



RAPPORT LNR 4922-2004

# Forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget

Hovedrapport

*Hølandselva*

*Mjerma*



**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  
5005 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 Forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget. Hovedrapport.	Løpenr. (for bestilling) 4922-2004	Dato 20.12.2004
	Prosjektnr. Undernr. 24168	Sider Pris 39
Forfatter(e) Torleif Bækken, Dag Berge, Knut Bjørndalen, Nina Syversen, Stein Turtumøygard, Lillian Øygarden	Fagområde Integrert vannforvaltning	Distribusjon fri
	Geografisk område Østfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Miljøprosjekt Haldenvassdraget	Oppdragsreferanse Vidar Østenby
--	------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Haldenvassdraget består av en lang rekke innsjøer med korte elvestrekninger i mellom. Vassdraget forurenses hovedsaklig av næringssalter fra landbruk og befolkning. Vannkvalitet og miljømål for de 7 største innsjøene er vurdert. Fosforkonsentrasjonene øverst i vassdraget (Bjørkelangen og Skulerudsjøen) tilsvarer "dårlig" og "mindre god" tilstand (klasse IV og III i SFTs klassifikasjonssystem). Vannkvaliteten bedrer seg nedover i vassdraget, Fosforkonsentrasjonen i Femsjøen, nederst i vassdraget, tilsvarer "god tilstand" (klasse II). Vurderte forurensningskilder er fosfor fra erosjon av landbruksarealer, avløp fra spredt bebyggelse, samt lekkasje og overløp fra kommunaltekniske anlegg. Avbøtende tiltak på fosfortilførslene for å nå miljømålene bør vurderes for alle innsjøene. Imidlertid er tiltakene for å redusere fosfortilførslene til Bjørkelangen og Skulerudsjøen de klart viktigste. For Bjørkelangen er også innsjøinterne tiltak vurdert. Andre potensielle forurensningskilder er nevnt, men ikke kvantifisert. Det er derfor et større potensiale i fosforreduksjon enn det som kommer fram i denne forenklete analysen. Kostnader ved tiltakene er bare grovt vurdert ved hjelp av erfaringstall hentet fra andre undersøkelser.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Tiltaksanalyse</li> <li>2. Eutrofiering</li> <li>3. Fosfor</li> <li>4. Miljømål</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Abatement analyses</li> <li>2. Eutrophication</li> <li>3. Phosphorous</li> <li>4. Environmental goal</li> </ol>
---	--

  
Torleif Bækken  
Prosjektleder

  
Stig Borgvang  
Forskningsleder

  
Nils Roar Sæthun  
Forskningsdirektør

# Forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget

## Hovedrapport

## Forord

For å redusere eutrofiproblemene i Haldenvassdraget, har berørte fylker, kommuner og interesseorganisasjoner ønsket å få en analyse av forurensningstilstand, forurensningstilførsler og en analyse av hvilke tiltak som kan settes inn. Analysen skal ikke gå i detalj, men være en ”forenklet tiltaksanalyse” der hovedtilførsler, kilder og tiltak belyses. Oppdragsgiver har vært Miljøprosjekt Haldenvassdraget. Prosjektet er et samarbeidsprosjekt mellom JORDFORSK og NIVA med Torleif Bækken, NIVA, som prosjektleder.

For to av problemstillingene er det utgitt egne delrapporter i prosjektet; Syversen m. fl. 2004: ”Landbruk og spredt avløp- tilførsler og anbefalte tiltak”, Jordforsk rapport 56/2004, Berge 2004: ”Innsjøinterne- og hydrologiske tiltak i Bjørkelangen”, NIVA Rapport 4926-2004.

Oslo 20.12.2004

*Torleif Bækken*

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>9</b>
<b>2. Metoder og materiale</b>	<b>11</b>
2.1 Vannkvalitet og miljømål	11
2.2 Forurensningstilførsler og tiltak	11
2.2.1 Total fosforbelastning	11
2.2.2 Landbruk og spredt avløp	11
2.2.3 Kommunaltekniske anlegg	12
<b>3. Vannkvalitet og miljømål</b>	<b>13</b>
3.1 Bjørkelangen	13
3.2 Skulerudsjøen	14
3.3 Rødnessjøen	15
3.4 Øymarksjøen	16
3.5 Aremarksjøen	17
3.6 Asperen	17
3.7 Femsjøen	18
<b>4. Forurensningstilførsler</b>	<b>20</b>
4.1 Totale fosfortilførsler	20
4.2 Fosfortilførsler fra spredt avløp og flateerosjon	23
4.3 Fosfortilførsler fra kommunaltekniske anlegg	24
<b>5. Tiltak</b>	<b>26</b>
5.1 Tiltak landbruk	26
5.1.1 Erosjon – tiltak på arealene.	26
5.1.2 Erosjon i bekkeskråninger og bekkeløp	27
5.1.3 Avrenning av næringsstoffer	28
5.1.4 Vegetasjonssoner og fangdammer	28
5.2 Tiltak spredt avløp	31
5.3 Tiltak kommunaltekniske anlegg	34
5.4 Virkning av tiltakene	34
<b>6. Kostnader</b>	<b>37</b>
6.1 Jordarbeiding	37
6.2 Spredt avløp	38
<b>7. Referanser</b>	<b>39</b>

# Sammendrag

## Vassdraget

Haldenvassdraget har en lengde på 137 km og et samlet nedbørfelt på 1594 km<sup>2</sup>. Middelvannføringen ved utløpet (Tistedalsfoss) er 23,4 m<sup>3</sup>/s. Vassdraget utgjøres av en rekke innsjøer med korte elevetrekninger i mellom.

## Forurensningen

Hovedproblemet i Haldenvassdraget er eutrofiering, og hovedårsaken er næringssalttilførsler fra landbruk og befolkning i den øvre delen av vassdraget. I vurderingen av fosforkilder er det lagt vekt på de viktigste antropogene kildene, og som det er mulig å sette inn tiltak mot. Pr. i dag er dette erosjon og fosforavrenning fra landbruksarealer, avløp fra spredt bebyggelse samt lekkasje og overløp fra kommunaltekniske anlegg. Beregninger er utført med ulike modeller som FOSRES, TEOTIL, GIS-avrenning og GIS-avløp. Alle beregningene er utført under spesielle forutsetninger og usikkerheten i estimatene kan være store, men de er ikke kvantifisert i denne rapporten.

## Vannkvalitet og miljømål

Vannkvaliteten i Haldenvassdraget blir overvåket via kjemiske og biologiske prøver i utvalgte innsjøer. Både Bjørkelangen, Rødnessjøen og Femsjøen har det vært overvåket siden begynnelsen av 1980 tallet. Fra de andre innsjøene er det bare sporadisk tatt vannprøver.

*Bjørkelangen* er en relativt liten, og nokså grunn innsjø øverst i Haldenvassdraget. Den er kraftig overgjødset. Gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon over de siste årene har vært ca 37 µg/l tot P. Det tilsvarer tilstandsklasse IV, dårlig tilstand, etter SFTs klassifiseringssystem. Miljømålene er 13 µg/l tot P i gjennomsnittskonsentrasjon over vekstsesongen og ikke mer enn 2880 kg tot P tilført per år.

*Skulerudsjøen* er en liten, og nokså grunn innsjø nedenfor Bjørkelangen. Gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon de siste årene har vært ca 27 µg/l. Det tilsvarer vannkvalitetsklasse IV, dårlig tilstand, etter SFTs vannkvalitetssystem. Miljømålene er henholdsvis 10 µg/l tot P i gjennomsnittskonsentrasjon over vekstsesongen og ikke mer enn 5470 kg tot P tilført per år.

*Rødnessjøen* er den største og dypeste innsjøen i vassdraget. Gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon over de siste årene har vært ca 18 µg/l. Det tilsvarer vannkvalitetsklasse III, mindre god tilstand, etter SFTs vannkvalitetssystem. Miljømålene er henholdsvis 7 µg/l tot P i gjennomsnittskonsentrasjon over vekstsesongen og har vært 5560 kg tot P tilført per år.

Mellom Rødnessjøen og Femsjøen ligger i rekke *Øymarksjøen*, *Aremarksjøen* og *Asperen*. Det foreligger ikke overvåkningsdata for disse. Miljømålene for alle er satt til 7 µg/l. Det innebærer tilførselsmål på henholdsvis 5680 kg, 6000 kg og 6520 kg tot P per år.

*Femsjøen* er den nederste innsjøen i vassdraget. Gjennomsnittlige fosforkonsentrasjon de siste årene har vært ca 10 µg/l tilsvarende tilstandsklasse II, god tilstand. Miljømålene er henholdsvis 7 µg/l tot P i gjennomsnittskonsentrasjon over vekstsesongen og ikke mer enn 7560 kg tot P tilført per år.

## Fosfortilførsler

Beregnet total fosfortilførsel hver innsjø varierer fra ca 6400 kg/år i Bjørkelangen til 15000 kg/år i Skulerudsjøen. Betydelig tiltak må derfor gjennomføres for i det hele tatt å nærme seg de oppsatte miljømål.

Innsjø	Total tilførsel, kg/år totP	Tilførselsmål, kg/år totP
Bjørkelangen	6400	2880
Skulerudsjøen	15000	5470
Rødnessjøen	13540	5560
Øymarksjøen	12130	5660
Aremarksjøen	11180	6000
Asperen	11140	6520
Femsjøen	10800	7560

Fosforavrenning fra erosjon av landbruksarealer, spredt avløp og kommunaltekniske anlegg er fordelt på de enkelte innsjøene i vassdraget. Godt over halvparten av kildene har sin opprinnelse i de øvre områdene med primær avrenning mot Bjørkelangen eller Skulerudsjøen. Avrenning av fosfor fra erosjon av landbruksarealer utgjør ca. 2100 kg tot P/år i Bjørkelangen og ca. 2200 kg i Skulerudsjøen. Tilsvarende tilførsler fra spredt avløp er henholdsvis ca. 1200 kg tot P/år og 1440 kg tot P/år, mens tilførsler fra kommunaltekniske anlegg utgjør henholdsvis ca. 470 og 300 kg tot P/år. Samlet utgjør dagens tilførsler til hele Haldenvassdraget fra de nevnte kildene ca. 11000 kg totP/år. Nedover i vassdraget kommer største tilførselen inn til hver enkelt innsjø via hovedinnløpet fra de ovenforliggende innsjøene. De lokale kildene rundt hver innsjø utgjør en mindre andel.

I Bjørkelangen er det påvist intern gjødsling av fosfor. Dette bidrar til å stimulere algeproduksjonen i betydelig grad i juli og august (se Dag Berge 2004).

### Tiltak

Endret jordarbeiding med reduksjon av høstpløyde arealer er anbefalte tiltak for å redusere jordtap, og derved fosfortap, gjennom høst og vinterperioden. I nedbørfeltene mot Bjørkelangen og lokalfeltet fra Bjørkelangen til Skulerudsjøen er det mulig å redusere fosforavrenningen vesentlig ved å holde erosjonsutsatte områder i stubb. Dersom alt areal i erosjonsrisikoklassene 2, 3 og 4 legges i stubb reduseres beregnet tilført tot P med ca 1200 kg totP/år til Bjørkelangen og ca 1100 kg totP/år mot Skulerudsjøen. Tiltak for å redusere erosjon videre nedover i vassdraget er beregnet å redusere fosfor med tilsammen ca 1550 kg totP/år. En rekke andre tiltak mot fosforavrenning fra jordbruk er nevnt i rapporten, men ikke kvantifisert. Disse vil kunne gi et ytterligere bidrag til fosforreduksjon, men lar seg ikke kvantifisere uten nærmere undersøkelser.

Tiltak for å redusere fosfortilførselen fra spredt avløp innebærer oppgradering av de spredte anleggene slik at renseeffekten økes. De fleste anleggene ligger i nedbørfeltet til Bjørkelangen og Skulerudsjøen. Oppgradering er beregnet å gi en effekt på ca 1000 kg totP/år for Bjørkelangen, mens en tilsvarende oppgradering i nedbørfeltet til Skulerudsjøen (unntatt Bjørkelangen) reduserer tilførselene med ca 1150 kg totP/år. Tiltak på anlegg videre nedover i vassdraget gir en reduksjon på totalt anslagsvis ca 730 kg totP/år.

For kommunaltekniske anlegg vil en sanering av ledningnett og kloakking av boliger utgjøre en reduksjon på ca 225 og 105 kg totP/år i henholdsvis Aurskog-Høland og Marker kommuner.

En lang rekke innsjøinterne tiltak er vurdert for Bjørkelangen. Foreløpig kan det være aktuelt utrede tre tiltak nøyere: overføring av Setten til Bjørkelangen, utfisking av planktonetende fisk, bruk av bygghalm for å dempe algevekst.

### Virkning av tiltak

Dersom de skisserte tiltakene gjennomføres fullt ut er det beregnet at den midlere fosfor konsentrasjonen kan komme ned til omkring 19 µg/l totP i Bjørkelangen. Dersom vannet fra Setten overføres til Bjørkelangen kan konsentrasjonen nå ned mot 13 µg/l. Av innsjøinterne tiltak er dette det eneste som vil gi varig og garantert effekt. Tiltak rettet bare mot Bjørkelangen kan redusere konsentrasjoner i

Skulerudsjøen fra omkring 27 µg/ til omkring 25 µg/. Ytterligere tiltak i nedbørfeltet til Skulerudsjøen vil gi en reduksjon til omkring 21 µg/l. Videre nedover i vassdraget vil effekten av disse tiltakene avta da de utgjør en mindre og mindre andel av totalen. De mulige lokale tiltakene som kan settes inn for å redusere tilførslene til hver av innsjøene nedover i vassdraget er av begrenset størrelse og gir følgelig begrenset virkning. Med de nevnte tiltak i alle innsjøene nedover i vassdraget vil den midlere fosforkonsentrasjonen i Femsjøen nederst i vassdraget endres fra 10 µg/l til 9 µg/l tot P.

	Uten	Etter tiltak							Mål
	tiltak	Bjørke langen	Skulerud sjøen	Rødnes Sjøen	Øymark sjøen	Aremark Sjøen	Asperen	Fem sjøen	
Bjørkelangen	37	19							13
Skulerudsjøen	27	25	21						10
Rødnessjøen	18	16	14	13					7
Øymarksjøen	15	14	13	12	12				7
Aremarksjøen	13	13	12	12	11	11			7
Asperen	12	12	11	11	11	11	10		7
Femsjøen	10	10	10	9	9	9	9	9	7

Avstanden mellom totale tilførsler og foreslåtte miljømål er store, og de omtalte maksimale tiltak mot kildene vurdert i denne rapporten synes ikke å kunne dekke gapet. Andre tiltak i forhold til gjødselbehandling og husdyrhold er så langt ikke kvantifisert. Videre er det påpekt at estimatene fra modellen for avrenningen fra landbruksarealer og spredt avløp er meget usikre. En rekke tiltak lar det seg heller ikke kvantifisere omfanget av uten nærmere vurdering og befaringer på enkelteierdommer. Det har det ikke vært rom for i denne forenklede analysen.

