

"Biologiske renseparker i Frøylandsåna" Utforming, effekter og modellering av renseparker

Av Edvard Hagman, Rune Bakke
og Per Helge Ollestad

Edvard Hagman og Per Helge Ollestad er ansatt hos Fylkesmannen i Rogaland, landbruksavdelingen, Rune Bakke er professor ved Høgskolen i Telemark.

Innlegg på fagtreff i Norsk Vannforening 22. april 1996.

Sammendrag

Fylkesmannen i Rogaland, landbruksavdelingen, startet i 1993 et treårig prosjekt «Biologiske renseparker i Frøylandsåna». Målsettingen med prosjektet er å prøve ut utbygging av renseparker for rensing av diffuus landbruksavrenning i et større nedslagsfelt med intensivt landbruk. Det har i løpet av disse 3 årene blitt bygget 12 renseparker i nedslagsfeltet til Frøylandsåna. To av renseparkene har blitt fulgt opp spesielt grundig med blandprøvetaking over et helt år. En renseeffekt for fosfor på henholdsvis 25 og 40% ble dokumentert. Prosjektet har også samlet inn data fra flere renseparker i Jærregionen og har utviklet en statistisk regressjonsmodell for dimensjonering av renseparker.

Sammenlignet med andre tiltak for å begrense tilførselen av fosfor fra diffus landbruksavrenning til vassdrag, er bygging av renseparker det mest kostnads-

effektive sekundærtiltaket. Kostnadseffektiviteten varierer mellom 200 og 800 kr/kg fosfor fjernet, hvor 400-500 kr/kg-P er mest typisk.

Innledning

Tiltak som renseparker og vegetasjonssoner har i løpet av de senere år fremstått som et fullverdig alternativ for å begrense avrenningen av næringssalter fra jordbruket til vassdrag. Bare i Jærregionen er det bygget ca. 30 renseparker siden 1990. Fremtidspotensialet for renseparker kan være svært stort og signaler fra Landbruksdepartementet tyder på at renseparker vil være et satsingsområde også i fremtiden. Det er imidlertid viktig å være klar over at disse tiltakene er et supplement til og ikke et alternativ til tradisjonelle tiltak som gode gjødselrutiner, tette gjødsel- og silosaftlager.

Storskalaprojektet er organisert og drevet av Fylkesmannen i Rogaland, landbruksavdelingen (FMLA) og finansiert av landbruksdepartementet. FMLA har egen prosjektleder for prosjek-

tet, og en egen rådgivende styringsgruppe som består av lokale ressurspersoner.

Målsettingen med prosjektet er i størst mulig grad å prøve ut renseparker i stor skala. Flere renseparker ble bygget innen et begrenset område slik som Frøylandsåna-vassdraget. Prosjektet legger stor vekt på å utarbeide rutiner for utførelse, prosjektering og finansiering, i tillegg til modeller for dimensjonering. Det er lagt spesiell vekt på å finne renseeffekten for fosfor av den enkelte rensepark for å etablere sikrere dimensjoneringskriterier. Renseeffekten for nitrogen ble også undersøkt men var forholdsvis dårlig og ustabil, og lot seg ikke modellere med vårt datagrunnlag. Vel så viktig for prosjektet er det å finne effekten av mange renseparker i et definert nedslagsfelt. Dette er en mer langsiktig oppgave og dokumentasjon av effekten i nedslagsfeltet vil bli presentert på et senere tidspunkt.

Utforming av renseparker

Dammer for sedimentering

Dammer har en rekke funksjoner i renseparker, der den viktigste er å fange opp partikler ved hjelp av sedimentering. Dammer kan også brukes til å kultivere mange ulike biologiske kulturer som brukes til å omdanne forurensing i vannet til biomasse som til slutt kan sedimentere i dammen.

Sedimentering er trolig den mest utbredte renetekniske prosess med lange tradisjoner og utallige studier. Prosessen, som separerer partikler fra vann, er basert på at partiklene som er tyngre

enn vann vil synke til bunnen (sedimenterer) ved hjelp av gravitasjon. Dammer for sedimentering er spesielt viktige i begynnelsen og slutten av en rensepark. Innløpsdammer brukes til å sedimentere ut partikler som er i vannet når det kommer inn i renseparken. Utløpsdammer brukes til å sedimentere ut biomasse som er produsert i renseparken. Biomassen som sedimenterer i utløpsdammen kan være i form av alger, planterester, mikroorganismer, osv. Det er viktig å legge de hydrauliske forholdene til rette for god sedimentering for å få dammer til å fungere som forutsatt. Dette gjøres best ved å fordele vannet inn i dammen, slik at vannhastigheten reduseres mest mulig.

