, hindre erosjon, gi bedre grunnlag for biologisk mangfold i vassdraget og bidra til et variert og estetisk bedre landskapsbilde. Da dette mer må anses som et tiltak og ikke som et mål velger vi å vurdere dette nærmere under selve tiltaksanalysen.

I tillegg til de fysiske/kjemiske miljømålene bør det også være et mål å sikre krepsbestanden og den lokale ørretstammen i Hobølelva.

3.6.2 Miljøsmål for delnedbørfeltene

Hovedmålet om å bevare Vansjø- Storefjorden som drikkevannskilde må være hovedfokus for kommunene ved gjennomføring av lokale tiltak. Ut fra lokale brukerinteresser i resten av vassdraget kan det likevel være viktig å sette miljøsmål for delnedbørfeltene, så lenge disse ikke er i konflikt med miljømålet for Vansjø-Storefjorden. Det avgjørende må være at summen av tiltak som gjøres for å nå miljømålene i delnedbørfeltene er tilstrekkelige til å nå miljømålet for Storefjorden. Dette vil bli nærmere vurdert under avsnittet om avlastningsbehov og tiltak lenger bak i rapporten.

De konkretiserte miljømålene for vassdraget som helhet er forsøkt spesifisert for totalfosfor for de enkelte delnedbørfeltene i **Tabell 14**. Vi foreslår to ambisjonsnivå med miljøsmål. Disse to nivåene kan være alternative miljøsmål, men det kan også tolkes som en tidsakse, slik at nivå 1 er et midlertidig mål, og at nivå 2 er det langsiktige målet som må nås for å oppfylle miljømålene for vassdraget som helhet. Her er det også antydning av en foreløpig tidsramme når målene skal være nådd: Ambisjonsnivå 1 foreslås nådd i løpet av perioden 2005-2010, mens ambisjonsnivå 2 foreslås nådd innen perioden 2010-2015. Tidsrammen tar hensyn til at mange av kommunene har et stort planleggingsarbeid å gjøre før tiltakene kan gjennomføres, at selve gjennomføringen er tidkrevende, at det er stor avstand mellom dagens tilstand og miljømålet i mange av delnedbørfeltene, og at det tar tid fra tiltakene er gjennomført til en ser effekten i vassdraget. Her kan nevnes at det tok 10 år fra fosfortilførselen til Gjersjøen ble drastisk redusert før blågrønnalgenes dominans i innsjøen forsvant (Faafeng 1982). Det vil derfor etter vårt skjønn være urealistisk å ha en kortere tidsramme. Den foreslåtte tidsramme er også i tråd med kravet i EUs Vannrammedirektiv, som krever at god økologisk status skal være nådd innen 2015.

Da det er viktig å unngå ytterligere forverring av vannkvaliteten i Vansjø bør alle kommunene likevel gjøre hva de kan for å framskynde planleggingsprosessen, slik at hoveddelen av tiltakene kan settes i verk de nærmeste 2-3 årene, inkludert integrering av miljøplaner og tiltak i jordbruket.

Forslagene til miljøsmål for delnedbørfeltene i **Tabell 14** er basert på estimatene av deres respektive naturtilstand og dagens tilstand (se **Tabell 9** og Vedlegg B.), samt faglig skjønn og justeringer etter beregning av kildebasert forurensningsregnskap og avlastningsbehov. Miljømålene for de enkelte delnedbørfelt er vist grafisk i Vedlegg G.

Vi ser av **Tabell 14** at tilstanden fortsatt er meget dårlig for flere delnedbørfelt (klasse V: rød farge) ved miljøsmål 1, men at tilstanden bedres for de fleste feltene ved miljøsmål 2. Vedlegg G. illustrerer nedgangen i totalfosfor for mange delnedbørfelt, selv om de ikke endrer tilstandsklasse. Klassifikasjonssystemet er dessverre ikke egnet til å illustrere en nedgang i totalfosfor fra f.eks. > 100 til nærmere 50 µg/l, da systemet slår sammen alt over 50µg tot-P/l til én og samme klasse. Også klasse IV: fiolett farge spenner over et vidt konsentrasjonsintervall og viser dermed tilsynelatende ingen forbedring i tilstand selv om fosforkonsentrasjonen kan ha avtatt fra f.eks. 44 til 22, noe som er en halvering. Det er derfor viktig å se på tallene i **Tabell 14**, og ikke bare på fargene, samt studere detaljene i Vedlegg G. For delfelt nr. 3 Hobølelva – øvre, kan det være fornuftig å ha strengere miljøsmål for vassdraget fra Mjær til Tomter enn for strekningen fra Tomter til Kråkstadelva, da vassdraget i dette området skifter karakter fra å være en humøs elv (som minner om svak svart kaffe i fargen) oppstrøms Tomter til å bli en kraftig erosjonspåvirket elv (som minner om "café au lait") når vassdraget renner ned i de marine leiområdene. Den øvre delen av dette delfeltet har også en stedegen ørretstamme (Hauger pers. medd), som fortjener å bli tatt vare på. For denne øvre delen bør miljøsmål 1 derfor være ca. 30 µg tot-P/l, og miljøsmål 2 ca. 20 µg tot-P/l.

Dersom miljømålene nås vil dette medføre en endring av egnet i forhold til brukerinteressene sammenlignet med dagens egnet for de samme brukerinteressene. Vedlegg H. viser forbedringen i egnet for de viktigste brukerinteressene i vassdraget. Vansjø - Storefjorden forbedres fra å være

ikke egnet til drikkevann og bading og mindre egnet til fritidsfiske og jordvanning idag til å bli mindre egnet til drikkevann og bading og egnet til fritidsfiske og jordvanning ved miljømål 1. Dersom man når miljømål 2 vil Vansjø-Storefjorden være egnet til drikkevann og bading og godt egnet til fritidsfiske og jordvanning. For Vansjø-Vanemfjorden vil det ikke bli noen forbedring i egnethet ved miljømål 1. Denne delen av Vansjø vil fortsatt være uegnet til drikkevann og bading og mindre egnet til fritidsfiske og jordvanning ved det minst ambisiøse miljømålet. Ved miljømål 2 vil Vanemfjordens egnethet bedre seg fra ikke egnet til mindre egnet for drikkevann og bading, og fra mindre egnet til egnet til fritidsfiske og jordvanning.

Tabell 14. Forslag til miljømål for total-fosfor for alle delnedbørfeltene. Fargene angir tilstandsklasse i henhold til SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet (grønn= klasse 2, gul= klasse 3, orange = klasse IV, rød-rosa = klasse V). Dagens tilstand er her beregnet ut fra det kildebaserte forurensningsregnskapet og ikke ut fra vannkvalitetsmålingene.

| Delnedbørfelt navn | Dagens tilstand 1997-2000 | Miljømål 1 2005-2010 | Miljømål 2 2010-2015 | estimert naturtilstand |
|--|------------------------------|-------------------------|-------------------------|---------------------------|
| Tilførsler til Langen | 31 | 25 | 20 | 16 |
| Langen | 11 | 10 | 9 | 8 |
| Lokale tilførsler til Mjær | 40 | 30 | 20 | 15 |
| Mjær | 23 | 19 | 14 | 8 |
| Lokale tilførsler til Hobølva - øvre | 130 | 70 | 45 | 18 |
| Hobølva-øvre, fra Mjær-Kråkstadelva | 67 | 40 | 25 | 18 |
| Kråkstadelva | 145 | 70 | 45 | 19 |
| Lokale tilførsler til Hobølva - nedre | 82 | 60 | 40 | 16 |
| Hobølva - nedre, fra Kråkstadelva til Vansjø | 83 | 60 | 40 | 16 |
| Veidalselva, Våler | 75 | 50 | 35 | 15 |
| Mørkelva, Våler | 40 | 30 | 20 | 15 |
| Svinna | 49 | 35 | 25 | 16 |
| Sæbyvannet | 45 | 35 | 19 | 12 |
| Vansjø – Storefjorden-tilløpsbekker | 45 | 35 | 25 | 22 |
| Vansjø – Storefjorden | 22 | 15 | 11 | 8 |
| Vansjø – Vanemfjorden-tilløpsbekker | 60 | 45 | 35 | 22 |
| Vansjø– Vanemfjorden | 32 | 23 | 19 | 8 |
| lokale tilførsler til Mosseelva | 30 | 25 | 19 | 15 |

3.6.3 Fastsetting av miljømål og avlastningsbehov ved bruk av innsjømodeller.

Den modellen som er brukt for å finne akseptabelt trofinivå for Vansjø og de andre innsjøene i vassdraget er modellen til Berge 1987, som er angitt i Bratli et al. 1995 (SFT-veileder 95:01). Modellen er enkel og basert på empirisk sammenheng mellom fosforkonsentrasjon og middeldyp i innsjøer, og på sammenheng mellom fosforkonsentrasjon og algemengde og forekomst av problemalger. I henhold til denne modellen kan den akseptable fosforkonsentrasjon, $[P_a]$, beregnes ut fra middeldypet, z , etter følgende formel:

$$[P_a] = - 8,68 \cdot \ln z + 30,13$$

For Storefjorden som har middeldyp på 9,2 m blir den akseptable fosforkonsentrasjonen 11 $\mu\text{g Tot-P/l}$, mens dagens tilstand er ca. 22 $\mu\text{g Tot-P/l}$. Dette betyr at fosforkonsentrasjonen i Storefjorden må halveres i forhold til dagens nivå **Tabell 15**.

For Vanemfjorden som har et middeldyp på 3,7 m blir den akseptable fosforkonsentrasjonen 19 µg Tot-P/l, mens dagens tilstand er ca. 32 µg Tot-P/l. Dette betyr at fosforkonsentrasjonen må reduseres til 60% av dagens nivå.

For å estimere den akseptable fosfortilførselen ($P_{a\text{ inn}}$) til innsjøen har vi brukt en modell av Larsen & Mercier 1976 som tar hensyn til retensjonen av fosfor (R) i innsjøen:

$$P_{a\text{ inn}} = [P_a] \cdot Q / 1-R$$

Tabell 15. Resultater av modellberegning av avlastningsbehov for totalfosfor for innsjøene i Morsa

| Parameter | benevning | Vansjø-Storefjorden | Vansjø-Vanemfjorden | Sæbyvannet | Mjær | Langen |
|---|--------------------------|---------------------|---------------------|------------|------|--------|
| middeldyp, z | m | 9,2 | 3,7 | 7,8 | 6,5 | 6 |
| årlig avrenning, Q | mill. m ³ /år | 247 | 261 | 40,4 | 57,4 | 29 |
| retensjon, R (basert på målinger) | | 0,69 | -0,23 | 0,09 | 0,06 | 0,64 |
| akseptabel tot-P-konsentrasjon, [P _a] | µg/l | 11 | 19 | 12 | 14 | 11 |
| akseptabel tot-P-tilførsel, P _{a inn} | kg P/år | 8659 | 3984 | 913 | 848 | 903 |
| dagens tilførsel, P _{inn} | kg P/år | 17310 | 6751 | 2148 | 1695 | 904 |
| naturlig tilførsel, P _n | kg P/år | 3870 | 1947 | 681 | 596 | 475 |
| antropogen tilførsel | kg P/år | 13440 | 4804 | 1467 | 1099 | 429 |
| akseptabel antropogen tilførsel | kg P/år | 4789 | 2036 | 232 | 252 | 428 |
| avlastningsbehov | kg P/år | 8651 | 2767 | 1235 | 847 | 1 |
| % antropogen tilførsel som må fjernes | | 64 % | 58 % | 84 % | 77 % | 0 % |

Retensjonen i de to Vansjø-bassengene er estimert ut fra beregnede fosfor-tilførsler (se under forurensningstilførsler ovenfor), og fosfortransport ut av hvert av bassengene. Sistnevnte er beregnet ut fra årlig avrenning multiplisert med midlere fosforkonsentrasjon i hvert basseng. Med denne beregningsmetoden og bruk av estimatene for kildebaserte totale tilførsler, blir retensjonen i Storefjorden 0,69, dvs. ca. 70% av totale tilførslene holdes tilbake i Storefjorden. For Vanemfjorden blir retensjonen negativ: - 0,23, dvs. det renner mer fosfor ut av Vanemfjorden enn det som kommer inn fra Storefjorden og fra de lokale tilførselsbakkene. Beregningene er forbundet med en rekke usikkerhetsfaktorer, men indikerer likevel at det foregår en betydelig intern fosfortilførsel i Vanemfjorden, enten som følge av resuspensjon og/eller kjemisk betinget utlekking av fosfor fra sedimentene, evt. biologisk betinget transport av fosfor fra sedimenter til vann via karpefisk.

For Langen er retensjonen estimert til 64%, mens den for Sæbyvannet og Mjær er < 10%, noe som kan tyde på at disse to innsjøene har en intern gjødsling som er nesten like stor som sedimentasjonen av totalfosfor.

Modellen til Larsen og Mercier (1976) gir et estimat for den akseptable fosfortilførselen til Storefjorden på 8,6 tonn P/år, mens dagens tilførsel er estimert til 17,3 tonn P/år, hvorav ca. 13,4 tonn er bidraget fra menneskelig virksomhet (se under forurensningstilførsler ovenfor). Avlastningsbehovet blir dermed 17,3 - 8,6 = 8,7 tonn P/år. Dette tilsvarer drøyt 64% av de menneskeskapte fosfortilførslene.

For Vanemfjorden blir den akseptable fosfortilførselen beregnet med denne modellen 4 tonn P/år, mens dagens tilførsel er estimert til ca. 7 tonn P/år, hvorav ca. 5 tonn er antropogent tilført (se under forurensningstilførsler ovenfor). Avlastningsbehovet for Vanemfjorden blir dermed 7 - 4 = 3 tonn P/år, noe som utgjør 58% av de antropogene tilførslene.

Avlastningsbehovet for Langen er tilnærmet null, da innsjøen idag har en fosforkonsentrasjon som tilsvarer akseptabel fosforkonsentrasjon. Dersom man ønsker å ha en sikkerhetsmargin å gå på for å være tryggere på å unngå problemalger kan det likevel være fornuftig å prøve å nå de foreslåtte miljømålene for Langen. I så fall må Langen avlastes med hhv. 85 eller 170 kg P/år ved miljømål 1 og 2, noe som tilsvarer fjerning av hhv. 20 eller 40% av dagens antropogene tilførsler.

For Mjær er avlastningsbehovet på 847 kg totP/år, noe som tilsvarer at ca. 77 % av dagens antropogene P-tilførsler må fjernes. For Sæbyvannet gir modellene et estimat for avlastningsbehov på 1235 kg P/år, som utgjør 84% av dagens tilførsler. Det haster med å få avlastet disse innsjøene, for å unngå at innsjøenes interne gjødslingsprosesser tar overhånd.

Ved å sette inn miljømålene i **Tabell 14** for alle delnedbørfeltene kan tilsvarende beregninger gjøres for elvene i vassdraget. Avlastningsbehovet for de ulike delene av vassdraget er vist i **Tabell 16** for begge miljømålsettene. **Dette gir et totalt avlastningsbehov på 6,6 tonn totalfosfor ved miljømål 1 og 9,9 tonn ved miljømål 2.** Disse tallene må være grunnlaget for planlegging av tiltak både for vassdraget som helhet, og for de enkelte delnedbørfeltene.

Tabell 16. Avlastningsbehov for totalfosfor for alle elvestrekningene i Morsa for miljømål 1 og 2.

| Delnedbørfelt | nødvendig P-reduksjon, miljømål 1 kg P/år | andel P som må vekk for å nå miljømål 1 | nødvendig P-reduksjon, miljømål 2 kg P/år | andel P som må vekk for å nå miljømål 2 |
|---------------------------|---|---|---|---|
| Langen | 87 | 0,20 | 169 | 0,39 |
| Våg og Mjær | 525 | 0,55 | 808 | 0,85 |
| Hobølelva-øvre | 2403 | 0,53 | 3408 | 0,76 |
| Kråkstadelva | 1848 | 0,59 | 2466 | 0,79 |
| Hobølelva – nedre | 471 | 0,34 | 897 | 0,64 |
| Mørkeelva-Veidalselva | 88 | 0,11 | 268 | 0,33 |
| Sæbyvannet – Svinna | 627 | 0,43 | 748 | 0,51 |
| lokale tilf. Storefjorden | 336 | 0,43 | 672 | 0,86 |
| lokale tilf. Vanemfjorden | 327 | 0,31 | 635 | 0,61 |
| Mosseelva | 23 | 0,34 | 50 | 0,75 |
| TOTALT | 6648 | 0,44 | 9952 | 0,66 |

3.7 Tiltak

3.7.1 Jordbrukstiltak

Da jordbruket er den klart største bidragsyteren for fosfortilførsler til vassdraget er tiltak innen jordbruket av avgjørende betydning for å kunne nå miljømålene for vassdraget.

Det finnes ikke ett enkelttiltak som vil "løse" problemet med avrenning fra jordbruksarealene. Hovedutfordringen er å gjennomføre riktig tiltak på riktig sted, dvs en tilpasning av tiltak til stedsspesifikke forhold. Dette gjelder så vel områdevis som innen det enkelte gårdsbruk. En slik optimalisering vil også være viktig med tanke på kostnadseffektiviteten av tiltakene, dvs størst mulig reduksjon i P avrenningen for minst mulig kostnader. Dette krever stor grad av fleksibilitet i valg og tilpasning av tiltak. Siden jorderosjon er den dominerende tapsprosess for fosfor i Vansjø-Hobølvassdraget, vil tiltak som begrenser erosjonsomfanget og tiltak som bidrar til å sedimentere erodert materiale før det når bekkesystemene være viktigst.

Fordi potensiale for ulike tiltak i så stor grad avhenger av steds spesifikke forhold, dvs forholdene på den enkelte gård og jorde, vil det være begrenset hvor detaljert det lar seg gjøre å analysere/vurdere ulike tiltak i en slik utredning. Hovedsaken i denne utredningen blir derfor å beskrive og vurdere de ulike tiltakene som er aktuelle på et forholdsvis overordnet nivå, og så langt mulig antyde et sannsynlig effektspotensiale. Dette vil være en rettesnor for videre detaljplanlegging og gjennomføring av tiltak, der arbeidet med miljøplaner på enkeltbruk blir hovedutfordringen og nøkkelen til å oppnå optimale miljøeffekter.

Tiltakene vurderes først og fremst ut fra potensiale for å redusere tilførslene av sedimenter/partikler og fosfor til Vansjø. Nitrogen legges i mindre grad vekt på i denne sammenheng. Noen tiltak kan også ha andre effekter (f.eks i forhold til kulturlandskap, biologisk mangfold mm) som ikke vurderes eksplisitt i denne utredningen.

Tiltakene som vurderes er som følger;

Tiltak på selve jordbruksarealene

- redusert jordarbeiding eller overgang fra høst- til vårarbeiding
- høstkorn
- grasdekte vannveier
- andre overvannstiltak/hydratekniske tiltak
- fangvekster
- gjødslingspraksis
- sikring av særlig erosjonsutsatte arealer (f.o.f. flomutsatte arealer)

Tiltak i overgangen jordbruksareal/resipient

- fangdammer
- vegetasjonssoner/kantsoner mellom dyrket mark og bekkeløp

Tiltak i bekk/elvekant eller i bekk/elveløp

- erosjonssikring og stabilisering av bekk- og elveløp

Endret jordarbeiding

Endret jordarbeiding kan omfatte ulike alternativer i forhold til tidspunkt (f.eks tidlig eller sein høstarbeiding, eller vårarbeiding) grad av bearbeiding av jorda (f.eks pløying, harving en eller flere ganger, eller direktesåing) og ulike måter for halmhåndtering (fjerning eller nedmolding). Hvilke kombinasjoner som er best egnet avhenger av bl.a jordforholdene. I denne vurderingen vektlegges hovedalternativet høstpløying kontra ingen høstarbeiding (dvs vårpløying, kun vårharving eller direktesåing).

På særlig erosjonsutsatt jord vil overgang fra høst- til vårarbeiding gi stor reduksjon i jorderosjon og avrenning av fosfor, gjerne i størrelsesorden 50-80 %. Normalt sett vil også N avrenningen bli redusert, i størrelsesorden 10-30 % avhengig av jordart. Den relative effekten på så vel jorderosjon som på P avrenning har i ulike forsøk vist seg å avta med avtagende erosjonsrisiko, slik at på lite erosjonsutsatt jord kan tiltaket jamvel føre til økt P avrenning, da primært av mer løselige fraksjoner av P. Men på disse arealene vil P tapet i utgangspunktet være svært lavt, slik at totalvirkningene uansett vil være begrenset. Dette understreker likevel betydning av at tiltaket først og fremst gjennomføres på de mest erosjonsutsatte arealene, i alle fall så lenge N effekten er av underordnet betydning. Det er derfor viktig å lokalisere de mest erosjonsutsatte arealene og prioritere tiltaket på disse arealene. Erosjonsrisikokartene er et viktig verktøy for å lokalisere områdene med høy erosjonsrisiko, men en vil i tillegg være avhengig av vurderinger i felt for å sikre best mulig tilpasning.

Referansesituasjonen for effektberegningene er totalt areal det ble søkt tilskudd for i år 2000. Effektpotensialet forutsetter at utover dette gjennomføres tiltaket på alt areal i erosjonsklasse 3 og 4. Ytterligere effekter kan oppnås om tiltaket også gjennomføres på arealer med lavere erosjonsrisiko, men disse vil være betydelig mindre. Redusert jordarbeiding vil imidlertid normalt medføre økt bruk av plantevernmidler, og en konsentrasjon av tiltaket på de mest erosjonsutsatte arealene vil derfor samlet sett være gunstig. Som følge av de spesielle værforholdene høsten 2000 (med vedvarende regn fram til det ble frost), er det et betydelig større areal i stubb enn det som ble søkt tilskudd for. En har altså ikke lagt dette arealet til grunn for effektberegningene, da dette vurderes som et tilfeldig utslag av ugunstige værforhold.

Effektberegningen er gjennomført i to etapper. Først er reduksjon i jordtap beregnet ved "GIS i avrenning". Fordi disse beregningene er basert på USLE, kan en ikke uten videre "transformere" disse tallene til tilsvarende effekter på P (f.eks ved en standard koeffisient for P innholdet i jordpartikler). Vanligvis vil jordtapet relativt sett reduseres mer enn det totale P tapet, samtidig som tiltaket normalt sett har noe mindre effekt på jord- og P tap via grøftesystemene enn ved overflateavrenning (USLE/erosjonsberegningene håndterer kun sistnevnte tapsmekanisme). Basert på forsøksresultater ved NLH og modellberegninger utført i tilknytning til disse (Lundekvam) tas det utgangspunkt i en relativ reduksjon i P tap tilsvarende 75 % av beregnet reduksjonen i jordtap ved overflateavrenning. Ut fra disse forutsetningene, og med den gjennomføringsgrad som er lagt til grunn, oppnås en samlet effekt av tiltaket i hele vassdraget på rundt 3.300 kg P.

Høstkorn

Høstkorndyrkingen har et varierende omfang, også med varierende resultat på avling. Så fremt etableringen og overvintringen er tilfredstillende vil likevel høstkorn normalt gi større avling enn vårkorn, og således også kunne bidra til redusert N avrenning så sant andre faktorer er konstante (f.eks gjødselmengde). Erfaringene med dirkesåing av høstkorn eller såing etter lett harving er foreløpig noe blandede, muligens som følge av spirehemmende effekter av halmrester. Dyrkingsmessig vil det derfor jevnt over være sikrest å pløye arealer som tilsås med høstkorn. Dette tilsier at høstkorn fortrinnsvis bør dyrkes på arealer med moderat eller liten erosjonsrisiko. Effektene av høstkorn på erosjon og P tap er også variable. I enkelte tilfeller (godt tilslag og gunstige værforhold i perioden høst-vår) kan effektene være positive (dvs reduserte jord- og P tap), men det finnes også en rekke eksempler på det motsatte der en ser omfattende utvikling av erosjonsriller på arealene. I denne sammenheng har en derfor valgt å ikke forutsette noen P-effekt av høstkorn.

Grasdekte vannveier

Relativt små arealer på et jorde kan stå for det vesentligste av jorderosjonen, spesielt gjelder dette når topografien er slik at mye overflatevann konsentreres og renner av i forsenkninger og dråg. Det vil da kunne oppstå synlige erosjonsskader ("gully"), som år om annet kan nå et omfang som krever mer enn normal jordarbeidingsredskap for å utbedres. Omfanget av jordtap kan eksemplifiseres med en typisk situasjon som representerer en moderat "gully"; bredde og dybde på hhv 0,5 og 0,25 m, gradvis avtagende over en lengde på ca 200 m. Denne alene representerer et jordtap på 10 tonn, eller en "normal" jorderosjon fra et moderat erosjonsutsatt jorde på 100 dekar. Denne erosjonsformen er ikke inkludert i kartene over erosjonsrisiko. Betydningen av denne typen erosjon er vanligvis undervurdert og for lite påaktet av både bønder og rådgivere.

