



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Gjenbruk av filtermateriale fra naturbaserte avløpsanlegg

NIBIO OPPDRAGSRAPPORT November 2016

TITTEL

Gjenbruk av filtermateriale fra naturbaserte avløpsanlegg

FORFATTERE

Trond Mæhlum, Adam M. Paruch, Trond Knapp Haraldsen og Guro R. Hensel

DATO: 01.11.2016	RAPPORT NR:	TILGJENGELIGHET: Åpen	PROSJEKTNR: 8635	SAKSNR:
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER: 33	ANTALL VEDLEGG: 5	

OPPDRAUGSGIVER:

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON:

Terje Farestveit

STIKKORD:

Filtermateriale, gjenbruk

Stikkord engelske

FAGOMRÅDE:

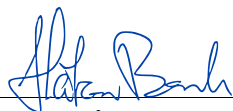
Renseteknologi, miljøgifter

Insert field of work

SAMMENDRAG:

Rapporten tar for seg gjenbruk og slutt disponering av filtermateriale fra naturbaserte renseanlegg med filtre som benyttes til biologisk rensing og til binding av fosfor. Dette gjelder i hovedsak filterbedanlegg, gråvannsfiltre og i noen grad sandfiltre. Filtermasser som benyttes her er lettklinker, skjellsand og filtersand. Det gis en beskrivelse av filtermaterialets bruk og egenskaper og dette vurderes opp mot Gjødelsvareforskriftens og Avfallsforskriftens bestemmelser. Rapporten angir forventede konsentrasjoner av miljøskadelige stoff i brukt filtermateriale og hvilken risiko dette kan utgjøre. Det gis anbefalinger om hvordan brukt filtermateriale kan håndteres på en miljø- og ressursmessig akseptabel måte. Brukt filtermateriale bør primært benyttes til jordforbedring i landbruk, som tilslag i jordproduksjon og i grøntanlegg. Materialet kan også karakteriseres som inert avfall av type jord- og stein og da benyttes til utfylling og til toppdekke på avfallsdeponier. Eldre anlegg som er frakoblet tilførsle av avløp kan bli liggende og tildekkes om det ikke er i konflikt med annen arealbruk.

GODKJENT /APPROVED



HÅKON BORCH

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



TROND MÆHLUM

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Det kommer stadig opp spørsmål om materiale fra eldre filteranlegg er å betrakte som avfall som må leveres til godkjente deponier. Dette kan innebære en stor kostnad for anleggseier. Det er derfor behov for avklaring om etterbruk av brukt filtermateriale fra renseanlegg på en måte som utnytter materialenes egenskaper og ikke utgjør noen helse- og miljørisiko.

Denne rapporten er basert på en sammenstilling av litteratur om tema foruten egne data. Arbeidet er vurdert miljømessig ut fra regelverk Miljødirektoratet er ansvarlig for og i forhold til Gjødselforskriftens krav til avfallsbasert gjødsel som Mattilsynet er ansvarlig for. Mattilsynet har gitt innspill på dette tema i et tidligere utkast av rapporten. Siden Gjødselforskriften for tiden er under revidering kan de anbefalinger som fremkommer betraktes som foreløpige. Det forventes også at det i løpet av noen år vil fremkomme mer informasjon som er relevant for gjenbruk av filtre siden mange slike anlegg må bytte filtermateriale i årene fremover, eller at driften av slike anlegg avsluttes.

Sammenstillingen er bekostet av Miljødirektoratet innenfor en ramme avsatt til utredninger innen mindre avløp i 2013. En foreløpig utgave av rapporten ble utgitt i 2014 og oppdatert i 2016.

Ås, 01.11.2016

Trond Mæhlum



Skjellsand som består av forvitret marine skjell og lettklinker av typen Leca (light expanded clay aggregates), både knust og som hele korn, benyttes som filtermaterialer for vann- og avløpsrensing i Norge. Foto: Boston og NIBIO

Innhold

1. Bakgrunn	5
2. Avløpsanlegg med utskiftbare filtre	6
2.1 Kompakte gråvannsfiltre	6
2.2 Filterbed/konstruert våtmarksfilter	7
2.3 Sandfilteranlegg og biofiltre	8
2.4 Typer, egenskaper og utbredelse til anvendte filtermedia	9
3. Risiko for forurensning ved gjenbruk	11
3.1 Regelverk	11
3.2 Smittestoff i brukt filtermateriale	13
3.3 Spredning av miljøskadelige forbindelser	16
3.4 Avrenning av næringsstoffer ved mellomlagring og disponering	17
3.5 Luktulempere ved lagring og disponering	18
4. Nytte ved gjenbruk av filtermateriale	19
5. Videre undersøkelser	22
6. Referanser	23
7. Vedlegg	27

1. Bakgrunn

På 1990-tallet ble det utviklet nye typer renseanlegg basert på filtrering i Norge. Dette omfatter i hovedsak mindre plassbygde renseanlegg (5 - 50 pe) for sanitært avløp basert på typen filterbed/våtmarksfilter og prefabrikkerte gråvannsfiltre (filterkummer) for hytter og hus. Anleggene er designet for å rense vannet ved biologisk filtrering og/eller ved kjemisk binding av fosfor til et filtermedium med høy bindingskapasitet for fosfor. Slike filtre har begrenset levetid med hensyn på fosforbinding, i størrelsesorden 5 – 15 år. For anlegg som har krav til fosforfjerning må filtermaterialet skiftes ut, eller det etableres et nytt renseanlegg eller rensetrinn.

Det er nå et økende antall renseanlegg som skal bytte filtermateriale. Når disse anleggstypene ble etablert var det forutsatt at brukt filtermateriale skulle gjenbrukes som en sekundær fosfor (P) ressurs i landbruk og i planteproduksjon. Dagens regelverk er ikke entydig på hvordan slike masser skal håndteres. Det kan stilles spørsmål om gjeldende regelverk som Gjødselverforskriften håndtert av Mattilsynet, og Avfallsforskriften håndtert av Miljødirektoratet er godt egnet til å definere hva som riktig håndtering i forhold til helse- og miljø. Filtrene har et mineralsk opphav, og sluttproduktet etter filtrering er også i hovedsak mineralsk, men de benyttes til å filtrere ut organisk materiale fra vann.

Gjeldende versjon av Gjødselverforskriften (2003) er primært rettet mot medier av organisk opphav, som for eksempel avløpslam. Siden forskriften har fokus på risiko for spredning av smitte og miljøgifter, er det relevant å sammenlikne brukt filtermateriale med de krav som settes til disponering av slam i landbruk og til grøntområder. Avfallsforskriften er også relevant å benytte for vurdering av sluttdisponering, siden avløpsvann fra husholdninger kan inneholde mange ulike typer miljøskadelige kjemikalier.

Rapporten gjør rede for bruksområdet for denne type filtermateriale, type filtermateriale i bruk og egenskaper dette har, forventede konsentrasjoner av miljøgifter og smittestoff, samt anbefalinger om håndtering av slike masser, fortrinnsvis hvor dette kan ha en nytteeffekt. Filtermasser er i hovedsak lettklinker, skjellsand og filtersand. Det er forutsatt at filtrene kun behandler sanitært avløp (blandet husholdningsavløp) eller gråvann. Naturlig infiltrasjon har også forutsatt at filtrene har en begrenset levetid. Det er imidlertid ikke praksis å grave opp slike filtre etter endt levetid. Ved etablering av sandfiltre hvor det foreligger krav til fosforfjerning var det forutsatt at filteret skulle skiftes ut, men dette er ikke praksis. Filtre som primært er etablert for å behandle miljøgifter i avløp og avrenning blir ikke omtalt i rapporten.

De råd som fremkommer i rapporten er å betrakte som foreløpige, da det er begrenset med undersøkelser som har foretatt omfattende kartlegging av mulige miljøskadelige forbindelser som kan være akkumulert i brukte filtre fra små avløpsanlegg. Det er likevel grunnlag for å gjøre vurderinger basert på avløpsvannets sammensetning og filtrenes egenskaper som sorbenter som supplement til de undersøkelser som foreligger av filtre. Vurderingene gir grunnlag for å beskrive metoder for håndtering av brukte filtermasser hvor det ikke kreves prøvetaking og analyser av brukte filtermasser i de enkelte anlegg. Selve utgravingen av massene skjer med traktorgraver og gravemaskin for større anlegg i åpne basseng og manuell utgraving eller slamsuger for små anlegg i grøfter og kummer.

2. Avløpsanlegg med utskiftbare filtre

2.1 Kompakte gråvannsfiltre

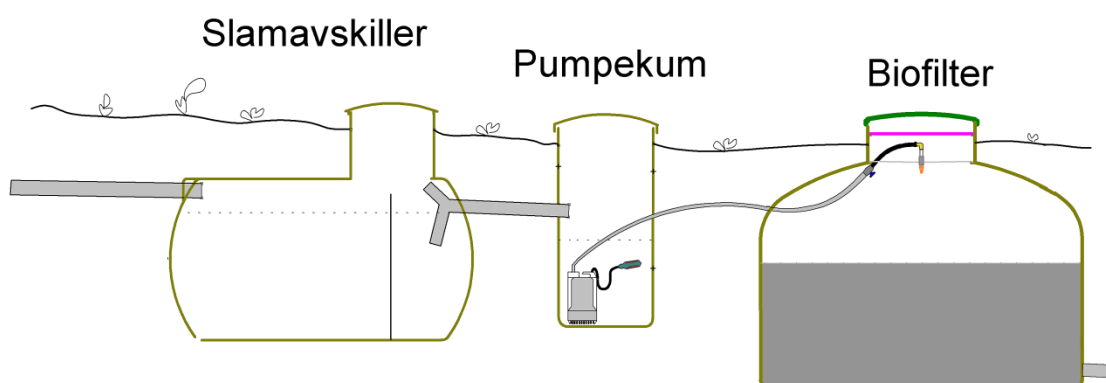
Kompakte gråvannsfiltre ble utviklet og testet ut i program for *naturbasert renseteknologi* (NAT-programmet 1994-97) og dokumentasjon fra denne utprøvningsperioden, nyere anleggstyper og internasjonale erfaringer er lagt til grunn for design av anleggstypen (VA-miljøblad 60).

Gråvannsanlegg med biofilter er mest aktuelt for rensing av gråvann fra hytter og helårsboliger i områder der det ikke foreligger mulighet for infiltrasjon av totalavløp (både svartvann og gråvann).

Kompakte gråvannsfiltre består av slamavskiller/filterpose, pumpekum og biofilterkum. Pumpekum/-sump kan være i egen enhet (figur 1) eller innebygd i slamavskiller. Avløpsvannet ledes med selvfall til slamavskiller eller slamfilter, der faste partikler filtreres fra. Det slamavskilte vannet pumpes videre til en kum med et filtermedium der vannet spres på filterflaten med dyse eller dryppslange. Vannet trenger ned gjennom filtermediet. Det rensede vannet ledes til infiltrasjon eller egnede overflateresipienter.

