

# Fangdammer renser bekkene

Av Bent Braskerud

Bent Braskerud er forsker ved JORDFORSK på Ås.

## Artikkelen omhandler

- Fangdammer som kostnadseffektive tiltak mot arealavrenning.
- Beskyttelse av ferskvannsresipienter.
- Prøvetakingsmetodikken for bestemmelse av renseseffektiviteten.

## Sammendrag

Tilbakeholdelsen av jord, fosfor og nitrogen fra jordbruksbelastede bekker er undersøkt i fire fangdammer. Den årlige tilbakeholdelsen var 50-70 % for jordpartikler, 30-40 % for fosfor og ca. 10 % for nitrogen. Anleggenes størrelse utgjorde 0,03 - 0,12 % av nedbørfeltens areal. Rensekostnaden tilsvarende 50-130 kr/tonn jord, 90-230 kr/kg fosfor og 25-60 kr/kg nitrogen. Næringsstofftilførselen og tilbakeholdelsen var størst i vinterhalvåret (nov.-april). Sedimentasjon var den viktigste rensesprosessen, også for nitrogen. Vegetasjonen hadde betydning for renseseffektiviteten og hindret utspyling av tilbakeholdt stoff. Et stort antall prøver er nødvendig for å beskrive stofftransporten i bekker.

## Summary

To mitigate effects of erosion and nutrient losses to recipient waters, four constructed wetlands were built. Their

sizes were less than 0.12 % of the 50-100 Ha watershed areas. Volume-proportional samples were extracted from each inlet and outlet. (a) Annual retention was 50-70 %, 30-40 % and 10 % of total inputs of soil, phosphorus and nitrogen respectively. (b) Cost-effectivenesses were 50-130 NOK/ton captured soil, 90-230 NOK/kg P and 25-60 NOK/kg N. (c) Sedimentation of N was more important than denitrification, especially in the winterseason (Nov.-April). (d) Vegetation substantially mitigates re-suspension. (e) Daily grab samples cannot adequately describe the natural variations in soil and nutrient transport through small brooks.

## Innledning

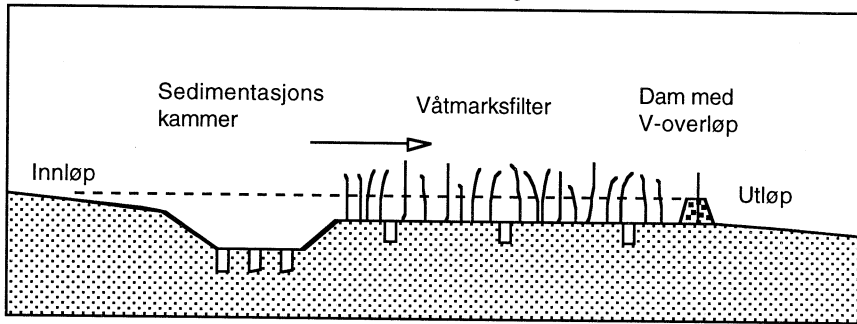
Økologisk renseteknologi er et samlebegrep på lavteknologiske, naturbaserte renseløsninger. Fangdammer tilhører denne gruppen, og er en konstruert våtmark, der naturens selvrensingsprosesser er forsøkt optimalisert. De viktigste selvrensingsprosessene er sedimentasjon, denitrifikasjon, samt opptak og binding til jord og biomasse. Fangdammene skal redusere avrenningen fra dyrka mark til nedenforliggende resi-

ipient, som kan ha industrielle-, bade- eller drikkevann interesser. Gjeninnføring av selvrensingsprosessene i kulturlandskapet er viktig etter tiår med bekkelukkinger og andre tiltak som har redusert vannets oppholdstid i nedbørfeltene. Denne artikkelen bygger hovedsaklig på JORDFORSK-rapport 9/95.

Fra 1990 har Landbruksdepartementet, Landbrukstilsynet, SFT og Fors-

kningsrådet finansiert utprøvingen av fire fullskala-anlegg i Haldenvassdraget, på Østlandet. Fangdammene ligger i nedbørfelt på 0,5-1 km<sup>2</sup>, med årsnedbør på 700-800 mm og middellavrenning på 15 l/s/km<sup>2</sup>. Nedbørfeltene domineres av leirjordarter der 30-50 % er dyrka.