Store deler av Vansjø-Hobølvassdraget har en topografi og landskapsform der slik "gullyerosjon" vil være relativt vanlig, spesielt gjelder dette midtre og nordre deler av vassdraget (søndre del av Kråkstadelva og Hobølelva øvre). Tiltaket grasdekte vannveier, som innebærer tilsåing med gras i bunn av slike erosjonsutsatte dråg, vil være et svært effektivt tiltak, og bør derfor gis høy prioritet i arbeidet med miljøplaner på enkeltbruk. I mange tilfeller vil utelatt høstpløying også være tilstrekkelig til å gi god beskyttelse mot denne erosjonen. I og med at en ikke har detaljdata om topografi og forekomst av slike utsatte dråg, vil det ikke være mulig å beregne totalt effektpotensiale for tiltaket.

Mulige effekter kan imidlertid eksemplifiseres, ved å forutsette en viss frekvens av typesituasjoner som beskrevet ovenfor. En kan da f.eks ta utgangspunkt i en gully pr 500 dekar åkermark i midtre deler av nedbørfeltet (Kråkstadelva, Hobølelva øvre og nedre), og en noe lavere frekvens i øvrige deler av vassdraget (1 gully pr 1000 dekar). Dette gir en samlet erosjonsmengde på ca 1500 tonn jord, tilsvarende i størrelsesorden 1500 kg P. Normalt vil en betydelig andel av dette sedimentere før utløp i bekk, og hvis en tar som utgangspunkt at dette kan utgøre 50 % blir nettoeffekten av tiltaket 700-800 kg P. En del av arealene hvor slik erosjon forekommer vil ligge i stubb, slik at tilleggseffekten utover det som oppnås ved endret jordarbeiding bli ytterligere redusert i forhold til ovennevnte tall.

Andre tiltak for å begrense skader av overflatevann

Manglende avskjæringsgrøfter mot utmark eller kumløsninger som ikke fungerer tilfredstillende vil i enkelte tilfeller forårsake omfattende erosjon. Kummer er spesielt viktige på planerte arealer, og er ofte særlig problematisk på jord med høyt innhold av silt eller finsand. Det er forholdsvis begrenset med planerte arealer i Vansjø-Hobølvassdraget, og problemet forventes således ikke å være stort samlet sett for vassdraget. Derimot kan tilsig av overvann fra kringliggende utmark være et betydelig større problem. Tilsvarende som for erosjon i dråg og forsenkinger, er ofte betydningen av godt fungerende avskjæringsgrøfter undervurdert. I alle delnedbørfeltene, bortsett fra nærområdene til Vansjø, ligger dyrka mark i utkanten av nedbørfeltene slik til at den stedvis vil motta overvann fra utmarksarealer.

Utløp av samlegrøfter eller andre større avløpsledninger kan stedvis forårsake erosjon, og i noen tilfeller kan denne erosjonen bli så omfattende at den forårsaker utrasninger eller sammenbrudd i deler av rørsystemene. Det bør foretas inspeksjoner av disse utløpene, slik at nødvendige tiltak kan iverksettes der det er behov.

Et relativt omfattende registreringsarbeid vil være nødvendig for å fastslå hvor stort det faktiske problemet er med manglende eller dårlig fungerende avskjæringsgrøfter, og det er derfor ikke mulig innenfor rammen av dette prosjektet å anslå sannsynlig effektpotensiale. Dette bør imidlertid ikke få som resultat at problemstillingen nedprioriteres i forhold til andre mer "publisitetsspregede" tiltak, og det er derfor viktig at dette tiltaket blir en integrert del i arbeidet med miljøplaner for enkeltbruk i vassdraget.

Fangvekster

Fangvekster er et tiltak som først og fremst tar sikte på å redusere N avrenningen. Tiltaket vil normalt også redusere jorderosjonen, men bidrar ikke nødvendigvis til redusert P avrenning. Som følge av gunstige tilskuddsordninger har tiltaket fått et betydelig omfang på Østlandet. I Vansjø-Hobølvassdraget ble et betydelig kornareal tilsådd med fangvekster i år 2000. Videreføring av støtteordningen må antas å føre til ytterligere økning i arealet med fangvekster.

Tilskuddsordningen godtar ikke høstpløying av fangveksten. Mye planterester på jordoverflaten gjennom vinterperioden kan medføre utfrysing av både fosfor og nitrogen fra plantematerialet, som under gitte forhold kan vaskes ut med overflateavrenningen. Dette vil være fosfor med høy biotilgjengelighet, slik at den positive effekten i form av redusert jorderosjon lett kan eliminert.

Effekten av fangvekster vil være optimal om den kan høstes eller beites relativt sent på høsten. Da oppnås full effekt i forhold til nitrogenet, samtidig som en reduserer betydelig risikoen for tap av letttilgjengelig P ved utfrysing fra planterester på jordoverflaten. I mange tilfeller kan imidlertid dette være vanskelig å få til i praksis, fordi de aktuelle brukene verken av husdyr (ku eller sau) eller utstyr for grashøsting. Slik sett representerer tiltaket et dilemma i forhold til en situasjon der en først og fremst er opptatt av å redusere P avrenningen fra arealene.

Ut fra det ovennevnte bør en først og fremst legge til rette for høsting av fangveksten. Dette vil trolig bare unntaksvis være praktisk mulig. En alternativ løsning er da at fangvekster fortrinnsvis brukes på arealer med moderat erosjonsrisiko, og at disse pløyes senhøstes. For at dette skal fungere kreves dispensasjon fra gjeldende regler dersom tilskudd skal bli innvilget.

Gjødsling

En mest mulig balansert gjødsling representerer over tid et viktig tiltak, men på kort sikt vil det normalt være vanskelig å se noen effekter av endringer i gjødselmengde (så sant ikke utgangspunktet er vesentlig overdosering). Undersøkelser av næringsstoffbalanser JOVÅ felter med tilsvarende driftsform som i Morsa viser et P overskudd (dvs differens mellom hva som tilføres i gjødsel og hva som fjernes i form av avling) på ca 0,5 kg P/daa og år. Dersom en ytterligere tar hensyn til et P tap ved erosjon og avrenning i størrelsesorden 100-200 g/daa, blir det totale overskuddet i størrelsesorden 0,3-0,4 kg/daa. Over en periode på 30 år (en "generasjon") vil dette gi et akkumulert overskudd på 9-12 kg P/daa i gjennomsnitt. Den potensielle effekten av dette må vurderes på bakgrunn av mengden P som allerede er i jorda. Hvis en tar som utgangspunkt matjordsjiktet (0-25 cm) vil det totale P innholdet kunne være i størrelsesorden 200-300 kg/daa, mens det såkalt plantetilgjengelige (definert som P-AL ved vanlige jordanalyser) kan ligge i området 20-30 kg/daa. Vurdert i forhold til totalmengden P i jorda vil derfor et slikt overskudd utgjøre en ubetydelig økning (< 5 %), mens vurdert i forhold til plantetilgjengelig P er overskuddet betydelig. Bindingsmekanismene for P er imidlertid ganske komplekse i jord. Det er derfor lite sannsynlig at dette overskuddet vil gi en tilsvarende økning i jordas P-AL tall, og det er også langt fra sikkert at et økt P-AL tall nødvendigvis innebærer økt utvasking av P. Dette skyldes at vannets strømningsmønster gjennom jorda er av vel så stor betydning for utvasking som P tilstanden i matjorda. Dette gjelder spesielt på leirjord, som for øvrig er dominerende jordart i Morsa med unntak av ra-avsetning i sydenden av Vansjø. Et vedvarende overskudd vil imidlertid føre til en oppkonsentrering av P i matjordsjiktet. En langsiktig konsekvens av dette er at bio-tilgjengeligheten av P som tapes ved jorderosjon kan øke. Balansert gjødsling vil derfor først og fremst være et tiltak for å unngå økte tap og økt biotilgjengelighet av partikulært P i framtida.

Tabell 17 viser totale mengder P tilført i kunstgjødsel og husdyrgjødsel i de enkelte delnedbørfeltene. Totalt sett er mengden P som tilføres i kunstgjødsel og husdyrgjødsel moderate, med et gjennomsnitt for hele Morsa på i overkant av 2 kg/daa. For de enkelte delnedbørfeltene varierer P mengden fra ca 1,9-2,7 kg P/daa. Som gjennomsnittstall er dette innenfor normene. Det er likevel grunn til å påpeke at disse middeltallene kan skjule betydelige variasjoner mellom gårdsbruk og mellom skifter, og det er den skiftevis tilpasningen som er av betydning.

Tabell 17. Tilførte mengder P i husdyrgjødsel og kunstgjødsel i de ulike delnedbørfeltene. Basert på data fra stønadsregisteret og fra jordbrukstillingen i 1999.

| Delnedbørfelt | Kg P i hus-dyrgj. | Kg P i kunstgj. | Kg P totalt | P totalt kg/daa |
|-----------------------|-------------------|-----------------|---------------|-----------------|
| Langen | 1073 | 1464 | 2537 | 1,9 |
| Våg og Mjær | 4413 | 6359 | 10772 | 2,0 |
| Hobølelva | 8968 | 38510 | 47478 | 2,2 |
| Kråkstadelva | 5718 | 31516 | 37234 | 2,0 |
| Hobølelva – nedre | 10882 | 18262 | 29144 | 2,7 |
| Mørkeelva-Veidalselva | 4805 | 15327 | 20132 | 2,6 |
| Sæbyvannet – Svinna | 6629 | 20521 | 27150 | 2,3 |
| Storefjorden | 6692 | 9190 | 15882 | 2,7 |
| Vanemfjorden | 3973 | 14660 | 18633 | 2,0 |
| Mosseelva | 0 | 787 | 787 | 2,0 |
| <i>Totalt</i> | <i>53150</i> | <i>154200</i> | <i>207350</i> | <i>2,2</i> |

Plantetilgjengelig P basert på P-AL analyser benyttes for å karakterisere P tilstanden i jorda og behovet for gjødsel. **Tabell 18** viser resultater fra jordprøver tatt i perioden 1995-1999 fordelt kommunevis innenfor Morsa-regionen.

Tabell 18. Resultater fra jordanalyser av P-AL i perioden 1995-99 fordelt kommunevis innenfor Morsa-regionen. Basert på jorddatabanken ved Jordforsk.

| Kommune | P-AL tall, mg/100g jord | | | | Antall prøver |
|---------|-------------------------|--------------|--------------|--------------|---------------|
| | Median | 25 % kvantil | 75 % kvantil | 90 % kvantil | |
| Moss | 20 | 13 | 27 | 38 | 384 |
| Råde | 12 | 8 | 20 | 29 | 2784 |
| Rygge | 16 | 11 | 23 | 32 | 1663 |
| Våler | 8 | 6 | 10 | 14 | 1923 |
| Hobøl | 7 | 6 | 10 | 13 | 1307 |
| Ski | 8 | 6 | 12 | 18 | 1042 |
| Enebakk | 6 | 5 | 9 | 14 | 367 |

Med unntak for områdene sør for Vansjø viser jordanalysene at P tilstanden kan karakteriseres som middels-god, der normgjødsling normalt vil bli tilrådd. Data fra en undersøkelse utført i Kråkstadelvas nedbørfelt av Krogstad og Løvstad(2001) tyder imidlertid på at gjødselreduksjon på deler av arealene i nedbørfeltet kan være et aktuelt tiltak som kan gi god effekt på fosforavrenningen.

Områdene tilhørende Moss, Rygge og Råde skiller seg ut med høye verdier for P-AL, noe som trolig har sammenheng grønnaksdyrking på sandjord. 90 % kvantilen viser P-AL tall på 30 eller mer (dvs 10 % av jordprøvene har P-AL tall som overstiger denne verdien). På sandjordene i disse områdene må en anta at det kan skje en betydelig utvasking av lettløselig P, og det er grunn til å tro at det lar seg gjøre å redusere gjødslingen uten at dette går utover avlingsmengde eller kvalitet. På den andre siden er sandjorda relativt problematisk i forhold til P husdholdningen, fordi en er avhengig av vanning samtidig som bindingskapasiteten for P er begrenset sammenlignet med leirjord.

Korrelasjonsanalyser innenfor Morsa viser ingen sammenheng mellom P tilført i husdyrgjødsel og P tilstand i jorda. Samlet sett for hele Morsa er det likevel nær på balanse mellom tilført mengde P i gjødsel og opptatt mengde P i avling. Dersom en tar utgangspunkt i korn (bygg og hvete) som er dominerende vekster i nedbørfeltet, viser innrapporterte data til Statens kornforretning for siste 7 år en veid middelavling på ca 425 kg/daa for Morsas nedbørfelt. Forutsatt en gjennomsnittlig halmmengde på ca 300-350 kg/daa, og at halmen fjernes fra arealene, gir dette et totalt opptak av P på rundt 2 kg/daa (P innhold i korn og halm på hhv 0,4 og 0,1 %). Dette er likt med den totale, gjennomsnittlige mengde P tilført i husdyrgjødsel og kunstgjødsel.

Det generelle bildet for Morsa samlet sett er således at gjødslingen som et gjennomsnitt er godt tilpasset plantenes behov. Resultatene tyder likevel på at enkeltarealer ligger til dels svært høyt i plantetilgjengelig P, noe som må antas å være et resultat av langvarig overdosering. I tråd med konklusjonene for Kråkstadelvas nedbørfelt (Løvstad og Krogstad, 2001) vil gjødselmengdene på disse arealene kunne reduseres til vesentlig under norm. Hvor vidt dette er gjennomført allerede er ukjent, men dette skal i utgangspunktet fanges opp i den ordinære gjødselplanleggingen i regi av veiledningstjensten. Redusert gjødsling på disse arealene vil bidra til redusert avrenning av P på lang sikt. Redusert gjødsling vil generelt sett også bidra til at en unngår økt biotilgjengelighet av det P som tapes i framtida.

Sikring av spesielt flomutsatte arealer

Deler av arealene langs spesielt Hobølelva og nærområdene rundt Vansjø er flomutsatt. Fordi vassdraget er et lavlandsvassdrag vil tidlige vårflommer (snøsmelting) og høstflommer være dominerende (regnflo). Seine vårflommer slik det kan være vanlig i større vassdrag som Glomma må antas å være en sjeldenhet, og risikoen for oversvømmelser og skader like etter våronn er således liten. Spesielt der det er et visst fall på elvestrekningen, eller der en kan påregne turbulens i flomvannet som strømmer over arealene, kan det skje betydelige erosjon. På vannmetta jord/oversvømmede arealer kan det skje en betydelig denitrifikasjon (gassformige tap av N), og utvasking av næringsstoffer.

Sikringstiltak bør iverksettes på arealer som normalt eller år om annet oversvømmes. Arealene bør ikke tilføres husdyrgjødsel, og som et minimum bør arealene ligge i stubb gjennom vinteren. Risikoarealer på strekninger med større fall i elva (der flomvannet vil ha mer eroderende kraft på jordene), bør vurderes omlagt til permanent eng. Alle flomutsatte strekninger bør sikres med godt etablerte kantsoner for å hindre utrasinger av jord.

Det lar seg ikke gjøre å beregne noen potensiell effekt på erosjon og P tap av tiltaket.

Vegetasjonssoner

En vegetasjonssone mellom åker og bekk slik den er definert her har til hovedformål å holde tilbake sedimenter og næringsstoffer som renner av fra ovenliggende jordbruksarealer. Vegetasjonssoner kan også ha andre formål, bl.a. i forhold til kulturlandskap og biologisk mangfold samt å forhindre spredning av gjødsel o.a. direkte i vannløp. En vegetasjonssone kan dessuten ha rent erosjonsbeskyttende effekter, noe som drøftes under kapittel "Erosjonsbeskyttelse av bekkkanter og elveskrånninger".

Vegetasjonssoner anlagt som kantsoner mellom åker og bekk vil, når topografiske og hydrologiske forhold ligger til rette for det, være effektive tiltak for å begrense sediment og fosfortilførselen til bekkssystemene. Effektene er i stor grad betinget av at sediment og fosfortransporten domineres av overflateavrenning, noe som ikke nødvendigvis er tilfelle på flate arealer. I leirjord med godt utviklet sprekkessystem og makroporer kan gjerne opp mot 50 % av P transporten skje via grøftesystemene. Fordi slike vegetasjonssoner i all hovedsak kun har effekt på stoffer som transporteres med overflatevann, vil f.eks effekten på N avrenning være marginal da ofte så mye som 80-90 % av totaltapet skjer gjennom grøftesystemene. Andre typer vegetasjonssoner (mer som våtmarker), som fanger opp totalavrenningen fra arealene, vil være mer effektive for N og P som ikke transporteres med overflatevann. For øvrig bør etablering av vegetasjonssoner, grasdekte vannveier og fangdammer sees i sammenheng, for å få en best mulig tilpasning til de topografiske forholdene og tapsmekanismene for P i de aktuelle områdene.

Områder som først og fremst vil være egnet til slike vegetasjonssoner er der hvor jordbruksarealene har helling ned mot en bekk. Der bekkeløpene er omgitt av flate arealer vil slike vegetasjonssoner ha liten hensikt i forhold til å redusere tapet av jord og P fra tiliggende jordbruksarealer. Det er et gjennomgående trekk at bekkeløpene og elveløpene ligger relativt åpne med lite kantvegetasjon i store deler av vassdraget. På den andre siden er det også forholdsvis store deler av disse strekningene der arealene inntil bekken/elva består av flate jorder.

I utgangspunktet vil det være nær umulig å angi noen forventet effekt ved optimal gjennomføring av tiltaket, fordi en ikke vet i hvilket omfang og under hvilke forhold (dvs hvilke mengder jord og fosfor som tilføres sonen) tiltaket kan gjennomføres. Dette ville i tilfelle kreve systematisk befarings og kartlegging av egnede lokaliteter. Det er likevel grunn til å anta at det vil være en forholdsvis liten del av totalarealet i Morsas nedbørfelt som ligger slik til at det vil være mulig å fange opp overflateavrenningen i en vegetasjonssone slik at effektiv tilbakeholdelse av P kan oppnås.

Vurderinger gjort for øvre del av Hobøl-Langen vassdraget konkluderte med at 5,5 % av arealet ville kunne dreneres til en vegetasjonssone (Framstad og Stalleland 1997). For vassdraget som en helhet kan dette synes noe lavt, og som et beregningseksempel har en derfor valgt å ta utgangspunkt i at overflateavrenning fra 5-10 % (ca. 5000-10000 dekar) av jordbruksarealet kan fanges opp i en vegetasjonssone. Videre forutsettes en gjennomsnittlig hellingslengde på 150 m mot vegetasjonssonen, hvorav selve vegetasjonssonen med en bredde på 5-10 m. Dette gir en total strekning med vegetasjonssoner på ca 30 til 60 km, og et areal på ca 250-500 dekar.

Arealer der slike vegetasjonssoner er aktuelle antas å ha en høyere erosjonsrisiko enn gjennomsnittet for de aktuelle områdene. Det forutsettes et P tap som er 50 % større enn gjennomsnitt, videre at 75 % av P-tapet skjer ved overflateavrenning på disse arealene. Vegetasjonssonene reduserer dette tapet med 60 %. Dette gir et effektpotensiale på ca 400-800 kg P for Morsa samlet. Denne effekten er betinget av at det ikke er gjort tiltak på arealene inntil vegetasjonssonen. Dersom jordarbeidingstiltak er gjennomført på disse arealene vil effekten bli mindre (fordi P transporten inn til vegetasjonssonen er redusert), i størrelsesorden 100-200 kg P. For ordens skyld gjøres oppmerksom på at disse effektene kun er knyttet til tilbakeholdelse av jord og fosfor, eventuelle effekter som følge av at vegetasjonssonen begrenser gravingen i selve bekk/elvekanten er ikke inkludert.

Fangdammer

Fangdammer reduserer P tapet først og fremst ved sedimentasjon av jordpartikler eller organisk bundet P. De etableres vanligvis i tilknytning til en bekk, og har ofte et overflateareal som utgjør mindre enn 0,1 % av nedbørfeltet som drenerer til dammen. Dammene vil, i motsetning til en tradisjonell vegetasjonssone, fange opp både overflatevann og grøftvann, og bør fortrinnsvis anlegges på relativt flate områder. Målinger utført gjennom de siste 7-8 årene har vist en effekt varierende fra ca 20 til 40 % for P, størst effekt i områder med lignende forhold som Vansjø-Hobølvassdraget. Effekten på løste P fraksjoner har vært marginal.

De topografiske forholdene i Vansjø-Hobølvassdraget tilsier at det teknisk sett er mulig å etablere mange fangdammer i ulike deler av nedbørfeltet. Både Kråkstadelva og Hobølelva er karakterisert av en rekke små sidebekker, som dels er åpne og dels lukket. På noen strekninger ligger hovedelva i et dalsøkk eller ravine med hellende terreng inntil der fangdammer vil være vanskelig å etablere. I større avstand fra elva kan arealene være mer plattåpreget hvor det ligger bedre til rette for etablering av dammer. Forholdsvis store områder er imidlertid karakterisert av flate sletter inntil elva med brattere arealer i bakkant. Disse områdene er i utgangspunktet velegnet til etablering av fangdammer. De flate områdene lengst sør i vassdraget vil være velegnet for etablering av dammer. En detaljstudie for Våler kommune (Jordforsk rapport nr 62/00) konkluderte med 50 potensielle fangdamlokalteter i tilknytning til ulike småbekker i kommunen. I en studie for hele Østfold fylke (Jordforsk rapport nr 117/96) ble det konkludert med at avrenningen fra om lag 50-60 % av jordbruksarealet teknisk sett ville la seg gjøre å lede gjennom fangdammer.

For å kunne anslå hvilket effektpotensiale tiltaket har bør en i utgangspunktet vite hvor store arealer som kan gis avløp til en fangdam og hvor stor P transport det er fra disse arealene. Dette vil ikke være mulig uten relativt grundige feltstudier. Med utgangspunkt i studiene referert til ovenfor og befaringer for øvrig i området tas det utgangspunkt i følgende forutsetninger for å anslå et sannsynlig effektpotensiale; at det etableres fangdammer i tilknytning til 50 % av arealet i nedbørfeltet, at disse arealene har et P tap lik gjennomsnittet for de respektive delnedbørfeltene og at dammene har en spesifikk effekt på 30-40 %. Dette gir et totalt effektpotensiale på ca 1.800-2.400 kg P. Denne effekten er betinget av at andre tiltak ikke er gjennomført på arealene. Forutsatt at jordarbeidingstiltakene gjennomføres slik planlagt (erosjonsklasse 3 og 4), vil totaleffekten bli redusert (som følge av at P-tilførslene til dammene blir lavere) til rundt 1.300-1.700 kg P.

Erosjonssikring av bekkeskråning og elvekanter

Hobølelva med sine ulike sideelver og bekker ligger på mange strekninger i et ustabil leie, preget av meandering, graving i yttersvinger og utrasinger. Den naturlige erosjonen vil derfor være forholdsvis stor i deler av vassdraget, og tiltak som bidrar til å begrense denne vil derfor også bidra til reduserte P tap (selv om biotilgjengeligheten av dette fosforet vil være lav). En rekke tiltak kan være aktuelle for å sikre disse strekningene. Dette vil være tiltak som stort sett er i tråd med generelle tilrådinger ved kanaliseringarbeider og forbygningstiltak, og omfatter i første rekke;

- Slakkere kanal- eller bekkesider der disse er utsatt for utrasing, kombinert med andre tiltak som f.eks steinsetting, vegetasjonsdekke, mm
- Etablering av vegetasjonsdekke i elve- og bekkekanter, spesielt der det er fare for graving av overflatevann og flomvann
- Steinsetting/"plastring" av særlig utsatte strekninger, f.eks yttersvinger med stor graveaktivitet, ved utløp av mindre sidebækker og ved utløp av større samlegrøfter
- Avtrapping av fallet i bekkestrekninger med stort fall
- Utretting av særlig erosjonsutsatte meandere kombinert med andre sikringstiltak som steinsetting og avtrapping av fall dersom denne utrettingen medfører for stor vannhastighet
- Lukking av mindre bekkeløp med spesielt stor erosjon kombinert med erosjonssikring av terrengoverflaten (f-eks grasdekt vannvei).