Det dannes en mikrobiell biofilm på filteroverflaten som bidrar til at organisk stoff brytes ned og ammonium nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$) nitrifiseres. Filterets kjemiske sammensetning på overflaten har betydning for tilbakeholdelse av fosfor. Vanligvis brukes filtermateriale med kornstørrelse i området 0,5 – 4 mm, 2 – 4 mm eller 4 – 10 mm. Vanligste filtermateriale i norske gråvannsfiltre er lettklinker (Leca/Filtralite) og skjellsand.

Innhold av fosfor i gråvann er moderat (1-2 mg/l) og er vanligvis ikke av stor betydning i forhold til rensing da mest fosfor finnes i toalettavløpet. 30 – 50% rensing av fosfor over tid slik at effluenten har lavere konsentrasjoner enn 1 mg/l er oppnåelig. Dersom det ikke foreligger spesifikke krav til fosforutslipp vil anleggene ha lang levetid som biologiske filtre. En viss gjentetting vil skje over tid, spesielt dersom sprededyser og filterflaten ikke vedlikeholdes regelmessig.



Figur 1. Prinsippskisse av kompakt biofilter for gråvann med slamavskiller og pumpekum for filterenheten med sprededyse over en åpen filterflate. Drenering og utløp i bunn av filteret.

2.2 Filterbed/konstruert våtmarksfilter

Våtmarksfiltre ble introdusert som en rensemetode i Norge i 1992, først gjennom etablering av flere forsøksanlegg (Jenssen et al., 1993). Våtmarksfiltre/filterbed ble videre utviklet og testet ut i program for *naturbasert renseteknologi* (NAT-programmet 1994-97) og dokumentasjon fra denne utprøvningsperioden, nyere anleggstyper og internasjonale erfaringer er lagt til grunn for design av anleggstypen (VA-miljøblad 49).

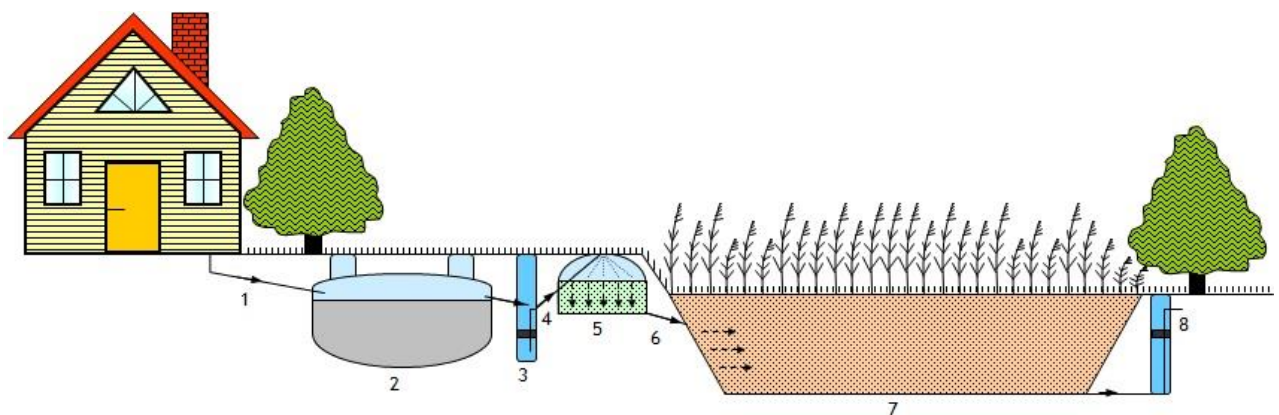
Formålet var å lage et plassbygd anlegg som ikke stiller store krav til naturforhold annet enn tilgang til arealer. Anlegget skulle primært rense organisk stoff (BOF) og fosfor men har også potensiale for fjerning av nitrogen og smittestoff. Prinsippet er basert på at slamavskilt avløpsvann strømmer tilnærmet horisontalt igjennom et tett basseng fylt med egnet filtermateriale (figur 2). Filterflaten kan tilplantes med våtmarksplanter som har en dypt rotsystem.

Det ble foretatt flere tilpasninger for norske forhold. Som følge av stort fokus på fosforrensing, ble det lagt vekt på å ta i bruk filtertyper som kan binde fosfor. For å virke bedre i kaldt vinterklima, ble anleggene laget dypere og større enn det som er vanlig i sydligere breddegrader. For å bedre renseseffekten for biologisk nedbrytning og fosforfjerning ble det introdusert en biologisk forbehandling (Mæhlum og Jenssen, 1998). Vanligste metoden er å benytte et biofilter hvor avløpsvannet spres med jevnt med dyser på en filterflate og strømmer vertikalt umettet gjennom filteret tilsvarende gråvannsfiltre. Andre metoder for forbehandling er bioreaktor uten filtermateriale.

Undersøkelser viste at det var filtermediets egenskaper som var viktigst for fjerning av fosfor og organisk stoff i våtmarksfiltre (Mæhlum 1998). Betydning av vegetasjon ble tonet ned. Filterbassenget blir i dag i hovedsak designet uten vegetasjon slik at de kan graves ned i terrenget. Anleggstypen uten vegetasjon kalles vanligvis *Filterbed*.

Hovedtypen av filtermaterialer som benyttes i Norge er lettklinker (Leca/Filtralite) og skjellsand. Innen disse kategoriene finnes ulike filtertyper med hensyn på kornsammensetning og kjemisk innhold. Et lite antall filtre benyttes sand med naturlig høyt jerninnhold.

De fleste anleggene er etablert etter retningslinjene beskrevet i VA-Miljøblad 49. Noen anlegg har avvik i design og det gjelder spesielt størrelsen på filtre og forbehandling. Mindre filtervolum reduserer investeringskostnadene, men også levetiden med hensyn til binding av fosfor og oppholdstiden til vannet blir kortere på vei gjennom filteret.



Figur 2. Prinsippskisse av filterbed (våtmarksfilter) med slamavskiller, pumpekum, biofilter/forfilter, filterbed og utløpskum med nivåregulering.

2.3 Sandfilteranlegg og biofiltre

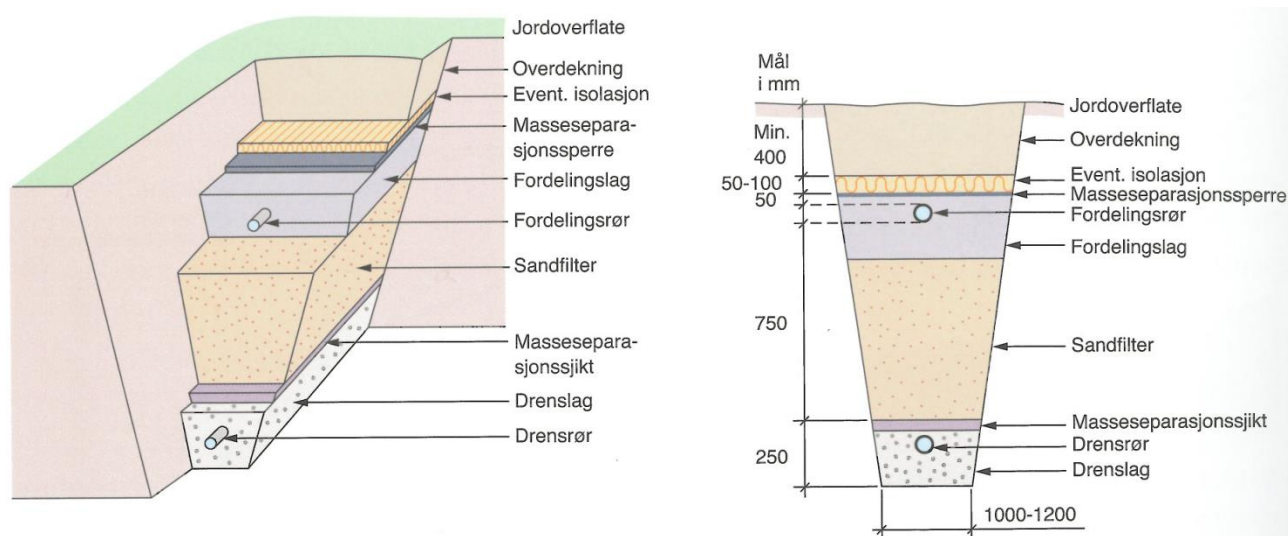
I et sandfilteranlegg renses vannet biologisk ved vertikal strømning i et avgrenset filter av tilført rensedium, oftest sand (figur 3). Filterlaget består av min. 75 cm sand. Filtersanden skal oppfylle spesielle krav mht. kornfordeling. Etter rensing samles vannet og ledes til resipient. Deler av det filtrerte vann vil også kunne infiltrere i lokale masser i bunn av sandfilteret dersom det ikke er benyttet tette membraner.

Anlegg prosjekteres og bygges i samsvar med retningslinjer for dimensjonering og bygging av sandfilteranlegg i kapittel 7 i Forskrift om utslipp fra separate avløpsanlegg (1992). Denne forskriften har opphørt, men det finnes ingen oppdatert beskrivelse av oppbygging av sandfilter, bortsett fra å ta i bruk nye filtermedier. Sandfiltre har blitt benyttet i Norge siden 1970 tallet og har en relativt stor utbredelse for hus og fritidsboliger. Fortsatt er mange av de eldre anleggene (>25 år) i drift.

Sandfilter til rensing av blandet spillvann (grå- og svartvann) kan være et aktuelt alternativ til infiltrasjonsanlegg og minirensesanlegg. Sandfilter renses normalt godt for organisk materiale og bakterier, men dårligere for fosfor. Fosforbindingsevnen er avhengig av overflatekjemien til filtermaterialet. Innhold av jern, kalsium og/eller aluminium øker bindingen.

Dersom det er krav til fosfor fjerning og det benyttes sandfilter, var det forutsatt at filteret skulle erstattes med nytt filter eller nytt anlegg etableres når fosforbindingskapasiteten er mettet. Det er spesielt de øverste 20 – 40 cm av filteret som har høyest fosformetning og som bør skiftes. Det kan ta fra 5 til 15 år å mette et filter. Etablering av nye sandfilteranlegg skjer i liten grad i dag. De anleggene som er i drift renses hovedsakelig gråvann.

Så langt NIBIO kjenner til, er det få sandfiltre som har byttet sand, og det har ikke vært en problemstilling hvordan disse brukte filtermassene skal disponeres. Generelt vil vi anbefale at eldre, sanerte sandfiltre blir liggende urørt på eiendommer når levetiden er over og strengere utslippskrav krever nye renseløsninger. Dette gjelder også eldre filtermasser i infiltrasjonsanlegg. Løst bundet fosfor i filtre vil over tid danne forbindelser som er lite løselige. Det er ikke grunn til å anta at slike anlegg representerer noen forurensningsfare etter at bruken er avsluttet og tilførsel av vann er blokkert. Vi har derfor ikke forutsatt at denne typen filtre krever spesiell dokumentasjon for etterbruk. Dersom anlegget fornyes ved utskifting av filtermateriale, vil filtermaterialet kunne vurderes på samme måte som øvrige filteranlegg som omtales nedenfor.



Figur 3. Prinsippskisse av sandfiltergrøft med deling øverst og oppsamling i bunn.