Fangdammene ble laget ved å utvide bekkeløpet, samt demme opp utløpet slik figur 1 viser.



Figur 1. Lengdesnitt av fangdam anlagt i Haldenvassdraget, med 6 sedimentasjonsfeller.

Bekkevannet kommer først inn i et sedimentasjonskammer, for deretter å strømme over i et 0,5 meter dypt våtmarksfilter. Sedimentasjonskammeret skal holde tilbake grovkornet materiale som grus, sand og grovsilt. Våtmarksfilteret skal påvirke finere siltfraksjoner og leir, samt gi mulighet for omsetting av næringsstoffer.

Fangdammene i Haldenvassdraget ble bygget over samme lest. Bredden varierte imidlertid:

Storløvs (3m) < Kinn < Finsrud < Berg (9 m).

Overflatearealet på den enkelte dam fulgte samme rangering som over, dvs. 230-860 m<sup>2</sup>. Det gir årlig hydraulisk

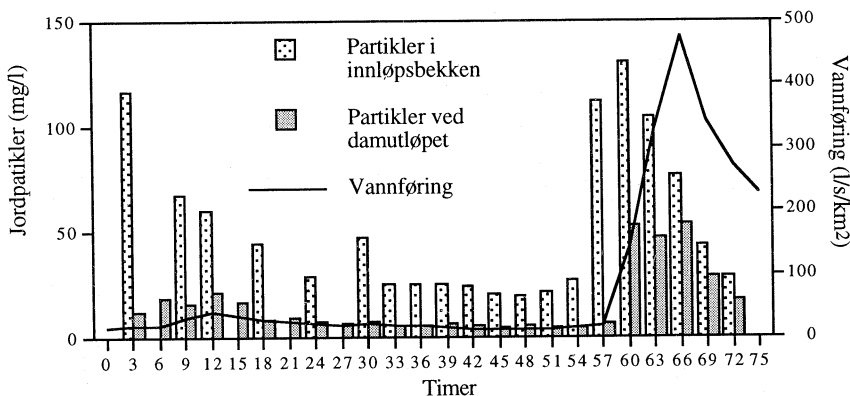
belastning på 1 - 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> fangdam-overflate/døgn, eller oppholdstid på 4 - 12 timer.

### Beregning av renseseffekt

Renseeffekten blir vanligvis beregnet på bakgrunn av prøvetaking i inn- og utløp. Figur 2 viser partikkeltransporten i Bergdammen gjennom tre døgn i oktober 1993. Det ble tatt stikkprøver hver 3. time. Ukene før prøvetaking hadde vært tørre og med lav vannføring.

Figur 2 viser at

- små endringer i vannføringen kan gi partikkelkonsentrasjoner som tilsvare store flommer.



Figur 2. Partikkelkonsentrasjonen i innløpsbekken kan variere betydelig over korte tidsrom, selv ved små endringer i vannføringen. Oppholdstiden er korrigert for volumendringen, og er 6 timer ved 20 l/s og 0,5 time ved 470 l/s. Enkelte inn-prøver falt ut pga. tekniske problemer.

- variasjonen i partikkeltransport kan være flere 100 % over korte tidsrom, selv med små vannstandsendringer.
- hyppig prøvetaking kreves om massetransporten skal beskrives i små bekker.
- tilbakeholdelsen i fangdammer kan være betydelig, selv i flommer.