For å oppnå dette er en rekke tommelfingerregler for utforming av dammer listet nedenfor.

- Dammer bør ha et innløpsarrangement for fordeling av vannet inn i dammen.
- Dammer bør være dype i innløpsenden for å kunne lagre grove sedimenter.
- Forholdet mellom lengde og bredde bør være større enn 1.
- Dammene bør ha en minimumsdybde på 0,5 m.
- Sidene bør steinsettes dersom de er brattere enn 1:2.
- Dammene bør beplantes med anbefalte våtmarksplanter.
- Innløpsdammen bør være ca 15-30% av totalt areal.
- Utløpsdammen bør være 10-20% av totalt areal

Dersom disse enkle tommelfingereglenes følges vil dammen fungere til-

fredsstillende. Det er likevel viktig å være klar over at det kan være mulig å øke sedimentasjonseffekten (pr. volum og areal) i dammen ved å utføre en mer nøyaktig prosjektering.

Våtmarker for biologiske prosesser

Alle deler av en rensesepark kan per definisjon klassifiseres som våtmark, men vi har funnet det hensiktsmessig å skille dammer og våtmarker etter følgende definisjoner. Det er en dam så lenge primærhensikten er separering av partikler ved sedimentasjon, ellers er det en våtmark. I våtmarka er primærhensikten å skape kontakt mellom vannet som skal renses og aktive biologiske kulturer, som vokser på planter og andre overflater, for å fange opp og omsette løste forbindelser.

Utforming av våtmarker er vanskelig å generalisere fordi den optimale form og dimensjon er avhengig av lokaliteten og andre faktorer som næringssbelastning, type næring eller forurensing, grunnforhold, fiskeforhold, etc. Det er likevel etablert noen generelle tommelfingerregler som kan brukes ved utforming og grovdimensjonering.

Listen nedenfor gjengir generelle tommelfingerregler for dimensjonering av våtmarker.

- Våtmarker bør ha et innløpsarrangement for fordeling av vannet.
- Våtmarker skal generelt være grunnere enn dammer.
- Forholdet mellom lengde og bredde bør være større enn 1.
- Sidene bør steinsettes dersom de er brattere enn 1:2.

- Våtmarker beplantes med anbefalte plantetyper.

- Våtmarkene bør utgjøre mellom 50 og 75% av totalt renseseparkareal.

- Grunne overrislingssoner kan brukes i tilfeller hvor en har mye fall til rådighet og ønsker god lufting av vannet.

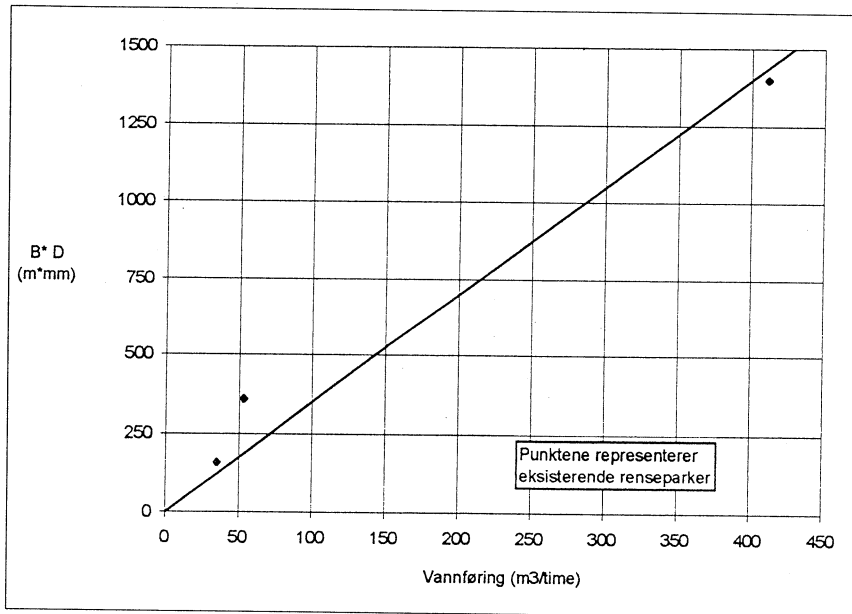
Våtmarker og dammer, enten konstruerte eller eksisterende, dimensjoneres med hensyn til den fysiske, kjemiske og biologiske filtreringskapasiteten de har. På grunn av kompleksiteten er det selvsagt vanskelig å finne eksakte dimensjoneringskriterier, men en relativt god statistisk sammenheng mellom areal og renseseffekt er etablert, som vist senere i artikkelen. Denne sammenhengen blir brukt til å dimensjonere og anslå renseseffekter i dammer og våtmarker.