2.4 Typer, egenskaper og utbredelse til anvendte filtermedia

Internasjonalt er det en rekke ulike medier som har blitt benyttet til filtermateriale i mindre avløpsanlegg, både av organisk og mineralsk opphav. Avfallsprodukter som slagg fra smelteverk og andre materialer med høyt innhold av oksidert metaller benyttes ofte.

Kriteriene for å være et godt filtermateriale for avløpsvann er at materialet er stabilt, har stor spesifikk overflate som kjemisk kan binde fosfor over tid, har stor spesifikk overflate for god biofilmdannelse, har porestørrelse som gir fysisk filtrering samtidig som vannledningsevnen opprettholdes over tid og at opphavsmaterialet ikke inneholder miljøskadelige elementer.

I Norge har det blitt testet ulike filtermaterialer som jernholdig sand, lettklinker (Leca/Filtralite) og forskjellige skjellsandtyper for norske filtre (Mæhlum 1998, Roseth 2000, Føllesdal, 2005, Søvik og Kløve 2005, Adam et al. 2007, Erstad 2011). Dette er i utgangspunktet rene produkter uten forurensningsfare. Jernrik sand kommer fra B-sjikt i podsoljord. Her kan også andre metaller være utfelt, særlig aluminium og mangan. Leire er opphavsmateriale i lettklinker og under produksjonen i Norge tilsettes kalk. Skjellsand har opphav i marine organismer og vil inneholde øvrige elementer som finnes oppløst i havet. Knust kalkstein er også benyttet som filtermateriale for mindre avløp.

De viktigste filtre og produsenter av filtermaterialer i Norge er følgende:

Filertype	Produktnavn	Leverandør/produsent
Lettklinker	Filtralite/Leca	Weber/Saint-Gobain, Oslo
Skjellsand	Filtramar	Boston AS, Kopervik
Korallsand (skjellsand)		
Knust kalkstein		

Lettklinker 0-4 mm viste tidlige høy bindingsevne for fosfor i laboratorieforsøk (Zhu 1998). Lettklinker med ulike typer egenskaper ble videre utviklet som filtermateriale (Jenssen og Krogstad, 2002, Føllesdal 2005). Det har blitt foretatt mange undersøkelser på filternes egenskaper for vanntransport og fosforbinding, både i felt og laboratorium. Data ble lagt til grunn for å beregne bindingskapasitet for fosfor og derved filterets størrelse og levetid (Jenssen og Krogstad, 2002). Laboratorieforsøk har vist bindingsevne på typisk 2- 8 g P/kg filtermateriale (Søvik og Kløve 2005, Søvik et al., 2007). Undersøkelser av brukt filtermateriale viser lavere innhold, i størrelsesorden 0,5 - 3 g P/kg filtermateriale (Skjøsberg 2010).

Filtrenes kjemiske egenskaper i forhold til binding av miljøskadelige stoffer vil avhenge av type materialer og hvordan dette er blitt behandlet. En overflate med oksiderte metaller kan bidra til kjemisk binding av andre stoff enn fosfor. Ellers vil organisk stoff i biofilm og eventuelt planterøtter kunne bidra til binding av kjemiske forbindelser. Det er likevel ikke noe i litteraturen som peker på at denne typen filtre har spesielt gode egenskaper for binding av miljøskadelige stoff i avløpsvann. Lettklinker med brent dolomitt som Filtralite P gir i oppstarten en høy pH som bidrar til inaktivering av smittestoff.

I følge SSB (2015) var det registrert ca. 6 000 gråvannsfiltre i kombinasjon med tett tank eller biologisk toalett i 2014 og ca. 150 våtmarksfiltre/filterbedanlegg for avløp fra boliger. De fleste av disse anleggene finnes i Nordsjøfylkene. Det antas å være noe underrapportering av anleggstypene. I tillegg er det et betydelig antall filteranlegg for fritidsboliger, både enkeltanlegg og fellesanlegg. De største filterbed fellesanleggene i Norge er etablert for fritidsboliger i fjellområder.

Typisk størrelse for filterbed er 5-10 m³ filtermateriale per pe for husholdningsavløp og 3 – 5 m³ for gråvann. Typisk filterstørrelse for enkelthusanlegg er 40 m³. De største filteranleggene (opptil 100 boenheter) har 500 – 1000 m³ filter. For kompakte filtre varierer filtermengden for en boenhet mellom 2 – 8 m³ avhengig om det er fritidsbolig eller bolig og grad av sanitær standard i boligen.

Det finnes ingen samlet oversikt over mengden filtermasse som skal byttes og disponeres på en miljømessig akseptabel måte. Siden både kompaktfiltre og filterbedanlegg har vært utbredt mer enn 15 år, og det stadig bygges nye anlegg forventes det å være økende mengder brukt filtermateriale som krever en god sluttdisponering i årene fremover, i størrelsesorden noen hundre til tusen tonn per år om få år.

3. Risiko for forurensning ved gjenbruk

3.1 Regelverk

Når disse filteranleggene ble utviklet var det forutsatt at filtermassene kunne betraktes som en ressurs og fortrinnsvis disponeres lokalt til jordforbedring som følge av økt innhold av plantenæringsstoffer. Det var forutsatt at filtermassene – avhengig av etterbruk - må mellomlagres en viss tid på grunn av potensiell fare for innhold av smittestoff. Det var ikke forutsatt at filtermassene ville kreve noen form for kostbar spesialbehandling. Vi har sett eksempler på at filtermasser fra små avløpsanlegg har blitt håndtert som spesialavfall.

Erfaringer så langt med brukt filtermateriale viser at det er en økende etterspørsel etter alternativer for rimelig etterbruk av brukt filtermateriale. De brukte filtermassene passer ikke godt inn i gjeldende regelverk for gjødsel eller avfall. Ved å betrakte brukt filtermateriale som en gjødsel på linje med slam, gjelder følgende regelverk: Regulering av når, hvordan og hvor mye filtermateriale som kan brukes som gjødsel skjer gjennom produktkrav i forskrift nr. 951 av 4. juli 2003 om gjødselvarer mv. av organisk opphav (gjødselvarerforskriften). Både i forhold til gjødselregelverket og avfallsregelverket er det krav om at materialene skal ha en tydelig og kjent (dokumentert) nyttevirkning i praktisk bruk. Det stiller ekstra store krav til «nye» avfallstyper som man ønsker å utnytte som gjødsel.

Gjødselvarerforskriften krever at produkter ikke skal medføre fare for overføring av smitte til mennesker, dyr og planter. Det er spesifikke krav til Salmonella, parasittegg og TKB. Innhold av Salmonella og infektive parasittegg skal være null. Nullkrav til infektive parasittegg står sterkt i regelverket. Salmonella og TKB er målbare. Parasittegg er det lite hensiktsmessig å vurdere ut fra vanlig prøvetaking av materiale på grunn av lav forekomst. Hvis det er sannsynlig at det forekommer parasittegg i materialet, må behandlingsprosessen enten eliminere de eller i alle fall ødelegge deres evne til å infisere nye organismer. I denne utredningen er behandlingsprosessen som ødelegger den infiserende evnene hos parasitter vist ved litteraturreferanser i mangel av relevante podoforsøk.

Gjødselvarerforskriften har gitt konkrete grenseverdier for syv tungmetaller (kadmium, bly, kvikksølv, nikkel, sink, kobber, krom). Dersom innholdet av tungmetaller overstiger de grenseverdiene som er gitt i forskriften (tabell 1), må avløpsslammet leveres til godkjent deponi. Gjødselvarerforskriften har ikke gitt konkrete grenseverdier for organiske miljøgifter. Forskriften inneholder en bestemmelse om aktsomhetsplikt for de ansvarlige virksomhetene, der slam ikke skal inneholde "organiske miljøgifter, plantevernmidler, antibiotika/ kjemoterapeutika eller andre miljøfremmede organiske stoffer i mengder som kan medføre skade på helse eller miljø ved bruk".

Avfallsbasert gjødsel som tilfredsstillende produktspesifikasjonene i forskriften kan benyttes innenfor de rammer forskriften gir. Kravene som angår innholdet av uønskede stoffer, er hjemlet i matloven og forvaltes av Mattilsynet, dersom slam brukes som en gjødsel.

Det har i lengre tid vært jobbet å lage en ny gjødselvarerforskrift. Mattilsynets utgangspunkt for hygienebestemmelsene i ny forskrift er at den skal gi samme beskyttelse som i dag. Det vil si at produktene skal ha hygienestatus som gjør at de i utgangspunktet skal kunne brukes til alle vekster. Det er også en mulighet at det om noen år kan komme et EU regelverk på dette området, som kan stille noen andre krav til råvarer, kvalitet og behandling enn det en finner i dag.

Det er foretatt mange undersøkelser som tester ut egenskaper til brukt filtermateriale i forhold til innhold av næringsstoff, smittestoff, tungmetaller og andre miljøskadelige stoff foruten egenskaper ved anvendelse av brukt filtermateriale til jordforbedring og planteproduksjon. Følgende forurensningsproblemer har blitt vurdert i forhold til gjenbruk av brukte filtermasser i denne rapporten:

- **Smittestoff.** Spredning av virus, bakterier og parasittegg til mat eller drikkevann når brukt filtermateriale benyttes til jordforbedring eller legges ut nær vannkilder.
- **Miljøgifter.** Spredning av miljøgifter som tungmetaller og spesifikke organiske forbindelser som er akkumulert i filtre.
- **Næringsstoff.** Avrenning av næringsstoffer (P og N) ved mellomlagring og disponering.
- **Lukt.** Vond lukt ved mellomlagring og innblanding i jord.

3.2 Smittestoff i brukt filtermateriale

Sanitært avløpsvann kan være en viktig kilde til spredning av smittestoff som patogene bakterier, virus og parasittegg. Hovedkilden er toalettavløpet, men også gråvann inneholder patogene organismer. Avløpsfiltre har en viktig funksjon ved å redusere smittespredning via sanitært avløp. Fjerningen skjer blant annet ved predasjon i biofilmen i filtrene, fysisk filtrering, kjemisk sorpsjon og inaktivering og utdøing som følge av lang oppholdstid (Heistad et al., 2009). Porøse filtermedier med stor overflate er en forutsetning for ønsket biofilm etablering, men kan danne gunstige leveområder for patogene organismer. Det kan derfor forventes å påvise smittestoff i brukte filtermasser. En viktig avklaring er å vurdere om filtermassene representerer en stor risiko for smittespredning, og hvilke tiltak som er aktuelle for å redusere risikoen.

Det er generelt få studier i litteraturen av innhold av patogene mikroorganismer i brukte filtre. Nedenfor refereres det til relevante norske og internasjonale undersøkelser. I 2004 ble fire norske filterbedanlegg testet for indikatorbakterier, virus og parasittegg (nematoder). Det ble påvist mellom 2 og 1100 TKB/g TS (Paruch et al., 2007), et nivå som ligger under grenseverdien på 2500 TKB/g TS ifølge gjødselvereforskriften (KMS, 2004). Undersøkelsen avdekket ingen forurensning med virusindikatorerne FRNA fag MS2 og phi x174. I tillegg ble verken Salmonellabakterier eller parasittegg oppdaget.