Uansett om det finnes store usikkerheter i de foreliggende tilførslestimatene er klart at det må gjøres betydelige tiltak for å redusere avrenning fra landbruksarealer. Videre synes spredt avløp å være en vesenlig forurensningskilde i deler av nedbørfeltet. Kommunaltekniske anlegg kan også forbedres, men her er det mindre å hente i forhold til reduksjoner av næringsstofftilførsler. Først og fremst må tiltakene settes i verk i nedbørfeltet til Bjørkelangen og Skulerudsjøen. Begge innsjøene er sterkt belastet, og i begge nedbørfeltene er det betydelige gevinster å hente på tiltak. Dersom det viser seg vanskelig å nå miljømålene med maksimale, kjente tiltak, bør det vurderes om miljømålene er realistiske.

### Kostnader

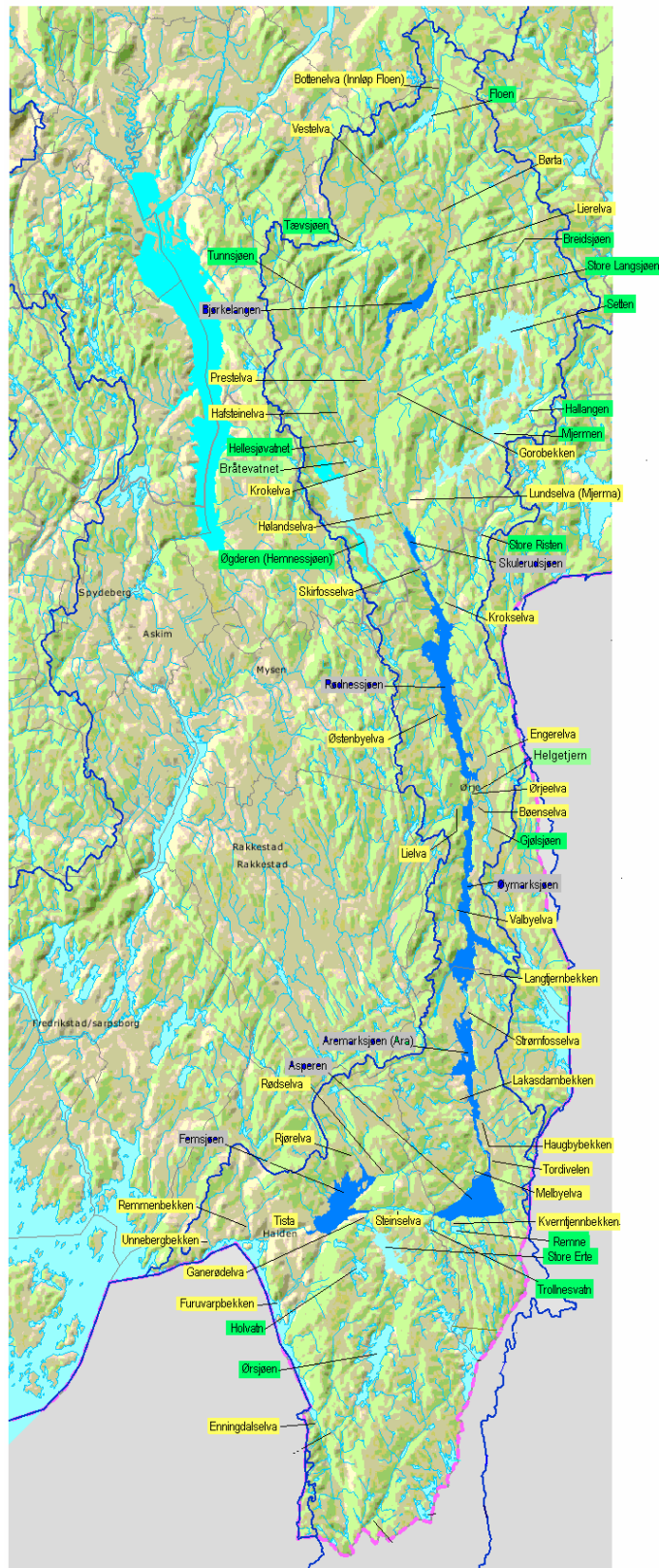
Kostnadene ved de forskjellige tiltakene er bare sjablongmessig vurdert. Det er benyttet erfaringstall fra andre områder. Anslagsvis vil overgangen fra dagens drift til endret jordarbeiding for areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 ha en kostnad på mellom 157 til 435 tusen kroner per år. I forhold til spredt avløp er det flest anlegg og størst kostnader i nedbørfeltet til Bjørkelangen. Anleggene som foreslås oppgradert her vil ha en kostnad på ca 120 millioner kroner. Det er tatt utgangspunkt i en gjennomsnittlig oppgraderingskostnad pr. anlegg på 100.000 kroner. Tallet vil variere svært mye avhengig av anleggstype og antall boligenheter som knyttes til anlegget. Det anbefales nærmere befarings på enkeltanlegg for å sjekke tilstand på anlegg og behov for utbedring som grunnlag for eventuelle pålegg om utbedring



# 1. Innledning

Haldenvassdraget starter i innsjøen Floangen like syd-øst for Årnes ved Glomma i Akershus (**Figur 1**). Herfra til havet har vassdraget en lengde på 137 km og et samlet nedbørfelt på 1594 km<sup>2</sup>. Middelvannføringen ved utløpet (Tistedalsfoss) er 23,4 m<sup>3</sup>/s. Vassdraget utgjøres av en lang rekke innsjøer med korte elevestrekninger i mellom. Haldenvassdraget ble regulert ved dammer, sluser og kanaliseringer allerede i 1850-1870 i regi av Haldenvassdragets Kanalselskab med tanke på fløting og båttransport, samt møllebruk. De gamle slusesystemene er i dag restaurert og vassdraget benyttes flittig til turist-båttrafikk. Det er i dag 5 vannkraftanlegg i vassdraget. Halden vassdraget er sterkt eutrofiert, særlig de øvre delene. Landbruksforurensninger står for en stor del av forurensningen. Det er vesentlig hvitfisk i Haldenvassdraget (abbor-karpefisk-gjedde).

Hovedproblemet i Haldenvassdraget er eutrofiering, og årsaken er næringssalttilførsler fra landbruk og befolkning i de øvre delene av vassdraget. Hvis man reduserer tilførslene her, vil man også ha løst noe av problemene i innsjøene lenger syd i vassdraget. Det vil derfor bli satt hovedfokus på de øvre delene i vassdraget. Med hensyn til eutrofiering er innsjøene de svakeste elementene i et vassdrag. Det vil derfor fokuseres på innsjøene Bjørkelangen, Skulerudsjøen og Rødnessjøen, og på å redusere forurensningstilførsler i deres respektive nedbørfelt. Miljømål og øvre grense for akseptabel fosforbelastning vil regnes ut etter modell-verktøy gitt i SFTs veiledere. Vi vil gi kvalitetsmål for alle innsjøene i hovedvassdraget, men belastningsmål først og fremst for Bjørkelangen, Skulerudsjøen, Rødnessjøen og Femsjøen. I vurderingen av fosforkilder vil det bli lagt vekt på de viktigste antropogene kildene, og som det er mulig å sette inn tiltak mot. Pr. i dag vil dette for Haldenvassdraget være fosforavrenning av fosfor fra erosjon av landbruksarealer, avløp fra spredt bebyggelse samt lekkasje og overløp fra kommunaltekniske anlegg.



**Figur 1.** Haldenvassdraget. Innsjøer inkludert i denne rapporten er merket mørkeblå.

## 2. Metoder og materiale

### 2.1 Vannkvalitet og miljømål

Vannkvaliteten i Haldenvassdraget blir overvåket via kjemiske og biologiske prøver i utvalgte innsjøer. Både i Bjørkelangen, Rødnessjøen og Femsjøen har det vært tatt prøver for å overvåke eutrofisituasjonen siden begynnelsen av 1980 tallet. Fra de andre innsjøene er det bare sporadisk tatt vannprøver. I Skulerudsjøen er det tatt vannprøver siden 1998. Resultatene fra overvåkingen er anvendt i rapporten for å gi en vurdering av trofilitstanden (data fra SFTs SESAM database).

På bakgrunn innsjøenes morfologi er det tidligere utført en vurdering av akseptabel fosforkonsentrasjon og tilførselsmål for de øverste innsjøene Bjørkelangen, Skulerudsjøen og Rødnessjøen (Berge 2002). Basert på disse og en videre vurdering av de øvrige innsjøene er det i rapporten "Haldenvassdraget- regionale miljømål" (Hauger (2002) gitt forslag til vannkvalitetsmål for alle innsjøene i hovedvassdraget. I den rapporten er det for trofiutviklingen angitt målsetning både som fosforkonsentrasjon og som algemengde (klorofyll a). Det er bare i de grunne innsjøene Bjørkelangen og Skulerudsjøen at målsetningen for fosforkonsentrasjonene er foreslått høyere enn øvre grense for klasse I i SFTs klassifiseringssystem på 7 µg/l. I disse innsjøene er forslagene henholdsvis 13 µg/l og 10µg/l. I våre beregninger har vi anvendt målsetningen for fosforkonsentrasjonen. Ut fra disse er det så beregnet en tilhørende fosfortilførsel til hver av innsjøene.

### 2.2 Forurensningstilførsler og tiltak

#### 2.2.1 Total fosforbelastning

Den total fosfortilførselen til innsjøene kan beregnes rent teoretisk fra modeller eller basere seg på målte fosforkonsentrasjoner i vassdraget. Der det eksisterer målte verdier vil dette være å foretrekke, og gi sikrere estimater. Fordi det i flere av innsjøene finnes lange serier med gode fosfordata, har vi valgt å anvende disse, og ved hjelp av FOSRES-modellen (Berge 1987) beregne de totale fosfortilførselene. I Bjørkelangen vil denne trolig gi for høye verdier bl.a. fordi det her også foregår en viss grad av interngjødsling (Berge 2004). Her er det derfor anvendt TEOTIL - modellen som anvender arealer og avrenningskoeffisienter. For de innsjøene der det ikke finnes overvåkningsdata, som Øymarksjøen, Aremarksjøen og Asperen, har vi estimert midlere fosforkonsentrasjoner. Det er antatt at fosforkonsentrasjonene i disse innsjøene ligger mellom de som observeres i Rødnessjøen og de som observeres i Femsjøen med en gradvis bedring av vannkvaliteten nedover i vassdraget (Hauger 2002). Videre beregninger her er basert på disse antagelsene.

Tre lokale antropogene hovedkilder for fosfortilførsler er vurdert: overflateavrenning fra landbruksarealer, spredt avløp og kommunaltekniske anlegg. Det er anvendt modellvurderinger for landbruksavrenning og avrenning fra spredt avløp. For kommunaltekniske forhold er det, etter besøk til hver av de berørte kommunene, sammen med teknisk etat gjort en vurdering av tilknytninggrad til sentrale renseanlegg, lekkasje fra ledningsnett og planlagte og mulige tiltak.

De ulike metodene er beskrevet nedenfor.

#### 2.2.2 Landbruk og spredt avløp

Prosjektet bygger delvis på analyser og beregninger gjort i forbindelse med Pilotprosjektet for innføring av Vanddirektivet: Karakteriseringsprosjektet i Haldenvassdraget i 2003 (Berge et. al 2004). I Haldenvassdraget, med mye kornproduksjon (åpen åker), er erosjon (partikkeltransport) en av hovedkildene til fosforavrenning. Det er derfor lagt hovedvekt på omtale av erosjon og erosjonstiltak innenfor tiltak på landbrukssiden.

Den forenklede tiltaksanalysen omfatter:

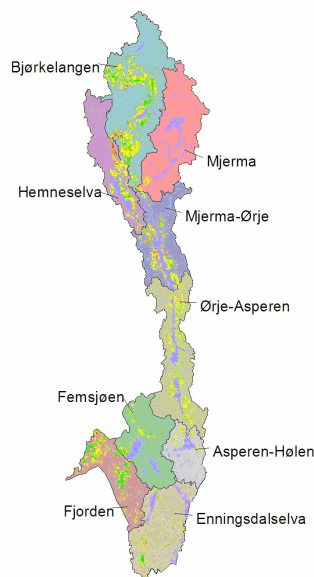
- Vurdering av erosjonsrisiko i de ulike delnedbørfeltene i Haldenvassdraget.
- Vurdering av i hvilke delnedbørfelt tiltak bør settes inn og hvor de antas å ha størst effekt.
- Beskrivelse og vurdering av aktuelle tiltak.

Ved hjelp av programmet GIS-avrenning (Syversen et al. 2004) er det gjort beregninger av jordtap ved flateerosjon ut fra forutsetningene;

- erosjonsrisiko dersom alt areal høstpløyes,
- redusert erosjonsrisiko ved dagens arealbruk (og med dagens tilskuddsordninger for endret jordarbeiding) og
- ytterligere reduksjoner dersom alt areal som er i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb (ikke høstpløyes).
- I tillegg er det etter lokalt ønske også beregnet effekter av å legge alt areal i erosjonsrisikoklasse 2 i stubb om høsten.

Rapporten omfatter også avrenning fra spredt avløp beregnet ved hjelp av programmet GIS-avløp, slik at bidrag fra både landbruk og spredt avløp kan sees i sammenheng. Resultatene fra modellkjøringen på landbruk og spredt avløp er gitt i egen delrapport som gir en mer detaljert beskrivelse av forutsetninger, metodikk og resultater (Syversen m.fl. 2004).

Med utgangspunkt i NIVAs inndeling i vannforekomster fra karakteriseringsprosjektet (Berge et al. 2004) er det gjort en foreløpig oppdeling av Haldenvassdraget i ni delnedbørfelt. Disse er illustrert i **Figur 2**. Erosjon fra jordbruksarealer og tilførsler fra spredt avløp er regnet for hvert delnedbørfelt. Deretter er det gjort en tilpasning av disse i forhold til belastningene til hver enkelt innsjø.



**Figur 2.** Delnedbørfelt i Haldenvassdraget angitt ved grenselinjer og ulike farger.

### 2.2.3 Kommunaltekniske anlegg

Data for utslipp fra kommunaltekniske anlegg er innhentet fra kommunene. Teknisk sektor i hver kommune er besøkt, og data fra årsmeldinger og Kostra-rapporteringer, i tillegg til muntlige opplysninger, gitt av teknisk sektor, er anvendt i beregningene. Der det finnes data på målte utslipp er disse benyttet. Ellers er utslippene teoretisk beregnet etter SFTs veiledning 95:02.

Tilførsler fra tette flater er ikke tatt med.