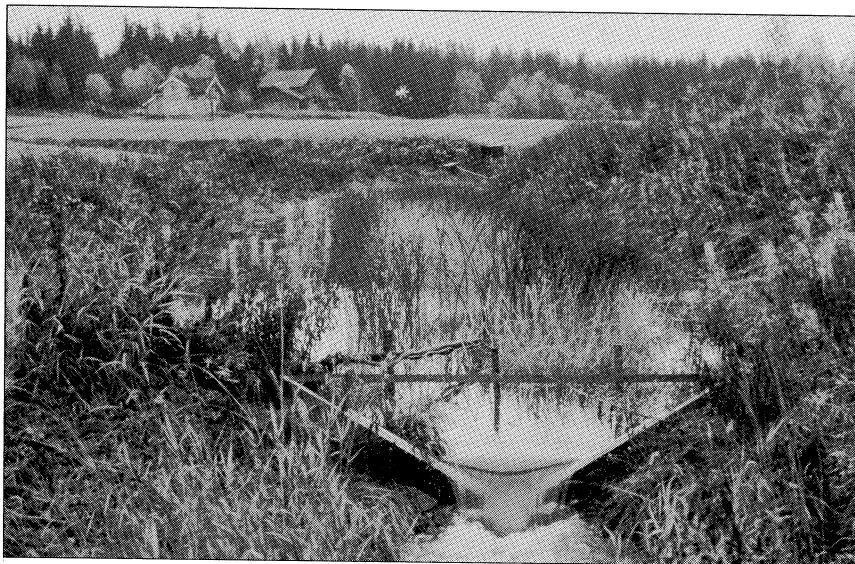
Raske endringer i stoffkonsentrasjonen er også funnet for nitrogen (N), fosfor (P) og organisk materiale (glødetap). Av disse var endringene minst for nitrogen.

Observasjonene i figur 2 viser at spredte stikkprøver ikke kan anses som egnet i beregninger av stofftransport. Kun en stikkprøve i tredøgnsperioden over, ville vært som en loddtrekning mellom renseeffekter fra 40 til 95 %. Høye kostnader er den viktigste årsaken til å ekskludere stikkprøver som strategi for beregninger av massebalanse: Det nødvendige prøvetallet blir for stort. En rimeligere strategi vil være

bruk av blandprøver, som lages ved å blande stikkprøver samlet inn over et tidsintervall (tidsintegret blandprøve). En prøve tas ut av blandprøven for analyse. Tidsintegrerte blandprøver gir gode gjennomsnitt så lenge forskjellene i vannføring er små.

Volumproporsjonale blandprøver tar hensyn til endringer i vannføringen, fordi prøvetakingsfrekvensen øker med økt avrenning. Stofftransporten i Hal-dendammene ble gjort etter denne metoden (figur 3). Prøvetakingsfrekvensen var gjennomsnittlig 10 delprøver pr. døgn.

Andre undersøkelser har også vist at spredte stikkprøver kan gi betydelige feil i massebalansen: Ukentlige stikkprøver gav 76 % lavere jordpartikkeltransport enn blandprøver. Denne prøvetakingstrategien undervurderte også fosfor og nitrogen med henholdsvis 32 og 15 % /8/. Stikkprøvenes manglende evne til å fange opp den store,



*Figur 3. Automatisert vannføringsmåling i fangdammenes utløp, muliggjør volumproposjonal blandprøvetaking.*

naturlige variasjonen, er også funnet i laboratorie-forsøk /7/.

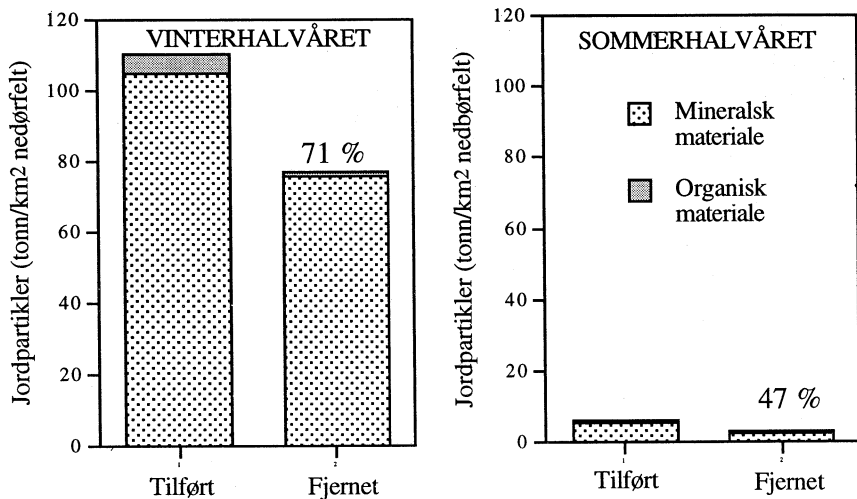
Vi har ikke tilstrekkelig data til å anbefale et minste antall stikkprøver som er nødvendig for å beskrive partikkeltransporten i bekker. Norges vassdrags og energiverk (NVE) pleier imidlertid å ta 4 prøver i døgnnet i elver /2/. Beregninger viser at mer enn 600-1000 prøver over en 3 års periode er minimum for å karakterisere massetransporten i små nedbørfelt /11/.