Hvilken løsning som velges må avgjøres i hvert enkelt konkrete tilfelle utfra forholdene på stedet. Generelt bør en sikre at det er tilstrekkelige kantsoner mellom åpne vannløp og åkermark, bl.a for å hindre pløyd mark der flomvann kan strømme inn på jorde eller der overvann kan renne fra jorde. Godt etablerte kantsoner vil være særlig viktig i tilknytning til arealer som jevnlig oversvømmes, for å hindre utrasinger i jordekanter og bekkekanter.

Det er ikke mulig å kvantifisere effekter av disse tiltakene uten at en på forhånd har en detaljert oversikt over erosjonsomfanget. Dette bør imidlertid ikke få som konsekvens at viktigheten av tiltakene undervurderes.

Vassdraget er vernet, og en del av de tiltakene kan derfor være i konflikt med dette, f.eks steinsetting eller utretting av meandere. Det virker derfor rimelig først å legge vekt på de tiltakene som ikke vil være konfliktfylte, og begrense de andre tiltakene til de mest utsatte delene eller punktene i vassdraget. Det vil derfor være behov for et systematisk grunnlagsarbeid, der de aktuelle bekk- og elvestrekningene kartlegges og vurderes i forhold til sikringsbehov og valg av tiltak. Slik vil en også få identifisert områdene hvor de mer konfliktfylte tiltakene kan være nødvendige, og få gjort de nødvendige avveiningene mellom forurensning og vannkvalitet på den ene siden og verneverdi på den andre siden.

Samlet vurdering av tiltak i jordbruket

Tiltakene i jordbruket består av to hovedkategorier;

- tiltak som må gjennomføres og gjentas hvert år (jordarbeidingstiltak, gjødsling)
- "teknisk" orienterte tiltak som iverksettes en gang, men som krever jevnlig oppfølging og vedlikehold for å fungere optimalt

Tiltak i jordbruket skiller seg derfor vesentlig fra tiltak i mange andre sektorer (med unntak for tiltak mot utslipp fra punktkilder), fordi de i langt større grad er avhengig av hvor og hvordan de gjennomføres.

Som vist ovenfor er det en rekke tiltak som er aktuelle, men som ikke lar seg tallfeste i form av konkrete effekter i en slik utredning. Som nevnt tidligere må ikke dette få som konsekvens at tiltakenes betydning eller viktighet undervurderes. I utgangspunktet er det kun fire tiltak som det er anslått effekter for;

- endret jordarbeiding (dvs åkerarealer i stubb gjennom vinteren)
- grasdekte vannveier
- vegetasjonssoner (for rensing av tilstrømmende overflatevann)
- fangdammer

Alle tiltakseffekter er beregnet ut fra at tiltaket gjennomføres som enkelttiltak. Når ett eller flere tiltak gjennomføres samtidig vil det være samspilleffekter som bidrar til at nettoeffekten er lavere enn om en summerer tiltakene enkeltvis. F.eks vil nettoeffekten (i antall kg P) av en fangdam være lavere om alt erosjonsutsatt areal i tilrenningsområdet ligger i stubb enn om det samme arealet er pløyd. Slik sett viser anslagene at dersom disse fire tiltakene gjennomføres i henhold til forutsetningene i beregningene kan det oppnås en samlet reduksjon i P tap fra jordbruksarealene på rundt 5.000 kg P. Dette vil i så fall tilsvare rundt 40-45 % reduksjon i dagens P tap fra jordbruksarealene, eller rundt 25 % reduksjon i den totale P tilførselen til vassdraget.

I tillegg til dette må det som nevnt påregnes effekter av andre aktuelle tiltak som overgang til økologisk jordbruk, beskyttelse av bekk/elvekanter, avskjæringsgrøfter, sikring av flomutsatte arealer mm. Disse tiltakene er ikke mulig å kvantifisere uten detaljerte feltregistreringer.

For å gjenopprette vassdragets selvrensningsevne bør tiltak som gjenåpning av bekkelukkinger, og gjenskapning av naturlig meandering i kanaliserte elvestrekninger vurderes.

Som nevnt innledningsvis er det viktig å legge opp til fleksible og lokaltilpassede tiltak. Utarbeidelsen av miljøplaner for enkeltbruk blir den naturlige redskapen for iverksettelse av dette.

Generelle anbefalinger

- Alle arealer som er klassifisert i erosjonsklasse 3 og 4 legges i stubb gjennom vinteren. Dette bør også gjelde andre arealer som åpenbart er erosjonsutsatte men som ikke blir klassifisert slik i erosjonsrisikokartene (f.eks nedre del av et langt, slakt hellende jorde).
- Høstkorn som ikke er direktesådd bør fortrinnsvis dyrkes på arealer med liten eller moderat erosjonsrisiko.
- Arealer med moderat eller liten erosjonsrisiko, og som heller ikke er flomutsatt, kan jordarbeides også om høsten.
- Alle arealer som normalt eller år om annet oversvømmes, legges som minimum i stubb gjennom vinteren. Risikoarealer på strekninger med større fall i elva (der flomvannet vil ha mer eroderende kraft på jordene), bør vurderes anlagt som permanent eng.
- Avskjæringsgrøfter må etableres/vedlikeholdes der det er fare for tilsig av overflatevann fra tilliggende skog og utmark.
- Naturlige dråg i terrenget der overflatevann konsentreres bør som minimum ligge i stubb gjennom vinteren uavhengig av om arealet rundt er klassifisert i risikoklasse 3 eller 4. Hovedregelen bør være at slike dråg tilsås med gras, spesielt der drågene samler mye overflatevann.
- Utløp av samlegrøfter eller avløpsledninger bør inspiseres, og sikringstiltak iverksettes der det er ustabile forhold og fare for erosjon eller utglidninger.
- Der overflatevann ikke lar seg samle i "grasdekte" vannveier, men renner direkte fra jordekant til bekk etableres vegetasjonssoner. Bredden på vegetasjonssonen kan varieres fra ca 5-10 m, avhengig av fallet på terrenget og lengden eller størrelsen på arealet med overflateavrenning til sonen.
- Langs åpne vannløp (bekk, elv, sjø) etableres (der det mangler) en buffersone mot dyrket mark. For mindre bekker kan denne begrenses til ca 2 m. Slike kantsoner er spesielt viktige i tilknytning til flomutsatte arealer.
- Fangdammer etableres der det teknisk sett er mulig (fortrinnsvis på strekninger med lite fall) og der god renseseffekt kan påregnes (stor partikkel- og P transport). Ambisjonsnivået bør være at minst 50 % av jordbruksarealet dreneres via fangdammer.

- Det bør sikres særlig gode rutiner i tilknytning til gjødslingsplanlegging, slik at en unngår at arealer med høyt innhold av plantetilgjengelig P tilføres unødig gjødsel. P gjødslingen til korn bør reduseres i forhold til norm på arealer med høyere P-AL tall enn 7.
- Det bør gjøres en særlig evaluering av gjødslings- og vanningsrutinene på grønnsaksarealer (spesielt der det er sandjord). Mulighetene for spesielle rensetiltak for dreneringsvann fra disse arealene bør vurderes.
- Flomutsatte arealer bør som hovedregel ikke tilføres husdyrgjødsel. Også på arealer med lett sandjord bør bruken av husdyrgjødsel begrenses, og overflatespredning uten nedmolding (f.eks på engarealer) bør unngås.
- Områder eller punkter i hovedvassdraget med ustabile skråninger eller generelt stor erosjon bør identifiseres slik at egnede stabiliseringstiltak kan settes i verk.
- Overgang til økologisk jordbruk der dette er velegnet vil kunne gi tilleggsgevinster i form av redusert fosforavrenning og redusert bruk av pesticider.

Kostnader og kostnadseffektivitet

For å kunne anslå kostnadseffektiviteten av et tiltak må tiltakets effekter være kjente i tillegg til kostnadene knyttet til gjennomføring av tiltaket. Som påpekt tidligere er det spesielt innenfor jordbruket en rekke aktuelle tiltak som ikke vil være mulig å effektberegne uten detaljerte undersøkelser i felt. Uten slike undersøkelser vil det heller ikke være mulig å angi kostnader. Det samme gjelder også for de antydde tiltakene innenfor kommunale avløp (tiltak på ledningsnettet).

For noen tiltak vil kostnadene være relativt godt kjente (f.eks innen separate avløp), og mindre variable når konkret renseløsning er bestemt. For mange av tiltakene innen jordbruket vil imidlertid kostnadsbildet være mer komplisert, med betydelige variasjoner først og fremst som følge av varierende utslag på avling. Dermed kommer at prissettingen på avling kan diskuteres, først og fremst i forhold til om det er norske avregningspriser eller verdensmarkedspriser som skal legges til grunn. Dersom det er "bedriftsøkonomiske" kostnader som legges til grunn vil det naturlige være norske priser, men i et slikt perspektiv bør trolig også de statlige tilskuddene betraktes som en "inntekt". Om de samfunnsøkonomiske kostnadene legges til grunn kan det diskuteres om det er verdensmarkedsprisene som skal inngå. I et slikt perspektiv er det naturlig å regne de statlige tilskuddene som en utgift, sammen med de "administrative" kostnadene knyttet til forvaltningen av disse tilskuddene.

Slik sett er det ikke noen entydige metoder for beregning av kostnadseffektivitet. I denne analysen har en valgt å basere seg på metodene angitt av SFT (Bratli 1998). Dette betyr at eventuelle tilskudd ikke inkluderes, og at det er de direkte kostnadene knyttet til gjennomføring av tiltaket som tas hensyn til.

Tallene for kostnader og kostnadseffektivitet må betraktes som indikative, og ikke som eksakte tallstørrelser **Tabell 19**. Beregningene er gjort i forhold til både total-P og biotilgjengelig P. Siden jordbrukstiltakene i hovedsak vil ha effekter på partikulært P har en lagt til grunn en biotilgjengelighet på 20 %.

For jordbrukstiltakene har en lagt til grunn følgende:

- Endret jordarbeiding: En forutsetter at dette omfatter dels direktesåing, dels vårpløying og dels vårharving. Etter hvert som tilgangen på direktesåmaskiner øker, er det grunn til å tro at denne metoden får økt omfang. Kostnadene omfatter økte utgifter til sprøyting med plantevernmidler, maskin eller leiekjøringskostnader ved direktesåing (gjærne 40-60 kr/daa) og endringer i arbeidsomkostninger. Ofte regner en med en viss avlingsreduksjon (2-5 %), selv om dette er høyst usikkert. De enkelte kostnadselementene er basert på NILF (1997), og utgjør en årlig kostnad pr dekar varierende fra ca 30-80 kr. Dagens tilskuddsatser vil således normalt være tilstrekkelige til å dekke opp disse kostnadene.

- Vegetasjonssoner; Kostnaden ved tiltaket omfatter etablering (tilsåing med gras) og tapte inntekter for areal som omlegges til permanent vegetasjonssone, anslått til en årlig kostnad på ca kr 130 kr/daa av NILF (1997). Disse vegetasjonssonene forutsetter ikke tilplanting med trær og busker, som kan være et meget aktuelt og viktig tiltak på andre typer kantsoner, men som vil være et fordyrende element. Kostnadene fordeles kun på arealet som legges om til vegetasjonssone (250-500 dekar totalt), og ikke på tilliggende åkerareal slik NILF har gjort i sin utredning for nordre deler av vassdraget. Tiltaket er tilskuddberettiget med inntil 70 % av etableringskostnadene.
- Grasdekte vannveier; Kostnadene omfatter etableringskostnader og tapte inntekter for areal som legges om til gras. Dette er tilsvarende som for vegetasjonssoner, dvs en årskostnad på ca 130 kr/daa for areal som omfattes av tiltaket. Ut fra de forutsetningene som er lagt til grunn i regneeksempelet vil de grasdekte vannveiene legge beslag på et totalareal på ca 200 dekar, dersom de skal tilfredstille tilskuddskriteriene på 8 m bredde.
Tiltaket er tilskuddsberettiget med kr 4 pr m vannvei, tilsvarende 500 kr pr dekar, og for den enkelte gårdbruker vil tiltaket derfor være selvfinansierende.
- Fangdammer; Kostnadene omfatter etableringskostnader og vedlikeholdskostnader (f.eks opprensning hvert femte år), samt tapte inntekter fra arealet som omgjøres til fangdam. I og med at en ikke kjenner antall aktuelle dammer, anslås kostnadene ut fra forutsetningen om at dammene drenerer 50 % av jordbruksarealet, at middelstørrelsen på dammen utgjør 0,1 % av tilhørende nedbørfelt og at andelen jordbruksareal i det aktuelle nedbørfeltet utgjør ca 50 %. Dette gir et totalt damareal på ca 100 dekar med en anslått årskostnad på ca 7300-17000 kr pr dekar damareal. Tiltaket er tilskuddsberettiget med inntil 70 % av investeringskostnadene

Øvrige tiltak har en ikke funnet grunnlag for å antyde kostnader for.

Tabell 19. Kostnader og kostnadseffektivitet for kvantifiserte jordbrukstiltak. Vegetasjonssoner inkluderer ikke stabiliseringseffekter av kantvegetasjon. Effekten er nettoeffekt der det er tatt hensyn til samspillseffekter (se tekst).

| | Netto årskostnad (tusen kr.) | Effekt tot.P kg | Effekt bio-tilgj P, kg | Kost-effekt. (tusen kr./kg TotP) | Kost-eff/bio-P (tusen kr./kg bio-P) |
|----------------------|------------------------------|-----------------|------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|
| Endret jordarbeiding | 297-825 | 3300 | 650 | 0,09-0,25 | 0,45-1,25 |
| Veg.soner | 28-56 | 100-200 | 20-40 | 0,27 | 1,35 |
| Fangdammer | 730-1.700 | 1300-1700 | 260-340 | 0,49-1,13 | 2,44-5,67 |
| Grasdekte vannveier* | - | - | - | - | - |
| Sum | 1055-2580 | 4700-5200 | 930-1030 | | |

* Effekt og kostnadseffektivitet er ikke mulig å angi pga. samspillseffekter med endret jordarbeiding.

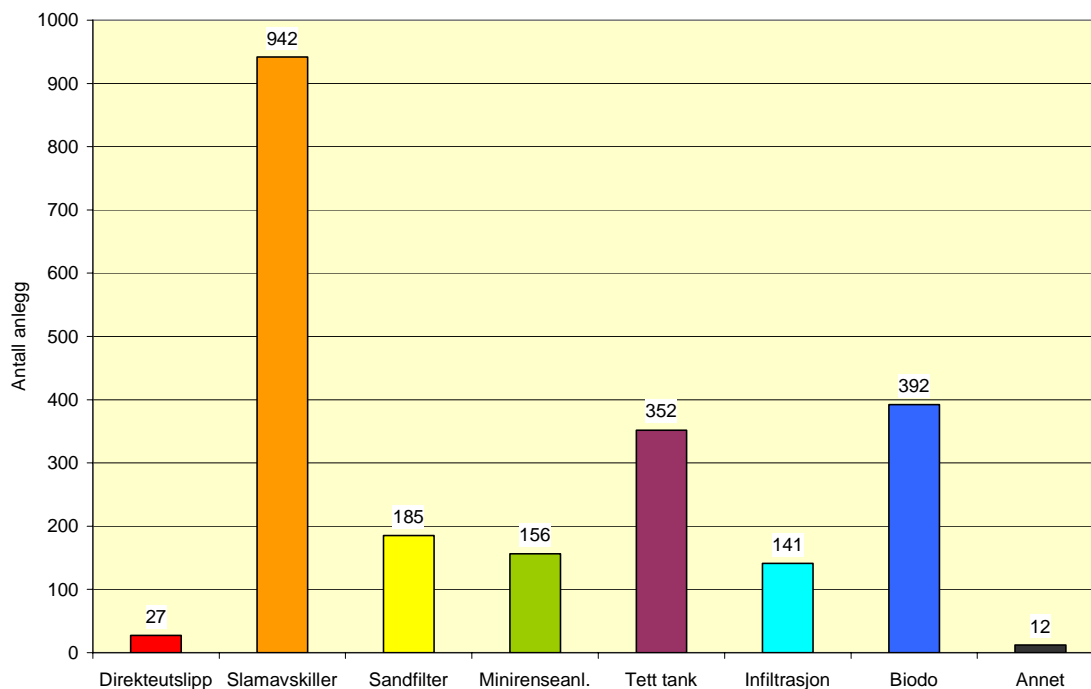
3.7.2 Separate avløpsanlegg

Ut fra resipientmålene for nedbørfeltet, er det behov for å redusere utslippet av fosfor og bakterier fra separate avløpsanlegg. Ved valg av tiltak bør det i utgangspunktet velges anlegg med gunstigst nytte/kost-forhold mhp. fosfor, men renseeffekt mhp bakterier bør også tillegges stor vekt. Grunnlaget for beregningen av nytte/kost-forholdet for ulike anleggsløsninger er vist i vedlegg og beregningsmetoden er vist i metodekapittelet. I beregningen av årskostnadene (nåverdi) for de ulike anleggstypene er det forutsatt rentenivå på 7 % og levetid for masser og anleggskomponenter på 20 år. Vi anser dette som et realistisk beregningsgrunnlag.

Figur 12 nedenfor viser fordelingen på ulike typer avløpsanlegg registrert i hele nedbørfeltet. Det kan tenkes flere tiltaksnivåer (tiltaksklasser) der nytte/kost-forholdet vil avta nedover i tiltaksnivåene.

Slamavskiller er den helt dominerende typen avløpsanlegg i spredt bebyggelse med > 900 av tilsammen drøyt 2200 anlegg. Slike anlegg vil ofte ha betydelige utslipp til vassdrag. Det er også relativt mange anlegg med tett tank eller med biodo, som begge er gunstige avløpsløsninger i forhold til utslipp.

Fordelingen av disse anleggstypene innen hvert delnedbørfelt er vist i Figur 13. Detaljene for hvert delnedbørfelt er også vist i Vedlegg I. Øvre del av Hobølelva skiller seg klart ut som det delnedbørfeltet med flest separate avløpsanlegg, som dessuten er av svært dårlig standard med > 300 anlegg basert på slamavskiller. De fleste andre delnedbørfeltene har mellom 60 og 120 slike slamavskillere. Langen og det lokale nedbørfeltet rundt Storefjorden, samt husstander som drenerer direkte til Mosseelva har vesentlig færre slike anlegg, og vil derfor bidra med atskillig mindre utslipp fra spredt bebyggelse.



Figur 12. Antall avløpsanlegg fordelt på ulike reinseløsninger i Vansjø/Hobøl-vassdraget. Med slamavskiller menes anlegg som kun har slamavskiller uten annen form for rensing.

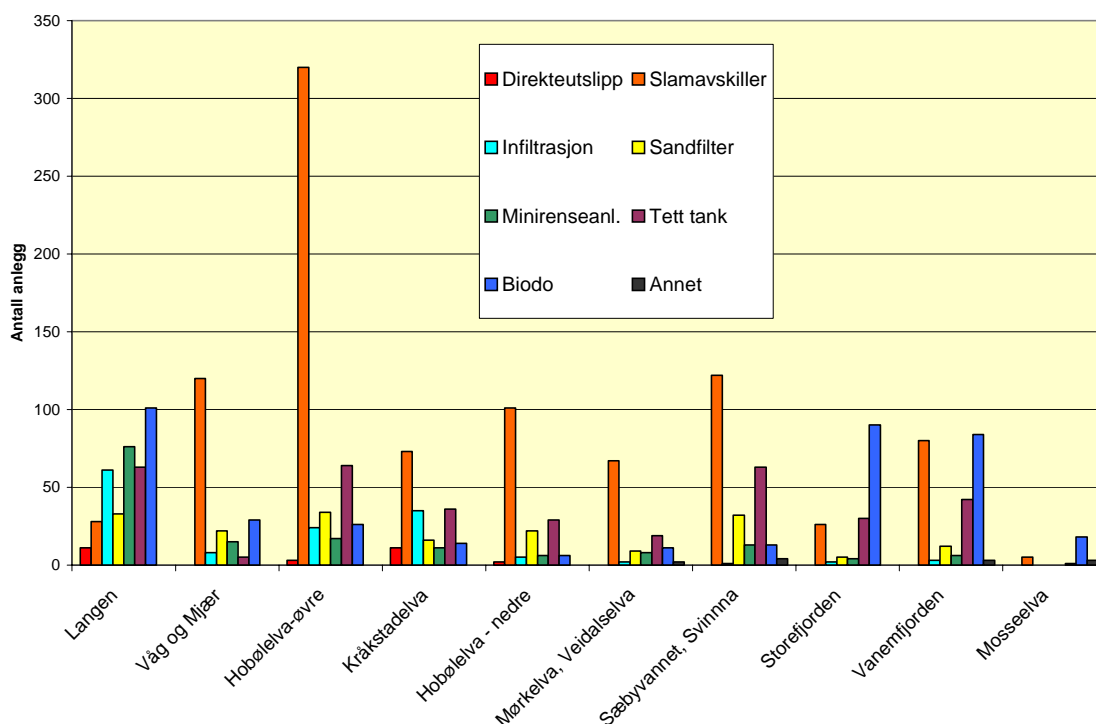
Tiltaksklasse 1 bør etter vår vurdering omfatte etablering av nye rensesanlegg med god effekt mhp. fosfor og bakterier der det i dag er direkteutslipp eller anlegg som kun omfatter slamavskiller. Det vil omfatte tiltak på 974 anlegg. Også eldre sandfilteranlegg vil ha svært dårlig rensing for fosfor. Aldersfordelingen er vist på Figur 14 nedenfor. Også for disse vil det være aktuelt å etablere nye rensesanlegg med god effekt mhp. fosfor og bakterier. Det vil omfatte tiltak på ca 180 anlegg.

Aktuelle anleggstyper vil i første rekke være infiltrasjonsanlegg, konstruert våtmark (NAVA-bed) eller minirensenanlegg klasse 1 (biologisk/kjemisk). Tett tank for svartvann eller biologisk toalett med egen reinseløsning for gråvann (infiltrasjon eller NAVA-kompakt).

Biologisk toalett med egen gråvannsløsning vil ha best nytte/kost-forhold – særlig der forholdene ligger til rette for infiltrasjon av gråvann. Årskostnader (nåverdi av investerings- og driftskostnader) for infiltrasjonsanlegg er beregnet til kr. 3500 pr. år pr. bolig. Etter vår vurdering er biologisk toalett i mange tilfeller den beste løsningen for spredt boligbebyggelse forutsatt valg av rett modell, korrekt installering og drift. Anleggstypen er imidlertid av de fleste brukere kun akseptert som "hytteløsning", og har derfor begrenset mulighet for å vinne innpass.

Infiltrasjonsanlegg vil ha nest best nytte/kost-forhold, men det er begrensede, naturgitte muligheter for denne anleggstypen i nedbørfeltet. Årskostnader (nåverdi av investerings- og driftskostnader) for infiltrasjonsanlegg er beregnet til kr. 4.000 pr. år pr. bolig for 1-2 husanlegg.

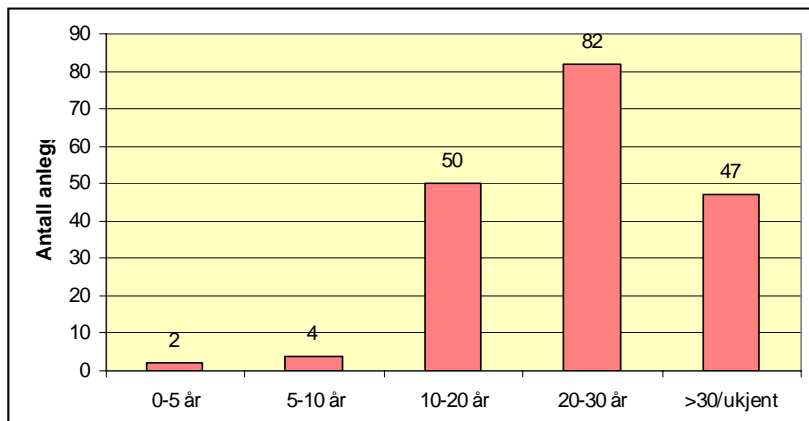
Konstruert våtmarksanlegg vil, etter vår vurdering, være den mest egnede løsningen der det i tillegg til fosforrensing er behov for bakteriell rensing. Årskostnader for våtmarksanlegg er beregnet til kr. 8.000-10.000,- pr. bolig pr. år for små anlegg og kr. 3.500-6.000 pr. bolig pr. år for 10 boliger. Minirensanlegg vil ha et nytte/kost-forhold omtrent på samme nivå som konstruert våtmark mhp. fosfor, men rensgraden mhp. bakterier er vesentlig lavere.