Demninger

Forskjellige typer demninger er utviklet for å fylle ulike funksjoner i en rensesepark, der permeabilitet er det viktigste kriteriet for å skille de ulike typene. Permeabilitet er et mål på gjennomtrengelighet for en væske. Demningene bygges med ulik grad av lekkasje, for å oppnå forskjellige funksjoner.

Permeable demninger bygges av ulike materialer, men singel og stein er mest vanlig. Ønskes høy permeabilitet består demningen av stor stein med store porer og kanaler mellom steinene hvor vannet kan strømme med stor fart og lite trykktap. Fin singel gir derimot små porer, små kanaler, og lav gjennomstrømning.

Primær oppgaven til permeable demninger er ofte som innløp og utløpsar-



Figur 1 En empirisk sammenheng mellom normalvannføring og bredden (B) på demningen (m) multiplisert med diameter (D) for fyllmassen (mm).

rangement i dammer for å fordele vannet i tverrsnittet. For å fylle denne oppgaven er det viktig at demningene er relativt homogene i tverrsnittet. De kan fylle denne funksjonen selv om permeabiliteten er høy slik at trykktapet gjennom demningen er lavt. Det er etablert en sammenheng mellom bredde på demning, fyllmasse og vannføring for dimensjonering av demninger i renseparaker basert på erfaringene fra prosjektet. Denne sammenhengen er vist i figur 2 på side 313.

Listen nedenfor oppsummerer tommelfingerregler for dimensjonering av permeable demninger.

- Forholdet mellom bredde på demningen, størrelse på fyllmassen og vannføring bør være i henhold til figur 1.

- Lengde i strømningsretning bør ligge mellom 1,5-4 m.
- Bunnen på utløpsdemningen bestemmer minste vannstand oppstrøms i dammen.
- Høyden på vanlige demninger bør ligge mellom 0,3-0,7 m

Renseeffekter

Fosfor

For å bestemme renseeffekten for fosfor for to renseparaker i nedslagsfeltet til Frøylandsåna ble det tatt tidsintegerte ukeblandprøver gjennom et år fra sommeren 94 til sommeren 95. I tillegg ble det tatt stikkprøver av vannføring tre ganger i uken

Renseparken hos Tore Kvemeland (TK) er ca 950 m² og består av 3 store

Tabell 1 Oppsummering av renseeffekter og avrenning for årstidene for renseparken hos Tore Kverneland.

	Sommer 94 Jul.-Aug.		Høst 94 Sept.-Nov.		Vinter 95 Des.-Feb.		Vår 95 Mar.-Mai		Sum 11 mnd		Sommer 95 Jun.-Jul.					
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut				
Fosfor kg	3,0	1,8	9,7	5,0	6,7	16	15	13	4,3	3,3	3,1	25	25	0,5	0,6	0,3
Renseeffekt %	55	55	49	29	14	13	19	52	24	32	-20	40				
Avrenning g fosfor/dekar	14		44		73		20		151			2				

beplantede dammer etter hverandre, som utgjør ca. 70% av arealet. Disse er etterfulgt av beplantede overrislingssoner og små dammer på resten av arealet. Nedslagsfeltet er ca. 220 dekar gjødslet areal.

Tabell 1 viser at renseeffekten for renseparken hos TK er best henholdsvis sommer 94, høst 94, vår 95 og sommer 95. Resultatene for vinteren 95 er dårligere på grunn av svært lave konsentrasjoner av næringssalter og høy vannføring. Den høyeste avrenningen skjer om høsten og vinteren og tildels i episoder om våren. Nedslagsfeltet til renseparken hadde en total avrenning på ca. 151 g/dekar i perioden på 11 måneder som ligger innenfor det normale området på 100-300 g/dekar-år funnet i Gefu prosjektet'.

