



Bioforsk Rapport

Vol. 7 Nr. 35/2012

Miljøgifter i restprodukter fra fiskeoljeindustrien

Vurderinger ved bruk i biogassanlegg



Bioforsk Jord og miljø

www.bioforsk.no



Forsidefoto: Fat med råolje til raffinering av Omega 3, og bleikejord framstilt ved rensing av råolje hos G C Rieber Oils AS, Kristiansund. Foto: Anne-Kristin Løes.

**Hovedkontor/Head office**Frederik A. Dahls vei 20
N-1432 Ås

Tel.: (+47) 40 60 41 00

post@bioforsk.no

Bioforsk Jord og miljøFrederik A. Dahls vei 20
N-1432 Ås

Tel.: (+47) 40 60 41 00

Carl-einar.amundsen@bioforsk.no

Tittel/Title:

Miljøgifter i restprodukter fra fiskeoljeindustrien. Vurderinger ved bruk i biogassanlegg.

Forfatter(e)/Author(s):

Carl Einar Amundsen, Roar Linjordet og Trond K Haraldsen

Dato/Date: 15.mai 2012	Tilgjengelighet/Availability: Åpen	Prosjekt nr./Project No.: 21067	Saksnr./Archive No.:
Rapport nr./Report No.: 35/2012	ISBN-nr./ISBN-no: 978-82-17-00906-1	Antall sider/Number of pages: 46	Antall vedlegg/Number of appendices: 3

Oppdragsgiver/Employer:

Regionalt forskningsfond Midt-Norge

Kontaktperson/Contact person:

Anne-Kristin Løes, anne-kristin.loes@bioforsk.no

Stikkord/Keywords:

Restprodukter, såpe, bleikejord, POP- persistent organic pollutant, biorest

Fagområde/Field of work:

Avfall og miljøgifter

Rapportsammendrag:

Restprodukter fra fiskeoljeindustrien som bleikejord og såpe inneholder en lang rekke organiske miljøgifter (POP) som brytes langsomt ned i naturen, akkumulerer i marine og terrestriske næringskjeder og er giftige.

I denne rapporten gis en sammenstilling av analyser av såpe, bleikejord og fiskeolje fra fiskeoljeindustrien. Resultatene brukes til å beregne konsentrasjoner i biorest hvor slike restprodukter brukes. Videre gis en vurdering av miljøkonsekvensene ved bruk av denne bioresten på dyrket jord.

Godkjent / Approved

Roald Sørheim

Forskningssjef Bioforsk Jord og miljø

Prosjektleder / Project leader

Anne-Kristin Løes

Seniorforsker Bioforsk Økologisk

Innhold

1.	Sammendrag	2
2.	Bakgrunn.....	4
2.1	Innledning.....	4
3.	Persistente organiske forurensninger (POP) i miljøet	5
3.1	Innledning.....	5
3.2	Polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og -furaner (PCDD/F).....	5
3.3	Polyklorerte bifenyler (PCB).....	5
3.4	Polybromerte difenyletere (PBDE)	6
3.5	Klorerte pesticider	6
3.6	Konsentrasjonsnivåer av POP i miljøet i dag	6
3.7	Begrensninger av utslipp av POP.....	7
4.	Datamateriale og analyser.....	8
4.1	Datamateriale	8
4.2	Benevnning av konsentrasjoner i restprodukter	8
5.	Konsentrasjoner av PCB og PCDD/F i andre organiske gjødselvarer	11
6.	Resultater	13
6.1	Organiske miljøgifter i såpe og bleikejord.....	13
6.1.1	PCDD/F	13
6.1.2	Dioksinlignende PCB	13
6.1.3	PCB7	Feil! Bokmerke er ikke definert.
6.1.4	PBDE	13
6.1.5	Pesticider	14
6.2	Variasjoner i sammensetning av såpe og bleikejord	15
6.3	Metaller i såpe og bleikejord	1
7.	Konsentrasjon av organiske miljøgifter i biorest basert på såpe og bleikejord	16
7.1	Innledning.....	16
7.2	Blandingsforhold og prosesser.....	16
7.3	Konsentrasjoner i biorest	16
8.	Biorest med restprodukter på dyrket mark.....	18
8.1	Innledning.....	18
8.2	Total årlig mengde organiske miljøgifter i restprodukter fra fiskeoljeindustrien	18
8.3	Konsentrasjoner av PCB7 i jord	19
8.4	Risiko ved bruk av biorest på jord.....	20
9.	Referanser.....	23
10.	Vedlegg	25
	Vedlegg 1- konsentrasjoner av POPs i såpe og bleikejord.....	25
	Vedlegg 2- Innblanding av fiskeolje, bleikejord og såpe i biogassprosess.....	29
	Vedlegg 3 - Notat: Arsen i biorest iblandet såpe og bleikejord	30