Årsakene til disse resultatene kan være at slike smittestoff i liten grad er til stede i små avløp, eller at det skjer en fjerning før filteret. Sannsynligheten for å påvise salmonella og parasittegg i avløp er proporsjonal med antall personer tilknyttet avløpssystemet. Parasittegg er påvist i avløpsslam fra større renseanlegg (Bergstrøm 1981, Paulsrud et al., 2004).

Paruch (2010) gjorde en vurdering av renseprosesser for parasittegg i små renseanlegg med slamavskiller og etterfølgende filter. Slamavskilleren kan være et effektivt trinn for fjerning av parasittegg der mekanismen er sedimentering og akkumulering i slammet. Helminth egg sedimenterer mer effektivt enn protozocyster og oocyster. *Ascaris* egg ble anslått til å ha en sedimenteringshastighet på 65 cm/time i forhold til en cm/time for protozoer som *Giardia* (Amahmid et al., 2002). Retningslinjer fra WHO (2006) for gjenbruk av avløpsvann, fekalier og gråvann presenterer en reduksjon på 90 % for helminth egg i fullskala primære sedimenteringsenheter. Det betyr at en viss belastning av eggene fortsatt kan overføres til etterfølgende behandlingstrinn, i dette tilfelle biofiltre og videre filterbed. Filtre – avhengig av korndiameter og type egg - vil kunne være effektive barrierer for parasittegg som følge av at parasitter og egg bindes i biofilmen og holdes tilbake ved fysisk filtrering.

Overlevelse av indikatorbakterien *E.coli* i brukt filtermateriale (lettklinker Filtralite) ble undersøkt av Paruch (2011) i en laboratorieundersøkelse. Studien viste at filtermediene som brukes i fullskala rensing av avløpsvann inneholdt *E. coli* og overlevde lang tid i de lagrede materialene. Nivå av *E. coli* kan vedvare over 14 måneder under laboratorieforhold. En annen viktig observasjon var at *E. coli* hadde en langsiktig vekst (5,5 måneder) fra den opprinnelige konsentrasjonen på 730 MPN/100 g TS til 6400 MPN/100 g TS i lagret filtermedia. Det er viktig å bemerke at det ikke ble testet på flere medier og at testen ble utført under laboratoriebetingelser. Tross lave temperaturer (10°C), kan det se ut som *E.coli* i filtre kan øke i antall ved mellomlagring under gunstige forhold. Disse undersøkelsene indikerer at brukt filtermateriale kan representere en begrenset kilde til smittestoff.

En annen kilde til smitte som ikke ønskes spredt er planteskadegjørere i form av parasitter og bakterier. Sentrale skadegjørere på potet er potetcystenematoder, lys potetringråte og mørk potetringråte. Disse er karakterisert som "karanteneskadegjørere" på potet og kan tilføres avløpsvannet og renseanlegget ved skylling av grønnsaker for jordrester. Av disse er det spesielt potetcystenematoder (PCN) som er mest i fokus i landbruket. Potetcystenematoder er en liten rundorm som utvikler hvilestadier i form av cyster. Cystene har en størrelse på 0,5 mm eller litt større.

Cyster holdes effektivt tilbake i jord. Potetringråte forårsakes av bakterier. Disse har en størrelse på omkring 1 µm og har dermed samme størrelse som flere bakterier i sanitært avløpsvann. I egnede jord- og filtermasser holdes også slike organismer effektivt tilbake. Spredning av PCN til dyrkningsarealer vil være svært alvorlig og ha langvarige konsekvenser. Gjødelsprodukter som ikke er garantert fri for slike smittestoffer, kan ikke brukes på dyrkningsarealer. Vi kjenner ikke til om det foreligger spesifikke undersøkelser av PCN i husholdningsavløp og filtermasser og i hvilken grad dette innebærer noen spredningsrisiko. Siden avløpsvannet og filtermasser avviker mye fra organismens naturlige miljø og det er forbehandling med sedimentering og filtrering vil vi anta dette reduserer muligheten for en langvarig overlevelse og reproduksjon i filterbedmateriale, men dette bør undersøkes bedre.

Vår vurdering er derfor at gjenbruk av brukt filtermateriale fra mindre avløpsanlegg representerer en lav helse- og miljørisiko som følge av:

- Forbehandlingen før filteret reduserer nivået av smittestoff betraktelig
- Resultater viser TCB og *E.coli* nivå mindre enn 2500 enheter/g TS i brukt filtermateriale
- Prosesser i filteret uskadeliggjør organismer gjennom predasjon og utdøing pga. lang oppholdstid
- Disponering som jordforbedring innebærer blanding og nedmolding med jord, noe som begrenser kontakt med materialet og begrenser videre spredning.

Basert på litteraturundersøkelser og kunnskap om innhold av stoff i avløp er det i tabell 1 gitt et estimat for stoffinnhold i brukt filtermateriale for mindre avløp. Dette er sammenliknet med aktuelle kvalitetsklasser og grenseverdier.

Tabell 1. Estimat for stoffinnhold i brukte filtre for mindre avløp og sammenlikning med kvalitetsklasser, miljøklassifisering av sediment og innhold i norsk jordbruksjord.

Stoffgruppe	Forbindelse	Enhet	Forekomst *	Kvalitets-klasse I **	Kvalitets-klasse II **	Sediment Klasse II ***	Dyrket jord ****
Næringsstoff	Total fosfor (Tot-P)	mg/g	1–3				
	Total nitrogen (Tot-N)	mg/g	50–70				
	Kalium (K)	mg/g	1–2				
	Kalsium (Ca)	mg/g	10–30				
	Magnesium (Mg)	mg/g	10–30				
	Jern (Fe)	mg/g	10–15000				
	Kadmium (Cd)	mg/kg TS	<0,4	0,8	2	<0,5	0,03–1,8 (0,22)
	Krom (Cr) totalt	mg/kg TS	21–109 (50)	60	100		1,4–92 (27)
	Kobber (Cu)	mg/kg TS	18 – 36 (22)	150	650	<30	1,7–87 (19)
	Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS	<0,02	0,2	0,6	<0,2	0,005–0,12 (0,05)
	Nikkel (Ni)	mg/kg TS	14–56 (33)	30	50	<50	0,7–86 (21)
	Bly (Pb)	mg/kg TS	4–9 (6)	60	80	<50	3,5–78 (24)
	Sink (Zn)	mg/kg TS	24–74 (44)	400		<150	7,3–356 (64)
		Kobolt (Co)	mg/kg TS	3–6			
	Vanadium (V)	mg/kg TS	14–32				
	Totalt suspendert stoff (TSS)***						
pH			6–9				
Organiske parametere	Grenseverdier**** for avfall til deponering med inert avfall					****	
		TOC	<3%			3%	
		BTEX	mg/kg	<<6		6	
		PCB7	mg/kg	<<1		1	
		Mineralolje (C10 til C40)	mg/kg	<<500		500	
		∑ PAH 16	mg/kg	<<20		20	
		Benso(a)pyren	mg/kg	<<2		2	
Smittestoff	Termotolerante koliforme bakterier (TKB)	TKB/g TS	2–1100	<2500			
	Salmonellabakterier		0				
	Infektive parasittegg		0				

* Forekomst av tungmetaller i filtre basert bl.a. på Paruch et al., (2007, 2016), Haraldsen og Søvik (2007), min-max og middel der max verdier er målt i innløpsdelen av filtrene.

** Kvalitetsklasse I og II i henhold til Gjødelsvareforskriften (2003)

*** Sediment Klasse II God – ingen toksiske effekter. Weideborg et al./Miljødirektoratet TA3001/2012.

**** Grenseverdier for deponering som inert avfall, Avfallsforskriften, Vedlegg II, pkt 2.1.2.

***** Syreløselige tungmetaller i norsk landbruksjord (n=67), øverste 5 cm, min-max og middel (Esser, 1996).

3.3 Spredning av miljøskadelige forbindelser

Forekomst i små avløp

En rekke undersøkelser viser hvilke stoffer som kan forekomme og typiske nivåer i kommunalt avløpsvann og slam (Hataway 1980, Nesgård et al., 1998, EU 2001, Eriksson et al., 2003, Vinnerås et al., 2006, Andersen et al., 2012, Blytt et al., 2013). Avgjørende for forekomsten er hvilke kilder det er til de ulike stoffgruppene. I kommunalt avløpsvann kan det være påslipp av miljøgifter fra industri, deponier, næringsvirksomhet og forurenset overvann. Ofte er det krav til forbehandling som reduserer nivå før påslipp til avløpsnett. Små avløp fra enkelthusholdninger har ingen slike kilder. Avløpets kjemiske sammensetning gjenspeiler derimot husholdningenes bruk av produkter som inneholder miljøskadelige kjemikalier (Erikson et al., 2003, Vinnerås et al., 2006) som kroppspfleieprodukter (kosmetikk, deodoranter etc.), medisinerester, vaskemidler, løsemidler, rester av biocider og annen kjemikaliebruk, foruten vannledningsnett som kan avgi tungmetaller som Zn, Cu, Ni, Cr og Pb. Det er også økende bekymring til skjebnen for en stadig økende mengde mikroplast i avløpet der kroppspfleieprodukter utgjør noen av de viktige kildene.

En norsk undersøkelse (Nesgård og Lima-Charles, 1998) av miljøgifter i husholdningsavløpet fra et boligområde på Rælingen med 800 personer viste funn av LAS (193 g/person og år), Ftalater (4400 mg/person og år), nonylfenoler (1500 mg/person og år), PAH (550 mg/person og år) og PCB (15 mg/person og år). Det ble estimert at husholdningene bidro i størrelsesorden 40 – 70 % av de aktuelle miljøgiftene i kommunalt avløpsvann. En svensk undersøkelse (Vinnerås et al., 2006) estimerte årlige bidrag per person fra urin, fekalier og gråvann til 7500 mg Zn, 3000 mg Cu, 480 mg Ni, 376 mg Cr, 358 mg Pb, 16 mg Cd og 5 mg Hg.

En rekke legemidler er påvist i avløpsvann. Kildene er befolkningens generelle bruk, men institusjoner som sykehus og eldrester har spesiell høy forekomst. Bergersen et al., (2012) fant citalopram og sertralin i avløpsvann, svært utbredte legemidler som påvirker nervesystemet, noe som indikerer at disse stoffene også forekommer i avløpsvannet. En av de farmasøytiske forbindelsene som hyppigst påvises i renset avløp og som i liten grad brytes ned er karbamazepin, et antiepileptisk middel også klassifisert som legemiddel som påvirker nervesystemet (Miao et al., 2005, Rodarte-Morales et al. 2011, Aga 2008, Ternes og Joss, 2006, Ternes et al., 2007).

Mange av de organiske miljøgiftene er hydrofobe og festes lett til organiske partikler og sediment. Noen vil også degraderes under anaerobe forhold. Tungmetaller kan bindes til organisk materiale og felles som metallsulfider under anaerobe forhold som i slamavskillere. Det er derfor grunn til å anta at mange av disse forbindelsene akkumuleres eller brytes ned i slamavskillere. Bruken av slike miljøskadelige forbindelser er dels faset ut.