Endringer av kjemiske parametre under innsamlingsperioden er den viktigste ulempen med automatisert prøvetaking. Det skyldes biologisk- og kjemisk aktivitet i prøvene. Som oftest er imidlertid den naturlige variasjonen større.

### **Tilbakeholdelse av jord, fosfor og nitrogen**

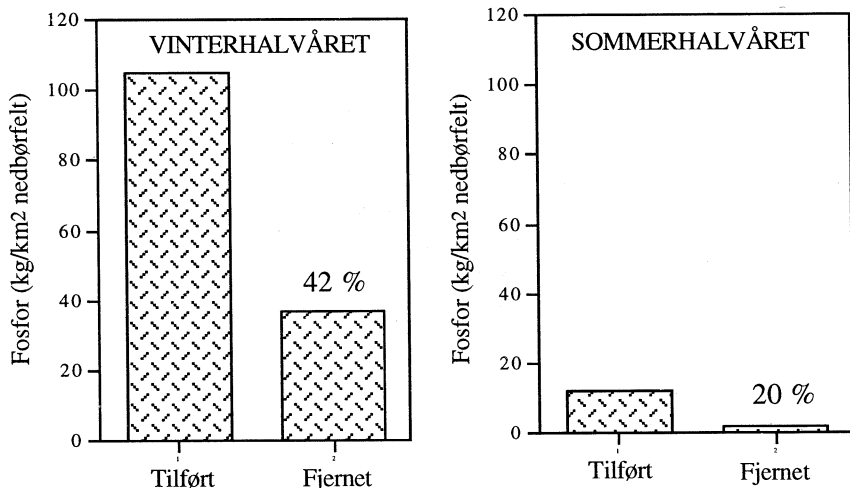
Tilførselen og tilbakeholdelsen av partikler og næringstoffer i fangdammene, er delt i vinter- og sommerhalvår (mai-oktober). Selv om vannføringen var 5 ganger større i vinterhalvåret enn i sommerhalvåret, var renseeffekten størst i den kalde årstiden. Resultatene i figur 4, 5 og 6 viser avrenning fra nedbørfelt på 1 km<sup>2</sup> og tilbakeholdelse i fangdammer med overflateareal på 0,03 - 0,12 % av nedbørfeltene.

Høy tilbakeholdelse i vinterhalvåret kan skyldes høyere partikkelkonsentrasjoner og større andel av grovt materiale enn i sommerhalvåret (figur 4). Partikkelkonsentrasjonen var henholdsvis 290 mg/l og 80 mg/l. Økt partikkeltetthet øker kollisjonsraten og muligheten for oppbygging av større aggregater som sedimenterer raskere. Grove partikler vil dessuten kunne dra mindre med seg.



Figur 4. Tilførselen av jordpartikler var 18 ganger større i vinterhalvåret enn i sommerhalvåret. Fjerningsraten var også størst i perioden november - mars.