1. Sammendrag

Restprodukter fra fiskeoljeindustrien som bleikejord og såpe inneholder en lang rekke organiske miljøgifter som brytes langsomt ned i naturen, akkumulerer i marine og terrestriske næringskjeder og er giftige.

Konsentrasjonene av dioksiner/furaner (2,3,7,8-PCDD/F) var høyere i bleikejord enn i såpe, mens konsentrasjonene av dioksinlignende PCBer, PCB7, PBDE og sum klorerte pesticider var høyest i såpe. De høyeste konsentrasjonene av dioksiner/furaner bestemt i såpe (n=2) og bleikejord (n=2) var innenfor de konsentrasjoner som tidligere er bestemt i norsk avløps slam og kompost (1996-2001). Konsentrasjonene av dioksiner/furaner i såpe og bleikejord var på samme nivå som innholdet i marine oljer til humant konsum.

Konsentrasjonene av PCB7 i en prøve av såpe fra 2011 var 10 ganger høyere enn de høyeste verdiene bestemt i norsk avløps slam i perioden 1996-2001. Nivået av PCB7 i den andre prøven av såpe, tatt ut i januar 2012, var omtrent som median-innholdet i norsk avløps slam og kompost i 1996-2001. Konsentrasjonen av PCB7 i bleikejord var betydelig lavere enn i såpe, og sammenlignbar med de laveste konsentrasjonene funnet i norsk avløps slam og kompost fra perioden 1996-2001. Konsentrasjonene av PCB7 i såpe var høyere enn nivåene funnet i marine oljer til humant konsum, mens innholdet i bleikejord var lavere enn i mange marine oljer.

Konsentrasjonene av polybromerte difenyletere (PBDE) var ca. 10 ganger høyere i såpe enn i bleikejord. Konsentrasjonene av PBDE i såpe var imidlertid langt lavere (10 000 ganger) enn i norsk avløps slam. SumPBDE i såpe var på samme nivå som gjennomsnittlig innhold av PBDE-sum5 (PBDE -47, 99, 100, 153 og 154) funnet i marine oljer for humant konsum.

Det ble funnet til dels høye konsentrasjoner av klorerte pesticider i den ene såpeprøven hvor disse forbindelsene ble kvantifisert, tatt ut i 2012. Konsentrasjonen var mer enn 10 ganger høyere enn i bleikejorda. 23 av 29 ulike klorerte pesticider ble kvantifisert i såpe. Summen av klorerte pesticider var høyere enn summen av de andre organiske miljøgiftene som ble analysert.

Konsentrasjonene av tungmetaller i restprodukter fra fiskeoljeindustrien er lave for kadmium, bly og kvikksølv, men relativt høye for arsen sammenliknet med konsentrasjoner i jord. Konsentrasjonene av kadmium, bly og kvikksølv vil ikke gi begrensninger for bruk av bioresten. Selv om konsentrasjonen av arsen i restproduktene såpe og bleikejord var relativt høy (20-50 mg/kg TS), vil bruk av 10-12 % av disse produktene i biogassprosessen og bruk av 0,2 tonn TS i biorest per daa per år i gjennomsnitt ikke medføre fare for negative effekter på helse og miljø.