Forekomst i brukt filtermateriale

Noen filtermaterialer har egenskaper som binder spesifikke stoffer som fosfor. Det er naturlig å anta at brukte filtre også kan akkumulere miljøskadelige forbindelser i sanitært avløp, og at filtre derfor utgjør en helse- og miljørisiko ved gjenbruk i form av spredning til landbruksjord, planteopptak, utlekking og avrenning til grunnvann og vassdrag.

Det kan gjøres teoretiske vurderinger av forekomst i brukt filtre basert på stoffets evne til nedbrytning og retensjon. Litteraturen refererer hovedsakelig til i hvilken grad et filtermateriale fjerner forurensninger fra vannfasen og har i mindre grad fokus på stoffets skjebne i et filtermateriale. Nedenfor refereres noen undersøkelser av problemstoffer i filtre.

Det foreligger undersøkelser av tungmetallinnhold i norske filterbedanlegg. Testet filtermedia (Leca og jernholdig sand) undersøkt både i 2000 og 2004 viste et relativt lavt innhold av tungmetaller i anlegg

etter opptil 12 års drift (Stensen 2000, Paruch et al., 2007, 2016), se tabell 1. Økningen i metallkonsentrasjon var moderat i 5 års perioden mellom prøvetakingene. Undersøkelsene indikerer at tungmetaller i liten grad tilføres filteret eller at retensjonen i filteret er lav. Akkumulering oversteg ikke maksimalt tillatte innhold av tungmetaller i materiale som benyttes til gjødsel (Kvalitetsklasse II i henhold til Gjødselevarsforskriften, 2003), med unntak av krom og nikkel der enkelte prøver fra innløpsdelen av filterene viste høye verdier sammenliknet med avløpsslam (Paruch et al. 2016). Vi har ikke kjennskap til prosesser som sannsynliggjør at denne type filtre kan ha en selektiv binding av krom og nikkel i forhold til andre tungmetaller. Antall analyser er imidlertid begrenset. Metallinnholdet i undersøkte filtre ligger i hovedsak godt innenfor variasjonsområdet i norsk jordbruksjord vist i tabell 1.

Dordio et al., (2010) viste at Lecafiltre spiller en viktig rolle i fjerningsprosessene for de bionedbrytbare farmasøytiske produkter som ibuprofen, karbamazepin. Dette er hovedsakelig på grunn av absorpsjon i kombinasjon med biologisk nedbrytning. I filtre med vegetasjon vil økt mikrobiell aktivitet i rotsonen bidra til større nedbrytning av en rekke organiske forbindelser.

Også medier med lettlinker (Filtralite) har vist seg å være effektive i fjerning av legemidler og produkter til personlig pleie (PPCPs) som oppnådde over 80 % virkningsgrad (Matamoros et al., 2009). Men skjebnen til de farmasøytiske produktene og PPCPs i filterene ble ikke vurdert. Filtre er også brukt til fjerning av plantevernmidler men det er ikke undersøkt i hvilken grad stoffene bindes eller brytes ned (Dordio et al., 2007).

Internasjonalt er det påvist PAH forbindelser som fluoranthen, fenantren, pyren og antracen i drikkevann. Forbindelser er av miljømessig betydning på grunn av deres karsinogenisitet og mutagenisitet (Nkansah et al., 2012). Det er vist at Leca materiale kan være en sorbent for PAH i avløpsvann. Det var spesielt phenanthene, fluoranten og pyren som ble mest effektivt fjernet. Forekomst av PAH i små avløp antas å være begrenset i Norge.

Eksempler over viser en høy ytelse av lettlinker filtermediet med hensyn til fjerning av forskjellige organiske forurensninger, men skjebnen av disse forurensninger er lite undersøkt. Generell teori om prosesser i filtre viser at mikrobiell nedbrytning av kjemiske forbindelser kan foregå der det forekommer komplekse redoksforhold (aerobt, anoksisk, anaerobt) og lang oppholdstid. Det er likevel grunn til å anta at visse organiske miljøgifter i form av opprinnelige stoffer og nedbrytningsprodukter finnes i brukte avløpsfiltre, men at nivået er lavt og generelt lavere enn innhold i avløpsslam (per vekt og volumenhet). Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) gjennomførte i 2009 en risikovurdering av noen miljøgifter i norsk avløpsslam (VKM, 2009). De konkluderte med at for de stoffene de så på, var det liten risiko for landbruksjord som får tilført avløpsslam.

Nivåene av tungmetaller og organiske miljøgifter i brukte filtre er klart lavere enn i avløpsslam. Inntil det foreligger data fra flere filtre og ulike typer miljøskadelige forbindelser, er vår foreløpige vurdering at innholdet av miljøgifter i brukte filtre er lavt og representerer en liten forurensningsfare for helse og miljø i forhold til bruk som jordforbedring og risiko ved spredning gjennom avrenning og infiltrasjon til grunnvann.

3.4 Avrenning av næringsstoffer ved mellomlagring og disponering

Et hovedformål med filterene brukt i filterbed (Filtralite P og skjellsand) er lang tids binding av fosfor. Filtre med stor kationbyttekapasitet (CEC) vil også kunne binde ammonium nitrogen. Næringsstoffer vil også være bundet i det organiske materialet som finnes i filterene. Dersom næringsstoffene i brukte filtre lett frigjøres under mellomlagring eller disponering på jord vil det kunne skje en uønsket tilførsel til vassdrag via avrenning, noe som kan bidra til økt eutrofiering.

Fosfor som er bundet ved felling med Fe og Al i renseanlegg med kjemisk felling har i undersøkelser vist at det, i hvert fall på kort sikt, er lite biotilgjengelig, det vil si i liten grad desorberes under

vannekstraksjon, noe som gir en begrenset plantetilgjengelighet (Bøen 2010). Plantetilgjengelighet synker med økende innhold av jern og aluminium i slammet. Ca-baserte fellingskjemikalier reduserer plantetilgjengelighet mindre enn Fe- og Al-baserte fellingskjemikalier.

Hvordan et materiale (slam eller brukt filter) påvirker fosforkjemi i jorda den tilføres vil, foruten materialets innhold av Ca, Fe, Al, være avhengig av pH i jorda. I svakt sur jord, som dominerer mange steder i Norge, vil Ca-bundet fosfat ha en viss tilgjengelighet. I jord med høy pH (> 7) vil Ca-fosfatene være mer stabile. Fosfater bundet til jern- og aluminium er lettere tilgjengelig i en jord med høy pH enn i svakt sur jord.

De fleste filtre i Norge er basert på binding til kalsium. Fosfor i brukt filter være relativt stabilt under lagring så lenge pH ikke endres vesentlig. Blandet inn i jord vil fosfor i brukt filter være mer biotilgjengelig enn slam som er felt med jern/aluminium, men her vil pH i jorda spille inn foruten kalkvirkningen av filtermaterialet.

Typisk nivå av fosfor i brukt filtermateriale ligger i området 0,5 – 4 g/kg TS (Skjøsberg 2010). Laboratorietester viser høyere verdier (Søvik og Kløve 2005). Fastholdelsen av fosfor avhenger av bindingstype, der fosfor kan være løst bundet og mobilt til krystallinske bindinger med liten mobilitet. Det er vist at fosfor bundet i filtre kan gjennomgå flere stadier fra løst til hard bundet over tid (Zhu 1998). I filtre med kalsium dannes det lite mobile kalsiumfosfat forbindelser. Nivåene er avhengig av filtertype og alder.

Undersøkelsene referert over taler for at det meste av fosforet i filtrene er godt bundet og at frigjøringen er avhengig av jordas pH. Innholdet av øvrige næringsstoffer er på nivå med næringsrik matjord av typen mineraljord. Likevel anbefales det at massene ved mellomlagring eller sluttdisponering sikres mot avrenning som omtalt senere i denne rapporten.

3.5 Luktulempen ved lagring og disponering

Brukt filtermateriale inneholder noe organisk stoff og det kan være reduserende forhold i filteret. Dette kan gi grunnlag for dannelse av vond lukt, spesielt ved håndtering av massene. Ved lagring forventes det at slike porøse masser raskt vil oksidere det ytterste laget, noe som reduserer luktproblemet. Vi kjenner ikke til erfaringer som tilsier at det er luktproblemer tilknyttet gjenbruk av brukte filtermasser fra små avløpsanlegg. Vi anbefaler likevel at lagring ikke foregår tett inntil bebyggelsen.

4. Nytte ved gjenbruk av filtermateriale

Brukt filter har andre egenskaper enn slam når det gjelder gjenbruk på grunn av lavt innhold av organisk stoff og kan derfor ikke sammenliknes direkte. Begge avfallstypene har gunstige virkninger for plantevekst. Følgende forhold taler for gjenbruk av filtermateriale fra småskala avløp i avfallet:

- Fosfor og andre plantenæringsstoffer er ressurser som bør nyttes til plantedyrking
- Filterets kornsammensetning (typisk 0,5 – 4 mm eller 4 – 10 mm) er gunstig for jordstrukturen, spesielt i leirjord da det øker porøsiteten med bedre luft og vanngjennomstrømning
- Kalsiumrike filtre vil ha en kalkingseffekt på sur jord og øke jordas pH
- Brukt filter av lettklinker kan benyttes i produksjon av lette vekstmedier til spesialformål, som for eksempel grønne tak og infiltrasjonsareal i urbane områder.
- Deponering er kostbart for anleggseier (transport og deponeringsavgift)

Fosfor er en global begrenset mineralsk ressurs som er nødvendig for all planteproduksjon. Det er derfor et mål i de nordiske landene å gjenvinne og resirkulere P fra avløpsvann. En rekke tester av brukt filtermateriale utført i de nordiske landene viser at filtermedia anriket med fosfor ikke har en plantehemmende effekt, men derimot en positiv gjødsel- og kalkingseffekt (Zhu et al., 2003, Kvarnström et al., 2004, Nyholm et al., 2005, Paruch et al., 2007, Haraldsen og Aspmo, 2007, Jenssen et al., 2010). Derfor anses brukt filtermateriale som et egnet tilskudd til plantegjødsel og jordforbedring.

Fosfornivåene er imidlertid ikke så høye eller plantetilgjengelige at filtre kan betraktes på nivå med mineralsk gjødsel eller organisk avfall med gjødselvirkning som slam. Typisk nivå av fosfor i slam er 10 – 30 g/kg TS. Jensen et al. (2010) beskriver et vekstforsøk med potter der raigrass blir gjødslet med brukt Leca filter (Filtralite P) og en mineralgjødsel ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$). Her ble effekten av Filtralite P estimert til å ha en virkningsgrad på ca. 65 % av mineralgjødsel. Kalkingseffekten ble estimert til å være ca. 22% av ren kalsiumkarbonat.

Basert på en undersøkelse av plantevekst med ulike filtermedier inkludert lettklinker og kalkbaserte filtre forslår Kvarnström et al. (2004) at en disponering av filtermateriale på 0,5 tonn da^{-1} per år vil kunne erstatte anslagsvis 15 % av plantens fosforbehov. Det vil ikke være mulig å dekke opp plantenes behov for fosfor med kun å benytte brukt filter på grunn av de store mengdene som da må spres per arealenhet. Tylstedt (2011) fant i et planteforsøk med korn hvor det ble benyttet fosforanriket filter fra landbruksavrenning at filtermateriale hadde liten fosforeffekt når det ble tilsatt mengder som tilsvarer kalkbehovet. Her var det imidlertid relativt lavt P-innhold i filteret sammenliknet med filtre som benyttes til avløpsvann. Det var ingen plantehemmende effekt av filtrene i dette forsøket og det ble også undersøkt kalkeffekten av brukt filter.