### 3. Vannkvalitet og miljømål

#### 3.1 Bjørkelangen

Bjørkelangen er en relativt liten, og nokså grunn innsjø 124 moh øverst i Haldenvassdraget med et overflateareal på 3,3 km<sup>2</sup> og et middeldyp på 7 m. For beliggenhet, se **Figur 1**. Det er betydelig landbruksaktivitet i nedbørfelt. De lavere deler av nedbørfeltet er utsatt for erosjon, og innsjøen mottar mye erosjonsmateriale fra landbruk og annen aktivitet. Dette erosjonsmaterialet inneholder fosfor, og bidrar til å gjødsle sjøen. Innsjøen mottar avrenning fra tettstedene Aurskog og Bjørkelangen, samt fra spredt bebyggelse. Innsjøen er kraftig overgjødslet, klassifisert som hypereutrof. Hvert år er det store algemengder i innsjøen med sterk dominans av blågrønnalger, av og til med innslag av giftige stammer. Det er påvist at det foregår interngjødsling av innsjøen (Berge 2004). Det bidrar i betydelig grad til å stimulere algeveksten i juli og august.

**Tabell 1.** Morfometriske og hydrologiske data for Bjørkelangen (Skulberg og Kotai 1982)

Parameter	Benevning	Verdi
Overflateareal	Km <sup>2</sup>	3,3
Største lengde	Km	5
Største bredde	Km	1
Volum	X 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	25
Middeldyp	M	7
Sørste dyp	M	12
Regulerings høyde	M	1,36
Nedbørfelt	Km <sup>2</sup>	278
Spesifikk avrenning	l/s x år	15,3
Årlig avløp	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	124
Teoretisk oppholdstid	År	0,2

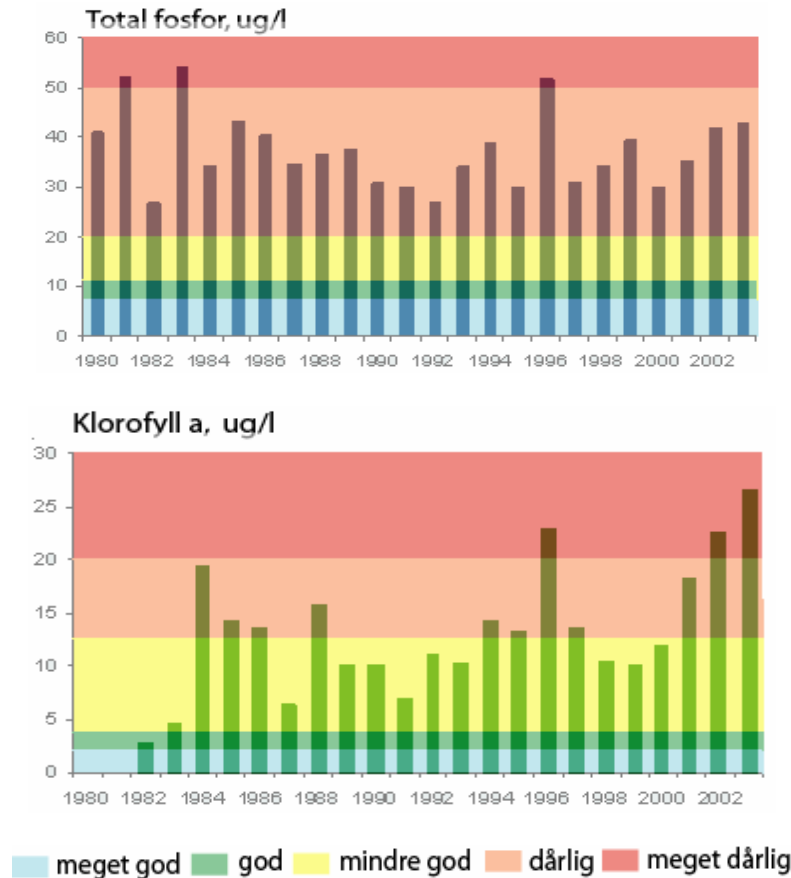


#### Vannkvalitet

Sett i forhold til SFTs vannkvalitetskriterier, viser overvåkingsresultatene at Bjørkelangen har dårlig til svært dårlig vannkvalitet mht næringssalter (**Figur 3**). Sett over hele perioden 1980-2003 har det ikke vært noen vesentlig endring i situasjonen med en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på omkring 37 µg/l. Det tilsvarer tilstandsklasse IV, dårlig tilstand, etter SFTs klassifiseringssystem. Klorofyll-a konsentrasjonen viser en signifikant forverring hvis man tar med alle dataene. Klorofyll-dataene fra de 2 første årene er trolig gale, da de samsvarer dårlig med de andre overvåkede parameterene. Tar man bort dataene for de 2 første årene er det heller ikke her noen signifikant endring. Utviklingen har gått i bølger med en topp i algemengden midt på 1980-tallet, en ny topp midt på 90-tallet, og nå en ny topp i 2003.

#### Miljømål

Miljømålene satt for Bjørkelangen angir at fosforkonsentrasjonen skal holdes innenfor 13 µg/l i gjennomsnitt over vekstsesongen (Berge 2002, Hauger 2002). Det innebærer at fosfortilførslene ikke skal overstige 2860 kg total fosfor per år.



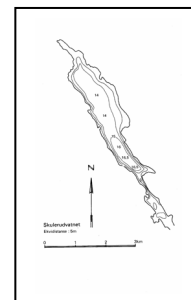
**Figur 3.** Vannkvalitet målt som konsentrasjoner av fosfor (total fosfor) og algemengde (klorofyll a) i Bjørkelangen. SFTs tilstandsklasser angitt ved fargekoder. Middelerverdier fra produksjonssjiktet 0-4m. Resultater fra Fylkesmannens overvåking (SFTs SESAM-base).

### 3.2 Skulerudsjøen

Skulerudsjøen er en relativt liten, og nokså grunn innsjø 118 moh, beliggende nedenfor Bjørkelangen. Innsjøen har et overflateareal på 1,7 km<sup>2</sup> og et middeldyp på 10 m. For beliggenhet, se **Figur 1**. Innsjøen mottar mye erosjonsmateriale fra landbruk og annen aktivitet via innløpselva fra Bjørkelangen. Dette erosjonsmaterialet inneholder fosfor, og bidrar til å gjødsle sjøen. Det er ingen tettsteder ved innsjøen. Sensommeren 2002 ble det observert oppblomstring av blågrønnalger, noe som viser at det ved "gunstige" klimatiske forhold er tilstrekkelig næringsstoffer til algeblomst.

**Tabell 2.** Morfometriske og hydrologiske data for Skulerudsjøen (Skulberg og Kotai 1982)

Parameter	Benevning	Verdi
Overflateareal	Km <sup>2</sup>	1,7
Største lengde	Km	4
Største bredde	Km	0,75
Volum	X 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	18
Middeldyp	M	10
Største dyp	M	17
Reguleringshøyde	M	0
Årlig avløp	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	385
Teoretisk oppholdstid	År	0,05



#### Vannkvalitet

Skulerudsjøen har dårlig vannkvalitet mht fosfor. Situasjonen er imidlertid noe bedre enn i Bjørkelangen med en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon de siste årene på omkring 27 µg/l. Det tilsvarer vannkvalitetsklasse IV, dårlig tiltand, etter SFTs vannkvalitetssystem. Sett over hele perioden 1998-2003 har det ikke vært noen vesentlig endring i situasjonen.

#### Miljømål

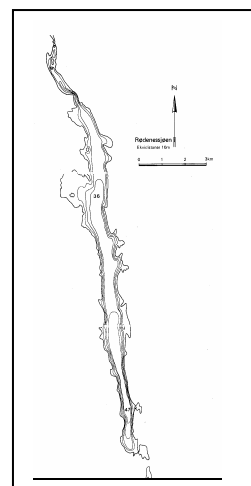
Miljømålene satt for Skulerudsjøen angir at fosforkonsentrasjonen skal holdes innenfor 10 µg/l i gjennomsnitt over vekstsesongen (Berge 2002, Hauger 2002). Det innebærer at fosfortilførslene ikke skal overstige 5470 kg total fosfor per år.

### 3.3 Rødnessjøen

Rødnessjøen er den største og dypeste innsjøen i vassdraget med et overflateareal på 15,3 km<sup>2</sup> og et middeldyp på vel 20 m. Innsjøen ligger 116 moh. For beliggenhet, se **Figur 1**. Det er forholdsvis lite jordbruksaktivitet i det lokale nedbørfeltet. Innsjøen mottar forurensninger via innløpselva fra Skulerudsjøen.

**Tabell 3.** Morfometriske og hydrologiske data for Rødnessjøen (Skulberg og Kotai 1982)

Parameter	Benevning	Verdi
Overflateareal	Km <sup>2</sup>	15,3
Største lengde	Km	18
Største bredde	Km	2
Volum	X 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	312
Middeldyp	M	20,4
Største dyp	M	47
Reguleringshøyde	M	0,9
Nedbørfelt	Km <sup>2</sup>	1029
Årlig avløp	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	477
Teoretisk oppholdstid	År	0,7

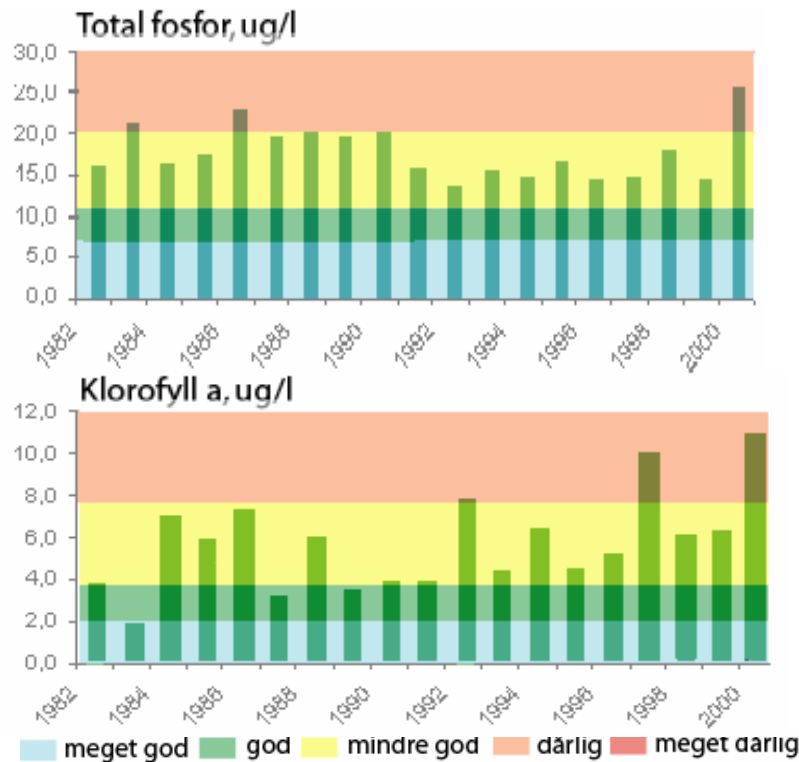


#### Vannkvalitet

Overvåkingsresultatene viser at Rødnessjøen de siste 20 årene stort sett har hatt tilstandsklasse III, mindre god vannkvalitet, mht fosfor. (**Figur 4**). Enkelte år har imidlertid fosforkonsentrasjonen vært høyere og vannkvaliteten klassifisert som dårlig, tilsvarende tilstandsklasse IV. Sett over hele perioden 1982-2003 har det ikke vært noen signifikant endring i situasjonen og den gjennomsnittlige fosforkonsentrasjonen har vært omkring 18 µg/l. Algemengden målt som klorofyll-a konsentrasjon har variert. Sett i forhold til fosforkonsentrasjonene synes klorofyll a konsentrasjonene fra 1982-83 å være feil. De foreløpig høyeste konsentrasjonene både i klorofyll a og fosfor ble observert så sent som i 2000.

#### Miljømål

Miljømålene satt for Rødnessjøen angir at fosforkonsentrasjonen skal holdes innenfor 7 µg/l i gjennomsnitt over vekstsesongen (Berge 2002, Hauger 2002). Det innebærer at fosfortilførslene ikke skal overstige 5560 kg total fosfor per år.



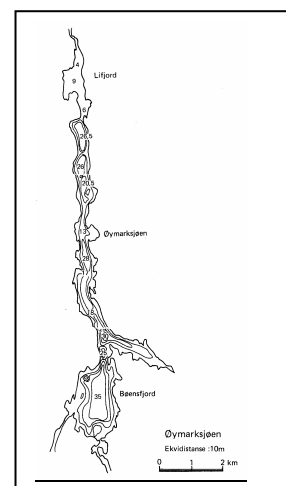
**Figur 4.** Vannkvalitet målt som konsentrasjoner av fosfor (total fosfor) og algemengde (klorofyll a) i Rødnessjøen. SFTs tilstandsklasser angitt ved fargekoder. Middelerverdier fra produksjonssjiktet 0-4 m. Resultater fra Fylkesmannens overvåking (SFTs SESAM-base).

### 3.4 Øymarksjøen

Øymarksjøen er den nest største innsjøen i Haldenvassdraget med et overflateareal på 15,3 km<sup>2</sup> og et middeldyp på 16 m. Innsjøen ligger 107 moh nedstrøms Rødnessjøen. For beliggenhet, se **Figur 1**. Det er lite jordbruksaktivitet i nedbørfeltet.

**Tabell 4.** Morfometriske og hydrologiske data for Øymarksjøen (Skulberg og Kotai 1982)

Parameter	Benevning	Verdi
Overflateareal	Km <sup>2</sup>	13,6
Største lengde	Km	17
Største bredde	Km	2,1
Volum	X 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	219
Middeldyp	M	16
Største dyp	M	35
Reguleringshøyde	M	1
Årlig avløp	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	495
Teoretisk oppholdstid	År	0,4





### Vannkvalitet

Det er ikke overvåkningsdata fra denne innsjøen (Hauger 2002). Den gjennomsnittlige vannkvaliteten er antatt å ligge mellom vannkvaliteten som observeres i Rødnessjøen og Femsjøen, det vil si mindre god – god (tilstandsklasse III-II). For beregning av fosfortilførsler er det forutsatt en gjennomsnittskonsentrasjon på ca 15 µg/l.

### Miljømål

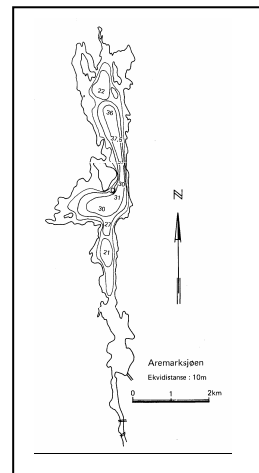
Miljømålene satt for Øymarksjøen angir at fosforkonsentrasjonen skal holdes innenfor 7 µg/l i gjennomsnitt over vekstsesongen (Hauger 2002). Det innebærer at fosfortilførslene ikke skal overstige 5680 kg total fosfor per år.

## 3.5 Aremarksjøen

Aremarksjøen er en middels stor innsjø i vassdraget med et overflateareal på 7,8 km<sup>2</sup> og et middeldyp på vel 17 m. Innsjøen ligger 105 moh like nedstrøms Øymarksjøen. For beliggenhet, se **Figur 1**. Det er lite jordbruksaktivitet i nedbørfelt.