Figur 13. Antall anlegg fordelt på ulike renseløsninger i hvert delnedbørfelt. Med slamavskiller menes anlegg som kun har slamavskiller uten annen form for rensing.

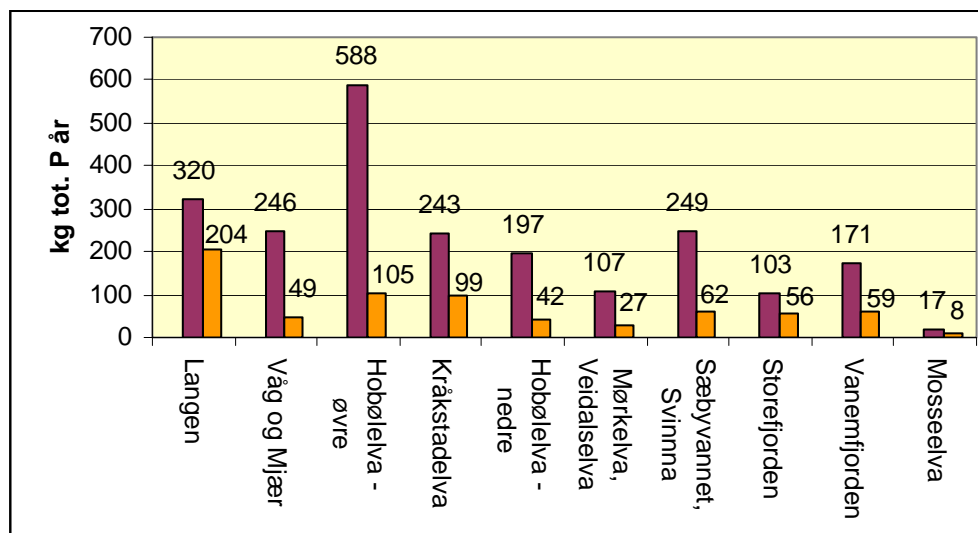
I vår beregning har vi valgt å erstatte med alle anlegg med direkteutslipp, anlegg som kun har slamavskiller og sandfilteranlegg eldre enn 10 år med konstruert våtmarksanlegg. Modelleringen er utført i "GIS i avløp" og renseseffekten mhp fosfor er vist i nedenstående figur. Renseresultatet vill blitt tilnærmet det samme dersom det ble benyttet tett tank eller biologisk toalett i kombinasjon med egnet gråvannsløsning (infiltrasjon eller NAVA-kompakt).

Beregningen viser at tilførselen av fosfor (tot P) fra separate avløpsanlegg til hele vassdraget vil reduseres fra 2240 kg/år til 709 kg/år, dvs en reduksjon på 1531 kg/år. Figur 15 viser reduksjonene av fosfortilførselen fordelt på hvert delnedbørfelt. Det er da utført tiltak på 1159 anlegg til en samlet årskostnad på ca 10 431 000. Kostnadseffektiviteten for tiltaket vil være på ca 6800 kr/kg redusert fosfortilførsel (tot P) pr år. Det er betydelige usikkerheter i grunnlaget for beregning av kostnadseffektivitet. Beregnet tallverdi vil, etter vår vurdering, være i riktig størrelsesorden og egnet som grunnlag for sammenligning mot andre tiltak.



Figur 14: Aldersfordeling for sandfilteranlegg (185 anl. – hele Morsa)

I beregningen av kostnad og kostnadseffektivitet, er det ikke tatt med muligheten for etablering av infiltrasjonsanlegg. Der infiltrasjon er mulig, vil kostnadseffektiviteten bedres noe. I beregningene er det heller ikke tatt med muligheten for etablering av fellesanlegg. Der det ligger til rette for fellesanlegg vil kostnadseffektiviteten bli vesentlig bedre.



Figur 15: Utslipp av tot. P fra separate avløpsanlegg før og etter tiltak (tiltaksklasse 1).

For å sikre at separate avløpsanlegg faktisk fungerer etter hensikten er det viktig med kommunal kontroll og oppfølging av slike anlegg. Evt. ulovlige anlegg som ikke fungerer etter hensikten kan da oppdages og utbedres så raskt som mulig.

Tiltaksklasse 2 bør etter vår vurdering omfatte etablering nye renseanlegg for gråvann der eksisterende anlegg består av biologisk eller tett tank for svartvann med utilfredsstillende gråvannsrensing. Det bør her velges anlegg med god effekt mhp. fosfor og bakterier

Minirensesanlegg har dårlig renseeffekt mhp. bakterier og her kan det være aktuelt med etterpoleringsanlegg for bakteriereduksjon. Også dette bør komme med under tiltaksklasse 2 i de delresipienter der bakteriologisk forurensing er vesentlig.

3.7.3 Kommunale avløpsanlegg

Restutslipp fra rensesanleggene bidrar med 134 kg P/år, noe som utgjør 12% av totale utslipp fra kommunale anlegg og < 1% av totale fosfortilførsler til vassdraget Vedlegg E. De omdiskuterte restutslippene fra rensesanleggene ved Tomter og Ytre Enebakk bidrar med 67 kg P/år, dvs. ca. 4 promille av totale fosfortilførsler til Storefjorden. Effekten av en evt. overføring av disse restutslippene til andre nedbørfelt (Glomma/Øyeren) vil neppe få målbar effekt i vassdraget når det gjelder fosfortilførsler idag, men kan være av noe større betydning når det gjelder hygieniske forhold i Hobølelva. Et slikt tiltak vil være svært kostbart. Merkostnadene er grovt stipulert til ca. 30 millioner kroner totalt. Årskostnadene for dette tiltaket blir ca. 3,5 mill. kr. Kostnadseffektiviteten blir dermed 52000 kr/kg P, noe som er mer enn syv ganger så høyt som de foreslåtte tiltakene innen separate avløp. Overføring av disse restutslippene til andre resipienter vil derfor ha vesentlig dårligere kostnadseffektivitet enn alle de øvrige tiltakene som er forsøkt kvantifisert i denne rapporten.

Dersom befolkningen i nedbørfeltet øker som følge av utbyggingsplaner i kommunene vil restutslippet fra rensesanleggene øke. Tilkobling av flere eksisterende boliger på kommunalt kloaknett vil også øke restutslippene fra rensesanleggene. Ytterligere tilkobling av boliger som idag har separate avløp til kommunalt avløpsnett bør vurderes som et aktuelt tiltak, da dette vil kunne være en miljømessig bedre løsning med bedre kostnadseffektivitet enn utbedring av separate avløp.

Kostnadseffektiviteten ved en evt. overføring av restutslippene til andre resipienter vil bli noe bedre etter en økning av utslippene enten som følge av befolkningsøkning eller tilkobling av flere eksisterende boliger til kommunalt nett. For å kunne sammenligne kostnadseffektiviteten med andre aktuelle tiltak har vi antatt at en slik utvikling maksimalt vil tredoble restutslippene fra rensesanleggene, slik at en overføring av disse vil kunne fjerne $67 \times 3 = 201$ kg P/år, noe som tilsvarer 1,2 % av totaltilførslene. Effekten av dette i vassdraget vil da bli noe større enn ved dagens restutslipp. Kostnadene med overføring antas å bli omtrent de samme som idag. Kostnadseffektiviteten blir dermed 17000 kr/kg P (3,5 mill. kr./ 201 kgP), noe som er 2,4 ganger dårligere enn de foreslåtte tiltakene innen separate avløp (se Tabell 23).

Andre aktuelle tiltak i rensesanleggene omfatter bedre driftsrutiner, forebyggende vedlikehold og beredskap på avløpsanleggene, samt bedre håndtering av flomsituasjoner. F.eks. vil tiltak mot driftsstans på pumpestasjoner i flomperioder (som den vi hadde høsten 2000, da bl.a. kloakken fra Våler og deler av Rygge, Råde og Moss rant urensset ut i Vansjø i flere uker) være viktig for å unngå store kloakktilførsler til Vansjø i flomperioder. Slike tiltak er relativt enkle og raske å gjennomføre (Simonsen pers. medd.), og vil neppe være forbundet med store kostnader.

Tiltak i transportsystemet for kommunale anlegg vil være av atskillig større betydning enn overføring av restutslippene til andre resipienter, da utslipp herfra er stipulert til ca. 1 tonn fosfor/år, dvs. ca. 5% av de totale fosfortilførslene til Vansjø. Disse utslippene er en kombinasjon av utslipp fra overløp, utlekking fra ledninger og utslipp på grunn av feilkoplinger. En har dårlig oversikt over fordelingen av utslippene mellom disse tre kildene. I beregningene nedenfor har vi derfor forutsatt at totalutslippet er fordelt likt på kildene. Det er i beregningene forutsatt at summen av tilførsler fra utlekking, overløp og feilkoplinger i alle kommunene vil bli redusert til 3% av forurensningsproduksjonen som følge av tiltak. Vi har videre forutsatt at 90% av alle feilkoplinger utbedres og at nødvendig utslippsreduksjon utover dette fordeles likt på reduksjon av overløpsutslipp og utlekking.

Det er ikke mulig på det nåværende tidspunkt å si noe generelt om kostnadseffektivitet for tiltak mot utslipp fra overløp eller utlekking fra ledninger, da dette varierer mye fra tiltak til tiltak. Slike beregninger må gjøres ved planlegging av tiltak i den enkelte kommune. Vi har derfor bare beregnet kostnadseffektivitet for tiltaket "utbedring av feilkoplinger". I beregningen har vi forutsatt 40 års

levetid, 7% rente, pris pr. utbedring inklusive forundersøkelser varierer mellom 15.000 kr og 30.000 kr, 2,5 pe pr. utbedret feilkopling og at renseeffekten for fosfor øker fra fra 0% til 80%. Beregningsresultatene er vist i Tabell 23. Selv om usikkerheten i tallene er store, viser beregningen at utbedring av feilkoplinger er en type tiltak som er svært kostnadseffektiv.

Vi har anslått at tiltak mot feilkoplinger vil kunne fjerne ca. 300 kg fosfor/år og at hver av tiltakene "reduksjon av overløpsutslipp" og "reduksjon av utlekking" vil kunne fjerne ca. 100 kg fosfor/år. En vesentlig tilleggsgevinst ved disse tiltakene er reduksjon av utslipp av tarmbakterier, noe som vil kunne bedre egnetheten av vassdraget for de fleste brukerinteressene.

Kommunene har planer om investeringer på sine avløpssystemer i nedbørfeltet på totalt 60 - 80 mill. kr. i perioden 2001-2005.

3.7.4 Totaleffekt, kostnader og kostnadseffektivitet av landbaserte tiltak

Tabell 20 og **Tabell 21** viser oppsummerte effekter for hhv. totalfosfor og biotilgjengelig fosfor for de landbaserte tiltakene som det har vært mulig å kvantifisere. Tiltaket grasdekte vannveier er ikke inkludert i tabellen, fordi nettoeffekten av tiltaket etter "samvirkning" med jordarbeidingstiltakene ikke er mulig å kvantifisere. Tabellen viser en totalreduksjon på ca. 7 tonn P beregnet som Total P for de inkluderte tiltakene, og ca. 2,2 tonn P anslått som biotilgjengelig P. Jordbruket utgjør 70% av tiltakene for Total P og 45% av tiltakene for biotilgjengelig P. Tilsvarende tall for spredt avløp utgjør 23% og 42% av tiltakene for hhv. total P og biotilgjengelig P. For kommunalt avløp utgjør tiltakene 8% og 14% av tiltakene for hhv. total P og biotilgjengelig P. Betydelig usikkerheter er knyttet til tallene, men antas likevel å gi indikasjoner på realistisk størrelsesorden av forventede effekter, og fordeling på ulike sektorer.

For fosfor vil disse tiltakene gjøre det mulig å nå miljømål 1, som krever en totalreduksjon på ca. 6-7 tonn fosfor. For å nå miljømål 2, som krever en reduksjon på ca. 9-10 tonn fosfor, vil det måtte gjøres ytterligere tiltak i alle sektorene, og i tillegg vurderes økologiske tiltak i vassdraget, som f.eks. etablering av større våtmarksområder ved utløpet av Hobølelva, utfisking av karpefisk (biomanipulering), høsting av vann- og sumpvegetasjon. Disse er vanskelige å kvantifisere, men er kort omtalt nedenfor.

Ved å sammenligne avlastningsbehovet for totalfosfor for de enkelte elvestrekningene (**Tabell 16**) med de anslåtte sumeffektene av alle kvantifiserbare tiltak (**Tabell 20**) for de samme elvestrekningene kan vi vurdere hvor realistisk det vil være å nå miljømålene for disse elvestrekningene.

For Langen skulle det være fullt mulig å nå miljømål 2 med de aktuelle tiltakene. Da Langen allerede har en akseptabel fosforbelastning, kan det synes unødvendig å iverksette ytterligere tiltak her. Innsjøen har imidlertid fortsatt oppblomstring av problemalger (*Gonyostomum semen*), som er til sjenanse for bading og rekreasjonsinteressene lokalt. Ski kommune satser derfor betydelige investeringer i tiltak for å få bukt med dette problemet.

For Mjær og Hobølelva - øvre skulle miljømål 1 være oppnåelig med denne tiltakspakken, mens miljømål 2 vil kreve iverksetting av ytterligere tiltak for dette delfeltet.

For Kråkstadelva vil denne tiltakspakken ikke være tilstrekkelig til å nå selv det laveste ambisjonsnivået for miljømål (miljømål 1). De kvantifiserte tiltakene vil oppnå ca. 80 % av den nødvendige avlastning for å nå det laveste ambisjonsnivået. Ved å sette iverk også de omtalte, men ikke kvantifiserbare tiltakene som er drøftet ovenfor er det sannsynlig av man vil kunne nå miljømål 1 for Kråkstadelva, mens miljømål 2 kan bli problematisk å nå.

For de nedre deler av Hobølelva vil de kvantifiserte tiltakene gjøre det mulig å komme halvveis mellom miljømål 1 og 2, mens for Mørkelva og Veidalselva vil man relativt enkelt nå miljømål 2 med de foreslåtte tiltakene. For Sæbyvannet og Svinna vil de foreslåtte tiltakene innfri kravet til avlastning for å nå miljømål 1, mens ytterligere tiltak vil være nødvendige for å nå miljømål 2.

De lokale tilførslene til Storefjorden vil ikke engang nå halvveis til miljømål 1 med de kvantifiserte tiltakene, mens de lokale tilførslene til Vanemfjorden vil kunne oppnå miljømål 1, men ikke miljømål 2 med den aktuelle tiltakspakken. De lokale tilførslene til Mosseelva vil med letthet nå miljømål 2 med disse tiltakene.

Avvikene mellom de foreslåtte miljømålene for de ulike delnedbørfeltene og de kvantifiserte tiltakene i **Tabell 20** tilsier at ytterligere tiltak er nødvendig for å nå målene, og for enkelte delfelt er miljømålene neppe realistiske (f.eks. Kråkstadelva og de lokale tilførslene til Storefjorden). Her vil kommunene måtte vurdere å sette mindre ambisiøse endelige miljømål, men dette bør ikke gjøres før også de ikke-kvantifiserte tiltakene som er omtalt i denne rapporten er forsøkt iverksatt.

Tabell 20. Anslåtte sumeffekter (Total-P) av tiltak innen jordbruk, separate avløp og kommunale avløp. Det bemerkes at en rekke tiltak, spesielt innen jordbruk, ikke er inkludert fordi det ikke har vært mulig å foreta effektberegninger.

| Delnedbørfelt | Jordbruk | Spredt avløp | Kommunalt avløp | Totalt ¹ |
|---------------------------|-----------|--------------|-----------------|---------------------|
| Langen | 45-50 | 116 | 1 | 164 |
| Våg og Mjær | 140-160 | 197 | 168 | 515 |
| Hobølelva | 1860-2020 | 483 | 84 | 2507 |
| Kråkstadelva | 1280-1410 | 144 | 10 | 1499 |
| Hobølelva – nedre | 470-530 | 155 | 14 | 669 |
| Mørkeelva-Veidalselva | 290-320 | 80 | 2 | 382 |
| Sæbyvannet – Svinna | 420-490 | 187 | 6 | 643 |
| lokale tilf. Storefjorden | 80-110 | 47 | 1 | 148 |
| lokale tilf. Vanemfjorden | 110-150 | 112 | 127 | 369 |
| Mosseelva | 1 | 9 | 101 | 111 |
| Totalt, avrundet | 4700-5250 | 1530 | 515 | 7008 |

1) Middelerverdi for jordbruk i hvert delfelt er benyttet ved beregning av totalen

I tillegg til fosforreduksjonen vil tiltakene innen avløpssektoren redusere tilførselene av tarmbakterier til vassdraget, noe som vil ha gunstig effekt på egnetheten av vassdraget til drikkevann, bading og jordbruksvanning.

Tiltakene i jordbruket vil i tillegg ha gunstig effekt på partikkeltransporten i vassdraget, og gi mindre nedslamming av vassdraget, noe som kan være gunstig både for fisk og kreps, og vil kunne øke det biologiske mangfoldet i vassdraget (fastsittende alger og bunnfauna). Hvorvidt dette også vil gi bedre lysforhold i Vansjø er usikkert, både pga. vindindusert resuspensjon av sedimenter i gruntområdene, og pga. mulig økt algevekst som følge av mindre leirpartikler i overflatevannet i dypområdene. Nettoeffekten av redusert partikkeltransport for den økologiske tilstanden i innsjøene er derfor usikker. I verste fall kan redusert partikkeltransport gi økt algevekst, slik at man ikke oppnår noen forbedring i algebiomasse selv om fosforkonsentrasjonen går ned. Dette kan skje dersom algeveksten i Vansjø er lysbegrenset pga. stor tilførsel av leirpartikler og stort sirkulasjonsdyp. For å kunne si noe mer spesifikt om faren for at dette skal skje må det gjøres mer inngående undersøkelser.

Utgangspunktet for en konkret handlingsplan for å bedre vannkvaliteten i Vansjø må være at
 (i) tiltak gjennomføres der potensialet er størst og at
 (ii) kostnaden ved tiltak er akseptable i forhold til nytten.

Mange av nytteeffektene vil normalt ikke la seg gjøre å verdsette i konkrete økonomiske størrelser. Derfor blir de politiske prioriteringene sentrale, der en må søke å avveie miljøinvesteringene i forhold til ulike allmenne interesser.

Tabell 21. Anslåtte sumeffekter (Biotilgj-P) av tiltak innen jordbruk, separate avløp og kommunale avløp. Det bemerkes at en rekke tiltak, spesielt innen jordbruk, ikke er inkludert fordi det ikke har vært mulig å foreta effektberegninger.

| Delnedbørfelt | Jordbruk Biot-P | Separate Avløp | Komm. avløp | Sum Biot-P |
|-----------------------|--------------------|-------------------|----------------|---------------|
| Langen | 9 - 10 | 70 | 1 | 80 |
| Våg og Mjær | 28-32 | 118 | 101 | 249 |
| Hobølelva - øvre | 372-404 | 290 | 50 | 728 |
| Kråkstadelva | 256-282 | 86 | 6 | 361 |
| Hobølelva – nedre | 94-106 | 93 | 8 | 201 |
| Mørkeelva-Veidalselva | 58-64 | 48 | 1 | 110 |
| Sæbyvannet – Svinna | 84-98 | 112 | 4 | 207 |
| Storefjorden | 16-22 | 28 | 1 | 48 |
| Vanemfjorden | 22-30 | 67 | 76 | 169 |
| Mosseelva | 1 | 5 | 61 | 67 |
| <i>Totalt</i> | 940-1049 | 917 | 308 | 2220 |

Tiltaksanalysen viser at det største effektpotensialet er innenfor jordbruk og andre arealbaserte forurensningskilder, og separate avløp. Også tiltak innenfor kommunale avløp, spesielt tiltak på ledningssettet, vil bidra til redusert belastning på Vansjø. Tiltaksanalysen viser at det lar seg gjøre å nå miljømål 1 med de skisserte tiltakene. Men, dette vil likevel være krevende fordi det er arealavrenning og spredte avløp som utgjør hovedpotensialet. Det er ikke nok bare at et tiltak gjennomføres, vel så viktig er hvor og hvordan tiltaket gjøres. Innenfor jordbruket vil det dessuten være slik at mange av tiltakene må gjentas/gjøres årlig. I motsetning til typiske punktutslipp fra industri, kommunale anlegg og lignende, står en her ovenfor et stort antall ”bedrifter” eller aktører. Forurensningskildene er spredte og ”diffuse ” og av den grunn også tidvis ofte vanskelige å identifisere/kvantifisere. I tillegg kommer at en ofte står ovenfor kompliserte årsaks-virkningsforhold med effekter som varierer mye fra et år til et annet, spesielt gjelder dette for det arealbaserte forurensningskildene.

Dette gjør at såkalte ”suksesskriterier” bør vies stor oppmerksomhet, spesielt hva som skal til for å oppnå varige miljøforbedringer. Det er viktig at alle involverte skjønner hva som må gjøres og hvorfor. Etter vår oppfatning blir et tett samspill mellom involverte parter av stor betydning, der god planlegging, rådgivning og oppfølging må legges stor vekt på. Innenfor jordbruket vil f.eks rådgivningstjenesten, både den offentlige på kommune og fylkesnivå og forsøksringene, sammen med næringens egne organisasjoner (f.eks Bondelaget) spille en sentral rolle.

Samlet oversikt over tilførsler, miljømål og tiltak

Tabell 22 og **Figur 16** viser en samlet oversikt over dagens tilførsler av total fosfor sammenlignet med de tilførsler de enkelte vassdragsavsnitt vil motta ved oppnåelse av miljømål 1 og 2, samt de tilførslerne som vil bli resultatet etter gjennomføring av de kvantifiserte landbaserte tiltakene. Vi ser at for Storefjorden og Vanemfjorden vil tiltakene gi en effekt som ligger mellom miljømål 1 og 2, og at ytterligere tiltak på tilsammen ca. 3 tonn P/år følgelig er nødvendig for å nå miljømål 2. Den akseptable belastning av total fosfor som disse innsjøene tåler i henhold til de anvendte belastningsmodellene er noe høyere enn det innsjøene vil få dersom målene nås i de ulike delnedbørfeltene (se fotnote i **Tabell 22**). For Storefjorden innebærer dette at man vil kunne nå akseptabel belastning ved å iverksette tiltak som utgjør 2 tonn fosfor/år og ikke 3 tonn fosfor/år i tillegg til de 10,6 tonn fosfor/år som er kvantifiserte tiltak.