Ut fra de forsøk som foreligger vil vi anbefale at brukt filter primært anses å kunne være et jordforbedringsprodukt med noe gjødselvirkning som virker over tid med de mengder som vi foreslår benyttet. Jordstrukturen blir forbedret da den blir mer porøs, noe som gir bedre vilkår for røttene, bedre infiltrasjon og mindre overflateavrenning. Ved sluttdisponering som omfatter innblanding av brukt filtermateriale i leirjord eller i jordblandinger der pH er lavere enn 7-8 vil fosfor langsomt frigjøres til plantene over tid.

Det er relevant å sammenlikne brukt filtermateriale og slam i forhold til miljøgiftinnhold og risiko ved spredning i forhold til miljøbelastning. Organisk materiale har generelt et vesentlig større potensial for binding av organiske og uorganiske miljøskadelige forbindelser per volumenhet enn materiale som skjellsand, kvartssand og lettklinker. Til forskjell fra slam inneholder filtermateriale minst 95 %

mineralsk materiale. Når en i tillegg legger til grunn at avløpet fra husholdninger er vesentlig renere enn kommunalt avløp fra tettsteder og byer er det grunn til å anta (der det ikke foreligger data) at brukt filtermateriale er vesentlig renere enn avløpsslam mht. miljøgifter per volum og vektenhet.

Filtermateriale som benyttes i små avløpsanlegg basert på sand, skjellsand og lettklinker er i utgangspunktet rene produkter uten forurensningsfare. Etter bruk kan materialet karakteriseres som et avfall med stabil mineralsk sammensetning. Det er ikke reaktivt og det har liten utlekkingsfare for miljøgifter og næringsstoffer til omgivelsene. Innhold av organiske materiale vil være mindre enn 5 % og i hovedsak utgjøres av tungt nedbrytbart stoff (humus). Innhold av miljøgifter per kg og volumenhet vil være vesentlig lavere enn i avløpsslam. Materialet vil kunne inneholde smittestoff, men nivået vil være lavt.

Brukt filtermateriale kan derfor karakteriseres som ikke farlig avfall av typen inert avfall «jord og stein» (kode 17 05 04) i henhold til Avfallsforskriften, Vedlegg II. Deponering av filtermassene som inert avfall eller ordinært avfall kan derfor være et alternativ der gjenbruk ikke lar seg gjennomføre (Tabell 2). Avfall som faller inn under kategorien inert avfall trenger ikke nærmere testing av utlekkingspotensiale ifølge Vedlegg II pkt 1.2. Det er heller ikke hensiktsmessig å teste alle batcher med brukt filtermateriale siden filtertypene som benyttes er veldefinerte og i utgangspunktet fri for skadelige elementer før de ble tatt i bruk.

Når det gjelder bruksområde for forskjellige typer brukt filtermateriale, vil det være avhengig av hva slags materiale det er snakk om. Skjellsand er et vanlig brukt kalkingsmiddel i jordbruket, og brukes også som ingrediens i jordblandinger til grøntanlegg. Brukt filterskjellsand vil kunne brukes som kalkingsmiddel i de mengdene som en vanligvis bruker skjellsand som kalkingsmiddel. Det er viktig at en tar hensyn til at også brukt skjellsand vil ha betydelig kalkingsvirkning, slik at en ikke overdoserer og skaper for høy pH og kalsiumoverskudd i jorda. Knust kalkstein som er benyttet som filtermateriale må også doseres i forhold til kalkingseffekten.

Brukt filtermateriale av lettklinker har vært prøvd i torvbaserte blomsterjordblandinger (Haraldsen & Aspmo 2007). Også slikt materiale har betydelig kalkingseffekt, og mengden av slikt filtermateriale må tilpasses i forhold til å unngå for høy pH i vekstmediet. Fordi brukt filtermateriale av lettklinker har vesentlig lavere densitet enn for eksempel sand, egner materialet seg meget godt til bruk på områder der en ønsker et vekstmedium som gir liten vekt. Brukt i torvbaserte vekstmedier var 10 vol. % filter en mengde som ga betydelig kalkingseffekt, og gjorde det unødvendig med annen kalking av vekstmediet. Til grønne tak enten iblandet vekstmedier til torvtak eller til grønne tak i byer for å redusere avrenning fra takflater, vil innblanding av brukt lettklinker i vekstmedier kunne ha stort potensial. Selv om det ikke er undersøkt, er det grunn til å tro at innblanding av slikt materiale vil ha positiv virkning til å holde tilbake fosfor og andre næringsstoffer, som ellers kan vaskes ut.

Brukt filtermateriale av lettklinker kan også brukes i anleggsjord, men dette materialet er vanligvis såpass grovt (grusfraksjon, partikler >2 mm) at en ikke bør bruke mer enn ca. 10 vol. % i en jordblanding.

Tabell 2 viser aktuelle formål til gjenbruk av brukt filtermateriale og krav til forbehandling. Det største bruksområde for brukt filtermateriale synes å være som jordforbedring i landbruket og i grøntanlegg. Basert på denne gjennomgangen, mener vi resirkulering av brukt filtermateriale fra mindre avløpsfiltre til bruk i landbruket er innenfor en akseptabel helse- og miljørisiko, forutsatt materialet håndteres og benyttes på en akseptabel måte. Siden brukt filtermateriale kan inneholde smittestoff og tungmetaller, bør det være mengdebegrensninger på bruk av materialet i forhold til disponering av filtermateriale på jord som benyttes til matproduksjon. Vi foreslår at en i utgangspunktet legger til grunn gjødselvereforskriftens (2003) kvalitetsklasser og bruksområder og benytter kvalitetsklasse II som et foreløpig råd til disponering av brukt filtermateriale:

Kvalitetsklasse II: Kan nyttes på jordbruksareal, private hager og parker med inntil 2 tonn tørrestoff pr. dekar pr. 10 år. Kan nyttes på grøntarealer og lignende der det ikke skal dyrkes mat eller fôrvekster. Produktet skal legges ut i lag på maksimalt 5 cm tykkelse og blandes inn i jorda på bruksstedet.

Vi foreslår at brukt filtermateriale som benyttes til jordforbedring innen jordbruk som dyrking av korn og oljevekster, mellomlagres utendørs i 1,5 til 2 år for å redusere smitterisiko. Dette rådet er basert på WHO (2006) anbefalinger om lagring tørkede fekalier og avløpslam før disponering. Smitterisikoen i filter er selvsagt betydelig mindre, men inntil det foreligger spesifikke undersøkelser mener vi dette gir en god sikkerhet mot smittespredning via dyrking av mat. Det kan være aktuelt å foreta en enkel risikovurdering for aktuell lokalitet som velges til lagring. Vi foreslår at massene kan mellomlagres utendørs i hauger på lokalitet hvor det ikke foreligger risiko for forurensning av brønner, og at det er en avstand på minst 25 meter fra åpne vassdrag og drenering.

En hygienisering ved varmebehandling vil skje ved innblanding av filtermateriale i organisk materiale som benyttes til kompostering og etterfølgende jordproduksjon, men vi mener dette ikke må være et krav for å bruke materialet i jordproduksjon.

Forskriften krever at slam skal moldes ned i jorden etter spredning. Eng- og beitearealer kan ikke gjødsles med slam. Poteter, grønnsaker, frukt og bær kan ikke dyrkes før etter det har gått tre år siden siste sprededato. Det er rimelig at brukt filtermateriale håndteres på samme måte som slam ved gjenbruk til jordbruksformål. Når filtermateriale blir spredd på en åker vil det bli pløyd ned i øvre del av jordsmonnet og fordelt i plogsjiktet. Konsentrasjonen i jord av et gitt stoff som er i filtermaterialet blir derfor lavere i jorden enn konsentrasjonen i filteret ved at det blir fortynt.

Alternativ til gjenbruk som vist i tabell 2, er å la filtermassene ligge urørt i grunnen etter frakopling av avløpstilførselen eller deponering som omtalt tidligere.

Tabell 2. Aktuelle formål til gjenbruk av brukt filtermateriale av typen lettklinker, skjellsand og knust kalkstein fra små avløpsrensaneanlegg og krav til forbehandling.

Gjenbruksformål	Forbehandling
Jordbruksareal. Plantedyrking korn og oljevekster	Ja, lagring 1,5 – 2 år (2 – 20°C)*
Jordproduksjon. Tilslag i jordblandinger til plantedyrking og veksthusjord	Ja, lagring 1,5 – 2 år (2 – 20°C), >1 år ved oppvarming (20-35°C)*
Grøntarealer. Innblanding i jord til plener, veg rabatter, fotballbaner, grønne tak etc.	Nei
Tilslag i jordblandinger til grøntarealer	Nei
Terrengregulering og -rehabilitering, utfylling	Nei
Dekkmasse på avfallsdeponier, for eksempel innblanding i toppdekke	Nei

*Råd basert på WHO anbefalinger om disponering av tørt fekalt materiale og avløpslam inntil det foreligger spesifikke undersøkelser av brukt filter.

5. Videre undersøkelser

Vi mener det foreligger relevante data som gir grunnlag for å underbygge de råd som gis i rapporten. Siden anleggstypene som omtales har stor internasjonal utbredelse og mange anlegg nå er klare for utskifting av filtre, forventer vi at tema gjenbruk og sluttdisponering av avløpsfiltre blir undersøkt bedre i tiden fremover. Vi anbefaler at et mer omfattende litteraturgjennomgang utføres når flere data foreligger, foruten at det foretas supplerende undersøkelser av norske fullskala filteranlegg med filtermateriale som skal byttes ut.