Ved bruk av 5 % såpe og 10 % bleikejord fra fiskeoljeindustrien i biogassprosessen, kan det produseres en biorest som har et relativt høyt innhold av PCB7 og klorerte pesticider i forhold til andre gjødselvarer av organisk opphav. Dersom all såpe fra norsk fiskeoljeindustri benyttes til produksjon av bioenergi, vil mengden PCB som tilføres jord gjennom en biorest fra denne produksjonen utgjøre en stor andel av den totale årlige mengden PCB som tilføres jord via organiske gjødselprodukter i Norge.

Tilførsel av biorest som inneholder miljøgifter fra restprodukter fra fiskeindustrien til jord vil ikke medføre akutte effekter i jord. Bruk av biorest på dyrket jord i henhold til "Forskrift om gjødselvarer av organisk opphav m.v." vil imidlertid føre en til en dobling av konsentrasjonen av PCB7 i jord over tid, dersom man antar et bakgrunnsnivå på 7 µg/kg. Ved tilbakeføring til jord vil en betydelig andel av miljøgiftene bli satt i ny sirkulasjon ved at de vil fordampe fra jorda og bli gjenstand for atmosfærisk transport.

2. Bakgrunn

2.1 Innledning

Regionalt forskningsfond Midt-Norge dekker fylkene Sør- og Nord-Trøndelag samt Møre og Romsdal. Ved fondets første utlysning i 2010 fikk Bioforsk Økologisk innvilget et forprosjekt, «Gårdsbaserte biogassanlegg i Midt-Norge - forprosjekt for kartlegging av kunnskapsbehov» (kortnavn: «Biogasskunnskap») med prosjektperiode 2011. Målsetningen var å undersøke hvordan lokale ressurser kan utnyttes slik at biogassanlegg på gårdsnivå i region Midt-Norge kan bli lønnsomme, og vurdere hvordan biogass-behandling av husdyrgjødsel kan redusere landbrukets utslipp av drivhusgasser. Prosjektet handlet altså dels om energiproduksjon, og dels om miljøeffekter.

Prosjektet har undersøkt muligheten for økt energiutbytte i biogassanlegg ved bruk av restprodukter (bleikejord, stearin, såpe) fra fiskeoljeindustrien (Ward 2012) som tilleggssubstrat. Videre er det arbeidet med hvordan tilleggssubstratene skal mates inn i biogassanlegget, og hvordan dette skal styres ved hjelp av datamaskin med tilpasset programvare (Løes et al. 2012).

I denne rapporten vurderes hvordan organiske miljøgifter og tungmetaller i restproduktene påvirker bioresten som gjødsel.

Resultater fra analyser av såpe, bleikejord og fiskeolje (råolje før raffinering) presenteres, samt forventet konsentrasjon i biorest hvor såpe og bleikejord anvendes som energikilde. Analyseresultatene av såpe og bleikejord sammenlignes med innholdet av de samme organiske miljøgiftene i kompost fra norsk husholdningsavfall, biorest og avløps slam bestemt i perioden 1996-2001. En slik sammenligning vil gi en indikasjon på hvor mye av de ulike organiske miljøgiftene som tilføres jord ved bruk av biorest og avfallkompost med og uten såpe/bleikejord. Det er også drøftet hvordan innholdet av arsen i bioresten påvirkes av at restprodukter fra fiskeoljeindustrien er brukt som tilleggssubstrat.

Til slutt gjøres en foreløpig vurdering av miljø- og helserisikoen ved bruk av biorest hvor såpe og bleikejord inngår.

3. Persistente organiske forurensninger (POP) i miljøet

3.1 Innledning

Persistente organiske forurensninger (POP) er organiske forbindelser som brytes svært langsomt ned i naturen, bioakkumulerer og er giftige for mennesker og dyr. De aller fleste av POP som finnes i miljøet i dag er, eller har vært brukt som pesticider eller i industriell produksjon, mens andre dannes ved forbrenningsprosesser.