Tabell 22. Tilførsler av total fosfor idag, ved oppnåelse av miljømål 1 og 2, samt etter gjennomføring av kvantifiserte tiltak. Alle tall er oppgitt i kg totalfosfor/år.

| Delnedbørfelt | dagens P-tilførsel | P-tilførsel miljømål 1 | P-tilførsel miljømål 2 | P-tilførsel etter kvantifiserbare tiltak |
|----------------------------------|--------------------|------------------------|------------------------|--|
| Langen | 904 | 817 | 735 | 740 |
| Mjær | 1374 | 849 | 566 | 859 |
| Hobølrelva - øvre | 5216 | 2813 | 1808 | 2709 |
| Kråkstadrelva | 3579 | 1731 | 1113 | 2080 |
| Hobølrelva - nedre | 1750 | 1279 | 853 | 1081 |
| Mørkelva-Veidalselva | 1351 | 1263 | 1083 | 969 |
| Sæbyvannet-Svinna | 2148 | 1521 | 1400 | 1505 |
| Storefjorden lokale tilførsler | 1240 | 904 | 568 | 1092 |
| Storefjorden totale tilførsler* | 17562 | 10654 | 7656 | 10561 |
| Storefjorden modellberegning | | 12000 | 8700 | |
| Vanemfjorden lokale tilførsler | 1711 | 1384 | 1076 | 1342 |
| Vanemfjorden totale tilførsler** | 6751 | 4687 | 3449 | 4616 |
| Vanemfjorden modellberegning | | 4900 | 4000 | |
| Mosseelva lokale tilførsler | 360 | 337 | 310 | 249 |

* tilførsler beregnet ved sum av alle enkeltbidrag minus retensjon av 64% av tilførslerne til Langen. Retensjon i Mjær og Sæbyvannet er sett bort fra, da den er estimert til å være < 10% (se tabell 15). Modellberegning av tilførsler til Storefjorden ved miljømål 1 og 2 er noe høyere: hhv. 12000 og 8700 kgP/år

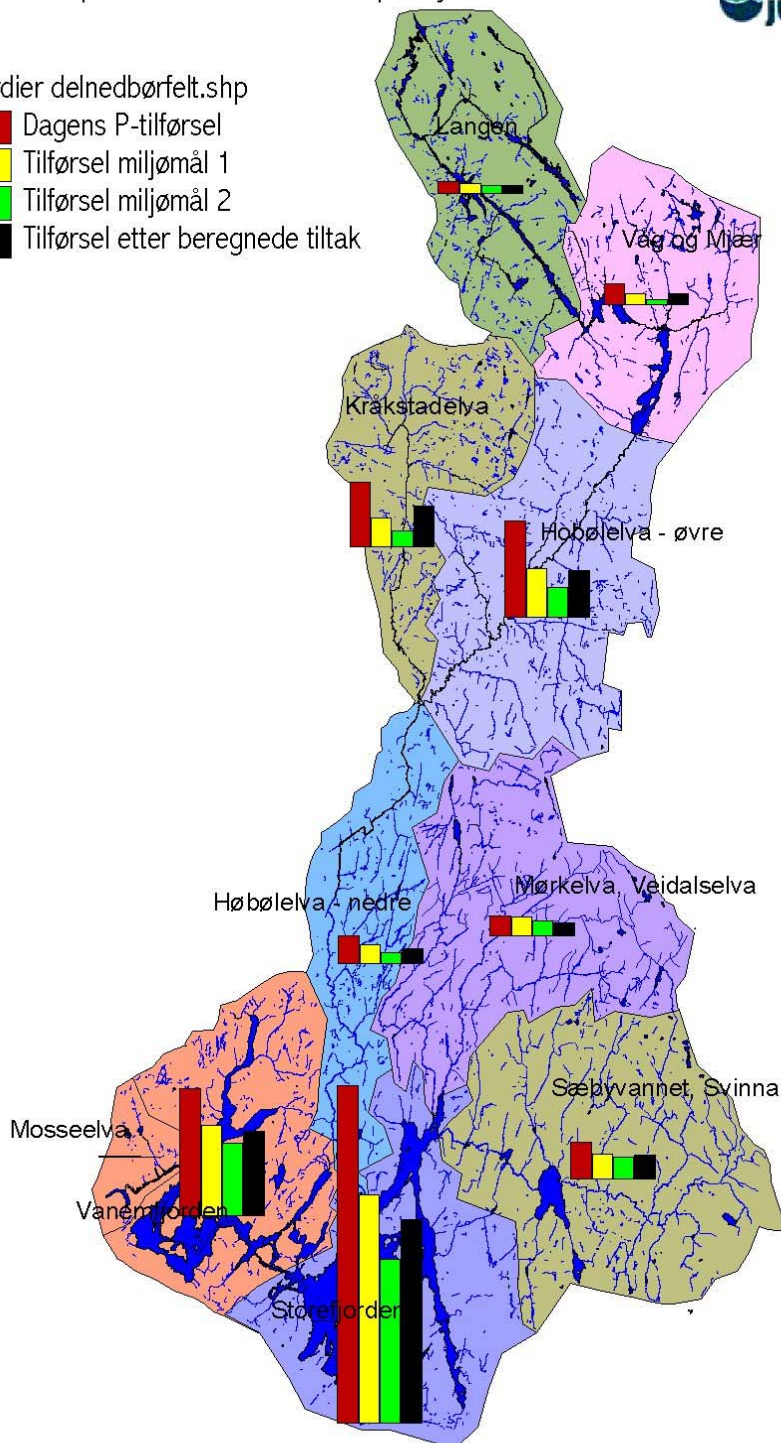
** Modellberegning av tilførsler til Vanemfjorden ved miljømål 1 og 2 er noe høyere: hhv. 4900 og 4000 kgP/år

P-tilførsler pr nedbørfelt, Morsa-prosjektet



P-verdier delnedbørfelt.shp

- Dagens P-tilførsel
- Tilførsel miljømål 1
- Tilførsel miljømål 2
- Tilførsel etter beregnede tiltak



Figur 16. Oversiktskart over dagens tilførsler av total fosfor (røde søyler), estimerte tilførsler ved miljømål 1 og 2 (gule og grønne søyler) og tilførsler etter gjennomføring av kvantifiserte landbaserte tiltak (sorte søyler) for alle delnedbørfeltene. For Storefjorden og Vanemfjorden viser søylene de akkumulerte tilførselsene fra hele nedbørfeltet. Målestokk på søylene: 2,6 mm pr. tonn P.

Tabell 23. Kostnader, effekter og kostnadseffektivitet for alle kvantifiserbare landbaserte tiltak. Vegetasjonssoner inkluderer ikke stabiliseringseffekter av kantvegetasjon. Statlige tilskudd er ikke tatt hensyn til i beregningene.

| Utredede kvantifiserbare tiltak | Årskostnad (tusen kr) ⁴ | Effekt (ant kg red. tot-P) | Kostnads effektivitet tot-P (tusen kr. /kg P) | Biotilgj. faktor, b | Effekt (ant kg red. bio-P) | Kostnads effektivitet bio-P | Merknad/ Tilleggs effekt |
|--|------------------------------------|----------------------------|---|---------------------|----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| Jordbruk | | | | | | | |
| Endret jordarbeiding | 297-825 | 3300 | 0,09-0,25 | 0,2 | 660 | 0,45-1,25 | erosjons-eff. |
| Vegetasjonssoner ¹ | 28-56 | 100-200 | 0,27 | 0,2 | 20-40 | 1,35 | erosjons-eff., biotop-eff. |
| Fangdammer ² | 730-1,700 | 1300-1700 | 0,49-1,13 | 0,2 | 260-340 | 2,44-5,67 | erosjons-eff., biotop-eff. |
| Grasdekte vannveier ³ | - | - | - | - | - | - | erosjons-eff. |
| Totalt jordbruk | 1055-2580 | 4700-5200 | | | 930-1030 | | |
| Spredt avløp | 10431 | 1531 | 6,8 | 0,7 | 1072 | 9,7 | bakterie-eff. |
| Kommunalt avløp | | | | | | | |
| Utbedring av feilkoplinger | 293-583 | 301 | 1,0-1,9 | 0,6 | 181 | 1,6-3,2 | bakterie-eff. |
| Red. overløp | - | 109 | - | 0,6 | 65 | - | bakterie-eff. |
| Red. utlekking fra komm. ledn. | - | 104 | - | 0,6 | 62 | - | bakterie-eff. |
| Overføring av restutslipp fra renseanlegg ⁵ | 3500 | 67 | 52 | 0,3 | 20 | 175 | bakterie-eff. |
| Overføring av restutslipp fra renseanlegg i framtiden ⁶ | 3500 | 201 | 17 | 0,3 | 60 | 58 | bakterie-eff. |
| Totalt kommunalt avløp⁷ | ca.4000 | 368 | | | 200 | | bakterie-eff. |
| Totalt kvantifisert⁷ | 15279-17094 | 6600-7100 | | | 2220-2344 | | |

1) Ved beregning av effekt er samspilleffekter lagt til grunn, dvs beregning er basert på tiltakets nettoeffekt etter at tiltaket endret jordarbeiding er gjennomført

2) Ved beregning av effekt er samspilleffekter lagt til grunn, dvs beregning basert på tiltakets nettoeffekt etter at tiltaket endret jordarbeiding er gjennomført

3) Kostnadseffektivitet ikke mulig å beregne i en samlet tiltakspakke, fordi det ikke er mulig å anslå tiltakets nettoeffekt etter at tiltaket endret jordarbeiding er gjennomført

4) Total årskostnad for vegetasjonssoner og fangdammer er beregnet ut fra total gjennomføringsgrad uavhengig av samspillseffekter

5) Overføring av dagens restutslipp fra Ytre Enebakk og Tomter i Hobøl, gitt en 100% effektiv overføring til andre resipienter

6) Overføring av framtidige restutslipp fra Ytre Enebakk og Tomter i Hobøl, gitt en 100% effektiv overføring til andre resipienter etter en tredobling av antall tilknyttede boliger.

7) Gjelder for dagens situasjon. Kun tiltak det er anslått kostnader for er inkludert i totalen. Tiltak mot overløp og lekkasjer er altså ikke med.

Kostnader, effekter og kostnadseffektivitet

Samlet oversikt over kostnader, effekter og kostnadseffektivitet for de landbaserte tiltakene som har vært mulig å kvantifisere er vist i Tabell 23.

Med unntak av overføring av restutslippene fra kommunale renseanlegg i Ytre Enebakk og på Tomter til andre resipienter, blir total årskostnad for de øvrige kvantifiserte tiltakene ca. 13 millioner kr./år. Et minimumsestimert for totale investeringer for de kostnadsberegnete tiltakene er i størrelsesorden 200 millioner kr. For å få gjennomført de fleste tiltakene i løpet av de første 5-10 årene, må mesteparten av disse investeringene gjøres i de aller nærmeste årene. I tillegg kommer de øvrige tiltakene som det ikke har vært mulig å kostnadsberegne i denne tiltaksanalysen. Overføring av restutslippene fra kommunale renseanlegg i Ytre Enebakk og på Tomter til andre resipienter vil koste ca. 3,5 mill. kr/år, og merkostnadene for dette tiltaket vil være i størrelsesorden 30 millioner kr.

Det er grunn til å understreke at det er betydelig usikkerhet knyttet til kostnadstallene. Dessuten kan det være ulike måter å betrakte kostnadene på, spesielt viktig er hvordan en håndterer de statlige tilskuddene til jordbrukstiltakene. De kan betraktes som en inntekt for bonden eller som en utgift for staten. I denne sammenheng er det ikke tatt hensyn til disse støtteordningene i kostnadstallene.

Generelt kommer jordbrukstiltakene ut med en gunstig kostnadseffektivitet og desidert størst totaleffekt i form av antall kg redusert total fosfor. Dette skyldes dels at tiltakene forutsettes konsentrert til de arealene hvor effektene forventes å være spesielt store, og dels at dette er tiltak som gjennomgående krever moderate investeringer eller som medfører moderate utslag på avling. I tillegg til gir jordbrukstiltakene gunstig effekt på partikkelforurensningen av vassdraget.

Vi vil likevel poengtere at tiltak mot kloakkutslipp fra spredt bebyggelse vil ha like stor effekt som jordbrukstiltakene når man ser på (umiddelbart) biotilgjengelig fosfor. Dette er dessverre kostbare tiltak med dårlig kostnadseffektivitet. Det er likevel nødvendig å gjennomføre disse skal man nå miljømålene for Vansjø. Tiltak på kommunale ledningsnett, som f.eks. utbedring av feilkoblinger vil ha vesentlig bedre kostnadseffektivitet. Tiltakene mot kloakkutslipp vil også ha en viktig tilleggseffekt ved at de vil gi reduserte utslipp av tarmbakterier, noe som er viktig for å bedre vassdragets egnethet for de fleste brukerinteressene.

3.7.5 Vassdragsinterne tiltak

Tre aktuelle vassdragsinterne tiltak blir vurdert i denne tiltaksanalysen:

- Endring av vannstanden i Vansjø
- Utfisking av småfisk (biomanipulering)
- Omlegging av Hobølelva fra utløp i Storefjorden til utløp i Grepperødfjorden

Endring av vannstanden i Vansjø

Vannstanden i Vansjø kan i prinsippet manøvreres slik at man tilstreber best mulig vannkvalitet i innsjøen. Sett fra en økologisk synsvinkel synes det viktig å unngå store vårflommer, da dette vil føre til stor tilførsel av næringssalter fra oversvømmede arealer på akkurat det tidspunktet da algene har best lys og kan utnytte disse ekstratilførslene. Hvor godt disse næringssaltene kan utnyttes er selvsagt avhengig av bl.a. omfanget av den tilhørende partikkeltransporten, som vil gi svekket lysklima i innsjøen i flomperioder.

Høy sommervannstand vil også i prinsippet gi bedre vannkvalitet pga. fortykningseffekten, men beregninger tilsier at denne effekten er liten i Storefjorden. Termoklindypet i Storefjorden vil sannsynligvis ligge på samme dyp i forhold til overflaten uansett hvor høy vannstanden er, slik at volumet av epilimnion ikke vil endres nevneverdig selv om vannstanden endres. For Vanemfjorden som sjelden er sjiktet, derimot, kan en høy vannstand være av større betydning fordi vinddrevet

resuspensjon av sedimentene da vil avta (en større del av sedimentoverflaten vil da ligge på større dyp der vinden ikke makter å resuspendere sedimentene).

En anbefaling kan derfor være å slippe opp Mossefossen så mye som mulig i starten av vårflommen, og så stenge igjen mot slutten av vårflommen, slik at man unngår stor oversvømmelse og samtidig får fanget opp nok vann til å få en rimelig høy sommervannstand.

Høstflommene vil trolig ha mindre betydning enn vårflommene, men store høstflommer (som i nov. 2000) vil kunne forverre vannkvaliteten den påfølgende sesong, særlig dersom man får islegging og en lang vinter til å forbruke oksygenet i bunnvannet, og dermed øker faren for intern gjødsling fra profundalsedimentene. Det kunne derfor også være gunstig for Vansjø å slippe opp så mye vann som mulig i høstflommen, slik at man unngår store oversvømmelser og dermed næringssalttilførsler før isen legger seg. For å få til dette, må det trange utløpet i Mosseelva utvides.

Konsekvenser av evt. vannstandsendringer for kraftproduksjonen vil måtte utredes særskilt, men alternativ kraftforsyning bør vurderes dersom det blir konflikter mellom hensynet til vannkvalitet og hensynet til kraftproduksjon.

Utfisking av karpefisk (biomanipulering)

Utfisking av småfisk innen karpefiskbestandene evt. kombinert med utsetting av rovfisk som f.eks. gjørs, gjedde og storvokst ørret i Vansjø og evt. i de andre innsjøene i vassdraget kan virke positivt på vannkvaliteten i innsjøene gjennom flere mekanismer:

- redusert predasjon fra små karpefisk på dyreplankton kan gi økt dyreplanktonbeiting på planktonalgene og dermed økt biologisk kontroll av algebiomassen
- redusert oppvirvling av sediment og dermed mer stabile sedimenter og bedre lyforhold, som kan gi større etablering av vannvegetasjon. Mer vannvegetasjon vil gi mindre alger både ved økt konkurranse om næringsalter, mindre vind-indusert resuspensjon av fosforrike partikler og bedre skjul for dyreplankton
- redusert transport av fosfor fra sedimenter til vann via fiske-ekskresjon av fisk som vekselvis spiser sediment i strandsonen og dyreplankton i de fri vannmasser

Nasjonale og internasjonale erfaringer med biomanipulering tyder på at det er mest vellykket i middels næringsrike innsjøer, mens sannsynligheten for suksess avtar med økende ekstern næringsbelastning. I innsjøer med $> 200 \mu\text{g/l}$ totalfosfor er sjansen for å lykkes med utfisking små (Hansson 1998). En vellykket biomanipulering er sannsynlig i mindre eutrofe innsjøer, særlig dersom man får til en reduksjon i biomassen av små karpefiskarter på 75% eller mer. Dette krever en intensiv innsats de første to årene, ellers vil man kunne få yngleeksplosjon av karpefiskarter som følge av redusert konkurranse for gjenværende fisk. Utfiskingen bør kombineres med utsetting av rovfisk som kan holde yngelbiomassen i sjakk etter de første intensive utfiskingsårene.

Effekten av utfisking på fosforkonsentrasjon og algemengde er vanskelig å forutsi. I Gjersjøen utgjorde intern fosforgjødsling fra karpefisk ekskresjon 50-80% av de totale fosfortilførslene i sommerperioden juni-august. De er vanskelig å si om dette er sammenlignbart med Vansjø som har en mye mer kompleks bassengform, og der kunnskap om fiskens vandring mellom strandsonen og de frie vannmasser er mangelfull. Hvor mye mindre fosfor og alger en slik utfisking kan avstedkomme er usikkert, og avhenger i høy grad av hvor effektivt det mulig å tråle etter småfisk i en innsjø med så mange bukter og vikene og så store arealer med tett vannvegetasjon.

Kostnadene forbundet med utfisking er vanskelig å anslå. I Sverige ble det brukt ca. 10 mill. kr. på utfisking i en innsjø som er bare tredjeparten så stor som Vansjø (Hansson 1998), og erfaringene viser at tiltaket må repeteres med jevne mellomrom, dog i mindre skala. Dersom kostnadene er korrelert til innsjøarealet kan dette indikere en kostnad i størrelsesorden 20-30 mill. kr. Samlet vurdert er

biomanipulering i Vansjø et tiltak med usikker effekt og usikker kostnadseffektivitet, og er noe som bør utredes nærmere før man evt. iverksetter dette.

Omlegging av Hobølelva fra utløp i Storefjorden til utløp i Grepperødfjorden

Etter ønske fra Moss kommune har NIVA gjort en grov vurdering av effekten på Vansjø-Storefjordens vannkvalitet av å legge om utløpet av Hobølelva fra Storefjorden til Grepperødfjorden. Dette er nærliggende å tenke seg som et aktuelt tiltak særlig av hensyn til drikkevannsinteressene i Storefjorden, fordi avstanden fra Hobølelva til Grepperødfjorden bare er noen få hundre meter, og fordi Hobølelva er den største tilførselskilden av fosfor til Storefjorden.

Hvorvidt det vil bli gitt tillatelse til et slikt inngrep i et vernet vassdrag er imidlertid høyst uvisst.

Vi har likevel gjort noen beregninger av den mulige effekten et slikt tiltak vil kunne ha ut fra de samme innsjømodellene som er brukt i avsnittet om miljømål.

Beregningene i **Tabell 24** viser at en omlegging uten andre landbaserte tiltak vil redusere fosforkonsentrasjonen i Storefjorden fra 22 til 16 $\mu\text{g/l}$, mens den vil øke fra 32 til 54 $\mu\text{g/l}$ i Vanemfjorden. Storefjorden vil dermed komme ned i tilstandsklasse III og få bedre egnethet for alle brukerinteresser. Vanemfjorden derimot vil gå opp i klasse V og bli uegnet for alle brukerinteresser.

For å nå akseptabel tilstand i Storefjorden kan man klare seg med å redusere 2,5 tonn fosfor, mot 8,7 tonn uten omlegging av Hobølelva. Dette utgjør likevel omtrent samme andel av de antropogene tilførslene som før omlegging av elva (70%), fordi tilførslene ved en omlegging vil avta dramatisk fra 17,3 til 5,4 tonn. For Vanemfjorden vil man måtte redusere nesten dobbelt så mye fosfor som det man må uten en omlegging dersom denne delen av Vansjø skal nå miljømålet på 19 $\mu\text{g/l}$. Totalt må man redusere nesten like mye som uten en omlegging dersom begge bassengene skal nå miljømålene.

Hvorvidt man kan forvente en tilleggs effekt i form av økt retensjon i sumpområdene i Grepperødfjorden er usikkert, da disse vil få en vesentlig større flompåvirkning enn idag. Dersom en slik tilleggs effekt vil komme, kan dette gjøre tiltaket mer interessant, fordi det da vil bli lettere å nå miljømålet for Vanemfjorden.

Faren for tilbakeslag av vann fra Grepperødfjorden inn i Storefjorden i flomperioder etter en omlegging av Hobølelva vil kunne gi periodevis dårligere vannkvalitet i de vestre deler av Storefjorden. Tilbakeslag kan muligens hindres ved bygging av fysiske sperrer i de smale sundene mellom Grepperødfjorden og Storefjorden, men dette vil igjen hindre ferdsel på innsjøen, og følgelig være konfliktylft i forhold til båttrafikken på Vansjø.

Tabell 24. Beregning av effekt av omlegging av utløpet av Hobølelva fra Storefjorden til Grepperødfjorden

| Parameter | benevning | Vansjø-Storefjorden | Vansjø-Storefjorden | Vansjø-Vanemfjorden | Vansjø-Vanemfjorden |
|---|--------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | | før omlegging | etter omlegging | før omlegging | etter omlegging |
| middeldyp, z | m | 9,2 | 9,2 | 3,7 | 3,7 |
| årlig avrenning, Q | mill. m ³ /år | 247 | 113 | 261 | 278 |
| retensjon, R (basert på målinger) | | 0,69 | 0,58 | -0,23 | 0,30 |
| dagens tot-P-konsentrasjon | $\mu\text{g/l}$ | 22 | 16 | 32 | 54 |
| akseptabel tot-P-konsentrasjon, [P _a] | $\mu\text{g/l}$ | 11 | 11 | 19 | 19 |
| akseptabel tot-P-tilførsel, P _{a inn} | kg P/år | 8659 | 2903 | 3984 | 7494 |
| dagens tilførsel, P _{inn} | kg P/år | 17310 | 5390 | 6751 | 15050 |
| naturlig tilførsel, P _n | kg P/år | 3870 | 1887 | 1947 | 1571 |
| antropogen tilførsel | kg P/år | 13440 | 3503 | 4804 | 13479 |
| akseptabel antropogen tilførsel | kg P/år | 4789 | 1016 | 2036 | 5923 |
| avlastningsbehov | kg P/år | 8651 | 2487 | 2767 | 7556 |
| % antropogen tilførsel som må fjernes | | 64 % | 71 % | 58 % | 56 % |

Kostnadene ved dette tiltaket er ikke vurdert, da dette er komplisert og evt. må utredes spesielt.

3.8 Framtidsvisjoner for Morsa

3.8.1 Mulige effekter av klimaendringer

Klimaendringer i form av milde fuktige vintre og varme, fuktige somre vil etter all sannsynlighet ha en effekt på vannkvaliteten. Mer nedbør vil vaske ut mer næringssalter, partikler og humusstoffer fra nedbørfeltet, og vil gjøre det vanskeligere å nå miljømålene for vassdraget uten ytterligere tiltak. På den ene siden kan dette virke demotiverende for gjennomføring av tiltak, fordi effekten av tiltakene kan bli motvirket av økte tilførsler som følge av mer nedbør. På den annen side vil unnlattelse av gjennomføring av tiltak utvilsomt føre til en klar forverring av dagens situasjon, vurdert ut fra fosfortilførsler.

Mildere vintre og fravær av islegging vil kunne virke begge veier, ved at man får lengre vekstsesong for algene (mars-oktober istedenfor mai-oktober), samtidig som man får en lang høst- og vintersirkulasjon som vil motvirke oksygensvinn og frigjøring av fosfor fra dypvannssedimentene.

Økt vindstyrke/hyppighet av episoder med kraftig vind vil gi økt resuspensjon av partikler og næringsstoffer fra sedimentene, men vil samtidig gi bedre lufting av dypere vannlag og dermed også redusert sannsynlighet for intern fosforfrigjøring fra dypvannssedimentene. Økt vindstyrke kombinert med økt tilførsel av partikler og humusstoffer vil også kunne gi positiv gevinst på vannkvaliteten ved at sirkulasjonsdypet vil øke i forhold til lysdypet, slik at algene vil tilbringe mer tid under eufotisk sone, og dermed få redusert veksthastighet. Algebiomassen kan forventes å avta noe som følge av dette. Hvorvidt den økte tilførselen av fosfor vil kompensere for dette er usikkert. Miljømålet for siktedyp kan derimot bli svært vanskelig å nå pga. økte tilførsler av partikler og humusstoffer.

Effekten av disse klimaendringene på konkurranseforholdet mellom blågrønnalger og andre algegrupper er usikker. På den ene side er blågrønnalgene svaktlysadaptert og vil kunne favoriseres ved et dårligere lysklima. På den annen side er de også oftest dominerende i stratifiserte/sjiktete vannmasser. Da stratifiseringen av vannmassene kan tenkes å avta som følge av kraftigere vind, kan dette redusere blågrønnalgens konkurranseevne i innsjøene i Morsa.

Samlet vurdert vil de klimaendringene som er mest sannsynlige for Norge kunne gi økt tilførsel av fosfor fra nedbørfeltet, men pga. dårligere lysklima og redusert stratifisering i innsjøene vil det ikke nødvendigvis bli mer alger eller større andel blågrønnalger. Miljømålet for siktedyp vil derimot bli vanskeligere å nå pga. økte tilførsler av partikler og humusstoffer, samt økt vinddrevet resuspensjon av grunnvannssedimentene.