**Tabell 5.** Morfometriske og hydrologiske data for Bjørkelangen (Skulberg og Kotai 1982)

Parameter	Benevning	Verdi
Overflateareal	Km <sup>2</sup>	7,8
Største lengde	Km	8
Største bredde	Km	1,75
Volum	X 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	135
Middeldyp	M	17
Største dyp	M	40
Årlig avløp	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	530
Teoretisk oppholdstid	År	0.3



### Vannkvalitet

Det er ikke overvåkningsdata fra denne innsjøen (Hauger 2002). Vannkvaliteten er antatt å ligge mellom vannkvaliteten som observeres i Rødnessjøen og Femsjøen, og med en noe bedre vannkvalitet enn i Øymarksjøen. For bruk i beregning av belastninger er det forutsatt en gjennomsnittsverdi på ca 13 µg/l.

### Miljømål

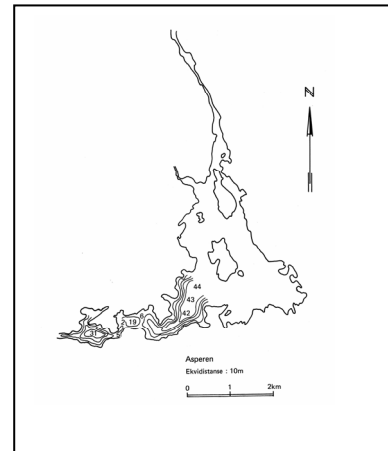
Miljømålene satt for Aremarksjøen angir at fosforkonsentrasjonen skal holdes innenfor 7 µg/l i gjennomsnitt over vekstsesongen (Hauger 2002). Det innebærer at fosfortilførslene ikke skal overstige 6000 kg total fosfor per år.

## 3.6 Asperen

Asperen har et overflateareal på 8 km<sup>2</sup> og et middeldyp på 18 m. Innsjøen ligger 105 moh i den nedre delen av Haldenvassdraget. For beliggenhet, se **Figur 1**. Det er noe jordbruksaktivitet i nedbørfelt.

**Tabell 6.** Morfometriske og hydrologiske data for Asperen (Skulberg og Kotai 1982)

Parameter	Benevning	Verd i
Overflateareal	km <sup>2</sup>	8
Største lengde	Km	8
Største bredde	Km	3
Volum	X 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	140
Middeldyp	M	18
Største dyp	M	45
Reguleringshøyde	M	1,6
Årlig avløp	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	576
Teoretisk oppholdstid	År	0,2



#### Vannkvalitet

Det er ikke overvåkningsdata fra denne innsjøen (Hauger 2002). Vannkvaliteten er antatt å ligge mellom vannkvaliteten som observeres i Rødnessjøen og Femsjøen, og med en noe bedre vannkvalitet enn i Øymarksjøen og Aremarksjøen. For beregning av fosfortilførsler er det forutsatt en gjennomsnittskonsentrasjon på ca 12 µg/l.

#### Miljømål

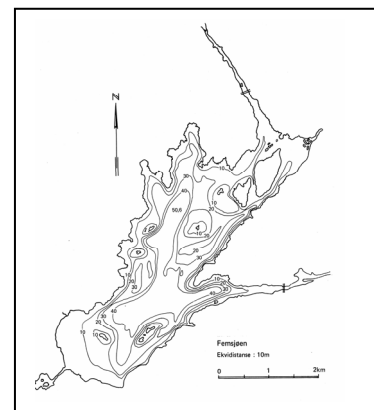
Miljømålene satt for Asperen angir at fosforkonsentrasjonen skal holdes innenfor 7 µg/l i gjennomsnitt over vekstsesongen (Hauger 2002). Det innebærer at fosfortilførslene ikke skal overstige 6520 kg total fosfor per år.

### 3.7 Femsjøen

Femsjøen er den nederste innsjøen i vassdraget med et overflateareal på 10,2 km<sup>2</sup> og et middeldyp på 20 m. Innsjøen ligger 79 moh. For beliggenhet, se **Figur 1**. Det er noe jordbruksaktivitet i nedbørfelt (se kap 4).

**Tabell 7.** Morfometriske og hydrologiske data for Femsjøen (Skulberg og Kotai 1982)

Parameter	Benevning	Verdi
Overflateareal	km <sup>2</sup>	10,2
Største lengde	Km	6,8
Største bredde	Km	10
Volum	x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	200
Middeldyp	M	20
Største dyp	M	50
Reguleringshøyde	M	1
Årlig avløp	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	666
Teoretisk oppholdstid	År	0,3



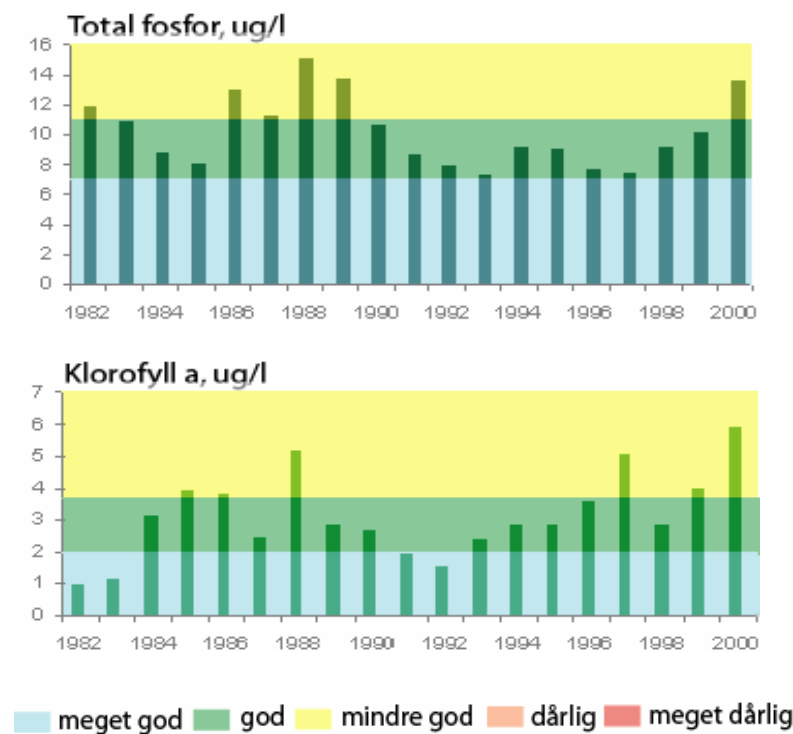
#### Vannkvalitet

Overvåkingsresultatene viser at Femsjøen stort sett har hatt god vannkvalitet mht næringsalter (**Figur 5**). Det har imidlertid også vært perioder med mindre god tilstand og fosforkonsentrasjoner mellom 11

og 15 µg/l (tilstandsklasse III). Den gjennomsnittlige fosforkonsentrasjonen over perioden er omkring 10 µg/l tilsvarende tilstandsklasse II, god tilstand. Klorofyllverdiene fra 1982 og 1983 stemmer ikke over ens med trenden i de etterfølgende klorofyllverdiene og heller ikke med fosforverdiene samme år. Sannsynligvis er det feilmålinger. Sett over hele perioden har det ikke vært noen vesentlig endring i situasjonen.

#### Miljømål

Miljømålene satt for Femsjøen angir at fosforkonsentrasjonen skal holdes innenfor 7 µg/l i gjennomsnitt over vekstsesongen (Hauger 2002). Det innebærer at fosfortilførslene ikke skal overstige 7560 kg total fosfor per år.



**Figur 5.** Vannkvalitet målt som konsentrasjoner av fosfor (total fosfor) og algemengde (klorofyll a) i Femsjøen. Middelverdier fra produksjonssjiktet 0-4 m. Resultater fra Fylkesmannens overvåking (SESAM-basen).

## 4. Forurensningstilførsler

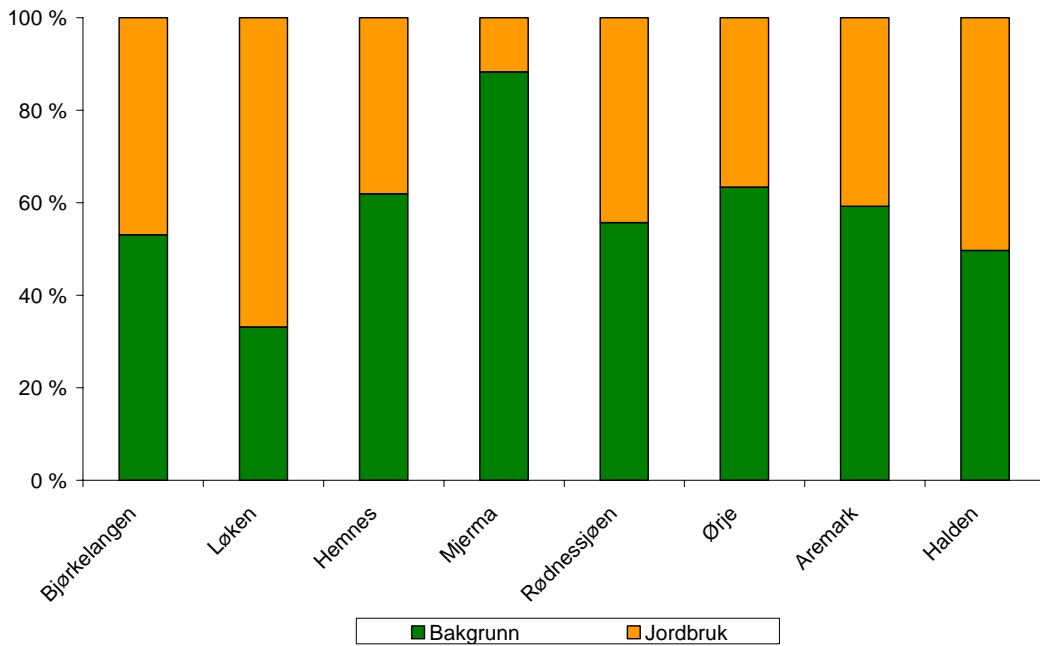
### 4.1 Totale fosfortilførsler

Sett for hele vassdraget er det omkring samme størrelsesorden på fosfortilførsler fra utmarksarealer som fra jordbruksarealer. Det er imidlertid store variasjoner fra område til område. **Figur 6** viser dette for de såkalte statistikkområdene brukt i modellen TEOTIL. Statistikkområdene avviker noe fra nedbørfeltet til hver innsjø, og fra nedbørfeltene anvendt i GIS-avrenning, og må bare brukes veiledene for disse.

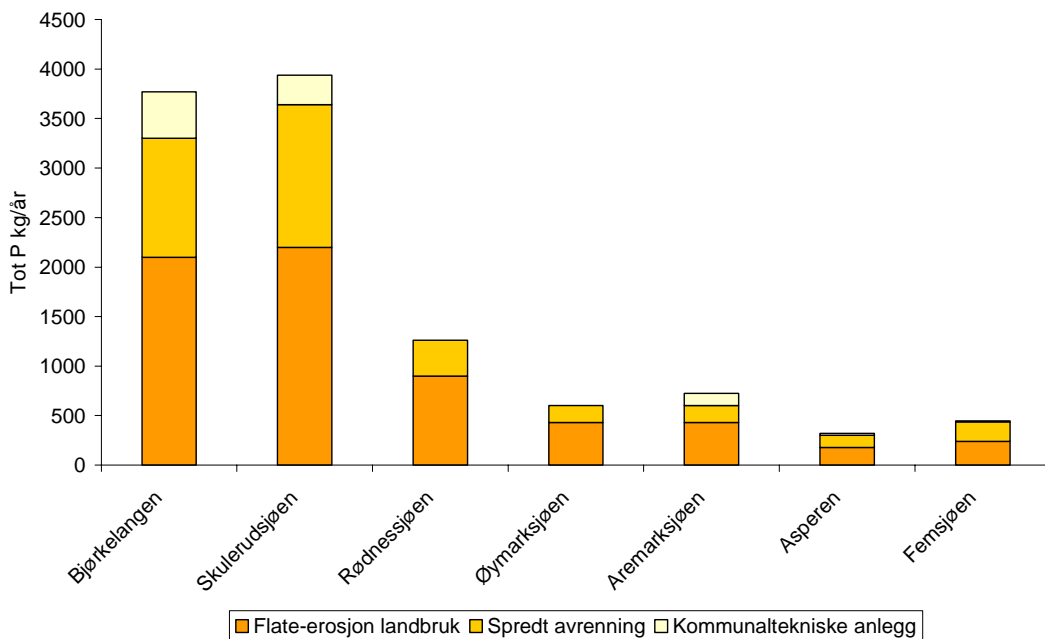
De totale tilførslene av fosfor til innsjøene er beregnet fra den gjennomsnittlige tilstanden med hensyn til fosfor i overvåkingsperioden eller utfra estimerte konsentrasjoner. Tilførslene av fosfor for alle innsjøene ligger godt over de målsetningene som er satt (Berge 2002, Hauger 2002). Virkningen av tilførslene avhenger blant annet av oppholdstiden av vannet i innsjøen. Tilførselstallene er derfor ikke direkte sammenlignbare for effekten i hver innsjø. Relativt sett er det størst avstand mellom dagens tilførsler og målsetninger lengst oppe i vassdraget, og minst nederst.

I Bjørkelangen er den totale fosfortilførselen beregnet til 6400 kg/år, mens miljømålet er i underkant av 3000 kg/år (**Figur 8**). Før neste innsjø, Skulerudsjøen, tilføres vassdraget fosfor fra store arealer, delvis med stor landbruksaktivitet. Skulerudsjøen er beregnet å ha en fosfortilførsel på omkring 15000 kg/år. Målsetningen for denne innsjøen er nærmere 10000 kg lavere med 5470 kg/år. Neste innsjø er Rødnessjøen. Den har en total fosfortilførsel på omkring 13500 kg/år, mens målsetningen er omkring 5500 kg/år. For de tre neste innsjøene, Øymarksjøen, Aremarksjøen og Asperen, er beregningene basert på estimerte fosforkonsentrasjoner. Beregningene er derfor mer usikre enn for de andre innsjøene. De totale tilførslene til innsjøene ligger trolig fra henholdsvis i overkant av 12000 kg/år til i overkant av 11000 kg/år. Målsetningene ligger mellom omkring 5600 og 6500 kg/år. Den nederste innsjøen i vassdraget er Femsjøen. Den totale fosfortilførselen er beregnet til omkring 10800 kg/år. Denne innsjøen har minst avstand til tilførselsmålsetningen som her er omkring 7600 kg/år.