De fleste POP er klorerte (noen også bromerte), løser seg lett i fett (lite vannløselige), er semi-flyktige og har høy molekylmasse. Halveringstiden for POP (dvs. tiden det tar før konsentrasjonen er halvert) i ulike medier kan variere fra noen tiår og oppover, hvilket betyr at oppholdstiden i biosfæren kan være flere hundre år.

Persistens, remobilisering, langtransport og fettløselighet fører til betydelig biomagnifisering i globale næringskjeder, dvs. oppkonsentrering av miljøgifter med økende nivå i næringskjeden. Dette må det tas hensyn til ved vurderinger av utslipp og spredning i miljøet.

De organiske stoffene som er kvantifisert i fiskeolje, såpe og bleikejord og som presenteres i denne rapporten, er alle karakterisert som POP. Nedenfor gis en kort beskrivelse av disse stoffene.

3.2 Polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og -furaner (PCDD/PCDF)

PCDD/PCDF dannes ved produksjon av klorerte forbindelser (for eksempel pentaklorfenol), eller ved forbrenningsprosesser hvor klorerte forbindelser er tilstede. PCDD/PCDF finnes i dag i de fleste miljøer i svært lave konsentrasjoner. Dioksinene (PCDD) dekker en gruppe på 75 polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og furanene en gruppe på 135 polyklorerte dibenzofuraner (PCDF); til sammen 210 forbindelser med samme grunnleggende struktur. Toksisiteten til PCDD/PCDF varierer mye og det er bare 17 av disse som har substitusjoner (dvs. plassering av klor) i posisjonene 2,3,7 og 8. Kongeneren 2,3,7,8-dibenzo-p-dioksin (TCDD) er den mest toksiske (kreftfremkallende) av kongenerene og toksisiteten til de 16 andre kongenerene i denne gruppen relateres til toksisiteten av 2,3,7,8-TCDD ved bruk av toksisitetsekvivalenter (WHO-TEQ, se kap. 4.2).

PCDD/PCDF er svært persistente forbindelser som akkumuleres i miljøet. Dioksiner/furaner er oppført på myndighetenes Prioritetsliste (Stortingsmelding 58, 1996-97) og er blant de forbindelsene hvis utslipp skulle reduseres betydelig innen 2010. Utslipp av PCDD/PCDF fra industri er vesentlig redusert de siste 15 årene.

3.3 Polyklorerte bifenyler (PCB)

Den kommersielle produksjonen av PCB begynte i 1929, og PCB har vært brukt mye som isolasjons- og kjølemiddel i elektrisk utstyr (kondensatorer, transformatorer) og som fugemasse.

De fleste PCBene brytes langsomt ned og har dermed lang oppholdstid i miljøet. De bioakkumuleres ved lagring i fettvev, og oppkonsentreres i næringskjeden. PCB er blant de kjemikalierne som er høyest prioritert hos norske myndigheter når det gjelder å redusere utslipp til miljøet fra eksisterende produkter.

Antall og plasseringen av kloratomer på bifenyyl-molekylet gjør at PCB finnes i 209 forskjellige kongenere forbindelser. PCB-kongenere som har dioksinlignende egenskaper finnes i to grupper: 1) non-orto-PCB dvs. PCBer som ikke har et kloratom i orto-posisjon og 2) mono-orto-PCB dvs. som har et kloratom i orto-posisjon. Plasseringen av kloratomene for disse gruppene gjør at de har en plan, romlig konfigurasjon og på den måten ligner PCDD/PCDF.

PCB er oppført på myndighetenes Prioritetsliste (Stortingsmelding 58, 1996-97) og er også blant de forbindelsene hvis utslipp skulle reduseres betydelig innen 2010.

PCB ble forbudt brukt i Norge i 1980, og PCB som påvises i miljøet i dag skyldes hovedsaklig tidligere utslipp. Det er særlig i toppen av de marine næringskjedene høye konsentrasjoner finnes, noe som er årsaken til at det er nødvendig å rense fettrike produkter før de brukes til humant konsum (tran, fiske- og seloljer etc). Til tross for renseprosessen finnes de høyeste verdiene av PCB og PCDD/PCDF i matvarer i dag i fiskeolje og selolje for humant konsum (Kvalem et al.2006).