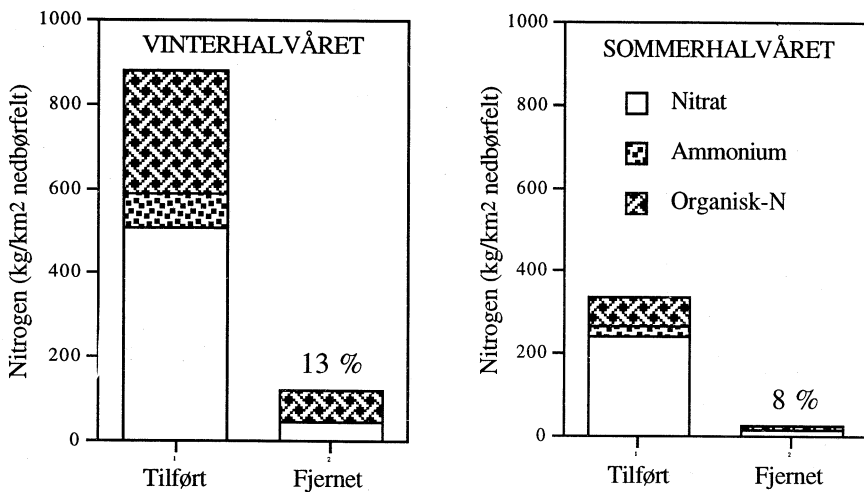
Høy P-fjerning i fangdammene skyldes at over 70 % av fosforet vanligvis var partikkelbundet (figur 5).



Figur 5. Tilførsel av fosfor var 9 ganger høyere i vinter- enn i sommerhalvåret. Fosforinnholdet var på henholdsvis 0,28 og 0,17 mg/l. Fosfor følger ofte jordpartiklene, slik at reaksjonsmønsteret ligner på figur 4.

Sedimentasjon ser ut til å være en viktigere selvrensingsprosess enn

denitrifikasjonen for N-fjerningen (figur 6). Denne konklusjonen er gyldig



Figur 6. Tilførselen av nitrogen var nesten 3 ganger større i vinter- enn i sommerhalvåret. Nitrogen-konsentrasjonene var henholdsvis 2,3 og 4,4 mg/l.

hvis nitrat hovedsaklig fjernes gjennom denitrifikasjon og organisk-N gjennom sedimentasjon. Det var liten forskjell i sommerhalvåret. I vinterhalvåret derimot, var tilbakeholdelsen av organisk-N nesten det dobbelte av nitrat-fjerningen.

Den årlig tilbakeholdelsen i fangdammene blir presentert i tabell 1. Renseeffekten er justert noe ned i forhold til resultatene i figur 4, 5 og 6, pga. mulige feilkilder /4/.

**Tabell 1. Årlig tilbakeholdelse i Haldendammene.**

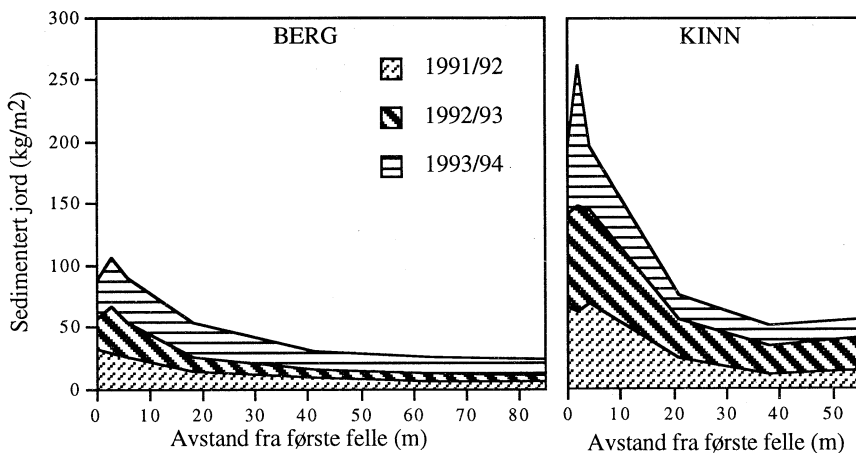
	Tilbakeholdelse pr. dekar fangdam	Renseeffekt %
Jordpartikler	70-100 tonn	50-70
Fosfor	40-50 kg	30-40
Nitrogen	150-180 kg	10-12

Renseeffekten i sommerhalvåret bygger på to sesongers målinger i fire fangdammer. I vinterhalvåret er det målt i Berg og Kinn i en sesong. Fra sommeren 1995 vil Haldendammene være 100 % vegetasjonsdekkede. Først fra dette tidspunktet vil det være mulig å kartlegge den potensielle yteevnen.