Tabellen på neste side viser renseeffekter for renseparken hos Martin Lunde (ML). Denne renseparken er ca. 1300 m² og består av en dam som utgjør ca 10% av arealet. Resten av arealet er naturlig overflaterisling og naturlig våtmark i relativt bratt terreng. Totalt nedslagsfelt er ca. 330 dekar gjødslet areal. Tabell 2 viser at renseeffekten for renseparken hos ML er svært god og øker med økende belastning. De høyeste avrenningene skjer om høsten og vinteren og tildels i perioder om våren. Nedslagsfeltet til renseparken hadde en total avrenning på ca 112 g/dekar i perioden på 10 måneder og er forholdsvis lav

← Nedslagsfelt = 220 dekar, rensepark-areal = 950 m²,
D3 = dam 3
*Estimert

Tabell 2 Oppsummering av renseeffekter og avrenning for årstidene for renseparken hos Martin Lunde.

	Sommer 94 Jul.-Auf.		Høst 94 Sept.-Nov.		Vinter 95 Des. og Feb.*		Vår 95 Mar.-Mai		Sommer 95 Jun.-Aug.			
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut		
Fosfor kg	5,2	4,5	9,0	6,9	12	7,1	11	4,5	37	23	37**	5,7
Renseeffekt %	13		23		41		59		39		85	
Avrenning g/fosfor/dekar	16	27	36	33	112	112						

i forhold til hos TK. Grunnen til dette kan være at hele nedslagsfeltet er rør-lagt og en stor del av vannet blir filtrert gjennom jord til dreneringsgrøftene, slik at en del av fosforet blir bundet i jordsmonnet.

Den høye belastningen sommeren 1995 skyldes en silosaftlekkasje. Tallene viser at silosaftlekkasjer kan representere en stor kilde til forurensing. Avrenningen av fosfor var i løpet av disse tre månedene like stor som i den foregående perioden på 10 måneder. Det går klart frem av resultatene at renseparker har en svært gunstig sikkerhetsfunksjon for å redusere effekten av uhell som silosaftutslipp, gjødselutslipp og regnværperioder etter gjødsling.

Modellering av renseeffekt for fosfor

Det er vanskelig å nøyaktig modellere virkningen av renseparker med hensyn til reduksjon av næringsstoffer. Grunnen til dette er at prosessene som skjer i en rensepark er svært komplekse og forandrer seg mye over tid og sted. I perioder med lav vannføring kan det for eksempel utvikle seg biologiske samfunn som blir sterkt forstyrret i flomperioder. På grunn av disse store forandringene i biologien og vanskelige hydrauliske forhold, er det en utfordring å modellere renseparker, og modellene som utvikles må anvendes med stor forsiktighet.

-
- ← *Nedslagsfelt = 330 dekar,
rensepark-areal = 1300 m².
* Ikke tatt prøver i januar.
** Silosaftlekkasje*

Dersom rensedeparker for enkelthets skyld modelleres som en CSTR (continuous stirred tank reaktor), dvs. at vannmassene er homogene med hensyn til parameteren som modelleres, kan følgende utledes: Forandring i masse per tid = Masse inn per tid - Masse ut per tid - omdanning per tid. Massen som blir modellert kan være et bestemt næringsstoff (nitrogen, fosfor, etc.).

Utleddningen av følgende modell er beskrevet i detalj i «Integrated treatment parks in large scale decentralized management og drainage basins²⁾»:

$$(1) VdS/dt = Q(S_i - S) - R_s - R_{kf}$$

Hvor:

S = Utløpskonsentrasjon [ML³]

S_i = Innløpskonsentrasjon. [ML³]

Q = Vannføring [L³/t]

R_s = Biologisk omdanning og lagring i rensedeparken. [M/t]

R_{kf} = Kjemisk og/eller fysisk lagring i rensedeparken. [M/t]

V = Volumet i rensedeparken som er fylt av vann [L³]

Ulik kinetikk har blitt utprøvd for R_s og R_{kf} og vi har kommet frem til at Monod kinetikk gir best korrelasjon

mellom modell og virkelige verdier. Dersom vi antar «steady state» (VdS/dt=0) og bruker Monod kinetikk er følgende forenklet modell utviklet.

$$(2) Q \cdot (S_i - S) = \frac{K_t \cdot S \cdot A}{(K_s + S)}$$

Hvor:

A = Arealet i rensedeparken som er dekket av vann [L³]

K_t = Hastighetskonstant [ML²/t]

K_s = Hastighetskonstant [ML³].