3.4 Polybromerte difenyletere (PBDE)

PBDE har en struktur som ligner på PCB, og har i likhet med PCB 209 ulike kongenere forbindelser. De ulike forbindelsene har ulik toksisitet, men bioakkumulerer og har lang halveringstid i miljøet.

PBDE finnes i elektriske og elektroniske produkter, som datautstyr, TV-er og mobiltelefoner. Aller mest brukes PBDE i kretskort og i den plasten som brukes i produktene. Bromerte flammehemmere brukes også i isolasjonsmaterialer (plastbasert isolasjon av typen EPS, XPS etc) og i plastprodukter som brukes i transportmidler (myk og hard plast), samt tekstiler.

To av de mest vanlige PBDEene ble forbudt i 2004 (penta- og okta PBDE) og det er i dag også forbud mot deka-PBDE.

Miljømyndighetene har over lenger tid hatt som målsetting at utslippene av bromerte flammehemmere skal reduseres vesentlig innen 2010, og med et overordnet mål om full stans i innen 2020 (Miljøstatus 2012).

3.5 Klorerte pesticider

De fleste klorerte pesticider som finnes i miljøet i dag er, eller har vært, brukt til bekjempelse av insekter. De aller fleste er nå forbudt på verdensbasis, men på grunn av liten nedbrytning og høy fettløselighet finnes mange av forbindelsene fortsatt i marine og terrestriske næringskjeder.

Pesticider som lindan, DDT, heksaklorbenzen, toksafen, klordan, dieldrin og endrin er vanlige i marine næringskjeder og er blant de persistente organiske miljøgiftene som ifølge Stockholm konvensjonen (effektuert i 2004) skal elimineres eller hvor bruken skal begrenses (Stockholm Convention 2009).

3.6 Konsentrasjonsnivåer av POP i miljøet i dag

Bakgrunnskonsentrasjonen av dioksin og PCB i matvarer ligger så høyt at store deler av verdens befolkning har et daglig inntak fra mat som ligger nært opp til det tolerable inntaket som er anbefalt av WHO. For eksempel er store deler av Europas befolkning eksponert for mer dioksin gjennom kostholdet enn det som er anbefalt av WHO. Dette viser at bakgrunnsnivået eller den totale mengden i omløp fortsatt er for høy. På kort sikt er det ikke mulig å gjøre noe med bakgrunnseksponeringen, mens det er mange muligheter til å unngå eksponering fra andre kilder, blant annet fra avfall og måten avfallet disponeres på. Globale massebalanser bør tas hensyn til ved spredning av avfall som inneholder POP.

Betydelige mengder POP kanaliseres og gjenfinnes i avfallssektoren, og det må derfor settes betingelser som gjør at denne sektoren kan bidra til at det totale nivået i omløp blir redusert. Utover et slikt minstekrav må omfanget av tiltak bli bestemt ut fra hva som er teknisk og økonomisk mulig å få til.

For noen avfallstyper, for eksempel avløpsslam og kompost av husholdningsavfall, kan bruken tillempes ut fra regionale begrensninger og vurderinger. Mengden av POP som tilføres må være mindre enn den mengde POP som brytes ned hvis konsentrasjonen i dyrka jord ikke skal øke over tid. Mye tyder på at en del POP som tilføres jord, enten via avfall eller deponert via luft, remobiliseres slik at de igjen går inn i den globale "poolen" av POP som er i sirkulasjon (Li et al. 2009; Schuster et al. 2011).

3.7 Begrensninger av utslipp av POP

Stockholmskonvensjonen om Persistent Organic Pollutants-POP ble opprettet i 2001 for å beskytte helse og miljø mot tungt nedbrytbare organiske miljøgifter (Stockholm Convention 2009). Norge ratifiserte konvensjonen i 2004. Konvensjonen innebærer forpliktelser til å fase ut 12 av de farligste POPene, blant annet PCB og dioksiner. I 2009 ble ytterligere 9 stoffer og stoffgrupper inkludert i konvensjonen deriblant tetra- og penta PBDE (Miljøstatus 2012).