Basert på resultatene fra erosjonsavrenning fra landbruksarealer, avrenning fra spredt avløp og kommunaltekniske anlegg er de lokale antropogene kildene fordelt på de nevnte innsjøene i vassdraget. Generelt er avrenningen både fra landbruksarealer, fra spredt avløp og fra kommunaltekniske anlegg, størst øverst i vassdraget (**Figur 7**). Godt over halvparten av disse kildene har sin opprinnelse i de øvre områdene med primær avrenning mot Bjørkelangen eller Skulerudsjøen. Avrenning av fosfor fra erosjon fra landbruksarealer utgjør ca 2100 kg tot P/år i Bjørkelangen og ca 2200 kg i Skulerudsjøen. Tilsvarende tilførsler fra spredt avløp er henholdsvis ca 1200 kg tot P/år og 1440 kg tot P/år, mens tilførsler fra kommunaltekniske anlegg utgjør henholdsvis ca 470 og 300 kg tot P/år. Samlet utgjør dagens tilførsler til Haldenvassdraget fra de nevnte lokale kildene ca 11000 kg fosfor per år (**Tabell 8**). Nedover i vassdraget vil den største tilførselen til hver enkelt innsjø komme via hovedinnløpet fra de ovenforliggende innsjøene. De lokale kildene rundt hver innsjø utgjør en mindre andel. I ”innløpselver” ligger også bakgrunnsavrenningen og eventuelle kilder som ikke er identifisert/kvantifisert i denne rapporten.



**Figur 6.** Fordeling av fosfortilførsler fra utmarksarealer (bakgrunn) og total jordbruksaktivitet. Områdene henviser til de såkalte statistikkområder brukt i modellen TEOTIL der areal av områdene for noen av innsjøene skiller seg noe fra innsjøenes nedbørfelt (se tekst).



**Figur 7.** Tilførsler av total fosfor fra ulike antropogene lokale kilder til hver av innsjøene i Haldenvassdraget.



**Tabell 8.** Beregnede fosfortilførsler totalt, og fra ulike lokale kilder samt tilførselsmålsetning for innsjøer i Haldenvassdraget. Angitt som kg total fosfor per år. For forklaring av ”innløpselver” se forutgående tekst. Tilførselene er beregnet til hver *innsjø*, og tallene avviker derfor noe fra tallene i tabell 9.

	Totale tilførsler	Innløps Elver	Erosjon landbruks-arealer	Spredt avløp	Kommunal-tekniske anlegg	Mål
Bjørkelangen	6400		2100	1200	470	2880
Skulerudsjøen	15000	11060	2200	1440	300	5470
Rødnessjøen	13540	12280	900	360	0	5560
Øymarksjøen	12130	11530	430	170	0	5660
Aremarksjøen	11180	10456	430	170	124	6000
Asperen	11140	10822	180	120	18	6520
Femsjøen	10800	10352	240	195	13	7560

## 4.2 Fosfortilførsler fra spredt avløp og flateerosjon

Beregningene fra GIS-modellene (erosjon og spredt avløp) er sammenfattet for hvert enkelt delnedbørfelt, som vist i **Tabell 9** og **Figur 9**. I denne beregningen er P-tap fra erosjon fra jordbruksarealene beregnet ved en forenklet metode, der gjennomsnittlig P-tap er satt til 0.001 av beregnet jordtap. Gjennomsnittlig fosforinnhold på jordpartikler regnes ofte å variere i størrelsesorden 1- 2 promille. Målinger fra erosjonsområde på Romerike, Akershus viste årstidsvariasjoner mellom 0,6- 1,8 promille.

Direkte biotilgjengelig fosfor i forhold til totalt fosfor varierer for ulike kilder (Berge & Källquist 1990). Fosfor i erosjonsmateriale fra landbruksarealer regnes å ha 20 % tilgjengelig fosfor i grunne innsjøer som Bjørkelangen og Skulerudsjøen. Urenset avløpsvann regnes å inneholde 60 % biotilgjengelig fosfor. I forbindelse med spredt avløp vil dette bare gjelde dersom avløpet går direkte til resipient. Det må imidlertid bemerkes at det ved modellberegninger av miljømål og belastningsmål anvendes totalfosfor.

**Tabell 9.** Fosfortilførsler fra spredt avløp og flateerosjon fra landbruksarealer (Tot P, kg/år)

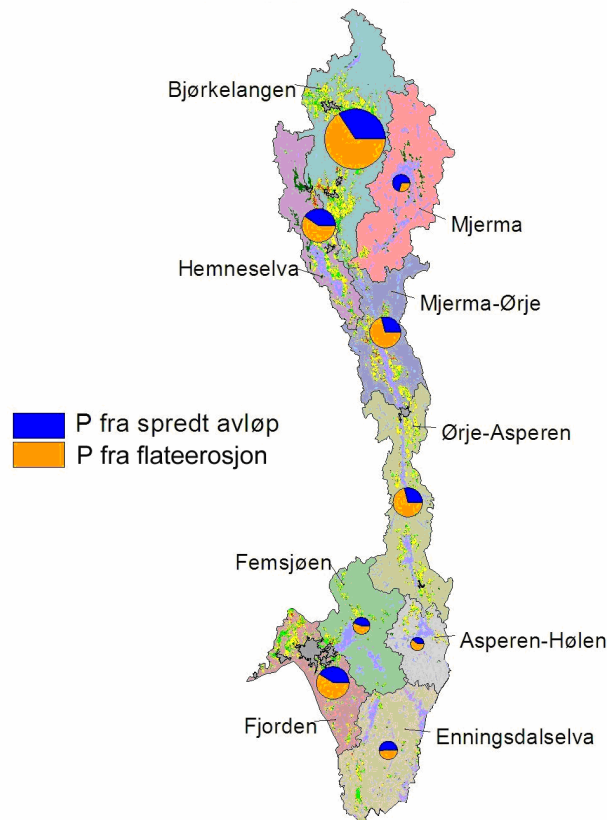
Delnedbørfelt	P fra spredt avløp	P fra erosjon
Bjørkelangen	1616	3108
Hemneselva	658	948
Mjerma	357	144
Mjerma-Ørje	405	991
Ørje-Asperen	348	862
Asperen-Hølen	117	179
Femsjøen	195	240

Selv om tallene er beheftet med usikkerhet gir de estimater på variasjoner mellom delnedbørfeltene. I neste runde kan man gå inn i prioriterte nedbørfelt og gjøre mer detaljerte vurderinger. Gitt disse begrensningene kan erosjonsrisikoberegningene benyttes som et første anslag på fosforbidrag i de ulike delnedbørfeltene og på hva som kan oppnås av fosforreduksjon om jordarbeiding endres. De

relative beregningene av fordeling mellom nedbørfelter og effekter av tiltak som endret jordarbeiding blir de samme, men nivået endres avhengig av om man bruker eks. 1 eller 2 promille som verdi for fosforinnholdet. Fordeling mellom kilder kan også påvirkes. I **Figur 9** er det framstilt resultater basert på 1 promille for fosforinnholdet, men det er en betydelig usikkerhet i disse beregningene.

Beregningene viser at Bjørkelangen har det største bidraget. Også Hemneselva, Mjerma-Ørje og Ørje-Asperen har store bidrag. Derimot har nedbørfeltene fra Asperen – Hølen til og med Enningsdalselva mindre bidrag. Nedbørfeltene med store bidrag bør prioriteres før de med lave tilførsler.

For flere detaljer se delutredning ”Landbruk og spredt avløp-tilførsler og anbefalte tiltak” (Syversen m.fl..2004)



**Figur 9.** Fosfortilførsler fra flateerosjon og spredt avløp

### 4.3 Fosfortilførsler fra kommunaltekniske anlegg

Alle tettstedene i Haldenvassdraget er tilknyttet renselanlegg. De totale utslippene av fosfor fra kommunaltekniske anlegg til Haldenvassdraget er anslått til 926 kg/år. Av dette kommer 471 kg/år ut i Bjørkelangen. 275 kg/år slippes ut nedstrøms Bjørkelangen og når Skulerudsjøen som første innsjø. En mindre del på 25 kg/år kommer til Skulerudsjøen via Setskog renselanlegg. Aremarksjøen får utslipp fra Bommen renselanlegg med omkring 124 kg/år. Asperen får et mindre tilskudd på 18 kg/år fra rensanleggene der, mens det fra ledningnettet omkring Femsjøen er beregnet en avrenning på ca 13 kg/år.

Fosforutslipp fra renselanlegg avhenger av rensesprosess. Den biotilgjengelige andelen fra rensanleggene i Haldenvassdraget er vist i **Tabell 10**.



**Tabell 10.** Utslipp fra kommunaltekniske anlegg til Haldenvassdraget

Renseanlegg	Type anlegg	Antall PE	Totalt utslipp kg P/år	Bio tilgjengelig P/år
<b>Aurskog-Høland kommune</b>				
Bjørkelangen sentralrenseanlegg	Kjemisk-biologisk	6000	471	211
Løken renseanlegg	Mekanisk-kjemisk	2800	275	107
Setskog renseanlegg	Naturbasert-kjemisk	350	25	9
<b>Marker kommune</b>				
Bommen renseanlegg	Mekanisk-kjemisk	1800	124	46
<b>Aremark kommune</b>				
Skotsberg renseanlegg	Kjemisk-biologisk	550	16	8
Bjørkebekk renseanlegg	Biologisk	80	2	2
<b>Halden kommune</b>				
Kun ledningsnett		870	13	8

Fritidsboligene er ikke tatt med i beregningene i denne omgang. Erfaringsmessig vil en stor andel av hytter som ligger nær en vannforekomst ha innlagt sommervann. Toalettløsning er ofte en tørrløsning (biodo eller utedo). Det anbefales at det foretas en vurdering av antall hytter som har innlagt vann, samt foreta en vurdering av størrelsen på utslippet fra disse. Fosforinnholdet i gråvann (vaskevann) er ca. 20 % av fosforinnholdet i svartvann (toalettløp).

## 5. Tiltak

Tiltak er vurdert i forhold til landbruk, spredt avløp og kommunaltekniske anlegg. For Bjørkelangen er det også vurdert en lang rekke insjøinterne tiltak (Berge 2004). Disse er ikke videre omtalt i denne rapporten, men kort sammenfattet under 5.4 "Virkning av tiltakene".

### 5.1 Tiltak landbruk

#### 5.1.1 Erosjon – tiltak på arealene.

##### Flateerosjon.

Endret jordarbeiding med reduksjon av høstpløyde arealer er effektive for å redusere jordtap gjennom høst og vinterperioden. Generelle effekter av endret jordarbeiding er at det kan redusere erosjon og fosfor i størrelsesorden ca 50 – 80 %, avhengig av arealenes erosjonsrisiko. Vanligvis vil jordtapet reduseres mer enn fosfortapet. Det kan bl.a fryse ut en del fosfor fra planterester på overflaten. I tiltaksanalysen for Morsa (Lyche Solheim et al. 2003) er det ved beregningene brukt en reduksjon av fosfortap på 75 % av reduserte jordtap ved endret jordarbeiding. Endret jordarbeiding er effektivt både mot flateerosjon og erosjon i forsøkninger. Beregningene viser at det allerede er gjennomført mye av tiltaket endret jordarbeiding. Det er et viktig tiltak å fortsette denne praksisen. Det er et ytterligere potensiale for endret jordarbeiding særlig i Aurskog Høland med omlegging av mer areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4. Det er også beregnet effekter av å legge areal i erosjonsrisikoklasse 2 i stubb. Effektene på jordtap i klasse 2 er mindre enn for de høyere risikoklassene. Det bør likevel vurderes å gjøre tiltak også i klasse 2, særlig ved lange hellingslengder eller på areal som direkte grenser til vannforekomst. Ved et tint topplag over frosset jord kan det bli stor overflateavrenning og erosjon også ved slakere hellinger. Endret jordarbeiding vil redusere slike jordtap. **Tabell 11** viser modellberegninger (GIS avrenning) på fosforavrenning fra landbruksarealer. Særlig i Bjørkelangen nedbørfelt er det mulig å redusere fosforavrenningen vesentlig ved å holde erosjonsutsatte områder i stubb.

**Tabell 11.** Fosfortap via flateerosjon på jordbruksarealer i forskjellige scenarier beregnet ved modellen GIS avrenning. Angitt som kg/år.

	Alt høstpløyd	Dagens drift	Klasse 3 og 4 i stubb	Klasse 2, 3 og 4 i stubb.
Bjørkelangen	6054	3108	2261	1368
Hemneselva	2315	948	770	469
Mjerma	256	144	105	53
Mjerma-Ørje	3078	990	835	506
Ørje-Asperen	2293	861	701	472
Asperen-Hølen	563	179	149	112
Femsjøen	756	756	240	146

##### Høstkorn og erosjon

Erfaringene med høstkorn og erosjon er blandet. Dersom veksten etableres under gode forhold slik at det blir et godt plantedekke og det blir gunstige værforhold høst og vår, kan det være positiv effekt på erosjon. I andre år er det observert til dels omfattende flate og rilleerosjon på høstkornarealene. Særlig gjelder dette om det ikke er etablert et tett plantedekke om høsten. Ustabile vintre med vekslende fryse/tine sykluser kombinert med snøsmelting og regnvær kan føre til store jordtap, til dels større enn fra pløyde felt. Ut fra et miljøsynspunkt ville det være mest gunstig å unngå pløying og høstarbeiding til høstkorn. Dyrkingsmessig er det en del praktiske problem som må overvinnes om en skal lykkes med endret jordarbeiding til høstkorn. Det anbefales generelt en nøye vurdering av hvilke arealer som brukes til høstkorn, både vurdering av erosjonsrisikoklasse og beliggenhet i forhold til vannforekomster. Det anbefales ikke jordarbeiding til høstkorn som direkte grenser til vassdrag. Alternativt

kan man dyrker øverst på et skifte, men la det være stubb eller direktesådd nederst mot bekk. Dersom man ikke får sådd høsthvete tidlig på høsten slik at god etablert kan oppnås, bør man heller utsette til neste år. For areal som brukes til høstkorn er det særdeles viktig å ha kontroll med overflatevann slik at man unngår erosjonsskader.

### **Erosjon i forsengkninger, rill og grøfteerosjon**

I tillegg til flateerosjon kan det være mer konsentrert erosjon i forsengkninger eller flateerosjonen kan utvikle seg til riller og dypere grøfter. Denne type erosjon er ikke medregnet i dagens erosjonsrisikokart, men det kan være en betydelig kilde til partikkeltransport og ofte være undervurdert. Et erosjonsspor som er f. eks. 150 langt, 0,40 m dypt og 0,25 m dypt vil tilsvare et jordtap på ca 15 tonn. Dette kan sammenlignes med moderat flateerosjon fra et areal på ca 150 dekar. Befaring på enkeltskifter er nødvendig for å avdekke omfang av denne erosjonsformen og planlegge utbedringstiltak. Endret jordarbeiding vil også hjelpe mot denne type erosjon, men også andre tiltak kan være nødvendig. Hydrotekniske tiltak er aktuelle for å redusere mengden overflatevann; avskjæringsgrøfter, nedløpskummer, drenering. Erosjonsutsatte forsengkninger bør ikke jordarbeides om høsten og grasdekte vannveier er effektivt for å redusere denne typen erosjon. Slike tiltak bør gis høy prioritet.