3.8.2 Mulige effekter av videre utbygging i nedbørfeltet

Videre utbygging av boliger og næringsvirksomhet i nedbørfeltet vil utvilsomt kunne gi større fosfortilførsel til vassdraget, og dermed redusert sannsynlighet for å nå miljømålene. Dersom slik utbygging blir gjort i det som idag er skogsområder med liten avrenning av næringssalter til vassdraget vil utbyggingen i utgangspunktet kunne gjøre større skade for vannkvaliteten enn om utbyggingen blir gjort i jordbruksarealer som idag har stor fosfortilførsel til vassdraget.

Sett fra et vannfaglig ståsted må utbygging i nedbørfeltet frarådes med mindre man sikrer at tilførslene av næringssalter og tarmbakterier fra de aktuelle utbyggingsområdene blir mindre enn disse arealene bidrar med idag. Det bør være et krav for evt. utbyggere at alle tekniske løsninger tas i bruk for å sikre at fosfortilførslene til vassdraget ikke øker, men minker. Dette vil f.eks. innebære bygging av de beste avløpsløsningene i spredt bebyggelse, og evt. tilkobling av nye boliger til kommunalt ledningsnett som må sikres mot feilkoblinger, overløp og lekkasjer.

4. Konklusjoner

De viktigste konklusjonene av denne tiltaksanalysen er:

1. Vansjø-Hobølvassdraget er kraftig overbelastet med næringssalter
2. Algene i Vansjø er dominert av potensielt giftproduserende blågrønnalger, som kan utgjøre en helsetrussel for befolkningen i Mosseregionen.
3. Vansjø tilføres idag ca. 19 tonn total fosfor, hvorav ca. 17,5 tonn til Storefjorden.
4. De største tilførslene kommer fra delnedbørfeltene i Hobøl, Våler og Ski kommuner
5. Landbruket bidrar med 57% av fosfortilførslene, spredt avløp med 11% og kommunale avløp med 6%, mens 26% (ca. 5 tonn) kommer fra bakgrunnsavrenning.
6. Teoretiske modeller tilsier at 65% av de menneskeskapte fosfortilførslene til Vansjø må fjernes for å ikke å overskride innsjøens tålegrense, som er på 4,8 tonn menneskeskapt fosfor.
7. Kvantifiserte tiltak innen landbruk (endret jordarbeiding, etablering av vegetasjonssoner, fangdammer og grasdekte vannveier), separate avløp (utbedring av anlegg med kun slamavskiller, direkte utslipp eller gamle sandfilteranlegg) og kommunalt avløp (utbedring av feilkoblinger) vil kunne fjerne ca. 50% av fosfortilførslene
8. Disse tiltakene er stipulert til å koste i størrelsesorden 200 millioner kroner med en årskostnad på ca. 12-14 millioner kr.
9. Ytterligere tiltak innen landbruket (reduert gjødsling, erosjonssikring av bekkeskrånninger og elvekanter, avskjæringsgrøfter), separate avløp (nye renseanlegg for gråvann) og kommunalt avløp (utbedring av overløp og lekkasjer på ledningsnettet) vil med stor sannsynlighet gjøre det mulig å nå miljømålet for Vansjø-Storefjorden.
10. Overføring av restutslippene fra renseanleggene i Ytre Enebakk og Tomter til andre resipienter vil fjerne < 0,5 % av tilførslene, og vil være et lite kostnadseffektivt tiltak idag. Totalkostnadene vil i så fall øke med ca. 30 mill. kr. totalt eller 3,5 mill. kr./år med en kostnadseffektivitet som er 7 ganger dårligere enn tiltak innen separate avløp. Dersom antall tilknyttede boliger tredobles i framtiden vil tiltaket få en kostnadseffektivitet som er ca. 2,5 ganger dårligere enn tiltak innen separate avløp.
11. Vassdragsinterne tiltak som utfisking av karpfiskbestandene har potensiale til å gi ytterligere forbedringer, men effekt, gjennomførbarhet og kostnader er usikre og må utredes nærmere.
12. Overføring av utløpet av Hobølelva til Grepperødfjorden vil gjøre det lettere å nå miljømålet for Storefjorden, men tilnærmet umulig å nå miljømålet for Vanemfjorden, og vil dessuten medføre en rekke andre mulige brukerkonflikter.
13. Høy sommervannstand og en vannstandsmanøvrering som minimaliserer oversvømmelser i flomperioder vil være positivt for vannkvaliteten.

5. Referanser

- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O., Aanes, K.J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning 97:04: 31 s.
- Berg, K., Skulberg, O.M., Skulberg, R., Underdal, B. og Willén, T. 1986. Observations of toxic blue-green algae (Cyanobacteria) in some Scandinavian lakes. *Acta vet. scand.* 27: 440-452.
- Berge, D., 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport 2001: 44 s.
- Berge, D. og Källqvist, T. 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport l-nr. 2367:130 s.
- Blankeberg Buseth, A.G. og Høyås Risnes, T. 2000. Fangdammer, vegetasjonssoner og naturlige våtmarker i Vansjø-Hobølvassdraget – pilotprosjekt Våler kommune. Jordforsk rapport nr 62/00.
- Bratli, J.L. 1995. Miljømål for vannforekomstene. Forventet naturtilstand. SFT-veiledning 95:04: 41 s.
- Bratli, J.L., Hauan, E., Rosland, D.S., Sandnes, A.A., Størset, L. 1998. Miljømål for vannforekomstene - Hovedveiledning. SFT-veiledning 95:05: 54 s.
- Bratli, J.L., Molvær, J., Lømsland, E., Holtan, H., Baalsrud K., Juliussen, A. 1997. Miljømål for vannforekomstene. Sammenhenger mellom utlipp og virkning. SFT-veiledning 95:01: 50 s.
- EU 2000. Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. European Union PE-CONS 3639/00. 63 s, 11 vedlegg
- Faafeng, B. 1982. Rutineovervåking av Gjersjøen med tilløpsbekker 1982. NIVA-rapport l-nr. 1506: 50 s.
- Framstad, B. og Stalleland, T. 1997. Tiltak for å bedre vannkvaliteten i øvre del av Hobøl-Langen vassdraget. NILF-notat 10: 51 s.
- Hauger, T. 1979. Samarbeidsutvalget for Vansjø-Hobølvassdraget: Forslag til handlingsprogram. Plan- og utbyggingsavd. Østfold Fylkeskommune: 95 s.
- Larsen, D.P. and Mercier, H.T., 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33: 1742-1750.
- Lindstrøm, E.A. 2000. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstednære områder. Fastsittende alger i rennende vann - en kunnskapsstatus. NIVA-rapp. 4303: 73 s.
- Løvstad, Ø. 2000. Vannkvalitetsovervåking i Østfold 1980-1999. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernadv., Rapport nr. 3/2000. 29 s.
- Løvstad, Ø., Bjørnskau, K. og Velsrud, E. 2000. Lokal vannkvalitetsovervåking i Ski kommune 1999.

Løvstad, Ø, og Krogstad, T. 2001. Lokal, tiltaksrettet vann- og jordovervåking i Kråkstadfeltet i 2000 – Ski kommune. Limno-Consult/NLH.

Løvstad, Ø. in prep. Lokal tiltaksrettet kartlegging av vannkvaliteten i bekker og elver i Vansjø-Hobølvassdraget 1999-2000. Limnoconsult-rapport.

NVE 1987. Avrenningskart over Norge.

Oredalen, T.J. og Aas, W. 2000. Vurdering av atmosfærisk fosforavsetning i sørøst-Norge. NIVA-rapport 4310: 33 s.

Pedersen, N.E og Braskerud, B. 1996. Fangdammer som tiltak mot jordbruksforurensning i Østfold fylke. Jordforsk rapport nr 117/96: 37 s.

Simonsen, L. 1999. Forurensningsregnskap for Hobøl-Vansjøvassdraget. Naturplan-rapport.

Trandem, J. 2000. Bruk av avisingskemikalier- Forbruk, avrenning og miljøkonsekvenser for vann. Rygge Sivile Lufthavn. ICG-rapport.

Vedlegg A. Generelle beregningsparametre for renetekniske løsninger for kloakk.

| <u>Kostnader (kr):</u> | <u>Investering</u> | <u>Drift</u> | <u>Årskostnad pr bolig</u> |
|------------------------|--------------------|--------------|----------------------------|
| Infiltrasjonsanlegg | 50.000 | 900 | 4000 |
| Konstruert våtmark | 100.000 | | |
| Minirensesanlegg 1 hus | 55.000 | 3.300 | 8.500 |
| Minirensesanlegg 2 hus | 76.000 | 4.500 | 6.000 |
| Tett tank | 34.000 | 2.250 | 5.400 |
| Biologisk toalett | 27.000 | 1000 | 3.500 |

Levetiden for systemene er satt til 20 år.

Infiltrasjonsanlegg:

Slamavskilleren tømmes en gang pr år.

Minirensesanlegg:

Prisinformatjonen for minirensesanlegg er hentet fra Biovac. Prisen gjelder systemet ferdig montert. Driftsutgiftene gjelder kjemikalier (250.-) og serviceavtale (ca 2000.-) med besøk 2-3 år. Strømutgifter er medregnet (kr. 1000.- /år).

Tett tank:

Prisen på tett tank system er basert på opplysninger fra Heidenreich, Skien v / Berge.

Det er tatt utgangspunkt i en 6000 l tett tank for svartvann og en 2000 l slamavskiller for gråvann med etterfølgende fordelingspumpe og infiltrasjon. Det er ikke regnet med kostnader for fordeling (separering) av gråvann og svartvann inne i bygningen.

Svartvannet tømmes 2 g. pr. år, gråvannet en gang annenhvert år. Prisen forutsetter et fast opplegg med regulær tømning. Priser innhentet fra Vestfold Septikrens. Deponeringsgebyr på 60 kr m³ er innkalkulert.

INVESTKOSTN.:

| | |
|------------------|---------------|
| Bia Li 60: | 8.600 |
| Bia SL 22: | 4.800 |
| Fordelingspumpe: | 8.000 |
| Rør | 2.000 |
| Graving | 10.000 |
| Sum: | 33.400 |

DRIFTSKOSTN.:

| | |
|---------|-------|
| Tømming | 2.250 |
|---------|-------|

Snurrelassen

Opplysninger fra Vera A/S. Investeringen estimert til ca 22.000. Rørleggerarbeid to dager, ca. kr 5.000 (kan gjøres selv). Må stå i kjeller (1.30*1.30). Driftsutgifter innbefatter strøm og sanitærbark

Vedlegg B. Tilstand i alle delnedbørfelt 1997-2000

Delnedbørfelt 1 (Langen og vassdraget oppstrøms i Ski)

| Virkningstype | Parameter | benevning | LANA Langen |
|----------------|-------------|------------|----------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 11 |
| | Tot-N | µg/l | |
| | Klf a | µg/l | |
| Organisk stoff | siktedyp | m | |
| | TOC | mg/l | |
| Partikler | Susp. stoff | mg/l | |
| Tarmbakt. | TKB | ant/100 ml | 3 |

Delnedbørfelt 2 (Enebakk inkl. Mjær)

| Virkningstype | Parameter | benevning | VG | TAN4 | TVE (MJR4) | NOR (MJR2) | Øst(MJR3) | MJR | MJRU |
|----------------|-------------|-----------------|---------|------------|-----------------------|----------------------|------------------|------|------------|
| | | | Vågvann | Tangenelva | Gjeversrud- bekken | Kjepperud- bekken | Østby- bekken | Mjær | Mjær utløp |
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 13 | 20 | 32 | 37 | 44 | 23 | 25 |
| | TRP | µg/l | | | 18 | 18 | 22 | | 14 |
| | Tot-N | µg/l | | 1017 | 1843 | 652 | 1534 | | 826 |
| Organisk stoff | Klf a | µg/l | | | | | | | |
| | siktedyp | m | | | | | | | |
| Organisk stoff | begr.alger | tilstandsklasse | | | 5 | 3 | 5 | | 4 |
| | TOC | mg/l | | | | | | | |
| Partikler | Susp. Stoff | mg/l | | 3 | 6 | 6 | 9 | | 3 |
| Tarmbakt. | TKB | ant/100 ml | | 136 | 40 | 12 | 3300 | | 891 |

Delnedbørfelt 3 (Hobøelva fra Mjær-Kråkstadelva, Hobøl og Ski)

| | | | | | | Ski | Hobøl | | | | |
|----------------|-------------------|---------------|-----------------------------|-------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|---------------------------|------------------------------|----------------------|--------------------|--------------------------|
| Virkningstype | Parameter | benevning | TRO Trosterud- bekken | HO 01 Hobøelva v/Tomter | SOL I Solberg- bekken I | SOL II Solberg- bekken II | BER1 Berger- bekken | TIN Tingulstad- bekken | HO 02 Foss-bekken | SJØ Sjølibekken | RII Riiser- bekken |
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 47 | 53 | 15 | 62 | | 97 | 156 | 27 | 44 |
| | TRP | µg/l | 23 | | 4 | 28 | 130 | 69 | | 14 | 30 |
| | Tot-N | µg/l | 1140 | 1019 | 354 | 1652 | | 1929 | 1885 | 1597 | 1381 |
| | Klf a siktedyp | µg/l m | | | | | | | | | |
| | begr.alger | tilstandsklas | 5 | | 1 | 5 | | 5 | 5 | 4 | 4 |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | | | | | | | | | |
| Partikler | Susp. Stoff | mg/l | 17 | 15 | 2 | 39 | | 33 | 81 | 8 | 20 |
| Tarmbakt. | TKB | ant/100 ml | 82 | 2490 | 1 | 237 | | 374 | 983 | 314 | 124 |

Delnedbørfelt 4 (Kråkstadelva i Ski og Hobøl)

| | | | KRB1 Kråkstad- elva Hobøl | KRB2 Kråkstad- elva Ski | ELI Ellingsrud- bekken |
|----------------|-------------------|---------------|---------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 96 | | |
| | TRP | µg/l | 52 | 67 | 150 |
| | Tot-N | µg/l | 3120 | | |
| | Klf a siktedyp | µg/l m | | | |
| | begr.alger | tilstandsklas | 5 | | |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | | | |
| Partikler | Susp. Stoff | mg/l | 52 | | |
| Tarmbakt. | TKB | ant/100 ml | 116 | 4033 | |

Delnedbørfelt 5 (Hobøelva fra Kråkstadelva til Vansjø inkl. stasjon v/Kure, Hobøl og Våler)

| Virkningstype | Parameter | benevning | Hobøl | Hobøl | Våler | Våler | Våler | Våler | Våler | Våler |
|----------------|---------------------------------|----------------------------|--------------------|-------------|----------------------|-----------------------|----------------------|---|---|---|
| | | | HOBN | JON | SKR I | SKR II | FOL | HOBK | HOBK | HOBK |
| | | | HOB nedenf. KRB | Jonasbekken | Skårnes- bekken I | Skårnes- bekken II | Folkestad- bekken | Våler Hobøelva v/Kure FM Østfold 97- 99 | Hobøelva v/Kure Morsa-data 99-00 | Våler Hobøelva v/Kure Fagrådet 2000 |
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 61 | 49 | 12 | 53 | 46 | 79 | 74 | 96 |
| | TRP | µg/l | 38 | 23 | 3 | 36 | | | 32 | |
| | Tot-N | µg/l | 1463 | 1066 | 358 | 921 | 731 | 1692 | 1377 | 1308 |
| Organisk stoff | Klf a siktedyp begr.alger | µg/l m tilstandsklas | 5 | 5 | 1 | 5 | 4 | | 5 | |
| | TOC | mg/l | | | | | | 9 | | |
| | Partikler | Susp. Stoff mg/l | 36 | 14 | 2 | 11 | 10 | 29 | 42 | 50 |
| Tarbakt. | TKB | ant/100 ml | 400 | 73 | 82 | 4660 | 168 | | 210 | 809 |

Delnedbørfelt 6 (Mørkelva og Veidalselva, Våler)

| Virkningstype | Parameter | benevning | VÅ01 | VÅ02 |
|----------------|---------------------------------|----------------------------|----------|-------------|
| | | | Mørkelva | Veidalselva |
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 39 | 75 |
| | Tot-N | µg/l | 717 | 1220 |
| | Klf a siktedyp begr.alger | µg/l m tilstandsklas | 5 | 5 |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | | |
| Partikler | Susp. Stoff | mg/l | 14 | 25 |
| Tarbakt. | TKB | ant/100 ml | 302 | 42 |

Delnedbørfelt 7 (Sæbyvannet og Svinna i Våler)

| Virkningstype | Parameter | benevning | ENG Engsbekken | SVI I Svinna I | SVI II Svinna II | Sæbyvannet |
|----------------|-------------|---------------|-------------------|-------------------|---------------------|------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 50 | 56 | 46 | 45 |
| | TRP | µg/l | 21 | 31 | 25 | |
| | Tot-N | µg/l | 885 | 867 | 1028 | 1513 |
| | Klf a | µg/l | | | | 20 |
| | siktedyp | m | | | | |
| | begr.alger | tilstandsklas | 3 | 4 | | |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | | | | 8 |
| Partikler | Susp. Stoff | mg/l | 9 | 9 | 11 | 8 |
| Tarmbakt. | TKB | ant/100 ml | 34 | 2 | 176 | |

Delnedbørfelt 8a (Vansjø – Storefjorden-mindre tilløpsbekker, Råde, Rygge)

| Virkningstype | Parameter | benevning | Råde HUN Hukeberg- bekken | Råde BJR Bjørne- bekken | Råde STA Stareng- bekken | Rygge RY05 Kaptein- bekken | Rygge FRE Fredskjær- bekken |
|----------------|-------------|---------------|------------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 32 | 33 | 235 | 61 | 39 |
| | TRP | µg/l | 55? | 14 | 238 | | 22 |
| | Tot-N | µg/l | 3741 | 2576 | 4747 | 3624 | 2992 |
| | Klf a | µg/l | | | | | |
| Organisk stoff | siktedyp | m | | | | | |
| | begr.alger | tilstandsklas | 5 | 5 | 5 | | 3 |
| | TOC | mg/l | | | | | |
| Partikler | Susp. Stoff | mg/l | 7 | 5 | 5 | 9 | 4 |
| Tarmbakt. | TKB | ant/100 ml | 300 | 200 | 102 | 1010 | 52 |

Delnedbørfelt 8b (Vansjø – Storefjorden, Råde, Våler)

| Virkningstype | Parameter | benevning | 1997-99 VAN1 Vansjø - Storefjorden | 2000 VAN1 Vansjø - Storefjorden |
|----------------|-------------|------------|---|--|
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 19 | 29 |
| | Tot-N | µg/l | 1184 | 1323 |
| | Klf a | µg/l | 7,9 | 8,6 |
| | siktedyp | m | 2,0 | 1,7 |
| Organisk stoff | TOC | mg/l | 7,3 | 7,4 |
| Partikler | Susp. Stoff | mg/l | 3,8 | 4,4 |
| Tarmbakt. | TKB | ant/100 ml | | |

Delnedbørfelt 9a (Vansjø – Vanemfjorden-mindre tilløpsbekker, Rygge, Våler)

| Virkningstype | Parameter | benevning | Rygge SBK I Støa-bekken I | Rygge SBK II Støa-bekken II | Rygge HUG Huggenes- bekken | Rygge RY06 Årvold- bekken | Våler SPE Sperrebotn- bekken | Våler AUG Augerød- bekken | Moss VAN Vanem- bekken | Moss GAS Gashus- bekken |
|----------------|------------------------|---------------|------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---------------------------------------|------------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 758 | 26 | 43 | 76 | 47 | 56 | 23 | 30 |
| | TRP | µg/l | 739 | 17 | 51 (?) | | 29 | 54 | 13 | 12 |
| | Tot-N | µg/l | 4995 | 8131 | 3597 | 4560 | 1134 | 669 | 787 | 434 |
| Organisk stoff | Klf a siktedyp m | µg/l | | | | | | | | |
| | begr.alger | tilstandsklas | jernutf./bakt | jernutf./bakt | 4 | 5 | 4 | 3 | 4 | 4 |
| | TOC | mg/l | | | | | | | | |
| Partikler | Susp. Stoff | mg/l | 6 | 6 | 8 | 20 | 9 | 20 | 4 | 5 |
| Tarmbakt. | TKB | ant/100 ml | 5950 | 0 | 194 | 850 | 1811 | 60 | 430 | 20 |

Delnedbørfelt 9b (Vansjø– Vanemfjorden, Rygge, Våler)

| Virkningstype | Parameter | benevning | | 1997-99 VAN2 Vansjø - Vanem- fjorden | 2000 VAN2 Vansjø - Vanem- fjorden |
|----------------|---------------|-------------|------|--|---|
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | | 43 | 31 |
| | Tot-N | µg/l | | 689 | 810 |
| | Klf a | µg/l | | 36 | 21 |
| Organisk stoff | siktedyp m | m | | 1,2 | 1,3 |
| | TOC | mg/l | | 9,4 | 8,1 |
| | Partikler | Susp. Stoff | mg/l | 6,2 | 6,6 |
| Tarmbakt. | TKB | ant/100 ml | | | |

Delnedbørfelt 10 (Mosseelva, Moss og Rygge)

| Virkningstype | Parameter | benevning | MO03 | MO04 | Rygge RY07 Hanan- bekken | 1997-99 VANU | 2000 VANU |
|----------------|-------------------|---------------|------------|-----------|-----------------------------------|-----------------|--------------|
| | | | Norebekken | Ørebekken | | Mosseelva | Mosseelva |
| Næringssalter | Tot-P | µg/l | 40 | 27 | 549 | 33 | 30 |
| | Tot-N | µg/l | 859 | 2318 | 2217 | 1211 | 1067 |
| | Klf a siktedyp | µg/l m | | | | | |
| Organisk stoff | begr.alger | tilstandsklas | 4 | | 5 | | |
| | TOC | mg/l | | | | 8 | |
| Partikler | Susp. Stoff | mg/l | 5 | 4 | 15 | 5 | 7 |
| Tarmbakt. | TKB | ant/100 ml | 1268 | 530 | 501 | 565 | 55 |

Vedlegg C. Egnethetsklasser for ulike brukerinteresser

Tilstandsklasser og egnethet for ulike brukerinteresser. Retningslinjer

| virkningstype | parameter | Brukerinteresse | Egnethetsklasse | | | |
|---------------|-------------------|-------------------------|-----------------|----------------|-----------------------|-----------------|
| | | | Godt egnet | Egnet | Mindre egnet | Ikke egnet |
| næringsalter | fosfor, µg/l | Drikkevann | <7 | 7 - 11 | 11 - 20 | > 20 |
| | | Bading | <7 | 7 - 11 | 11 - 20 | > 20 |
| | | Fritidsfiske | <11 | 11 - 20 | 20 - 50 | > 50 |
| | | Jordvanning | <11 | 11 - 20 | 20 - 50 | > 50 |
| partikler | susp. stoff, mg/l | Drikkevann | < 1,5 | 1,5 - 7 | | >7 |
| | | Bading | <3 | 3 - 5 | 5 - 10 | > 10 |
| tarmbakterier | TKB/100 ml | Drikkevann ^a | 0 ^b | 0 ^c | | >0 ^d |
| | | Bading | <100 | <100 | 100-1000 | >1000 |
| | | Jordvanning | <2 | 2 - 20 | 20 - 100 ^e | > 100 |

a) gjelder for råvann som skal gi drikkevann etter enkel vannbehandling (finsiling, desinfisering og evt. pH-justering)

b) 90% av prøvene må ha 0 TKB/100ml råvann, resten av prøvene må være < 10 TKB/100ml

c) For vannverk som forsyner > 10 000 personer, skal >70% av prøvene ha 0 TKB/100ml, for vannverk som forsyner 1000-10000 personer skal >60% av prøvene være 0, og for vannverk som forsyner 100-1000 personer skal > 50% av prøvene være 0 TKB/100ml. De resterende prøvene må være < 10 TKB/100ml.

d) < 50% av prøvene har 0 TKB/100ml eller enkeltverdier er > 10 TKB/100 ml.

e) For korn eller belgvekster og fôrvækster som tørkes eller ensileres tillates opp til 150 TKB/100 ml

Vedlegg D. Dagens egnethet for ulike brukerinteresser i alle delnedbørfeltene

Egnethetsklasser 1 Godt egnet 2 Egnert 3 Mindre egnet 4 Ikke egnet

| | Delnedbørfelt 1 | Delnedbørfelt 2 | Delnedbørfelt 3 | | Delnedbørfelt 4 | Delnedbørfelt 5 |
|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|--------------|------------------------|------------------------|
| Brukerinteresse | Langen-syd | Mjær utløp | Hobøelva v/Tomter | Foss-bekken | Kråkstad-elva | Hobøelva v/Kure |
| Drikkevann | 2 Egnert | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Bading | 2 Egnert | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Fiske | 1 Godt egnet | 3 Mindre egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Jordvanning | 1 Godt egnet | 3 Mindre egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |

| | Delnedbørfelt 6 | | Delnedbørfelt 7 | |
|------------------------|------------------------|--------------|------------------------|----------------|
| Brukerinteresse | Mørkelva | Veidalselva | Svinna II | Sæbyvannet |
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Fiske | 3 Mindre egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |
| Jordvanning | 3 Mindre egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |

Vedlegg E. Tilførsler fra kommunalt avløp

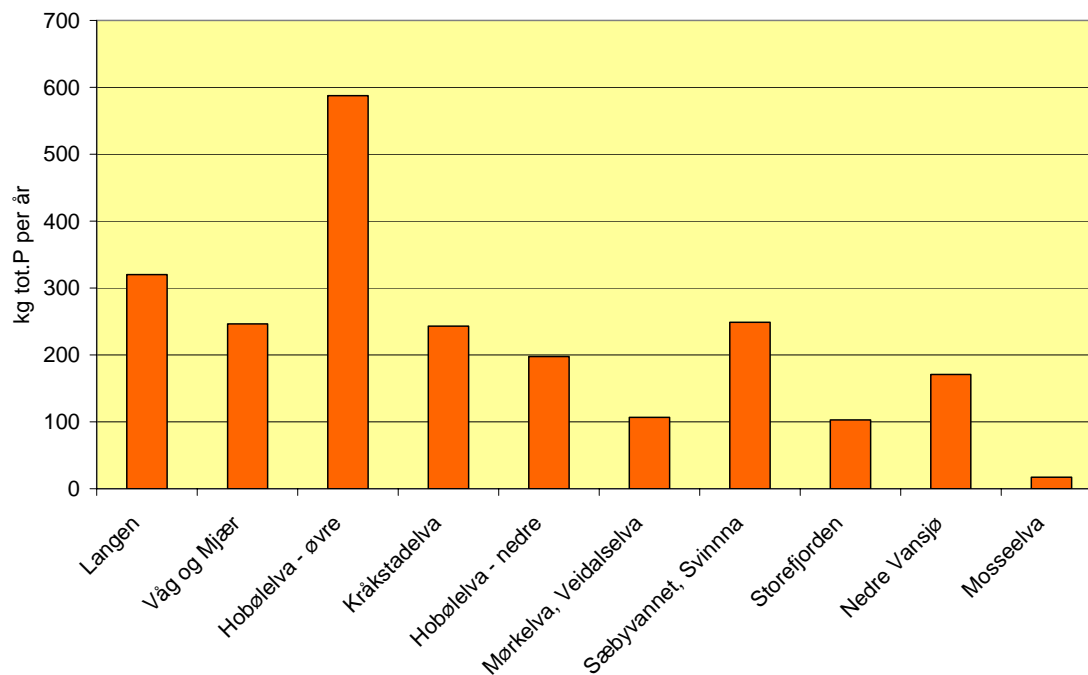
Tabellen viser årlig utslipp fra kommunale avløpsanlegg.