4. Datamateriale og analyser

4.1 Datamateriale

Fire prøver av såpe og bleikejord (Tabell 4-1) ble analysert, og en rekke organiske miljøgifter ble kvantifisert i disse materialene. Analysene ble utført ved Eurofins laboratorium i Münster, Tyskland.

Tabell 4-1: Oversikt over prøver av såpe og fiskeolje analysert for organiske miljøgifter

Prøvetype	Øvre linje (AR..): Eurofins Nedre linje: Nr. hos GC Rieber	Dato	Kommentar
Såpe	AR-11-GF-006640-01 GC Rieber Oils AS 11985/11	25.03.11	Prøven merket "Fish oil"
	AR-12-GF-001385-01 GC Rieber Oils AS 12213/11	01.02.12	Prøven merket "Prøve Såpe"
Bleikejord	AR-11-GF-006641-01 GC Rieber Oils AS 11986/11	25.03.11	Prøven merket "Fish oil"
	AR-11-GF-028740-02 GC Rieber Oils AS 12212/12	24.01.12	Prøven merket "Bleikejord"

Prøve AR-12-GF-006640-01 ble ikke analysert for innhold av tørrstoff eller lipider (fett).

I prøve AR-12-GF-001385-01 ble tørrstoffinnholdet bestemt til 23,3 %, en verdi som også tidligere er bestemt for såpe. Det er imidlertid lite sannsynlig at såpen inneholder 75 % vann. Massen som måles ved oppvarming til 105 °C er derfor flyktige organiske forbindelser og ikke vann. Tørrstoffet i såpe ble av Ward (2012) rapportert å være 99 %, hvorav 99 % var flyktig materiale (VS, volatile solids). Vi regner med at denne bestemmelsen er mer korrekt, og det stemmer også med informasjon fra GC Rieber (Sagli, pers. komm.).

Konsentrasjonene av dioksiner/furaner og PCB ble i prøvene angitt som ng/kg våtvekt. Dersom det antas at våtvekten består av fett og ikke vann, blir ng/kg våtvekt lik ng/kg tørrstoff for såpe.

Prøve AR-11-GF-006641-01 ble registrert som "Fish Oil Sludge" ved analyselaboratoriet, mens prøve AR-11-GF-028740-02) ble registrert som «Fullers Earth» (bleikejord). Tørrstoff-innholdet i bleikejord fra Rieber Oils er tidligere bestemt til 84 % (Ward 2012), og innholdet av flyktige forbindelser til 42 % av TS. Med 15 % vanninnhold i bleikejorda må konsentrasjonene av dioksiner/furaner og PCB, oppgitt som ng/kg våtvekt multipliseres med en faktor på 1,17 for å få konsentrasjoner på tørrvektsbasis.

4.2 Benevning av konsentrasjoner i restprodukter

Vanligvis oppgis konsentrasjoner av organiske miljøgifter i nanogram (ng) eller mikrogram per kg matvare, jord e.l. I fettrike matvarer oppgis konsentrasjonen ofte per vektenhet fett. Vektenheten er enten på våtvekt eller tørrvektbasis.

For å kunne sammenligne konsentrasjonsnivået av POP i såpe og bleikejord med konsentrasjonsnivået i andre medier (for eksempel kompost og avløpslam), må dette

oppgis på tørrvektbasis (for eksempel ng/kg tørrvekt). For såpe antas at tørrvekt er lik våtvekt, mens for bleikejord justeres våtvekt (her: fettvekt) med en faktor 1,17. Konsentrasjonsnivåene for organiske miljøgifter i såpe og bleikejord i denne rapporten er gitt som ng/kg tørrvekt.

Analyseresultatene for fiskeolje er gitt som ng/kg fett. Da innholdet av fett er nærmere 100% i dette materialet, kan konsentrasjonene sammenlignes direkte med verdier angitt som ng/kg tørrstoff.