### **Partikkeltransport gjennom grøftesystemer**

Jordarbeiding kan også påvirke partikkeltransport gjennom drens-systemet. Det er målt partikkeltransport til drens-system særlig fra planerte felt (Øygarden 2000). På denne type jord er det funnet at transporten kan foregå gjennom makroporer og sprekkesystemer. Øygarden (2000) fant også at en endring fra pløying til stubb reduserte slike tap med ca 90 %. Det var særlig på nylig bearbeidet jord at avrenning kunne frakte løsepartikler ned i sprekker og makroporer. Det er ikke gjort systematiske undersøkelser av dette i Norge slik at omfang er ukjent. Det antas imidlertid at prosessene kan være mer omfattende enn tidligere antatt. I JOVA programmet ble det høsten 2000 med spesielt stor avrenning, målt stor partikkeltransport i Skuterudbekken, Ås. Det var lite høstpløyd areal, men en stor andel høsthvete (som var jordarbeidet). Det er antatt at en stor del av partikkeltransporten kom gjennom drens-systemene. Mindre jordarbeiding, eks til høsthvete kunne antagelig ha redusert disse tapene.

### **Punkterosjon rundt f.eks. hydrotekniske anlegg**

Dersom det ikke er kontroll med overflatevann kan det føre til omfattende punkterosjon, men omfanget av dette er vanskelig å tallfeste for hele vassdraget. Erfaring fra andre nedbørfelter viser at det ofte er manglende avskjæringsgrøfter eller nedløpskummer som ikke fungerer. Spesielt areal med høstkorn er sårbart for ekstra vann fra utmark, nabo-jorder, veier osv. som kan flomme ukontrollert inn over arealet. Kontroll av slike anlegg bør være en viktig del av oppfølgingen av miljøplanarbeidet. Utløp fra samlegrøfter og avløpsledninger kan også forårsake erosjon, utrasinger i bekkeskrånninger eller sammenbrudd i deler av rørgater. Dersom dette ikke utbedres kan problemet fortsette i seinere avrenningsperioder. Ved vurdering av utbedring av hydrotekniske anlegg anbefales også etablering av voll mot bekkeskråning og vegetasjonssone for bedre kontroll med vannet. Steinsetting ved utløp av rørutløp og andre sikringstiltak er mulig.

## **5.1.2 Erosjon i bekkeskrånninger og bekkeløp**

### **Erosjon i bekkeskrånninger**

I tillegg til erosjon som skyldes jordarbeiding på jordbruksarealene forekommer det også erosjon i bekkeskrånningene ned mot bekker. Vegetasjonssoner er et naturlig tiltak mot dette (5.1.4). Bekkeskrånninger er ofte bratte og ustabile og dersom det jordarbeides helt ut på kanten reduseres stabiliteten ytterligere. Grøfteutløp som kommer ut i skråninger kan også forårsake erosjon dersom utløpet ikke er sikret f.eks. ved steinsetting. Omfanget av slik erosjon vil variere svært mye bl.a ut fra om det er bratte og ustabile skråninger med f.eks. mye trær som er rast ut eller om det er bekkeskrånninger i terreng der bekken løper langs jordene uten særlige høydeforskjeller. Dette innebærer at

befaring er nødvendig for å avdekke både lokalisering av denne type erosjon og omfanget av den. Det er vanskelig å tallfeste effekter langs et helt vassdrag, men bidraget kan være betydelig. En må også vurdere dette sammen med grøfteutløp i bekkeskråninger og sikringstiltak rundt disse. Naturlige erosjonsprosesser kan foregå både i bekkeskråninger og ute i selve elveløpet, som såkalt bekkeløps-erosjon. I områder under marin grense er dette en naturlig del av landskapsutviklingen. Befaring er nødvendig for å avdekke denne typen erosjon, både lokalisering og omfang. I Leira, Akershus, ble det gjort en studie der en prøvde å kvantifisere erosjonsbidraget fra jordbruk og fra naturlige erosjonsprosesser i bekkeløpet. Naturlige erosjonsprosesser ble vurdert til å bidra med 55 % av den totale partikkeltransporten, mens jordbrukets bidrag ble vurdert til 45 % (Bogen et al. 1993).

Også befaringer i bekkene i JOVA programmet har avdekket erosjon i bekkeskråninger. Det er vanskelig å tallfeste effekter langs et helt vassdrag, men bidraget kan være betydelig. Befaring langs vassdraget og på enkelteiendommer er nødvendig for å lokalisere både punktproblemer og bekkestrekninger som er utsatt. Da kan en også avdekke erosjon knyttet til grøfteutløp i bekkeskråninger og behovet for sikringstiltak rundt disse. Tiltak omfatter sikring av utløp av hydrotekniske anlegg, etablering og skjøtsel av vegetasjonssoner og alternativt ikke jordarbeide en sone nærmest mot bekkekanten.

Jordforsk har vurdert tiltak på jordbruksarealene og i overgangssonen til vannkilde, bekker. Det ble også (juni 2004) foretatt en kort befaring langs deler av Haldenvassdraget der problemer med erosjon i bekkekanter og bekkeløpserosjon ble påvist. Systematisk befaring er nødvendig for å avdekke lokalisering og det totale omfang av dette. Det er til dels naturlige erosjonsprosesser som foregår i slike bekkeløp, prosesser som er naturlige for et vassdrag i områder med marine sedimenter. Dersom en ønsker å redusere disse kan det kreve spesielle tiltak. Det anbefales å kontakte NVE for nærmere vurdering. Dette gjelder tiltak for å endre vannhastigheter, etablere terskler, spesielle beskyttelser av bekkeskråningene. Det er en rekke usikre bekkestrekninger særlig med trevegetasjon som står i fare for å rase ut. Det ble avdekket undergraving langs kantene noe som vil føre til nye utrasinger, eksponering av ubeskyttede skrånninger og fortsatt erosjon. Det vil være aktuelt å foreta skjøtsel av ustabile partier med trevegetasjon langs vassdraget. Denne befaringen avdekket også at det var synlig erosjonsspor fra konsentrert avrenning fra jordbruksarealene som kom ut i bekkeskråningene. Vegetasjonssoner, soner uten jordarbeiding langs bekkeløpene, sikring av skrånningene med overhøyde mot bekkekanten er aktuelle tiltak for å hindre uønsket graving og partikkeltransport.

### 5.1.3 Avrenning av næringsstoffer

Denne rapporten har hovedfokus på erosjonstiltak, da erosjon regnes som den viktigste kilden til fosforbidraget fra jordbruket i Haldenvassdraget. I en totalplan er det imidlertid også grunn til å peke på bidrag fra andre kilder som gjødsling og håndtering av husdyrgjødsel. Dette må følges opp som en del av det årlige gjødselplanarbeidet og omhandles ikke detaljert i denne rapporten. Det er likevel grunn til å ta med som tiltak.

- gjødselplanlegging (balansert gjødsling basert på jordprøver)
- spredning av husdyrgjødsel, tidspunkter, mengder, valg av spredeareal i forhold til avrenningsrisiko.

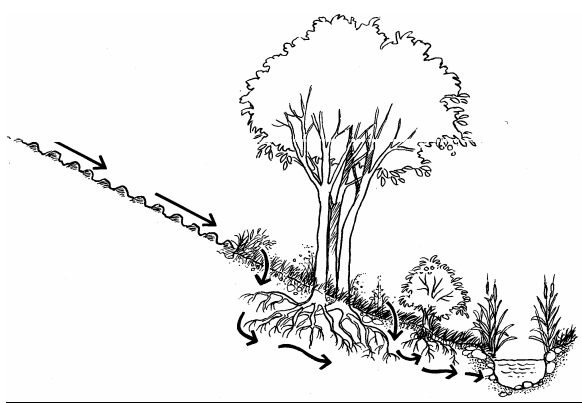
En nøye vurdering av hvilke arealer som brukes som spredearealer for husdyrgjødsel bør gjøres, spesielt med tanke på avrenningsrisiko. Vårspredning av husdyrgjødsel anbefales da det reduserer risikoen for avrenning gjennom høst og vårperioden. Det er imidlertid ikke gjort noen undersøkelser innenfor dette prosjektet av forholdet mellom høst og vårspredning og lagringskapasitet for husdyrgjødsel.

### 5.1.4 Vegetasjonssoner og fangdammer

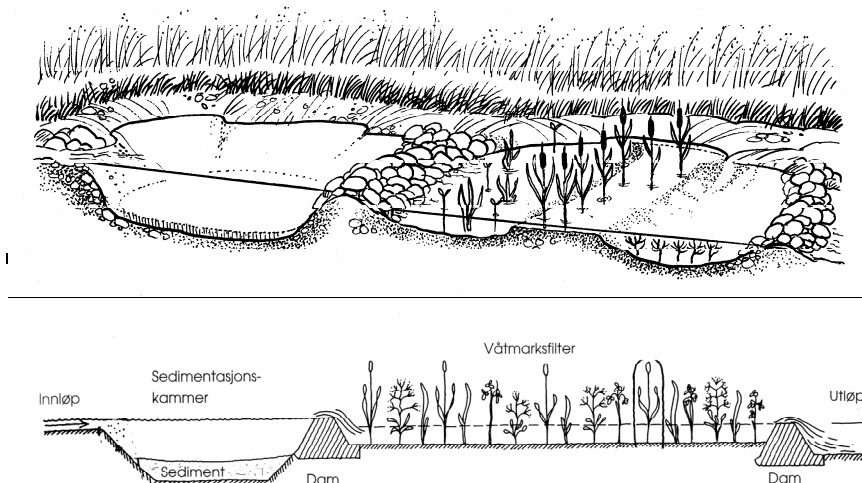
Selv om en velger en driftsform med lavt avrenningspotensiale, vil en likevel ha en fare for erosjon og næringstap fra området. Avrenningen vil variere avhengig av flere faktorer som mengde og type

gjødelse tilført, tidspunkt for gjødsling, klima, jordart og topografi. En vegetasjonssone (ugjødslede kantsoner) mellom dyrket mark og vassdrag eller en fangdam, anlagt som en utvidelse av bekkeleiet, vil fungere som buffer ved at de holder tilbake og tar opp næringsstoffer i avrenningsvannet/ bekkvannet. Vegetasjonssoner kan også anlegges som graskledte vannveier i forsenkningene i terrenget.

Tiltakenes virkningsgrad avhenger av faktorer som klima, nedbørfeltets størrelse og beskaffenhet, størrelse og utforming av tiltaket og forurensningskilde. Norske undersøkelser har vist at vegetasjonssoner og fangdammer er effektive til å holde tilbake partikler og partikkelbundne stoffer fra landbruksområder (Braskerud, 2001; Syversen, 2002). Den viktigste renseprosessen i slike tiltak, er bunnfelling av partikler og partikkelbundne stoffer grunnet redusert vannhastighet gjennom tiltaket. Tiltakene har også vist god renseeffekt gjennom vinterhalvåret, hvor det meste av avrenningen fra jordbruksarealer skjer. **Figur 10** og **Figur 11** viser prinsippskisser av hvordan vegetasjonssoner og fangdammer kan utformes.



**Figur 10.** Vegetasjonssone med løvtrær langs vannløp.



**Figur 11.** Prinsippskisser av en fangdam

Ved en kartlegging av lokaliteter hvor det er mulig å anlegge slike tiltak, kan effekten av tiltakene beregnes. En kartlegging av mulige lokaliteter for anlegging av vegetasjonssoner og fangdammer i Mikkelsbekken i Gjerdrum og Nannestad kommuner, viste at disse tiltakene ga en reduksjon i jordtapet på ca. 60 %. Hvor stor effekt disse tiltakene vil ha avhenger selvfølgelig av mange faktorer

som for eksempel type jord og jordarbeiding i nedslagsfeltet, topografi, andelen bakkeplanering og eksisterende vegetasjonssoner og fangdammer i nedslagsfeltet. Ca. 70 % av jordbruksarealet i Mikkelsbekken lå i erosjonsklasse 3 og 4, med mye overflatetransport og erosjonsproblemer.

Det antas at potensialet i nedslagsfeltet til Haldenvassdraget er mindre, da spesielt øvre deler av nedbørfeltet har lettere jordarter og sannsynligvis mindre andel overflatetransport enn nedslagsfeltet til Mikkelsbekken. Spesielt renseeffekten av vegetasjonssoner vil reduseres ved mindre overflateavrenning, slik de er skissert i **Figur 11**. Det kan imidlertid anlegges vegetasjonssoner som filtrerer og renser både grøftevann og overflatevann, se **Figur 12**. Det er viktig at vegetasjonssoner og fangdammer tilpasses lokale forhold som vanntransport og problem i området. Eventuelle flomutsatte områder bør sikres med varig vegetasjon for armering av jorda og økte muligheter for sedimentasjon av næringsrik jord i vegetasjonssona under flomperioder. I Vansjø-Hobølvassdraget (MORSA) er alle flomutsatte og andre vassdragsnære arealer (inntil 20 m fra vassdrag) oppgradert til erosjonsklasse 3. Det vil dermed utløse større tilskudd ved å la disse områdene ligge i stubb. Alle jordekanter mot vassdraget bør ha en vegetasjonssone med en minimumsbredde på 2 m. Dette er en forutsetning for å motta produksjonstilskudd i jordbruket. Bredden på vegetasjonssoner bør være større i områder som mottar overflatevann fra ovenforliggende arealer, og variere fra 5-10 m.



**Figur 12.** Prinsippskisse av en vegetasjonssone som mottar grøftevann

Det ble i 1997 gjennomført en utredning for Østfold fylke hvor målsettingen var å utrede potensialet for etablering av fangdammer i Østfold og deres renseeffekt for næringsstoffer og partikler (Pedersen og Braskerud, 1997). Utredningen var basert på en oppskalering av potensialet for etablering av fangdammer i noen eksempelområder i fylket. Et av eksempelområdene var innenfor Halden kommune, og representerte typefelt for kornproduksjon med middels erosjonsutsatt jord. Det er estimert en tilbakeholdelse på 20-25 % fosfor ved bygging av fangdammer i dette området. Et annet typeområde, beliggende i Trøgstad, hadde en tilbakeholdelse for fosfor på 40-50 %. Sistnevnte område var karakterisert med stor andel planeringer og husdyrhold. Totalt for Østfold er det estimert en tilbakeholdelse på 25-35 % for fosfor. Det er rimelig å anta at potensialet for reduksjon av fosfortilførselen ved etablering av fangdammer i Haldenvassdraget ligger i samme størrelsesorden som for Østfold fylke generelt. Hvis en inkluderer anlegging av ulike typer vegetasjonssoner i beregningen, er det rimelig å anta en reduksjon i fosfortilførselen på 35-45 %. Resultater fra fangdammer anlagt i Aurskog-Høland (Berg) og Marker (Kinn), viser en retensjon for fosfor i størrelsesorden 30-40 % (Braskerud, 2000).

Det anbefales en kartlegging av potensialet for anlegging av vegetasjonssoner og fangdammer i utvalgte delnedbørfelt (eks. Bjørkelangen). Kartleggingen kan gjennomføres sammen med en kartlegging av andre jordbruksiltak, og beregning av effekten av tiltakene er en integrert del i "GIS i avrenning".

## 5.2 Tiltak spredt avløp

Det er tatt utgangspunkt i at alle boliger med direkte utslipp, slamavskiller og sandfilteranlegg oppgraderes til anlegg med renseeffekt tilsvarende infiltrasjonsanlegg eller våtmarksanlegg. Det antas at sandfilteranleggene er av eldre dato slik at de trenger en oppgradering. Renseeffekten for et nytt infiltrasjons- og våtmarksanlegg er i GIS i avløpsmodellen satt til ca. 90 %. **Tabell 12** viser fosforutslippet fra anleggstypene som foreslås å oppgraderes.