Tilbakeholdelsen øker med fangdamarealet. I USA har et anlegg på 9 % av nedbørfeltet gitt minst 70 % fosfor- og 95 % partikkelfjerning /10/. Bekkerensingen kan mao. bli bedre enn angitt i tabell 1. Arealeffektiviteten avtar imidlertid med anleggstørrelsen.

### Renseprosesser

Figur 7 viser fordelingen av jordpartikler fra sedimentasjonskammeret og gjennom vårmarksfilteret i to fangdammer gjennom en treårsperiode. Sedimentasjons-



Figur 7. Sedimentasjonen av jordpartikler er størst i sedimentasjonskammeret, og avtar mot utløpet. Sedimentasjonsfellenes plassering er vist i figur 1.

forløpet var tilsvarende for partikkelbundet fosfor og nitrogen.

Den årlige sedimentasjonen i Kinn var omlag det dobbelte av Bergs pr. arealenh. Overflatearealet i Berg var imidlertid 2,5 ganger større: Samlet tilbakeholdelse ble derfor størst i den store dammen.

Innholdet av leir i sedimentet økte mot utløpet, og lå mellom 19 og 32 %. Leirinnholdet var inntil 5 ganger høyere enn beregninger fra vanlig sedimentasjonsteori ville gitt /6/ og /14/.

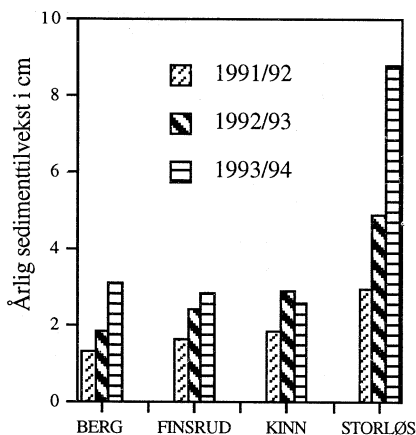
Kombinasjonen av grunne, vegetasjonsdekkede dammer og kort avstand fra erosjonsområdet er sannsynligvis de viktigste årsakene til det høye leirinnholdet:

1. Nærhet til dyrka mark gir kort transportvei og liten knusing av eroderte jordagregater før disse når fangdammen. Dette øker partikkelens sedimentasjonshastighet.

2. Figur 8 viser at oppgrunning av fangdammene ikke har hatt negativ betydning for tilbakeholdelsen. Dette resultatet støtter teoriene som hevder at størrelsen på det effektive overflatearealet er viktigere for sedimentasjonen enn damvolumet eller oppholdstida /6/ og /9/. Grunne dammer anbefales, fordi jordpartiklene har kort fall-lengde i disse. Den smaleste fangdammen hadde den største tilbakeholdelsen pr. m². Det kan skyldes jevnere fordeling av vannstrømmen, slik at hele overflatearealet utnyttes.

3. Vegetasjonen reduserer vannhastigheten og fordeler vannet. Det er mulig vegetasjonen skaper betingelser som øker partikkelkollisjonene og mulighetene for aggregatdannelse.

Vegetasjonen har også betydning for omsetningen av sedimentert nitrogen og organisk materiale. Lekkasje av oksygen fra røttene øker mineraliseringen og nitrifikasjonen av  $\text{NH}_4$  til  $\text{NO}_3$ .



Figur 8. Den årlige sedimenttilveksten av jord i våtmarksfilteret ser ut til å øke.

Biofilmen på vegetasjonen og i sedimentet nyter godt av tilførselene av organisk materiale som er nødvendig for å denitrifisere  $\text{NO}_3$  til  $\text{N}_2$ -gass /16/. Til forskjell fra fosfor fjerningen, virker nitrogen fjerningen mer følsom for høye vannhastigheter. Ved vannhastigheter lavere enn 5 cm/minutt kunne N-fjerningen bli på over 50 % over lengre perioder.

Vegetasjonen har liten betydning for binding av nitrogen og fosfor i egen biomasse. I september, på slutten av vekstsesongen, var fosforinnholdet i bladverket ca 1 kg/dekar fangdam. Nitrogeninnholdet var ca 7 kg /3/. Dette tilsvarer under 5 % av den totale tilbakeholdelsen.