Dioksiner og dioksinliknende PCB (non-orto og mono-orto PCB) oppgis vanligvis i ng WHO-TEQ (toksisitets-*ekvivalenter*) per kg (ng WHO-TEQ/kg). Disse beregnes ved å bruke WHO-Toxic Equivalent *Factors* (WHO-TEF), som er basert på at giftigheten til de ulike kongenere forbindelsene er relatert til giftigheten av forbindelsen 2,3,7,8-TCDD som er kreftfremkallende og har fått TEF-verdi=1 (Tabell 4-2). WHO-TEQ beregnes ved å multiplisere konsentrasjonen av kongeneren i produktet (for eksempel ng/kg) med WHO-TEF verdien (se tabell 4-2). Dette gir WHO-TEQ med benevnning ng WHO-TEQ/kg. I denne rapporten brukes ng TEQ/kg som betegnelse for denne konsentrasjonen.

TEF-verdiene ble revidert i 2006 (van den Berg et al. 2006) slik at TEQ-verdier som ble beregnet før dette vil være noe forskjellig fra verdier beregnet etter revideringen.

PCB7 er summen av kongenerene 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

Tabell 4-2: WHO-TEF (Toxic Equivalent Factor) verdier for dibenzo-p-dioksiner, dibenzofuraner og dioksinlignende PCB. For PCB er også kongener-nummeret vist. Etter van den Berg, 2006.

Dibenzo-p-dioksiner	WHO-TEF	Non-orto PCBs	Kongener	WHO-TEF
2,3,7,8-Tetra-CDD	1	3,3',4,4'-Tetra-CB	77	0,0001
1,2,3,7,8-Penta-CDD	1	3,4,4',5-Tetra-CB	81	0,0003
1,2,3,4,7,8-Hexa-CDD	0,1	3,3',4,4',5-Penta-CB	126	0,1
1,2,3,6,7,8-Hexa-CDD	0,1	3,3',4,4',5,5'-Hexa-CB	169	0,03
1,2,3,7,8,9-Hexa-CDD	0,1			
1,2,3,4,6,7,8-Hepta-CDD	0,01	Mono-orto PCBs		
OCDD	0,0003	2,3,3',4,4'-Penta-CB	105	0,0003
Dibenzofuraner		2,3,4,4',5-Penta-CB	114	0,0003
2,3,7,8-Tetra-CDF	0,1	2,3',4,4',5-Penta-CB	118	0,0003
1,2,3,7,8-Penta-CDF	0,03	2',3,4,4',5-Penta-CB	123	0,0003
2,3,4,7,8-Penta-CDF	0,3	2,3,3',4,4',5-Hexa-CB	156	0,0003
1,2,3,4,7,8-Hexa-CDF	0,1	2,3,3',4,4',5'-Hexa-CB	157	0,0003
1,2,3,6,7,8-Hexa-CDF	0,1	2,3',4,4',5,5'-Hexa-CB	167	0,0003
1,2,3,7,8,9-Hexa-CDF	0,1	2,3,3',4,4',5,5'-Hepta-CB	189	0,0003
2,3,4,6,7,8-Hexa-CDF	0,1			
1,2,3,4,6,7,8-Hepta-CDF	0,01	PCB7 (sum 7 kongener)	28, 52, 101, 188, 138, 153, 180	
1,2,3,4,7,8,9-Hepta-CDF	0,01			
OCDF	0,0003			

5. Konsentrasjoner av PCB og PCDD/F i andre organiske gjødselvarer

Det er tidligere foretatt en del bestemmelser av PCB og PCDD/F i avløpslam og kompostert husholdningsavfall i Norge (Paulsrud et al. 1997a, b; Nedland 2002). I undersøkelser fra 1996-97 og 2001-02 ble 40 slamprøver fra 8 anlegg analysert, mens 9 prøver av kompost ble analysert i 1996-97 (Tabell 5-1).

Tabell 5-1: Innhold av organiske miljøgifter i avløpslam (Nedland 2002, Paulsrud et al. 1997a) og kompostert husholdningsavfall (Paulsrud et al 1997 b).