**Tabell 12.** Fosforutslipp (g/døgn/PE) fra anleggstyper som foreslås å oppgraderes.

Anleggstype	P til resipient (g/døgn/PE)
Direkte utslipp	1,6
Slamavskiller	1,5
Sandfilter	1,3

**Tabell 13** viser reduksjon i fosforutslipp fordelt pr. delnedbørfelt som følge av disse oppgraderingene. Det er tatt utgangspunkt i fordelingen mellom anleggstyper i den kommunen som delnedbørfeltet har hovedtilknytning til. I tillegg er det forutsatt en fordeling av personer innenfor hvert delnedbørfelt tilsvarende fosforutslippet fra de samme delnedbørfeltene. Det er videre beregnet en gjennomsnittlig renseeffekt for å oppgradere alle direkte utslipp, slamavskillere og sandfilteranlegg. Fosforutslipp fra anleggene som skal oppgraderes er beregnet utfra koeffisienter. **Tallene er svært usikre og egner seg bare for en sammenligning av utslipp mellom de forskjellige delnedbørfelt sett i forhold til kommunetilknytning.** Av tabellen går det frem at det er mest å hente ved å gjennomføre tiltak i Bjørkelangen.

**Tabell 13.** Fosforutslipp pr. delnedbørfelt før og etter oppgradering av anlegg.

Delnedbørfelt	P-utslipp før oppgradering (kg/år)	P-utslipp etter oppgradering (kg/år)	Reduksjon i forhold til total renseeffekt (%)
Bjørkelangen	1616	290	36
Hemneselva	658	118	15
Mjerma	357	64	8
Mjerma-Ørje	405	145	7
Ørje-Asperen	348	124	6
Asperen-Hølen	117	36	2
Femsjøen	195	31	4

**Tabell 14** viser antall enkeltanlegg som foreslås oppgradert innenfor hvert delnedbørfelt, samt ca. kostnad pr. delnedbørfelt. Det er tatt utgangspunkt i gjennomsnittlig 2,6 personer pr. enkeltanlegg.

Antall anlegg som trenger oppgradering innenfor hvert delnedbørfelt er som i **Tabell 12**, beregnet ut fra fordelingen av fosfor-utslipp fra hvert delnedbørfelt.

**Tabell 14.** Antall anlegg som foreslås oppgradert pr. delnedbørfelt

Delnedbørfelt	Antall enkelt anlegg som foreslås oppgradert
Bjørkelangen	1197
Hemneselva	487
Mjerma	264
Mjerma-Ørje	226
Ørje-Asperen	194
Asperen-Hølen	218
Femsjøen	138

Aktuelle anleggstyper vil være infiltrasjonsanlegg, konstruert våtmark eller minirensenanlegg med biologisk/kjemisk rensing. Tett tank for svartvann eller biologisk toalett med egen renseløsning for gråvann er også aktuelt. Før det tas stilling til valg av anleggstype, bør det foretas en grunnundersøkelse i området for å lokalisere muligheter for infiltrasjonsløsninger. Der det er liten avstand til eksisterende ledningsnett og ledig kapasitet på rensenanlegget, kan det være aktuelt å kople avløp fra spredt bebyggelse på kommunalt avløpsnett.

Tiltak i landbruk og spredt avløp vil være viktige for å redusere avrenningen av fosfor særlig til de øverste innsjøene i vassdraget. Nedenfor er det derfor oppsummert tiltak rettet mot disse kildene.

1. Når det skal gjennomføres tiltak i et helt nedbørfelt for å bedre vannkvaliteten må en vurdere alle kilder som påvirker vannkvaliteten. Med et slikt utgangspunkt vil det antagelig være lettere å oppnå nødvendige reduksjoner enn ved å fokusere ensidig på en enkelt sektor/kilde om gangen. Dette kan bety at det i et område gjøres tiltak både for både landbruk og spredt avløp, eks. for Aurskog- Høland.
2. Beregningene som er gjort viser bidrag både fra landbruk og spredt avløp i de ulike delnedbørfeltene. Dette gjør det mulig å prioritere rekkefølgen for hvor innsats med ytterligere tiltak bør settes inn, både for Haldenvassdraget som helhet og for den lokale vannkvaliteten i innsjøer langs vassdraget spesielt.
3. Hvor langt man skal gå i tiltaksgjennomføring vil også være avhengig av hvilke miljømål som endelig fastsettes. Som oftest er det ikke bare ett tiltak som er effektivt, men en kombinasjon av flere tiltak som gir størst effekt. For jordbruksarealene kan dette gjennomføres som en del av miljøplanarbeidet, mens tiltak for spredt avløp og tiltak ute i bekkeløp og innsjøer må løses på annen måte.
4. De følgende tiltak for landbruk og spredt avløp er en beskrivelse av hvilke tiltak som er mulige, men det er ikke beregnet totale effekter av disse for hele vassdraget. Det skyldes delvis tiltakenes karakter, eks, noen lar seg ikke tallfeste uten videre befaringer i nedbørfeltet, eller ved gårdsbesøk.



5. Det anbefales derfor en samordnet og målrettet innsats for spredt avløp og jordbruk i Bjørkelangen. Påvirkningen fra Bjørkelangen vil ha effekt videre nedover i Haldenvassdraget og det er derfor viktig å prioritere dette området.
6. For spredt avløp foreslås det å gjøre en detaljert feltkartlegging for nedbørfeltene med størst bidrag fra spredt avløp før eventuelle pålegg gis. Som et minimum bør metoden med å utnytte opplysninger i slamtømmeregisteret benyttes. Dersom man skal pålegge tiltak for spredt avløp anbefales det sterkt å gjøre direkte kartlegging: registrere alle avløpsanlegg, tilstand og behov for utbedringer og lage handlingsplan med prioritering av hvilke områder innenfor delnedbørfeltet utbedringer bør starte (pålegg gis), vurdering av enkeltanlegg/fellesanlegg.
7. Det anbefales en kartlegging av potensialet for anlegging av vegetasjonssoner og fangdammer i utvalgte delnedbørfelt (eks. Bjørkelangen). Kartleggingen kan gjennomføres sammen med en kartlegging av andre jordbrukstiltak, og beregning av effekten av tiltakene er en integrert del i "GIS i avrenning".
8. Endret jordarbeiding bør gjennomføres også for gjestående areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 da potensialet ikke er fullt utnyttet ennå. Det er samtidig viktig å fortsette med endret jordarbeiding på arealer som allerede har endret jordarbeiding.
9. For arealer som grenser direkte til vannforekomstene bør det vurderes om det er spesielle tiltaksbehov. Dette innebærer en vurdering av behov for vegetasjonssoner eller areal som ikke jordarbeides selv om det er i de lavere erosjonsrisikoklasser (1 og 2). Det kan være aktuelt å endre jordarbeiding også for disse lavere erosjonsrisikoklassene. Her bør det gjøres vurderinger av hellingslengder og avstand til vannforekomst. Generelt anbefales det å unngå jordarbeiding om høsten, selv om effekten er størst i de høyeste erosjonsrisikoklassene.
10. Så langt som mulig bør det være sikkerhetssoner mellom jordene og vannforekomstene, enten som permanente vegetasjonssoner der forholdene ligger til rette eller at arealet unntas fra jordarbeiding.
11. Kontroll ned overflatevann må sikres bedre, både grøfteutløp i skråninger, men også avskjæringsgrøfter, nedløpskummer for overflatevann inne på jordene. Terrengutforming med overhøyde mot skråningskanter for å hindre graving i bekkeskråninger. Areal som brukes til høsthvete er særlig sårbart for ukontrollert overflateavrenning. Dette kan gjennomføres som en del av miljøplanarbeidet, men det bør overveies muligheter for økonomisk støtte til slike utbedringstiltak.
12. Areal som brukes til høsthvete bør vurderes spesielt, både med hensyn til jordarbeiding og beliggenhet i forhold til vannforekomst. Det bør ikke dyrkes høsthvete som jordarbeides på arealer som direkte grenser til vannforekomster. Det anbefales å ha et bufferareal imellom som ikke jordarbeides eller at høsthvete dyrkes uten høstarbeiding. Høsthvete med høstarbeiding bør ikke dyrkes på områder med stor avrenningsrisiko. Høsthveteareal må sikres med spesielt god kontroll av overflateavrenning. Det er viktig å etablere veksten så tidlig at den rekker å etablere et godt plantedekke før vinteren.
13. Grasdekte vannveier bør etableres på areal med risiko for erosjon i forsenkninger.
14. For planlegging av tiltak i bekkeløp, bør NVE kontaktes for videre vurdering

### 5.3 Tiltak kommunaltekniske anlegg

I følge kommunene er det ikke kostnadseffektivt å kloakkere flere nye områder. I disse områdene er det mer aktuelt med desentraliserte rensesystemer. Gjenstående tiltak i Aurskog-Høland kommune er sanering av ledningsnett i Aurskog og Bjørkelangen samt kloakkering av ca 100 boliger (**Tabell 15**).

**Tabell 15.** Fosforreduksjon etter tiltak på kommunaltekniske anlegg.

Tiltak	Reduksjon, kg P/år
<b>Aurskog-Høland kommune</b>	
Sanering av ledningsnett i Aurskog-Bjørkelangen	175
Kloakkering av 100 boliger	47
<b>Marker kommune</b>	
Sanering av ledningsnett i Ørje	105
<b>Totalt</b>	<b>327</b>

### 5.4 Virkning av tiltakene

Det kan i utgangspunktet tenkes et utall av ulikt sammensatte tiltak som i ulik grad retter seg mot de forskjellige forurensningskildene. I det følgende vil vi bare ta for oss hovedtiltakene slik de er vist for hver av de lokale kildene, og vise en beregnet virkning av disse fra øverst til nederst i vassdraget (**Figur 14, Tabell 16**). Mellom disse ytterpunktene vil en få virkninger på vannkvaliteten avhengig av graden av tiltak og hvor tiltakene settes inn.

De relativt sett største tilførslene skjer øverst i vassdraget, først og fremst til Bjørkelangen. I Bjørkelangen foregår det også en intern gjødsling, først og fremst om sommeren (Berge 2004). Det foregår en frigjøring av fosfor grunnet oksygenvinn i dypet og høy pH i overflateskjiktet. Dette er med på å stimulere algeproduksjonen betydelig i juli og august. De angitte tiltakene for Bjørkelangen vil også bidra til å redusere den interne gjødslingen. For denne innsjøen er det også gjort en egen vurdering av innsjøinterne tiltak inkludert hydrologiske endringer (Berge 2004). Av en rekke mulige interne tiltak viser det seg at ingen er tilstrekkelige til å gi en god nok, og permanent bedring av situasjonen. Enkelte av tiltakene er imidlertid vurdert som interessante og bør følges opp. Disse er overføring av Setten til Bjørkelangen, utfisking av planktonspisende fisk ved trål og/eller utsetting av rovfisk, samt bruk av halm for å dempe algeveksten.

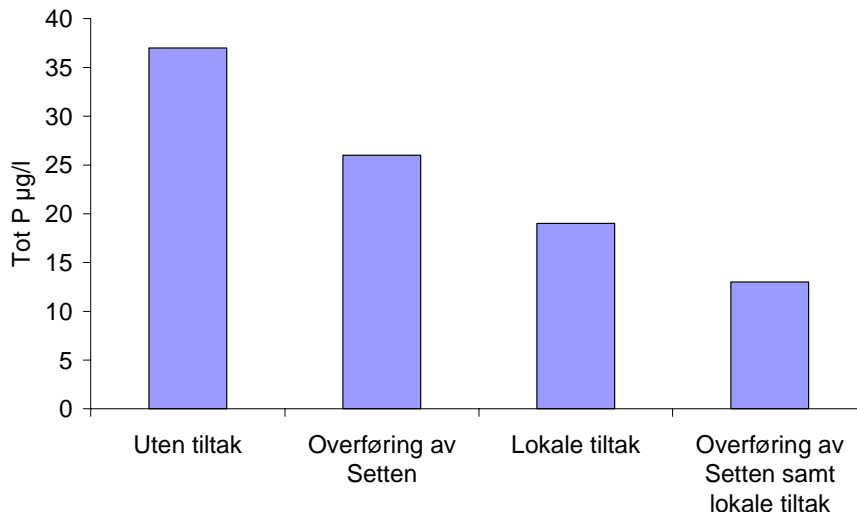
Av de vurderte tiltakene er overføring av innsjøen Setten til Bjørkelangen det enkelttiltaket som synes å gi størst virkning. Anslagene antyder at tiltaket vil redusere fosforkonsentrasjonen med omkring 30 %, fra omkring 37 µg/l til omkring 26 µg/l. Tiltaket er dessuten varig, og kan eventuelt kombineres med andre tiltak. Det må bemerkes at tiltaket ikke medfører reduksjon i fosfortilførslene, og at det derfor bare får virkning i Bjørkelangen.