Herunder bør det gjennomføres flere undersøkelser som omfatter:

- karakterisering av brukte filtermaterialer i forhold til spesifikke miljøskadelige stoff som er spesielt vektlagt (prioriteringslista) og som kan forekomme i avløpsvann
- helse og miljørisiko i forhold til mellomlagring og anvendelse av brukte filtermaterialer til ulike formål som beskrevet i tabell 2.
- god etterbruk for ulike typer filtermateriale, blant annet i kombinasjon med andre materialer, hvor filterets egenskaper utnyttes på en kostnadseffektiv måte
- Flere undersøkelser av plantetilgjengeligheten og gjødseleffekten under sure og basiske forhold for brukt filter sammenliknet med mineralgjødning

6. Referanser

- Ádám, K., Krogstad, T., Vråle, L., Søvik, A.K. & Jenssen, P.D. 2007. Phosphorous retention in filter materials shellsand and Filtralite P® - Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Eco.Eng.* 29: 200-208.
- Andersen, S., M. Gudbrandsen, K. Haugstad og T. Hartnik. 2012. Noen miljøskadelige stoffer i avløpsslam – forekomst og miljørisiko. Klif-rapport TA 3005/2012.
- Aga D.S. (ed.). 2008. *Fate of Pharmaceuticals in the Environment and in Water Treatment Systems*, CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York.
- Amahmid O., Asmama S., Bouhoum K. 2002. Urban wastewater treatment in stabilization ponds: occurrence and removal of pathogens. *Urban Water*, 4, 255-262.
- Bergersen, O., Hanssen, K.Ø. Vasskog, T. 2012. Anaerobic treatment of sewage sludge containing selective serotonin reuptake inhibitors. *Bioresource Technology*, 117, 325-332.
- Bergstrøm K. 1981. Occurrence of parasite eggs in dewatered raw sludge from sewage purification plants and septic tanks in Norway. *The Norwegian Veterinary Journal*, 93, 323-330.
- Blytt, L.D., A. Beslagic Bruskeland og P. Stang. 2013. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2012/13. Norsk Vann rapport nr. 198/2013.
- Bøen, A. 2010. Fosfor i avløpsslam – fraksjonering og plantetilgjengelighet (en litteratursammenstilling). Bioforsk Rapport Nr. 62.
- Dordio A., Carvalho A.J.P., Teixeira D.M., Dias C.B., Pinto A.P. 2010. Removal of pharmaceuticals in microcosm constructed wetlands using *Typha* spp. and LECA. *Bioresource Technology* 101, 886-892
- Dordio A.V., Teimão J., Ramalho I., Carvalho A.J.P., Candeias A.J.E. 2007. Selection of a support matrix for the removal of some phenoxyacetic compounds in constructed wetlands systems. *Science of the Total Environment* 380, 237-246.
- Erstad. K.J. 2011. Filtramar – eigenskapar for fosforabsorpsjon og reinsing av avlaupsvatn. Rapport 1/2011. Rådgivande agronomar. ISBN 978-82-7963-009-8.
- Eriksson, E., K. Auffarth, A.-M. Eilersen, M Henze og A. Ledin. 2003. Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater. *Water SA* (29)2, 135-146.
- Esser, K.B. 1996. Reference concentrations for heavy metals in agricultural soils, oat, and *Dactylis glomerata* in Norway. *Water, Air and Soil Pollution*, 89, 375-397.
- EU (2001). *Pollutants in urban waste water and sewage sludge*. Rapport utarbeidet for Directorate-General Environment. ISBN 92-894-1735-8. Luxemburg. 230s.
- Føllesdal M. 2005. Nordic Innovation (NI) Project 02056: Wastewater treatment in filter beds. Common report from all pilot plants. maxit Group AB, Oslo.
- Haraldsen, T.K. & R. Aspmo 2007. Utvikler miljøvennlig blomsterjord. Publisert på internett: <http://www.bioforsk.no/ViewNews.aspx?view=1&id=2870&viewLanguage=NorwegianBokmaal>
- Hathaway, S.W. 1980. Sources of toxic compounds in household wastewater. US EPA rapport nr EPA-600/2-80-128.
- Heistad A., Seidu R., Flø A., Paruch A.M., Hanssen J.F., Stenström T. 2009. Long-term hygienic barrier efficiency of a compact on-site wastewater treatment system. *Journal of Environmental Quality*, 38(6), 2182-2188.

- Hylander, L. D., Kietlinska, A., Renman, G. & Hyula, S., 2006, Phosphorus retention in filter materials for wastewater treatment and its subsequent suitability for plant production. *Bioresource Technology* 97(2006) 914-921.
- Jenssen, P.D., Krogstad, T. 2002. Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA). In: Mander, Ü., Jenssen, P.D. (Eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*. *Advances in Ecological Sciences*, vol 11. WIT Press, pp. 259-271.
- Jenssen P.D., Krogstad T., Paruch A.M., Mæhlum T., Adam K., Arias C.A., Heistad A., Jonsson L., Hellström D., Brix H., Yli-Halla M., Vråle L., Valve M. 2010. Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries – Performance and reuse of filter media. *Ecological Engineering*, 36(12), 1651-1659.
- Jenssen P.D., Mæhlum T., Krogstad T. 1993. Potential use of constructed wetlands for waste-water treatment in northern environments. *Water Science and Technology*, 28, 149–157.
- Johansson, L., Hylander, L.D., Renman, G. 1999. Små avlopp för kretslopp- sorption till reaktiva filter. *VATTEN* 55: 173-179, Lund
- Krogstad, T., Sogn T.A., Asdal A., Sæbø A. 2005. Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorous in soil. *Ecological Engineering*, 25, 51–60.
- Kvarnström E.M., Morel C.A.L., Krogstad T., 2004. Plant-availability of phosphorus in filter substrate derived from small-scale wastewater treatment system. *Ecological Engineering*, 22(1), 1–15.
- LMD, MD, HOD. 2003. FOR-2003-07-04-951, Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav.
- KMD 2004. Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). FOR-2004-06-01-930. Klima- og miljødepartementet.
- Matamoros V., Arias C., Brix H., Bayona J.M. 2009. Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products. *Water Research* 43, 55-62.
- Miao X-S, Yang J-J., Metcalfe C.D. 2005. Fate of carbamazepine and its metabolites in a municipal wastewater treatment plant. *Environmental Science and Technology*, 39, 7469-7475.
- Mæhlum, T. 1998. Cold-climate constructed wetlands: aerobic pre-treatment and horizontal subsurface flow systems for domestic sewage and landfill leachate purification. PhD thesis. Agricultural University of Norway, Ås.
- Mæhlum T., Jenssen P.D. 1998. Use of constructed wetlands in Norway. In: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, J. Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green and R. Haberl (Eds.), Backuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 207-216.
- Mæhlum, T. og Køhler J.C. 2001. VA-Miljøblad nr 49, Våtmarksfiltre, utførelse, behandlingsanlegg, avløp. NKF og Norvar.
- Nesgård, B.S., M. Lima-Charles. 1998. Kilder til organiske miljøgifter i kommunalt avløpsvann – bidrag fra husholdninger. SFT-rapport 98:23 (TA 1590).
- Nkansah M.A., Christy A.A., Barth T., Francis G. W. 2012. The use of lightweight expanded clay aggregate (LECA) as sorbent for PAHs removal from water. *Journal of Hazardous Materials* (217–218), 360– 365.
- Nyholm A.-M., Yli-Halla M., Kivistö P. 2005. Wastewater treatment in filter beds: reuse of filter material. Report, MTT Agrifood Research Finland.
- Paruch A.M. 2010. Possible scenarios of environmental transport, occurrence and fate of helminth eggs in light weight aggregate wastewater treatment systems. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 9(1), 51-58.
- Paruch A.M. 2011. Long-term survival of *Escherichia coli* in lightweight aggregate filter media of constructed wastewater treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 63(3), 558-564.

- Paruch A.M., Krogstad T., Jenssen P.D. 2007. Application of used wetland filter media in agriculture - control of heavy metal contents and faecal contamination. *International Journal of Ecohydrology and Hydrobiology*, 7(3-4), 243-253.
- Paruch A., Krogstad T., Jenssen P.D., Stensen G. 2005. Heavy metals accumulation and hygienic indication in subsurface flow constructed wetlands. Norwegian University of Life Sciences. IMT, IPM – UMB Report, 20 pp.
- Paruch, A.M, T. Mæhlum, K. Haarstad, A.G.B. Blankenberg og, G. Hensel. 2016. Performance of Constructed Wetlands Treating Domestic Wastewater in Norway Over a Quarter of a Century – Options for Nutrient Removal and Recycling. I: J. Vymazal (red.), *Natural and Constructed Wetlands*, s41-55, Springer International Publishing Switzerland.
- Paulsrud B., Gjerde B., Lundar A. 2004. Full scale validation of helminth ova (*Ascaris suum*) inactivation by different sludge treatment processes. *Water Science and Technology* 49(10), 139–146.
- Rodarte-Morales A.I., Feijoo G., Moreira M.T., Lema J.M. 2011. Degradation of selected pharmaceutical and personal care products (PPCPs) by white-rot fungi. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 27(8), 1839-1846.
- Roseth, R. 2000. Shell sand: A new filter medium for constructed wetlands and wastewater treatment. *J. Environ. Sci. Health A* 35(8): 1335-1355.
- Skjønsberg, K.H. 2010. Rensing av avløpsvann I konstruerte filterbedanlegg – med hovedfokus på fosfor. Masteroppgave. Institutt for plante- og miljøvitenskap. UMB
- SSB. 2015. Avløpsstatistikk 2014. www.ssb.no
- Stensen G. 2000. Constructed wetlands: treatment of wastewater and accumulation of heavy metals. MSc thesis. The Agricultural University of Norway.
- Søvik A.K., K. Adam og A.M.Paruch. 2007. Fosforfjerning i filterbedanlegg og konstruerte våtmarker - erfaringer fra laboratorieforsøk og feltmålinger. *Bioforsk FOKUS* 2 (15).
- Søvik A.K., Kløve B. 2005. Phosphorus retention processes in shell sand filter systems treating municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 25(2), 168-182.
- Ternes T.A., Bonerz M., Herrmann N., Teiser B., Andersen H.R., 2007. Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: an option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. *Chemosphere* 66, 894–904.
- Ternes T.A., Joss A., (eds.). 2006. Human pharmaceuticals, hormones and fragrances: the challenge of micropollutants in urban water management. IWA Publishing, London.
- Tylstedt, E. 2011. Tillførsel av använda fosforfilter påverkar inte tillväxten eller fosforupptaget hos korn. Utredning. Sveriges landbruksuniversitet, Uppsala.
- Vinnerås, B., H. Palmqvist, P. Balmer og H. Jönsson. 2006. The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste—A proposal for new Swedish design values. *Urban Water Journal*, 3(1), 3–11.
- VKM (2009) Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils, 05/511-22-final VKM, Oslo.
- Weideborg, M, L.D. Blytt, P. Stang, L.B. Henninge og E.A. Vik. 2012. Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Klima og forurensningsdirektoratet/Aquateam, Rapport TA3001/2012.
- WHO. 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Vol. IV Excreta and wastewater reuse in agriculture. World Health Organization, Geneva.
- Yri A., Hensel G.R., Aasen R., Mæhlum T. 2006. Undersøkelse av mindre avløpsanlegg i normal drift – resultater av undersøkte anlegg for helårsboliger. *Bioforsk rapport*. 1:33.

Zhu, T. 1998. Phosphorus and nitrogen removal in light-weight aggregate (LWA) constructed wetlands and intermittent filter systems. Doctor Scientiarum Theses 1997:16, Norges landbrukshøyskole.

Zhu, T., Mæhlum, T., Jenssen, P.D., Krogstad, T., 2003. Phosphorus sorption characteristics of a light-weight aggregate. *Water Sci. Technol.* 48 (5), 93–100.