Dette er en forholdsvis enkel modell som inneholder 2 konstanter (K_s og K_t), som kan estimeres ved hjelp av statistisk modellering dersom en har tilstrekkelige målinger av tot-P inn og ut, vannføring og areal fra eksisterende rensedeparker.

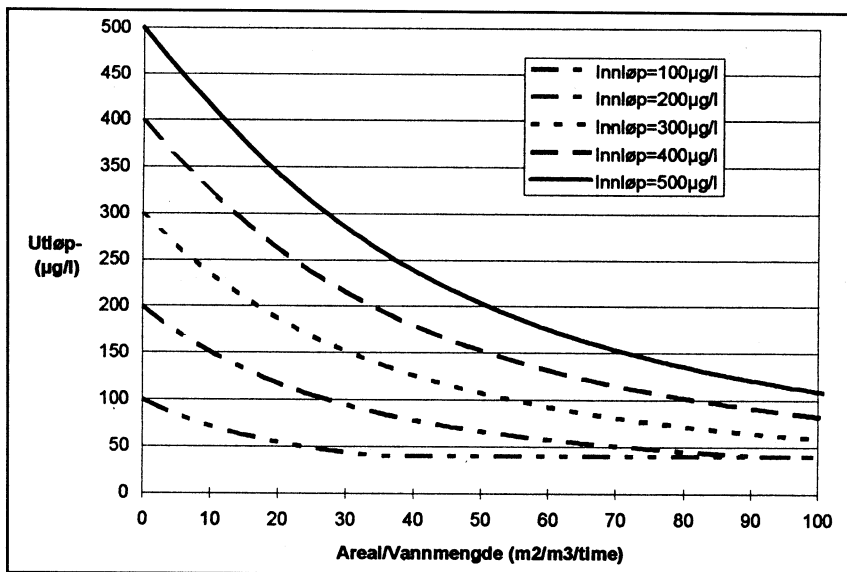
Dersom ligningen løses med hensyn på utløpskonsentrasjon (S) får vi:

$$(3) S = \frac{-(K_s \cdot S_i + K_t \cdot A / Q) + [(K_s \cdot S_i + K_t \cdot A / Q)^2 + 4 \cdot K_s \cdot S_i]^{0.5}}{2}$$

Ved å bruke tilgjengelige data fra rensedeparka på Jæren og modellering-programmet SYSTAT 5.1³, blir konstantene for modellen estimert av programmet. Konstantene er presentert i tabell 3.

Tabell 3. Oppdumming av konstanter for kalibrert modell.
(K_s = 300 mg/l·P, N = 122)

Variabler	K _t mg/m ² -h	K _t mg/m ² -h Standard- avvik	K _t 95 % nedre grense	K _t 95 % øvre grense	R ²
A/Q og Tot-P inn	16,6	0,9	14,7	18,4	0,74



Figur 2 Figuren viser modellert utløpskonsentrasjon for totalfosfor ved forskjellige innløpskonsentrasjoner for renseparker som mottar arealavrenning.

Ks ble modellert til 300 µg/l P og holdes deretter som konstant i modelleringen av Kt. Tabellen indikerer at det er 95% sannsynlig at dersom et nytt datasett fra flere renseparker blir innhentet og kalibrert for modellen etter likning 2, så vil Kt havne mellom øvre og nedre 95 % grense.

Modellen tar utgangspunkt i fosforkonsentrasjon i innløpet og vannføring, for å bestemme renseparkarealet nødvendig for å oppnå tilfredsstillende rensing. Figur 2 som er utviklet fra modellen, viser utløpskonsentrasjon av fosfor for forskjellige innløpskonsentrasjoner med varierende areal pr. vannmengde. Nedre grense for Kt er brukt i utregningen av utløpskonsentrasjonene for å være mest mulig konservativ i utregningen av renseeffekter.

Figur 2 viser at renseeffekten øker med økende areal per vannmengde, det vil si at en rensepark som mottar en gitt belastning vil ha økende renseeffekt med økende rensepark areal. Det går også klart frem av figuren at ved et gitt areal vil renseeffekten øke med økende belastning (innløpskonsentrasjon). Erfaringene så langt antyder at det er vanskelig å redusere utløpskonsentrasjonen av fosfor til under ca 40 µg/l gjennom renseparker. Det er derfor lagt inn en matematisk sperre i modellen som ikke gir videre rensing når konsentrasjonen av fosfor når 40 µg/l.