Dersom de skisserte tiltakene gjennomføres fullt ut kan den midlere fosforkonsentrasjonen komme ned til omkring 19 µg/l. Fordi denne innsjøen også gjødsles internt er forholdene rundt tilførsler og konsentrasjon mer usikre enn for de øvrige innsjøene. Dersom man i tillegg inkluderer overføring av Setten går inn for maksimalt tiltak på erosjonsavrenning fra landbruksarealer, spredt avløp og kommunaltekniske anlegg kan konsentrasjonen i Bjørkelangen nå ned mot 13 µg/l (**Figur 13**). Videre nedover i vassdraget vil tiltak rettet bare mot Bjørkelangen redusere konsentrasjonene i Skulerudsjøen fra omkring 27 µg/l til omkring 25 µg/l. Ytterligere tiltak på de nevnte områdene i nedørfeltet til Skulerudsjøen vil gi en reduksjon til omkring 21 µg/l. Videre nedover i vassdraget vil effekten av tiltakene avta da de utgjør en mindre og mindre andel av totalen. De mulige lokale tiltakene knyttet til

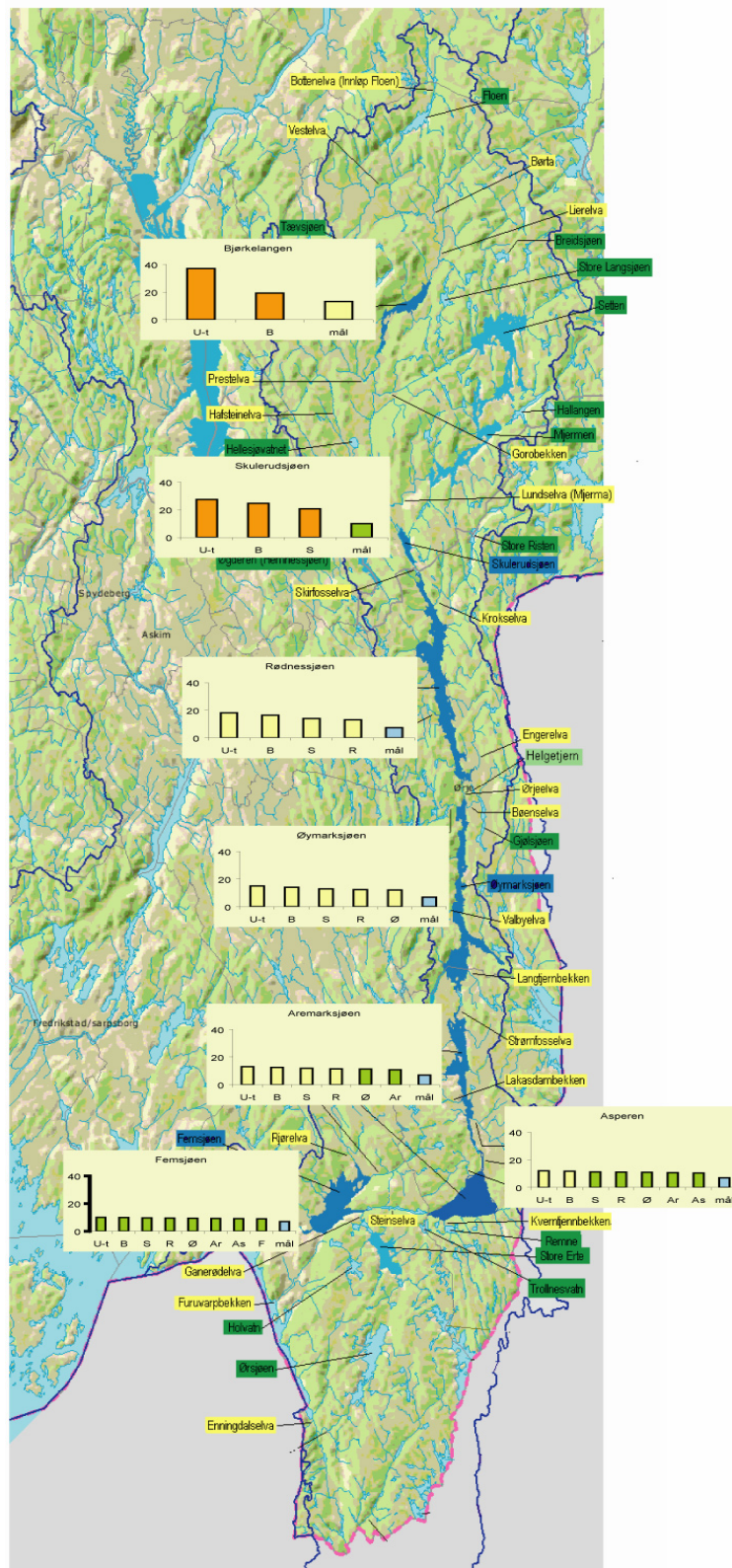
hver av innsjøene nedover i vassdraget er også av begrenset størrelse (**Figur 7**) og gir følgelig begrenset virkning (**Tabell 17**).

Avstanden mellom totale tilførsler og foreslåtte miljømål er store, og de omtalte maksimale tiltak mot hovedkildene vurdert i denne rapporten synes ikke å kunne dekke gapet. Selv etter de foreslåtte tiltakene, vil konsentrasjonen i Bjørkelangen, så vel som i innsjøene videre nedover i vassdraget, ligge over de vedtatte målsetningene for fosforkonsentrasjoner (**Tabell 17**). Ytterligere interne tiltak i Bjørkelangen kan bidra til å bringe fosforkonsentrasjoner og/eller algekonsentrasjoner her ytterligere ned. Enn så lenge er det imidlertid vanskelig å kvantifisere slike kilder/tiltak (Berge 2004). I forbindelse med avrenning fra landbruk er det i tillegg til tiltak på erosjon påpekt tiltak i forhold til gjødselbehandling og husdyrhold (se 5.1.3). Dette er så langt ikke kvantifisert. Det er bare beregnet fosforbidrag fra flateerosjon. Andre erosjonsformer, graving i bekkeløp osv er ikke kvantifisert. En reduksjon i disse kildene vil kunne redusere tilførslene ytterligere. Potensialet for reduksjon er derfor større enn de beregnede verdiene. Videre er det påpekt at estimatene fra modellen for avrenningen fra landbruksarealer og spredt avløp er usikre. Det innebærer for eksempel at dersom fosforinnholdet er 2 ‰ i stedet for 1 ‰ for erosjonspartiklene, vil effekten av tiltak mot erosjon bli fordoblet og en nærmer seg miljømålet for Bjørkelangen.

Uansett om det finnes store usikkerheter i de foreliggende tilførselsestimatene er det klart at det må gjøres betydelige tiltak for å redusere avrenning fra landbruksarealer. Videre synes spredt avløp å være en vesenlig forurensningskilde i deler av nedbørfeltet. Kommunaltekniske anlegg kan også forbedres, men her er det mindre å hente. Først og fremst må tiltakene settes i verk i nedbørfeltet til Bjørkelangen og Skulerudsjøen. Begge innsjøene er sterkt belastet, og i begge nedbørfeltene er det betydelige gevinster å hente på tiltak. For Bjørkelangen ser det ut til at innsjøinterne- og hydrologiske tiltak vil være nødvendig for å komme i nærheten av målsetningen. Dersom det viser seg vanskelig å nå miljømålene med maksimale, kjente tiltak, bør det også vurderes om miljømålene er realistiske.



**Figur 13.** Virkningen av ulike tiltak på fosforkonsentrasjonen i Bjørkelangen. Lokale tiltak innebærer maksimale tiltak på avrenning fra landbruksarealer, spredt avløp og kommunaltekniske forhold.



**Figur 14.** Utviklingen i fosforkonsentrasjoner i ulike innsjøer etter tiltak akkumulert nedover i vassdraget. Første søyle til venstre angir konsentrasjon uten tiltak, søylen lengst til høyre angir miljømålet for fosfor. Fargene henviser til SFTs tilstandsklasser.

**Tabell 16.** Virkningen på fosfortilførslene til innsjøene av maksimale tiltak slik de er beregnet for avrenning fra landbruksarealer, spredt avløp og kommunaltekniske anlegg. Angitt som kg/år.

	Uten tiltak	Etter tiltak mot							
		Bjørkelangen	Skulerudsjøen	Rødnessjøen	Øymarksjøen	Aremarksjøen	Asperen	Femsjøen	
Bjørkelangen	6400	4231							
Skulerudsjøen	15000	13503	11288						
Rødnessjøen	13538	12310	10494	9814					
Øymarksjøen	12127	11452	10453	10079	9769				
Aremarksjøen	11178	10766	10157	9929	9739	9249			
Asperen	11138	10870	10474	10326	10203	9884	9740		
Femsjøen	10801	10616	10343	10241	10156	9936	9837	9644	

**Tabell 17.** Virkningen av reduserte fosfortilførsler fra **Tabell 16** på fosforkonsentrasjonene i innsjøene. Angitt som µg/l.

	Uten tiltak	Etter tiltak mot							Mål
		Bjørkelangen	Skulerudsjøen	Rødnessjøen	Øymarksjøen	Aremarksjøen	Asperen	Femsjøen	
Bjørkelangen	37	19							13
Skulerudsjøen	27	25	21						10
Rødnessjøen	18	16	14	13					7
Øymarksjøen	15	14	13	12	12				7
Aremarksjøen	13	13	12	12	11	11			7
Asperen	12	12	11	11	11	11	10		7
Femsjøen	10	10	10	9	9	9	9	9	7

## 6. Kostnader

### 6.1 Jordarbeiding

Kostnadene ved de forskjellige tiltakene blir bare overfladisk vurdert her. Det er benyttet erfaringstall fra andre områder. Kostnadseffektiviteten for fjerning av fosfor i ved endret jordarbeiding er basert på Morsrapporten (Lyche-Solheim et al. 2001). Kostnadene blir her vurdert å ligge mellom 0,09 og 0,25 tusen kroner per kg fosfor. Overført til de enkelte nedbørfeltene gir dette en total kostnad mellom ca 76 og 210 tusen kroner per år i nedbørfeltet til Bjørkelangen ved overgang fra dagens drift til endret drift av jord med erosjonsrisikoklasse 3 og 4, mens kostnadene ved overgang fra dagens drift til endret jordarbeiding i klasse 2, 3 og 4 kan ligge i området 157 til 435 tusen kroner per år. For vegetasjonssoner og fangdammer finnes også estimater på kostnadseffektivitet. Det er imidlertid ikke vurdert omfanget av disse tiltakene i denne rapporten og disse kostnadene er derfor ikke beregnet.

**Tabell 18.** Totale årlige kostnader ved endret jordbearbeiding i hvert nedbørfelt. Basert på en kostnadseffektivitet i intervallet 0,09 – 0,25 tusen kroner per kg tot P (Lyche et al 2001). Kostnadene er angitt som tusen kroner for hvert nedbørfelt per år.

	Fra dagens drift til klasse 3 og 4 i stubb	Fra dagens drift til Klasse 2, 3 og 4 i stubb.
Bjørkelangen	76-210	157-435
Hemneselva	16-45	43-120
Mjerma	4-10	8-23
Mjerma-Ørje	14-39	44-121
Ørje-Asperen	14-40	35-98
Asperen-Hølen	3-8	6-17
Femsjøen	46-130	55-153

## 6.2 Spredt avløp

I forhold til spredt avløp er det også flest anlegg og størst total kostnader ved oppgradering av anlegg i nedbørfeltet til Bjørkelangen. De 1197 anleggene som foreslås oppgradert har en omtrentlig kostnad på 120 millioner kroner (**Tabell 19**).

Det er tatt utgangspunkt i en gjennomsnittlig oppgraderingskostnad pr. anlegg på kr. 100.000. Tallet vil variere svært mye avhengig av anleggstype og antall boligenheter som knyttes til anlegget. En del av anleggene som skal oppgraderes har slamavskillere, mens andre har direkte utslipp, noe som også bidrar til variasjon i oppgraderingskostnadene. Oppgradering av et sandfilteranlegg med f.eks. bytting av filtermasse, vil også ha en betydelig lavere kostnad enn bygging av et nytt anlegg.

Infiltrasjonsanlegg som baserer seg på infiltrasjon av avløpsvannet i stedege masser, vil være den anleggstypen med lavest anleggskostnader. Infiltrasjonsanlegg vil også ha lavest driftskostnader.

Omgjort til årlige kostnader (investerings- og driftskostnader) kan kostnadene for avløpsanlegg grovt anslås til kr. 4.000-10.000,- pr. år pr. bolig for opp til 10 hus (rentenivå 6 %, levetid masser og anleggskomponenter 15-40 år) (Refsgaard, 1998). I tillegg kommer en serviceavtale på ca. kr. 2.500-4.000,- pr. år. Det må understrekes at kostnadsberegningene er grove og vil variere mye fra anlegg til anlegg.

**Tabell 19.** Antall anlegg som foreslås oppgradert og estimerte kostnader ved oppgradering for hvert nedbørfelt.

Delnedbørfelt	Antall enkelt anlegg som foreslås oppgradert	Ca. kostnad ved oppgradering (mill. kr)
Bjørkelangen	1197	120
Hemneselva	487	49
Mjerma	264	26
Mjerma-Ørje	226	23
Ørje-Asperen	194	19
Asperen-Hølen	218	22
Femsjøen	138	14

## 7. Referanser

- Berge, D. 1987: Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 - 15 m.. - NIVA-Rapport 2001.
- Berge, D. 2002. Beregning av akseptabel fosfortilførsel til innsjøene Bjørkelangen, Skullerudsjøen og Rødnessjøen i Haldenvassdraget. – NIVA-Rapport 4557-2002.
- Berge, D. 2004. Innsjøinterne- og hydrologiske tiltak i Bjørkelangensjøen. Delutredning i forbindelse med forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget. – NIVA- Rapport 4926-2004
- Berge, D., Berge, J.A., Barton, D., Gaut, A., Tjomsland, T. Rygg, B., Turtumøygaard, S. Øygarden, L., & Dahl, E. 2004. Karakterisering av Haldenvassdraget med utenforliggende fjordområdet. – NIVA-Rapport 4785.
- Berge, D. og Källqvist, T. 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. – NIVA Rapport 2367.
- Braskerud, B.C. 2001. Sedimentasjon i fangdammer. Tilbakeholding av partikler, fosfor og nitrogen i landbrukspåvirkede bekker. Doctor Scientarum Theses 2001:10. Norges Landbrukshøgskole.
- Braskerud, B.C. 2000. Målt og beregnet tilbakeholdelse av fosfor og nitrogen. Fangdammer som tiltak mot landbruksforurensning VII. Jordforsk-rapport 92/00.
- Bratlie, J.L., Holtan, H., Åstebøl, S.O. 1995. Miljøsmål for vannforekomstene. Tilførselsberegninger.- SFT 95:02., TA1139/1995.
- Bratlie, J.L. Molvær, J. Løvmstad, E., Holtan, H., Baalsrud, K., Juliussen, A. 1997: Miljøsmål for vannforekomstene. Sammenhenger mellom utslipp og virkning. – SFT 95:01, TA 1138/1995.
- Hauger, T. 2002. Haldenvassdraget – regionale miljøsmål. – Rapport fra Østfold Fylkeskommune, ISBN: 82-91932-11-5: 26 sider + vedlegg
- Solheim, A. L., Vagstad, N., Kraft, P.I., Løvstad, Ø., Skoglund, S., Turtumøygaard, S. og Selvik, J.R. 2001. Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobølvassdraget)-sluttrapport. NIVA rapport LNR 4377-2001. 104 s.
- Pedersen, N.E. og B. Braskerud. 1997. Fangdammer som tiltak mot landbruksforurensning i Østfold fylke. Jordforsk-rapport 117/96.
- Refsgaard, K., A. Høyås og T. Mæhlum. 1998. Modeller og analyser av økonomi og miljø for jordrenseanlegg, våtmarksfiltre og minirensanlegg. NILF-rapp. 1998:2. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning. 36 s.
- Skulberg, O., og J. Kotai 1982: Haldenvassdraget - vannkvalitet og forurensningsvirkninger. Resultater av vassdragsundersøkelser for Haldenvassdragets Vassdragsforbund 1975-1981. - NIVA -rapport 1367.
- Syversen, N. 2002. Vegetasjonssoner som filter for overflateavrenning fra landbruksarealer i områder med kaldt klima. Tilbakeholdelse av jordpartikler, fosfor og nitrogen. Doctor Scientarum Theses 2002:12. Norges Landbrukshøgskole.

Syversen, N., Turtumøygard, S. og Øygarden, L. 2004. Landbruk og spredt avløp- tilførsler og anbefalte tiltak. Delutredning i forbindelse med forbindelse med forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget. – Jordforsk Rapport 56-2004

Øygarden, L. 2000. Jorderosjon i små nedbørfelt i jordbruksområder I sør-øst Norge. Doctor Scientiarum Theses 2000: 8. Norges Landbrukshøgskole.