7. Vedlegg

Datablad for et utvalg filtermateriale benyttet i små avløpsanlegg

- 1 Specification of Filtralite® NR 2 - 4 mm
http://www.filtralite.com/media/92/datasheets/Datablad_Filtralite_NR_2-4.pdf

- 2 Specification of Filtralite® NR 4 - 10 mm
http://www.filtralite.com/media/92/datasheets/Datablad_Filtralite_NR_4-10.pdf

- 3 Specification of Filtralite®P 0 - 4 mm
http://www.filtralite.com/media/92/datasheets/Datablad_Filtralite_P_0-4.pdf

- 4 Specification of Filtramar®KG
http://boston-as.no/pdf/filtramar_killingoy_engelsk.pdf

- 5 Specification of Filtramar®MG
http://boston-as.no/pdf/filtramar_mandal_engelsk.pdf

PRODUCT SPECIFICATION OF FILTRALITE®
Filter media

FILTRALITE® NR 2-4

Commercial name	FILTRALITE® NR 2-4 mm
Density	Bulk density: 360 kg/m ³ particle density: 650 kg/m ³
Type of material	Expanded clay
Appearance	Round particles, smooth surface with micropores
Manufactured by	Optiroc Rælingen /Optiroc Borge, Norway

Size and weight	Value	Deviation	Comments
Effective size	2,2 mm	± 0,4 mm	d ₁₀
Particle size range	2-4 mm	< 1,8 mm max. 10 % > 4,0 mm max. 10 %	
Coefficient of uniformity	< 1,7		d ₆₀ / d ₁₀
Bulk density, dry	360 kg/m ³	± 50 kg/m ³	EN 1097-3
Particle density, dry (PDD)	650 kg/m ³	± 100 kg/m ³	Exclay Norm

Other properties	Value	Comments
Floating particles, 2 days	90 %	Approximately volume floating particles after 2 days in water.
Floating particles, 28 days	85 %	Approx. volume floating particles after 28 days in water
Floating particles, 2 years	15 – 20 %	Approx. volume floating particles after 2 years in water
Particle porosity	76 %	Porosity internal particle: (1-PDD/2700 kg/m ³)*100%
Voids	45 %	EN 1097-3
Water adsorption 1 day	15 %	Approximately value. Exclay Norm
Water adsorption 1 month	40 %	Approximately value. Exclay Norm
Water adsorption 1 year	85 %	Approximately value. Exclay Norm
Water adsorption 2 years	95 %	Approximately value. Exclay Norm

Chemical composition, average values:

SiO ₂	Al ₂ O ₃	FeO ₃	K ₂ O	MgO	CaO	Na ₂ O	C _{tot}
62%	18%	7%	4%	3%	3%	2%	0,02%

maxit AS
P.O. Box 216 Alnabru
0614 Oslo, Norway

Further information:
www.filtralite.com
E-mail: info@maxit.no

Telephone:
+47 22 88 77 00
Telefax:
+47 22 64 54 54

PRODUCT SPECIFICATION OF FILTRALITE® Filter media

FILTRALITE® NR 4-10

Commercial name	FILTRALITE® NR 4-10 mm
Density	Bulk density: approx 320 kg/m ³
Type of material	Expanded clay
Appearance	Round particles, porous surface structure
Manufactured by	maxit Leca Rælingen, Norway

Size and weight	Value	Deviation	Comments
Effective size	4,3 mm		d ₁₀ , Approximately value
Particle size range	4-10 mm	< 4 mm max. 10% > 10 mm max. 10%	
Coefficient of uniformity	< 2,5		d ₆₀ / d ₁₀
Bulk density, dry	320 kg/m ³	± 75 kg/m ³	EN 1097-3
Particle density, dry (PDD)	600 kg/m ³	± 100 kg/m ³	Exclay Norm

Other properties	Value	Comments
Floating particles, 2 days	> 98%	Approximately volume floating particles after 2 days in water.
Particle porosity	78 %	Approximately value. Porosity internal particle: (1-PDD/2700 kg/m ³)*100 %
Voids	46 %	Approximately value. EN 1097-3
Crushing degree	13 %	
Strength	1,3 MPa	
Water adsorption 1 day	11 %	Approximately value. Exclay Norm
Water adsorption 1 month	27 %	Approximately value. Exclay Norm

Chemical composition, average values:

SiO ₂	Al ₂ O ₃	FeO ₃	K ₂ O	MgO	CaO	Na ₂ O	C _{tot}
62%	17%	7%	4%	3%	3%	2%	0,02%

maxit AS

P.O. Box 216 Alnabru
0614 Oslo, Norway

Further information:

www.filtralite.com
E-mail: info@maxit.no

Telephone:

+47 22 88 77 00

Telefax:

+47 22 64 54 54

PRODUCT SPECIFICATION OF FILTRALITE®
Filter media

FILTRALITE P 0-4

Commercial name	FILTRALITE® P 0-4 mm
Density	Bulk density: 500 kg/m ³
Type of material	Expanded clay
Appearance	Crushed particles, porous surface structure
Manufactured by	maxit Leca Rælingen, Norway

Size and weight	Value	Deviation	Comments
Effective size	0,3 mm		d ₁₀ , Approximately value
Particle size range	0-4 mm	> 4 mm max. 5 %	
Coefficient of uniformity	< 15		d ₆₀ / d ₁₀
Bulk density, dry	500 kg/m ³	± 75 kg/m ³	EN 1097-3
Particle density, dry (PDD)	950 kg/m ³	± 200 kg/m ³	Exclay Norm

Other properties	Value	Comments
Floating particles	< 20 %	Approximately volume floating particles after 2 days in water.
Particle porosity	65%	Approximately value. Porosity internal particle: (1-PDD/2700 kg/m ³)*100 %
Voids	42 %	Approximately value. EN 1097-3
pH	12	Exclay Norm
Alkalinity	35 mekv/l	New material. NS 4754
Water adsorption 1 day	31 %	Approximately value. Exclay Norm
<u>Hydraulic conductivity</u>		
K	100 m/d	9 °C, Clean water
K dim	25 m/d	9 °C, Filter media with wetland plants, pre-treatment in septic tank and aerobic biofilter or equivalent system

The sewage water has to be pre-treated in septic tank and aerobic biofilter (or equivalent system) before the Filtralite P filter bed. Recommended loading of prefiltrated municipal wastewater: 7-10 m³ Filtralite P / p.e, (p.e. = 0,6 kg P /year)

The material will leak some lime in the start-up period.

All values are based on assumption of use of the filtermaterial in saturated reed bed / constructed wetlands with long retention time and use of typical municipal wastewater. We strongly recommend use of consultants or system suppliers for sizing and design of wetland systems.

This material shall not be pumped.

maxit AS P.O. Box 216 Alnabru NO-0614 Oslo, Norway	<u>Further information:</u> www.filtralite.com E-mail: info@maxit.no	<u>Telephone:</u> +47 22 88 77 00 <u>Telefax:</u> +47 22 64 54 54
---	--	--

PRODUCT SPECIFICATION OF FILTRAMAR® KG

Filter media

Quality KG Coarse

Commercial name	FILTRAMAR® Quality KG Coarse
Density	Bulk density: 800 kg/m ³ Particle density: 1400 kg/m ³
Type of material	Shell sand
Appearance	Angular and sub-angular particles, with high porosity
Manufactured by	Boston AS, Norway

Sizes and densities	Value	Deviation	Comments
Effective size	0,7 mm	>7 mm max. 2 %	d10, approximate value
Particle size range	0-7 mm		
Coefficient of uniformity	< 4	± 100 kg/m ³ ± 200 kg/m ³	d60 / d10 NS-EN ISO 7837
Bulk density, dry	800 kg/m³		
Particle density, dry (PDD)	1400 kg/m³		

Other properties	Value	Comments
Particle porosity	50 %	Approximate value. Porosity internal particle: (1-PDD/2800 kg/m ³)*100 %
Void	38-44 %	Approximate value. EN 1097-3
Total surface (BET value)	3000 m²/kg	BET measurements, ER method 93/19 (Euroc Research)
pH	8,0-8,5	NS 4720, measured at atmospheric CO ₂ balance
P adsorption (isothermic)	4,0 g/kg	Adsorption by mixing and shaking method
Hydraulic conductivity, calculated (Hasen's equation)	800 m/d	Clean water
K	300 m/d	Filter media with wetland plants, pre-treatment in septic tank and aerobic bio filter or equivalent system
K dim		

The sewage water has to be pre-treated in septic tank and aerobic bio filter (or equivalent system) before the Filtramar® KG filter bed. Recommended loading of pre-filtrated municipal wastewater: 3-4 m³ Filtramar® KG / p.e. (p.e. = 0,6 kg P /year)

All values are based on assumption of use of the filter material in saturated reed bed / constructed wetlands with long retention time and use of typical municipal wastewater. We strongly recommend use of consultants or system suppliers for sizing and design of wetland systems.

DISCLAIMER: Key data are for the purpose of dimensioning the plant. Management of the plant and conditions beyond the terms of the producer, affecting lifetime of the filter, are the responsibility of the plant owner.

Boston AS Postboks 537 N-4291 KOPERVIK, Norway	<u>Further information:</u> www.filtramar.com E-mail: post@filtramar.com	<u>Telephone:</u> +47-93217465 / 47775490
---	---	--

PRODUCT SPECIFICATION OF FILTRAMAR[®] MG
Filter media

Quality MG Coarse

Commercial name	FILTRAMAR [®] Quality MG Coarse
Density	Bulk density: 800 kg/m ³ Particle density: 1400 kg/m ³
Type of material	Shell sand
Appearance	Angular and sub-angular particles, with high porosity
Manufactured by	Boston AS, Norway

Sizes and densities	Value	Deviation	Comments
Effective size	0,9 mm		d10, approximate value
Particle size range	0-7 mm	>7 mm max. 2 %	
Coefficient of uniformity	< 4		d60 / d10
Bulk density, dry	800 kg/m³	± 100 kg/m ³	NS-EN ISO 7837
Particle density, dry (PDD)	1400 kg/m³	± 200 kg/m ³	

Other properties	Value	Comments
Particle porosity	50 %	Approximate value. Porosity internal particle: (1-PDD/2800 kg/m ³)*100 %
Voids	38-44 %	Approximate value. EN 1097-3
Total surface (BET value)	3000 m²/kg	BET measurements, ER method 93/19 (Euroc Research)
pH	8,0-8,5	NS 4720, measured at atmospheric CO ₂ balance
P adsorption (isothermic)	4,0 g/kg	Adsorption by mixing and shaking method
<u>Hydraulic conductivity, calculated (Hasen's equation)</u>	500 m/d	Clean water
K		Filter media with wetland plants, pre-treatment in septic tank and aerobic bio filter or equivalent system
K dim	200 m/d	

The sewage water has to be pre-treated in septic tank and aerobic bio filter (or equivalent system) before the Filtramar[®] MG filter bed. Recommended loading of pre-filtrated municipal wastewater: 3-4 m³ Filtramar[®] MG / p.e. (p.e. = 0,6 kg P /year)

All values are based on assumption of use of the filter material in saturated reed bed / constructed wetlands with long retention time and use of typical municipal wastewater. We strongly recommend use of consultants or system suppliers for sizing and design of wetland systems.

DISCLAIMER: Key data are for the purpose of dimensioning the plant. Management of the plant and conditions beyond the terms of the producer, affecting lifetime of the filter, are the responsibility of the plant owner.

Boston AS Postboks 537 N-4291 KOPERVIK, Norway	<u>Further information:</u> www.filtramar.com E-mail: post@filtramar.com	<u>Telephone:</u> +47-93217465 / 47775490
---	---	--

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.