En viktig bieffekt av vegetasjonen er redusert utspyling, eller resuspensjon av tilbakeholdt materiale under flom. Utspylingen av jord var ca 25 % i 1991/92, men forekommer omtrent ikke lenger (jmf. flommen i figur 2). For mer lettutspyldt materiale som organisk bun-

det nitrogen er tapet mer enn halvert. I tillegg reduseres faren for fosforlekkasje om sommeren, fordi redox-potensialet i sedimentet øker /1/.

### Kostnader

Utgiftene ved bygging av fangdammer avhenger av

- anleggskostnader
- vedlikehold
- tapt areal
- kapitalkostnader

Utgiftene reduseres ved at Landbruksdepartementet fra 1994 har økt investeringstøtten til miljøtiltak på landbrukseiendommer. Det ytes inntil 70 % tilskudd av kostnadsoverslaget. I forbindelse med anlegging av fangdammer rundt Akersvannet i Vestfold ble kostnadsoverslaget beregnet fra 40 til 70 kr/m<sup>2</sup> for fangdammer med overflateareal på 330 til 1500 m<sup>2</sup> /12/.

Vedlikeholdet på fangdammene begrenser seg vanligvis til tømning av sedimentasjonskammeret. Kammeret bør bygges så stort at tømmefrekvensen blir skjeldnere enn hvert femte år. Dette tilsvarer 3-4000 kr pr. tømning. Sedimentasjonskammeret reduserer transporten av grovt materiale inn i våtmarksfilteret. Figur 8 viser den årlige sedimenttilveksten i våtmarksfilterene til de fire Haldendammene. Med en utgangsdybde på 50 cm vil filterene fylles etter 6 til 20 år. De minste fangdammene fylles raskest.

Tabell 2 viser rensekostnadene for jord, fosfor og nitrogen. Beregningene inkluderer kapitalkostnader på henholdsvis 5 og 9 % over en 15 års pe-



riode, samt anleggs- og vedlikeholds-kostnader. Rensekostnadene bygger på resultatene oppnådd i tabell 1, og er beregnet etter annuitetsmetoden /13/. . Erstatning for tap av areal er ikke inkludert. Fangdammene kan ofte legges på mark med lavt produksjonspotensiale fra et landbruksmessig synspunkt.

**Tabell 2. Kost-nytte betraktninger ved rensing i fangdammer.**

	Høy effekt 5% rente	Lav effekt 9% rente
Jordpartikler	50 kr/tonn	130 kr/tonn
Fosfor	90 kr/kg	230 kr/kg
Nitrogen	25 kr/kg	60 kr/kg

SFT har sammenstilt kostnads-effektiviteten for en del rensiltak på kommunalt avløp og i landbruket /5/. Dette kan tjene som en grov sammenligning:

- Utbedring og nybygging av kommunale P-reanseanlegg koster 340 - 710 kr/kg P, og 540 til 670 kr/kg N. For rene N-fjernings anlegg ligger prisen på 100-120 kr/kg\*)
- Ingen høstpløying koster 1000-2800 kr/kg P og 380 - 1150 kr/kg N. Redusert N-gjødsling som fører til avlings-tap på 5-10 % koster henholdsvis 110-210 kr/kg N.

Selv om tiltakene over ikke alltid løser samme problem, viser de at fangdammer er kostnadseffektive fjernere av næringsalter.

Fangdammer reduserer partikkel- og næringstoffavrenningen lokalt. Tilbakeholdt masse graves ut av anleggene

og spres tilbake på dyrka mark, eller selges. Kostnadene ved re-etableringen vil ligge under nyanlegging, siden det meste av grunnarbeidene er gjort.

En tilleggseffekt av rensiltaket er økt diversitet i kulturlandskapet. Ved en god tilpassning til terrenget, vil fangdammene kunne gi vanntilknyttede dyre- og plantearter nye muligheter, og menneskene større opplevelser. Verdien av disse effektene kan vanskelig beregnes.

### Konklusjoner

- Siden sedimentasjonsprosessen har størst betydning for tilbakeholdelsen, bygges fangdammene grunne og så store som mulig (minst 0,1 % av nedbørfeltets areal). Fra et hydraulisk perspektiv foretrekkes flere smale dammer fremfor en stor med samme overflateareal.