Kostnadseffektivitet

Kostnadseffektivitet er en viktig parameter for å sammenligne forurensningsbegrensende tiltak. Kostnadene for til-

taket blir sammenlignet med effekten på en slik måte at tiltak kan sammenlignes direkte. Årlig kostnad for et lån med en tenkt nedbetalingstid på 20 år i tillegg til årlig vedlikeholdskostnad blir dividert på oppnådd resultat, i vårt tilfelle antall kilo fosfor fjernet per år. Kostnadseffektiviteten er avhengig av byggekostnad, vedlikeholdskostnad og renseeffekt, og kan variere mye fra lokalitet til lokalitet.

Det er blitt bygget 12 renseparker i nedslagsfeltet til Frøylandsåna i perioden fra 1993-1996. Disse renseparkene har et samlet nedslagsfelt på ca. 3800 dekar, derav ca. 2700 dekar er gjødslet areal. Avrenningen av fosfor fra disse områdene er estimert til 420 kg P/år. Modellert tilbakeholdelse av fosfor i de etablerte renseparkene er 140 kg P/år eller 33 %. Total kostnad for renseparkene er 530.000,- NOK eller 45.000,- NOK i gjennomsnitt per rensepark. Samlet kostnadseffektivitet blir da 490 kr/kg fosfor fjernet, dersom nedbetalingstiden settes til 20 år, renten til 7% og en årlig gjennomsnittlig vedlikeholdskostnad settes til 1500,- pr. rensepark. Erfaringene fra dette prosjektet og erfaringer fra Jordforsk⁴⁾ viser at typisk kostnadseffektivitet ligger mellom 200 og 800 kr/kg fosfor fjernet, hvor 400-500 kr/kg P er mest vanlig. Sammenlignet med andre tiltak for å begrense tilførselen av fosfor fra diffus landbruksavrenning til vassdrag, er bygging av renseparker det mest kostnadseffektive sekundærtiltaket tilgjengelig ifølge landbruksavdelingen hos Fylkesmannen i Rogaland.⁵⁾

Konklusjon

Erfaringene så langt i prosjektet har vist at renseparker har et stort potensiale som begrensende tiltak for avrenning. Det er fra begynnelsen av 1990 tallet bygget ca. 20 renseparker rundt Frøylandsvannet og stadig flere bygges. I samme perioden har vi sett en forbedring og en stabilisering av vannkvaliteten i Frøylandsvannet.

Arbeidet i prosjektet har vist at renseparkene har god renseeffekt for fosfor og at effekten er avhengig av renseparkareal og belastning. De undersøkte renseparkene hos Tore Kverneland og Martin Lunde hadde en renseeffekt for fosfor på henholdsvis 25 og 40 %, som er typisk for renseparker som utgjør ca 0,2-0,3% av nedslagsfeltet.

Modellen utviklet i prosjektet er relativt nøyaktig for estimering av renseeffekter basert på belastning, vannføring og renseparkareal. Modellen er et nyttig verktøy for å dimensjonere nye renseparker eller for å forutsi renseeffekten av eksisterende renseparker. Det er allikevel viktig å være klar over at dette er en regressjonsmodell som ikke tar hensyn til lokale variasjoner.

Sammenlignet med andre tiltak for å begrense tilførselen av fosfor fra jordbruket til vassdrag er bygging av renseparker det mest kostnadseffektive sekundærtiltaket tilgjengelig. Kostnadseffektiviteten varierer mellom 200 og 800 kr/kg fosfor fjernet, hvor 400-500 kr/kg er mest typisk.

Referanser

¹ Geir Undheim, Institutt for Georessurs og Forurensingsforskning, GEFO, 1988.

«Utprøving av tiltak mot arealavrenning i Rogaland), rapport nr. 5.

²Rune Bakke, Edvard Hagman og Per Roar Hustvedt: «Integrated treatment parks in large scale decentralized management». 1995.

³SYSTAT 5.1. Statistisk modelleringsverktøy for Macintosh.

⁴Roger Roseth, JORDFORSK. 1994. «Fangdammer som tiltak for å redusere næringsstofftilførsler til Steinsfjorden».

⁵Fylkesmannen i Rogaland, landbruksavdelinga, 1995. «Innsatsen mot ureining gir resultat i Rogaland».