Det må understrekes at det er betydelig usikkerhet i beregnet utslipp fra transportsystemet.

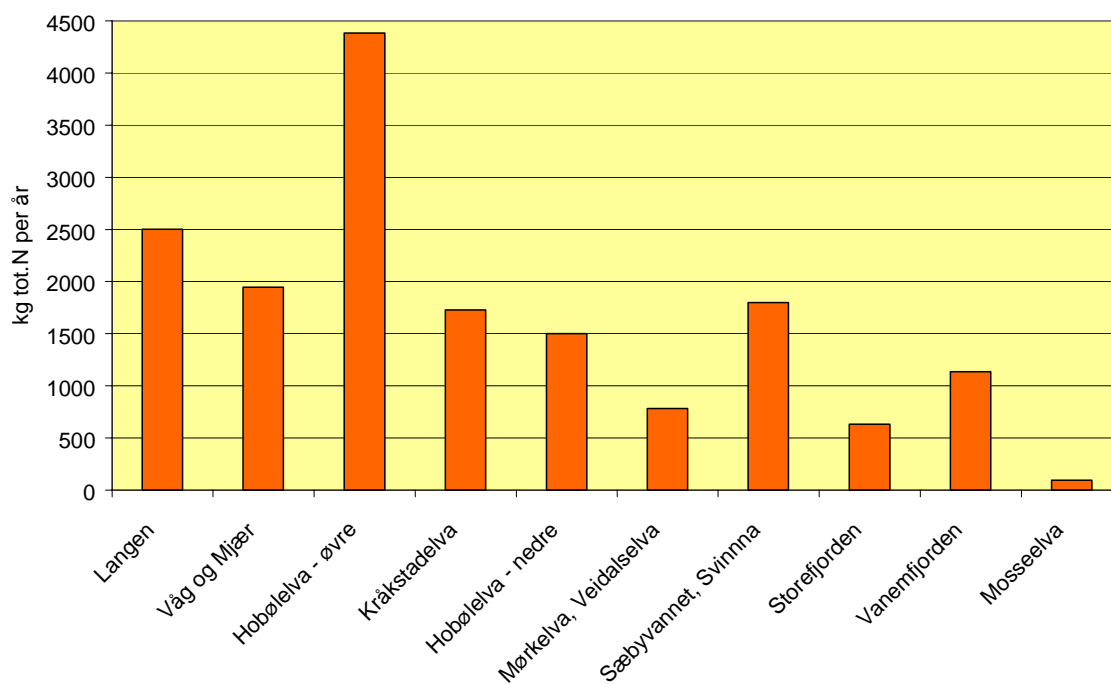
| Feltnr. | Nedbørfelt – navn | Sum tot P Kg/år | Sum TOC Kg/år |
|---------|--------------------------|---|---------------|
| 1 | Langen | Fra transportsystem: 2 Fra renseanlegg: <u>1</u> Sum: 3 | Sum: 70 |
| 2 | Våg og Mjær | Fra transportsystem: 239 Fra renseanlegg: <u>37</u> Sum: 276 | Sum: 6.090 |
| 3 | Hobølelva - øvre | Fra transportsystem: 121 Fra renseanlegg: <u>38</u> Sum: 159 | Sum: 3.940 |
| 4 | Kråkstadelva | Fra transportsystem: 30 Fra renseanlegg: <u>18</u> Sum: 48 | Sum: 1.060 |
| 5 | Hobølelva - nedre | Fra transportsystem: 33 Fra renseanlegg: <u>0</u> Sum: 33 | Sum: 730 |
| 6 | Mørkelva, Veidalselva | Fra transportsystem: 6 | Sum: 130 |
| 7 | Sæbyvannet, Svinna | Fra transportsystem: 13 Fra renseanlegg: <u>40</u> Sum: 53 | Sum: 540 |
| 8 | Storefjorden | Fra transportsystem: 3 | Sum: 60 |
| 9 | Vanemfjorden | Fra transportsystem: 316 | Sum: 6.970 |
| 10 | Mosseelva | Fra transportsystem: 250 | Sum: 5.520 |
| | SUM | Fra transportsystem: 1.013 Fra renseanlegg: <u>134</u> Sum: 1.147 | Sum: 25.110 |

Vedlegg F. Tilførsler fra separate avløpsanlegg

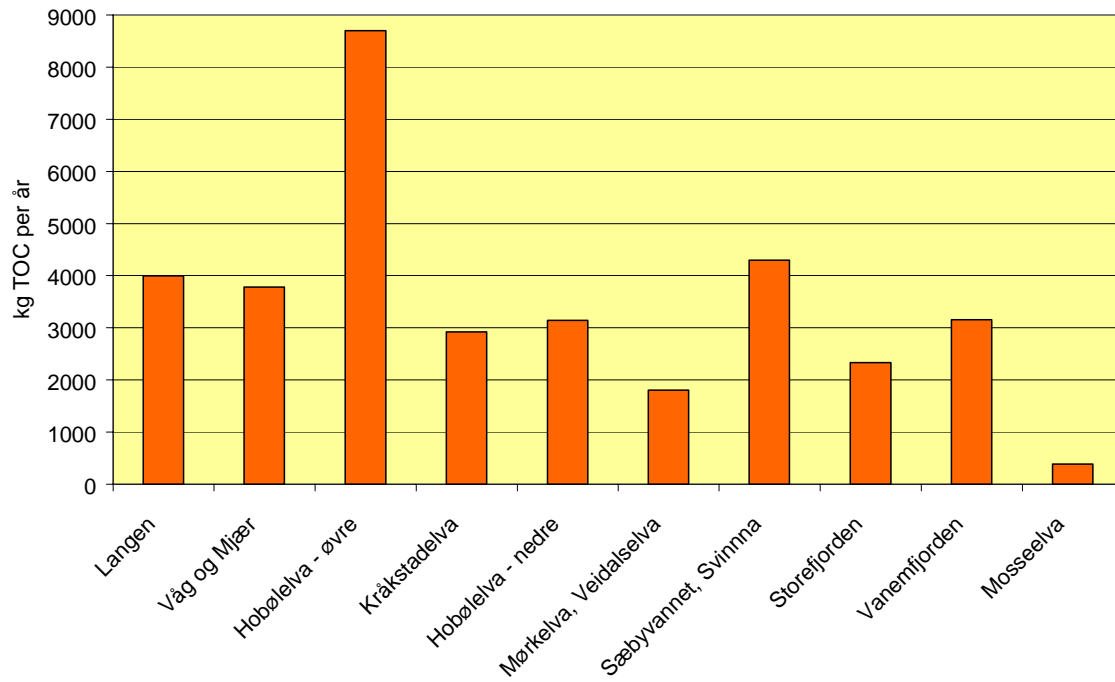
Figurene nedenfor viser beregnet utslipp av henholdsvis fosfor (tot.P), nitrogen (tot.N) og organisk stoff (TOC) fra separate avløpsanlegg for hvert delnedbørfelt.



Beregnet utslipp av fosfor (tot.P) fra separate avløpsanlegg for hvert delnedbørfelt

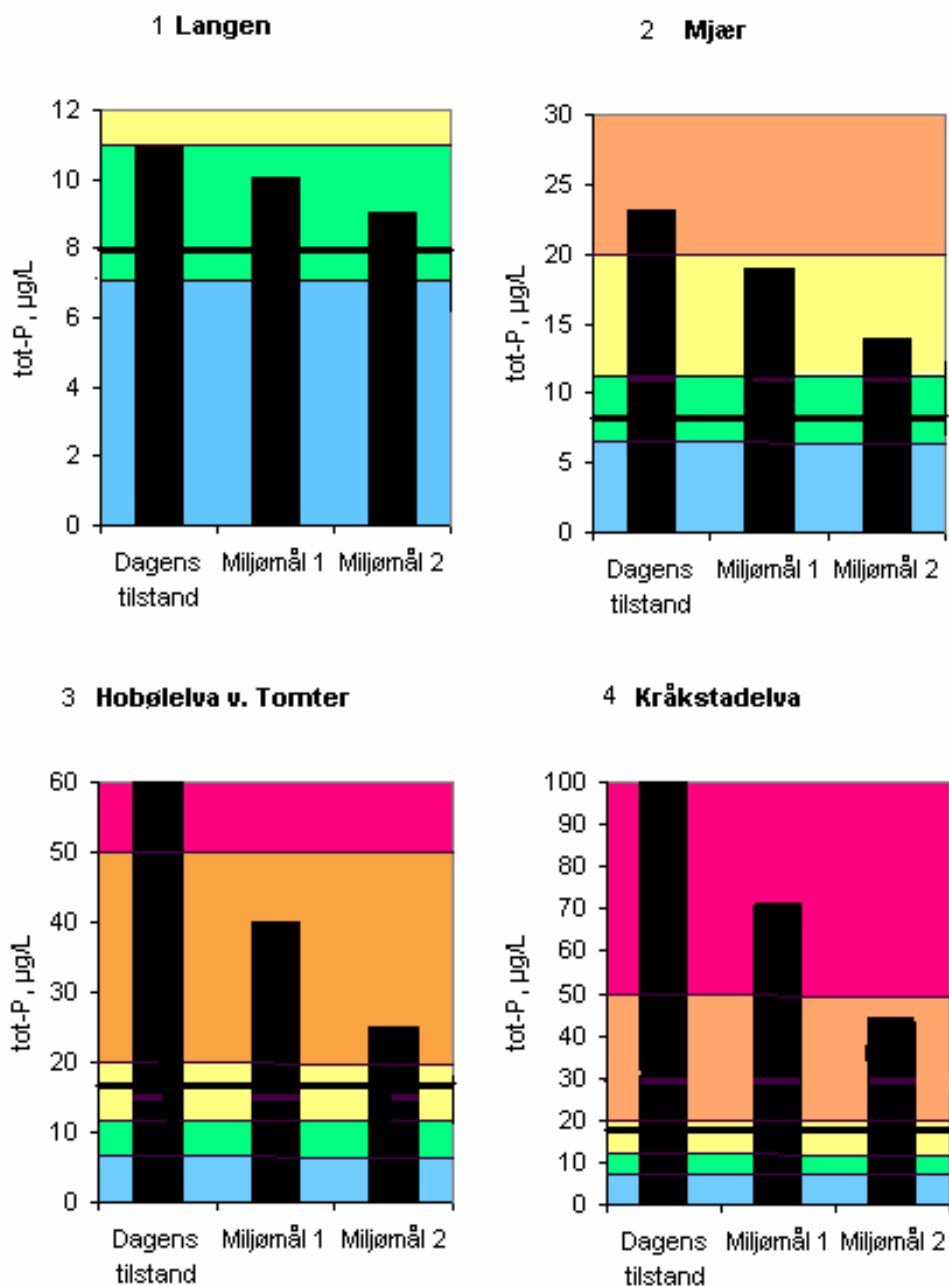


Beregnet utslipp av nitrogen (tot.N) fra separate avløpsanlegg for hvert delnedbørfelt

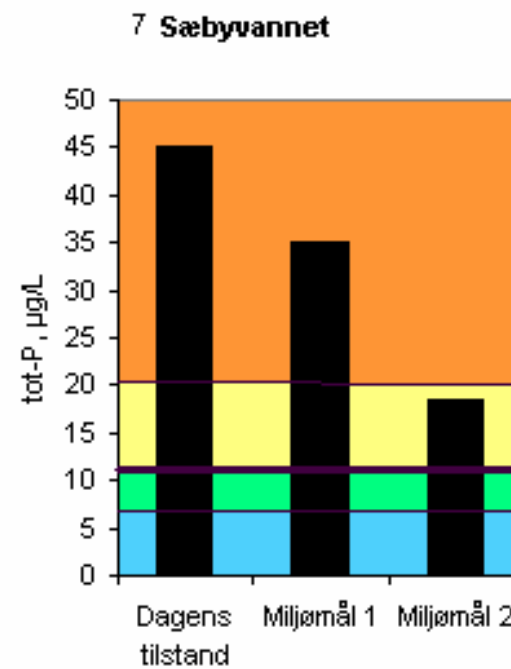
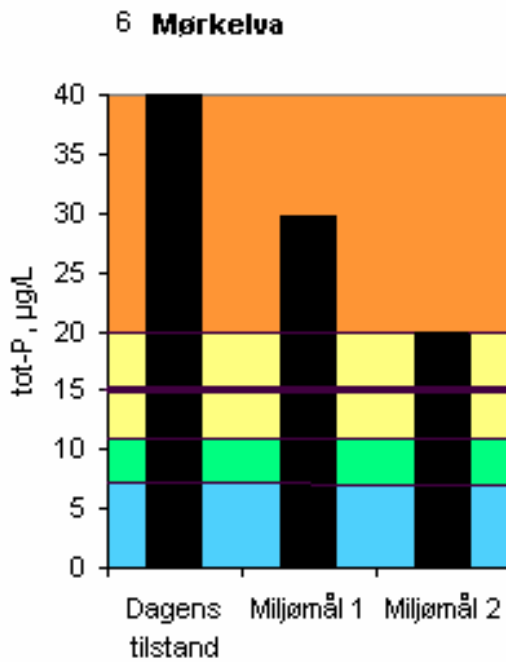
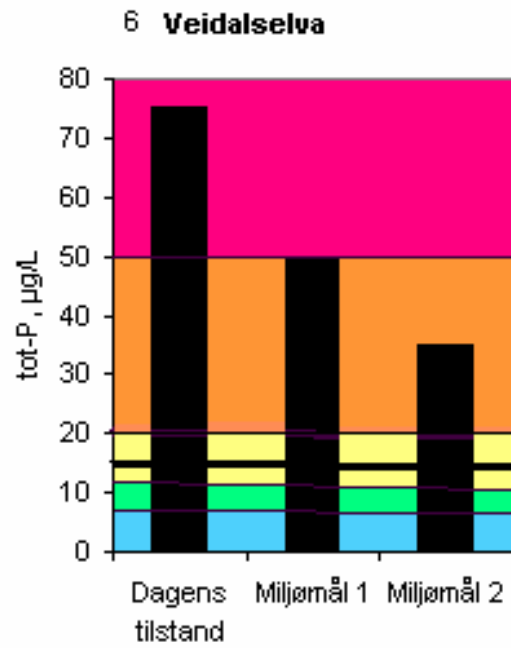
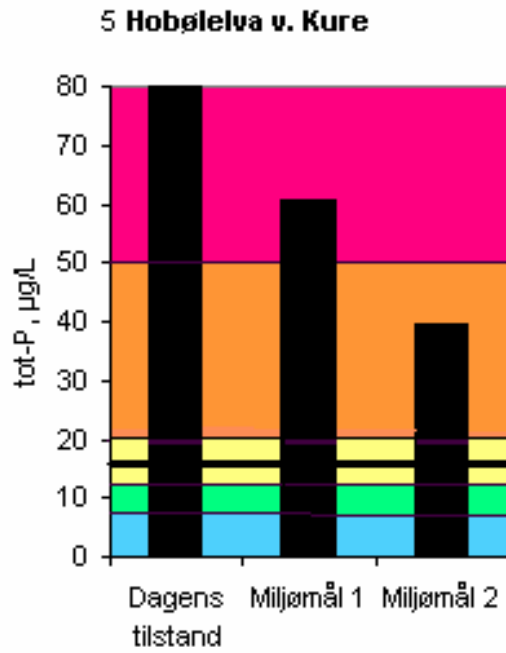


Beregnet utslipp av organisk stoff (TOC) fra separate avløpsanlegg for hvert delnedbørfelt

Vedlegg G. Miljøsmål for delnedbørfeltene

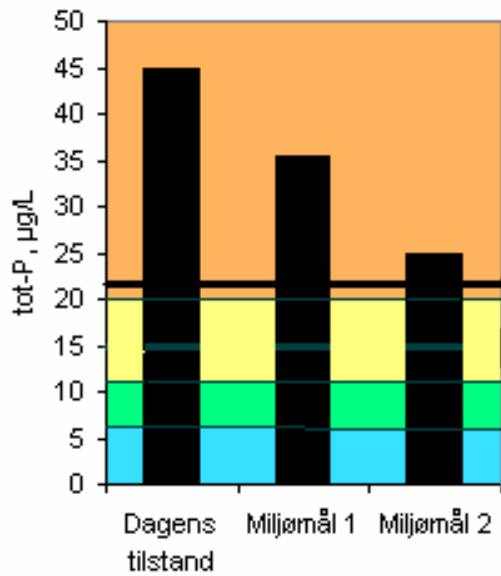


Miljøsmål for delnedbørfelt 1-4. Estimert naturtilstand er angitt med tykk sort strek. SFTs tilstandsklasser gitt i farger

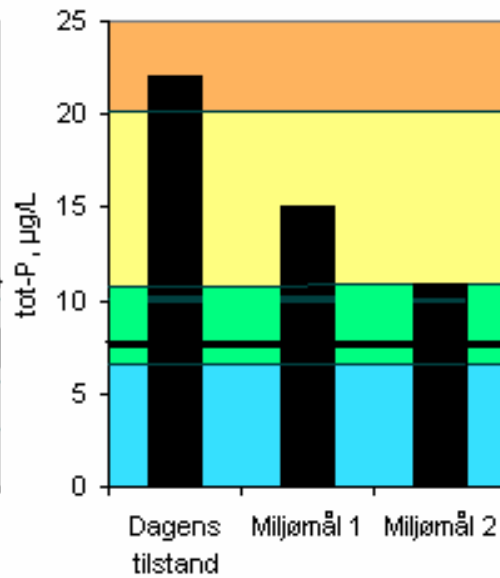


Miljøsmål for delfelt 5-7. Estimert naturtilstand angitt med tykk sort strek. SFTs tilstandsklasser angitt i farger.

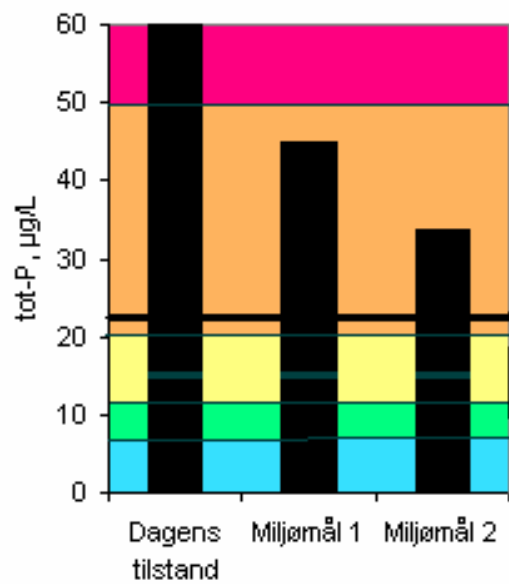
8a Storefjorden - tilløpsbekker



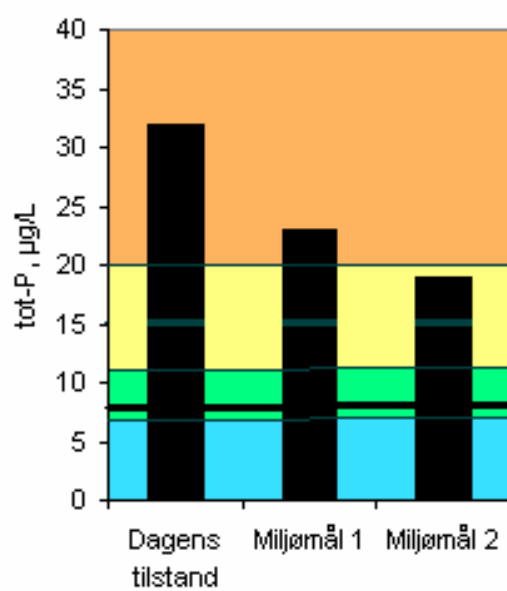
8b Vansjø - Storefjorden



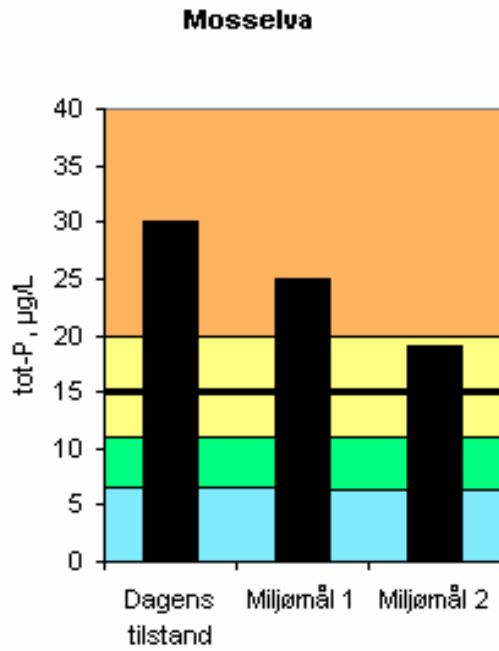
9a Vanemfjorden - Tilløpsbekker



9b Vansjø - Vanemfjorden



Miljøsmål for delfelt 8 og 9. Estimert naturtilstand er angitt med tykk sort strek.
SFTs tilstandsklasser er vist i farger



Miljømål for delfelt 10. Estimert naturtilstand er angitt med tykk sort strek. SFTs tilstandsklasser er vist i farger.