- Betydelig massetransport i vinterhalvåret tilsier at alt vann bør ledes gjennom fangdammen, selv om vannføringen er stor. Faren for utspylingen reduseres i betydelig grad av vegetasjonen.

- Raske endringer i stofftransporten gjør spredt stikkprøvetaking til en sjangsebetont affære, spesielt for partikkelbundne næringstoffer. Volumproposjonale blandprøver gir sikrere beregninger av rensseffekten forutsatt at prøvehyppigheten er tilstrekkelig.

- Fangdammer reduserer tilførslene av erosjonsmateriale og næringstoffer på en kostnadseffektiv måte, og kan være en barriere mot forurensninger fra nedbørfeltet.

\*) VEAS på Bekkelagt skal kunne fjerne N for 48 kr/kg /15/.

## Referanser

1. Andersen, F. Ø. and Olsen, K. R. (1994). Nutrient Cycling in Shallow, Oligotrophic Lake Kvie, Denmark. II: Effects of Isoetids on the Exchange of Phosphorus Between Sediment and Water. *Hydrobiologia* **275/276**, 267-276.
2. Bogen, J. (1992). Monitoring Grain Size of Suspended Sediments in Rivers. In: J. Bogen, D. E. Walling and T. J. Day; *Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basins.*, Oslo, Norway, 24-28 August 1992, IAHS No. **210**, 183-190.
3. Braskerud, B. (1993). Konstruksjon og effekt av fangdammer. *JORDFORSK-rapport* **6.24.09/2**.
4. Braskerud, B. (1995). Tilbakeholdelse av jord, fosfor og nitrogen i fangdammer. Resultater - Metoder - Representativitet. *JORDFORSK-rapport* **9/95**.
5. Brattli, J. L., Hauan, E., Ludvigsen, G. H., Pettersen, J. E., Rosland, D. S., Svelle, M. and Winther-Larsen, T. (1992). Nordsjø-deklarasjonen. *SFT-rapport* **92:14**.
6. Chen, C. (1975). Design of sediment retention basins. *Proc. nat. symp. on urban hydrl. and sedim. control, University of Kentucky, Lexington, July 28-31*. 285-298.
7. Deelstra, J. and Høyås, T. R. (1995). Prøvetakingstrategier. *JORDFORSK* **6.D.2.3-1/5**.
8. Eggestad, H. O., Vagstad, N., Tajet, T. and Deelstra, J. (1994). Stofftransport og prøvetaking i nedbørfelter. Stikkprøver sammenlignet med vannproposjonale blandprøver. *JORDFORSK-rapport* 6.93.02/1.
9. Hazen, A. (1904). On sedimentation. *Transactions, American Soc. of Civil Engineers*. **53**, 43-71.
10. Higgins, M. J., Rock, C. A., Bouchard, R. and Wengrezynek, B. (1993). Controlling Agricultural Run-off by Use of Constructed Wetlands. G. A. Moshiri; *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers 359-367.
11. Johnson, R. C. (1992). Towards the Design of a Strategy for Sampling Suspended Sediments in Small Headwater Catchments. In: J. Bogen, D. E. Walling and T. J. Day; *Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basins.*, Oslo, Norway, 24-28 August 1992, IAHS No. **210**, 225-232.
12. Kolstad, E. (pers. medd.). *Landbr. kont., Fosnes senter, 3160 Stokke*.
13. Naug, T. and Sti, A. D. (1991). Økonomistyring - internregnskap. *Universitetsforlaget* 233-237.
14. Novotny, V. and Chesters, G. (1981). Handbook of Nonpoint Pollution. *Van Nostrand Reinhold Company* New York, 555.
15. Rosendahl, A. (1995). Utbygging av Bekkelaget renseanlegg til nitrogenfjerning. *VANN* **1B**, 16-24.
16. Weisner, S. E. B., Eriksson, P. G., Granéli, W. and Leonardson, L. (1994). Influence of Macrophytes on Nitrate Removal in Wetlands. *Ambio* **23**, 363-366.