Vedlegg H. Forbedring i egnethet for brukerinteresser

Egnethet ved oppnåelse av miljømål 1 og 2 sammenlignet med dagens egnethet for ulike brukerinteresser (basert på total fosfor)

Egnethetsklasser 1 Godt egnet 2 Egnen 3 Mindre egnet 4 Ikke egnet

Delnedbørfelt 1 Langen

| Brukerinteresse | Dagens | Miljømål 1 | Miljømål 2 |
|-----------------|--------------|--------------|--------------|
| Drikkevann | 2 Egnen | 2 Egnen | 2 Egnen |
| Bading | 2 Egnen | 2 Egnen | 2 Egnen |
| Fiske | 1 Godt egnet | 1 Godt egnet | 1 Godt egnet |
| Jordvanning | 1 Godt egnet | 1 Godt egnet | 1 Godt egnet |

Delnedbørfelt 2 Mjær

| Brukerinteresse | Dagens | Miljømål 1 | Miljømål 2 |
|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |
| Fiske | 3 Mindre egnet | 2 Egnen | 2 Egnen |
| Jordvanning | 3 Mindre egnet | 2 Egnen | 2 Egnen |

Delnedbørfelt 3 Hobølelva øvre

| Brukerinteresse | Dagens | Miljømål 1 | Miljømål 2 |
|-----------------|--------------|----------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Fiske | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |
| Jordvanning | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |

Delnedbørfelt 4 Kråkstadelva

| Brukerinteresse | Dagens | Miljømål 1 | Miljømål 2 |
|-----------------|--------------|--------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Fiske | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |
| Jordvanning | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |

Delnedbørfelt 5 Hobølelva nedre

| Brukerinteresse | Dagens | Miljømål 1 | Miljømål 2 |
|-----------------|--------------|--------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Fiske | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |
| Jordvanning | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |

Delnedbørfelt 6 a Mørkelva

| Brukerinteresse | Dagens | Miljømål 1 | Miljømål 2 |
|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |
| Fiske | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet | 2 Egnen |
| Jordvanning | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet | 2 Egnen |

Delnedbørfelt 6 b Veidalselva

| Brukerinteresse | Dagens | Miljømål 1 | Miljømål 2 |
|-----------------|--------------|----------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Fiske | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |
| Jordvanning | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |

Delnedbørfelt 7 Svinna og Sæbyvannet

| Brukerinteresse | Dagens | Miljøsmål 1 | Miljøsmål 2 |
|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |
| Fiske | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet | 2 Eget |
| Jordvanning | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet | 2 Eget |

Delnedbørfelt 8a Vansjø - mindre tilløpsbekker til Storefjorden

| Brukerinteresse | Dagens | Miljøsmål 1 | Miljøsmål 2 |
|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Fiske | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |
| Jordvanning | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |

Delnedbørfelt 8b Vansjø - Storefjorden

| Brukerinteresse | Dagens | Miljøsmål 1 | Miljøsmål 2 |
|-----------------|----------------|----------------|--------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 2 Eget |
| Bading | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 2 Eget |
| Fiske | 3 Mindre egnet | 2 Eget | 1 Godt egnet |
| Jordvanning | 3 Mindre egnet | 2 Eget | 1 Godt egnet |

Delnedbørfelt 9a Vansjø - mindre tilløpsbekker til Vanemfjorden

| Brukerinteresse | Dagens | Miljøsmål 1 | Miljøsmål 2 |
|-----------------|--------------|----------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet |
| Fiske | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |
| Jordvanning | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet |

Delnedbørfelt 9b Vansjø - Vanemfjorden

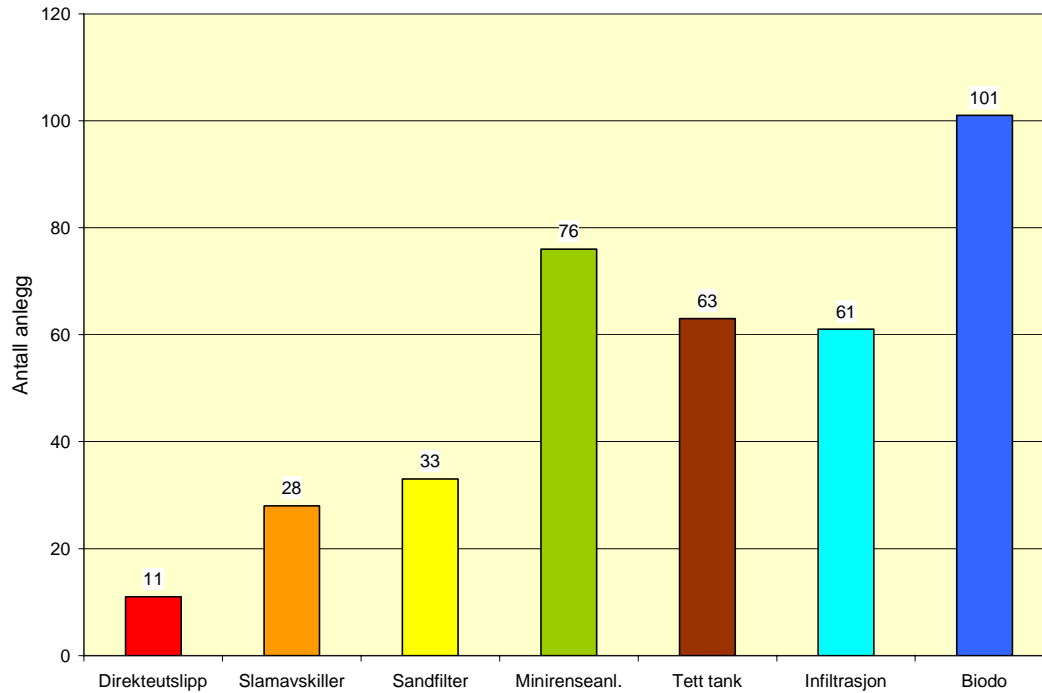
| Brukerinteresse | Dagens | Miljøsmål 1 | Miljøsmål 2 |
|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |
| Fiske | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet | 2 Eget |
| Jordvanning | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet | 2 Eget |

Delnedbørfelt 10 Mosseelva

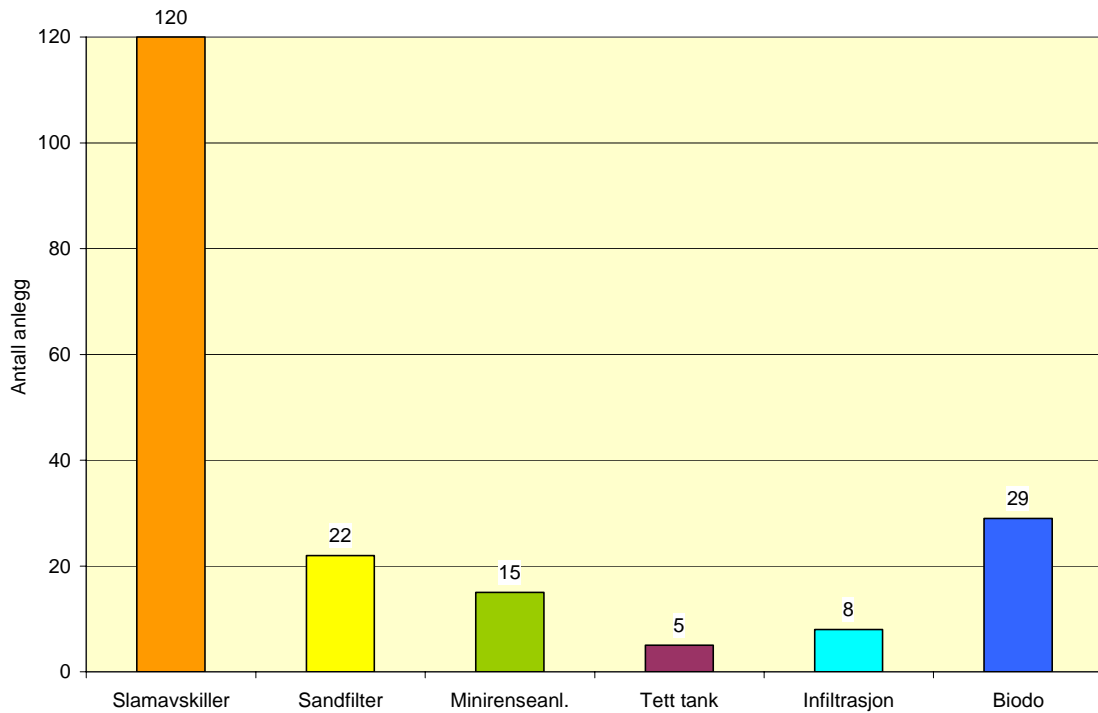
| Brukerinteresse | Dagens | Miljøsmål 1 | Miljøsmål 2 |
|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| Drikkevann | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |
| Bading | 4 Ikke egnet | 4 Ikke egnet | 3 Mindre egnet |
| Fiske | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet | 2 Eget |
| Jordvanning | 3 Mindre egnet | 3 Mindre egnet | 2 Eget |

Vedlegg I. Fordeling av antall avløpsanlegg i spredt bebyggelse for alle delnedbørfelt

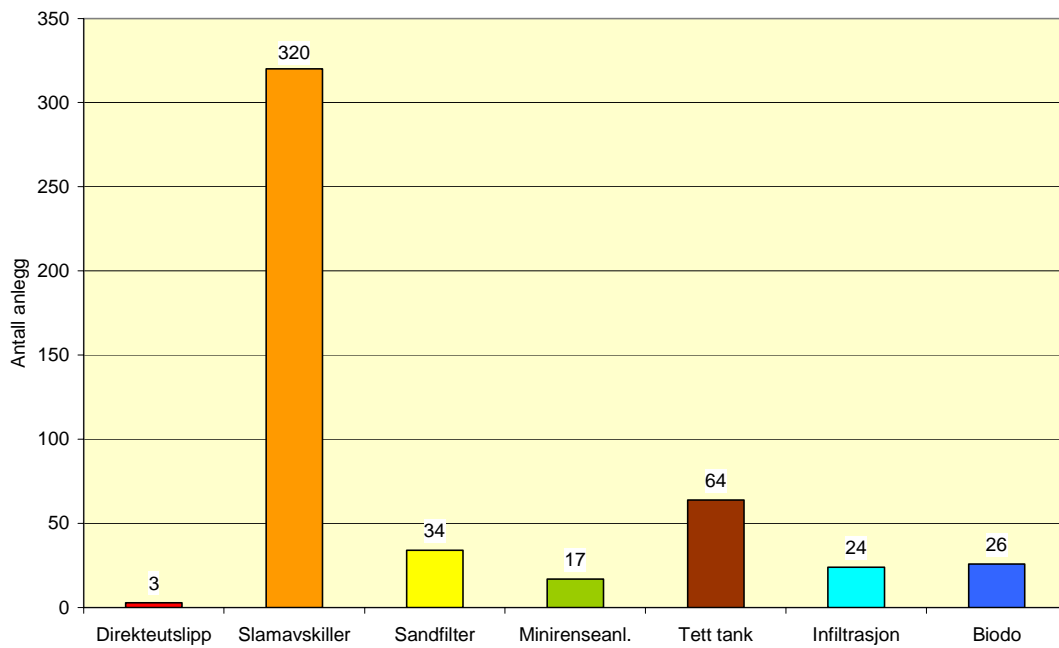
Langen



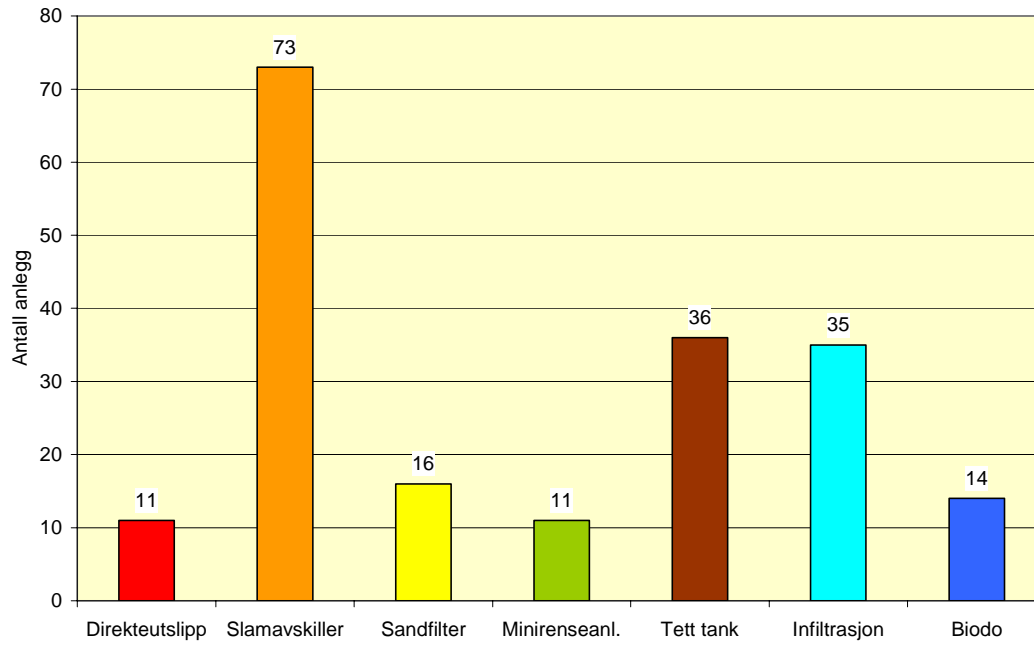
Våg og Mjær



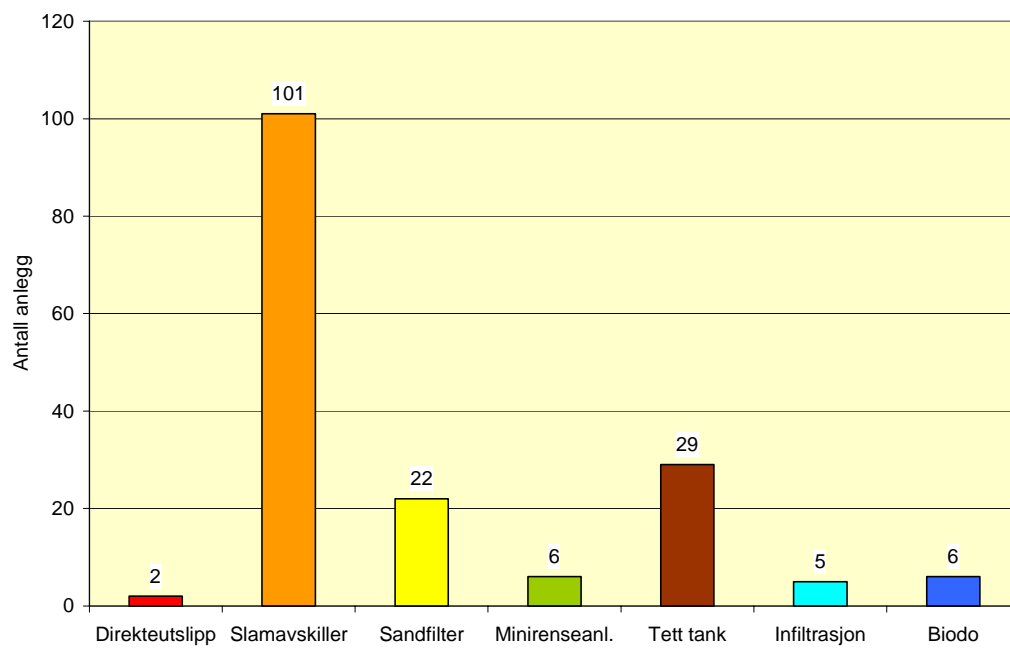
Hobølelva – øvre



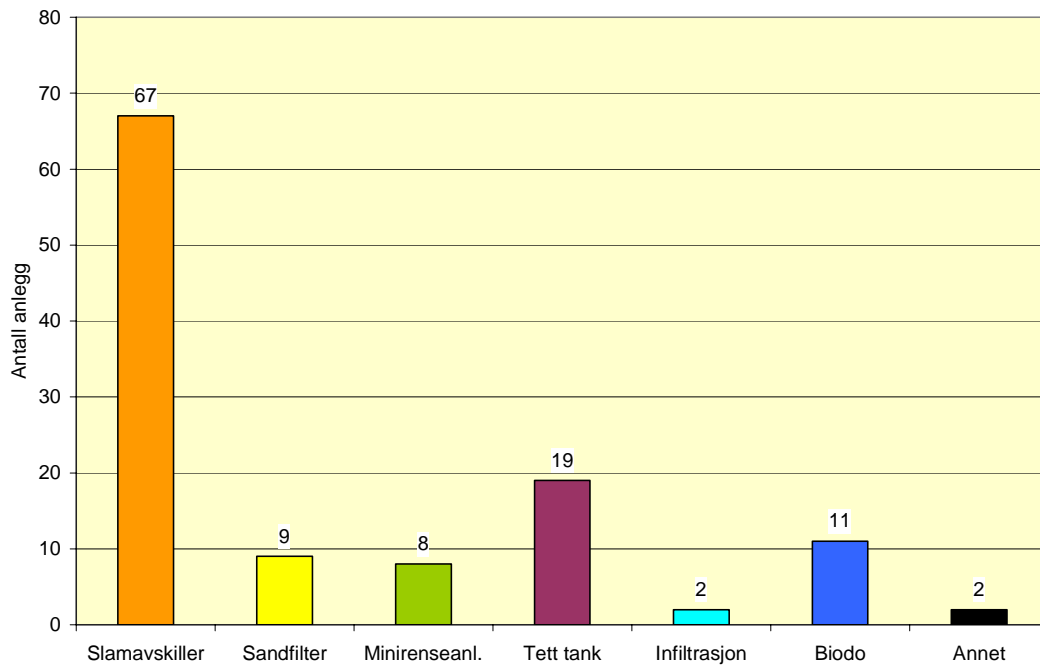
Kråkstadelva



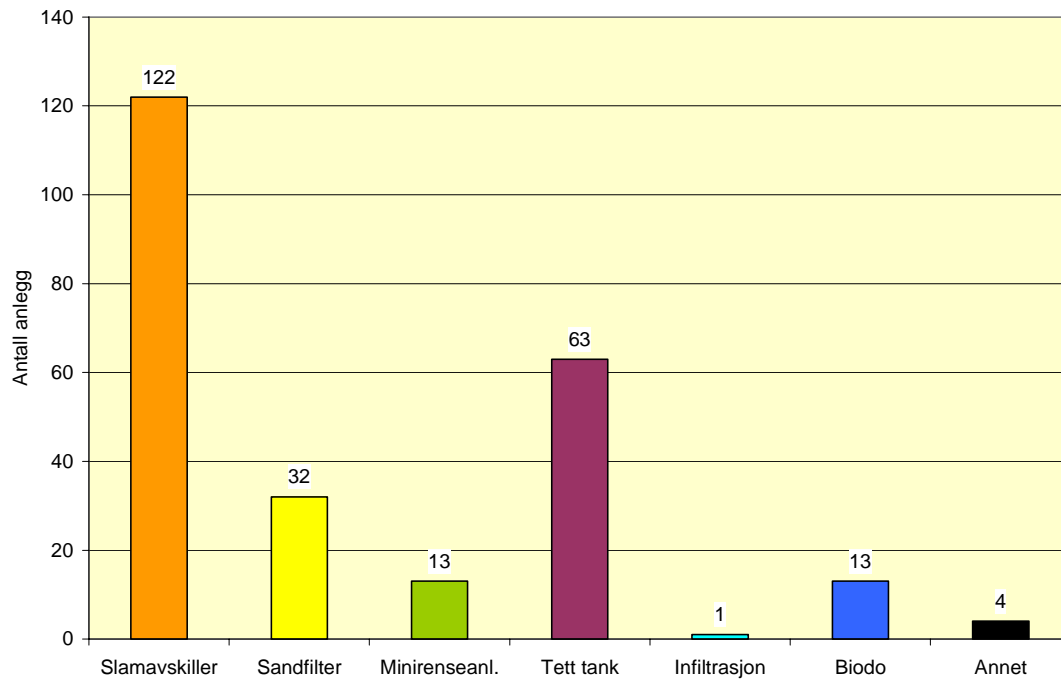
Hobøelva – nedre



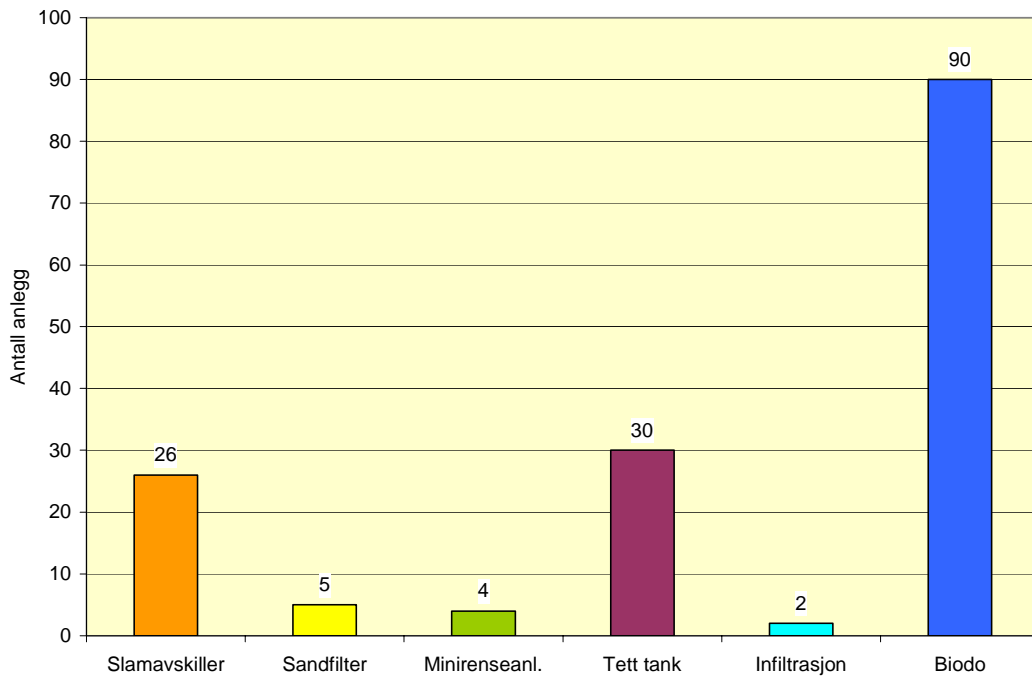
Mørkelva og Veidalselva



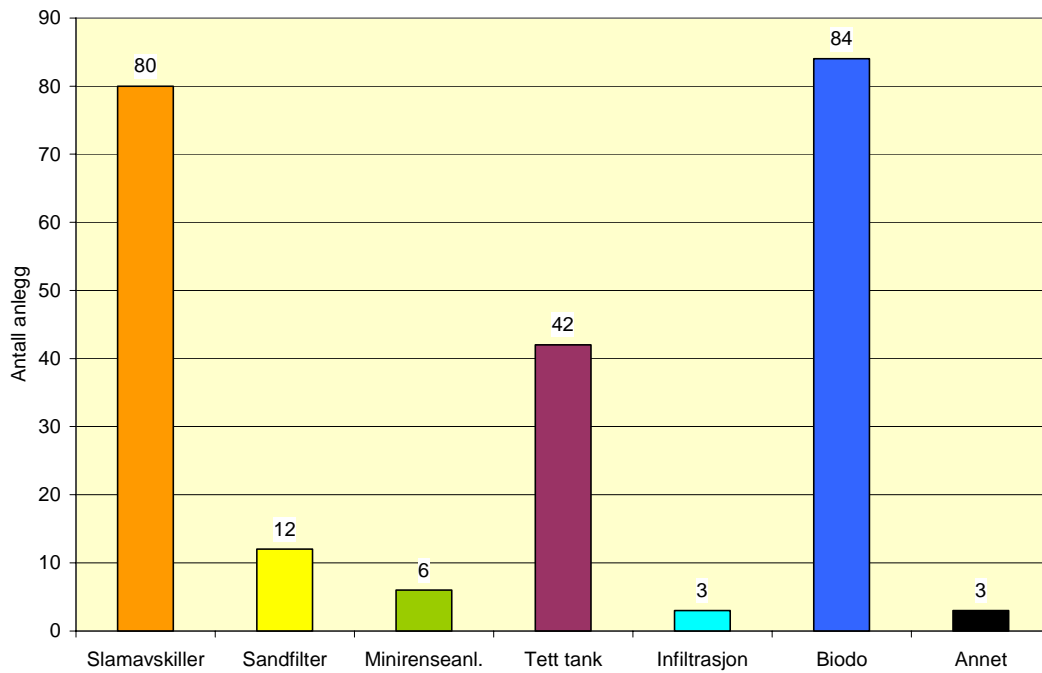
Sæbyvannet og Svinna



Storefjorden



Vanemfjorden



Mosseelva