Organisk avfall	År	Parameter	Enhet	Min	Median	Middel*	Maks	Grense
Avløpslam	1996/97	Dioksiner	ng TEQ/	3,06	6,31	10,60	69,3	100**
	2001/02	+furaner	kg TS	1,35	4,89	4,79	9,28	
	1996/97	PCB7	ng/kg TS	16800	42200	47400	99600	200000** / 400000#
	2001/02			<10000	<10000	14000	96000	
Kompostert husholdningsavfall	1996/97	Dioksiner +furaner	ng TEQ/ kg TS	0,49	3,72	4,41	11,9	100**
	1996/97	PCB7	ng/kg TS	2700	18700	24100	77700	200000** / 400000#

* * Tyske grenseverdier for avløpslam (1992)

Svenske retningslinjer for avløpslam (1994)

Retningslinjene er referert i EC (2003).

Som vist i Tabell 5-1 avtok konsentrasjonene av dioksiner/furaner og PCB7 fra 1996/97 til 2001/02, antakelig som en følge av strengere regler for bruk. Konsentrasjonene av POP i avløpslam og kompost er trolig enda lavere i dag enn det som er vist i tabellen. Dette må tas med i vurderingen ved sammenligning med konsentrasjonsnivåer i såpe, bleikejord og biorest.

Rammene for denne rapporten har ikke gjort det mulig å foreta noen omfattende gjennomgang av nyere litteratur når det gjelder innhold av organiske miljøgifter i biorest, kompost og avløpslam. For å gi en indikasjon på hvilke konsentrasjonsnivåer som finnes i kompost og komposterbare materialer fra andre land, er enkelte data vist fra Sveits (Tabell 5-2).

Tabell 5-2: Konsentrasjoner av PCB7 og PCDD/F i hageavfall, organisk husholdningsavfall og kjøkkenavfall (Brändli et al. 2005). Enhet: PCB7-ng/kg TS; PCDD/PCDF ng TEQ/kg TS.

	Hage-avfall	Organisk husholdningsavfall	Kjøkken-avfall	Kompost av husholdningsavfall	Kompost av hageavfall
PCB7	15600	14600	14900	39800	30600
Dioksiner+furaner	2,5	2,2	0,4	9,5	8,5

Grenseverdier for humant konsum for dioksinlignende PCB og PCDD/PCDF i marine oljer fra fisk og fiskelever, samt oljer fra andre marine organismer, er 10 og 2 ng/kg fett. Som vi ser er innholdet i organisk avfall, slam og kompost overveiende betydelig høyere enn dette, spesielt for PCB.

6. Resultater

6.1 Organiske miljøgifter i såpe og bleikejord

Alle analyseverdier er gitt i vedlegg. Her presenteres bare sum av ulike grupper POP. Konsentrasjonene av dioksiner/furaner (2,3,7,8-PCDD/PCDF) var høyere i bleikejord enn i såpe, mens konsentrasjonene av dioksinlignende PCBer, PCB7, PBDE og sum klorerte pesticider var høyest i såpe (Tabell 6-1).

6.1.1 PCDD/F

Konsentrasjonene av dioksiner/furaner i såpe og bleikejord (linje 1, 2 og 3, Tabell 6-1) var noe lavere enn norske verdier for avløps slam og kompost, selv om prøven av såpe fra 25.03.11 og prøven av bleikejord fra 01.02.2012 var innenfor konsentrasjonsintervallet for både avløps slam og kompost (Tabell 5-1). Innholdet i disse to prøvene var sammenlignbart med innholdet i sveitsisk hageavfall og husholdningsavfall, men lavere enn i kompost funnet i samme undersøkelse (Tabell 5-2). Det var stor variasjon mellom prøvene ved de ulike prøvedatoene, og dermed vanskelig å si i hvilken grad det er systematiske forskjeller mellom bleikejord og såpe mht innhold av POP.

Konsentrasjonene av dioksiner/furaner i såpe og bleikejord var på nivå med innholdet i marine oljer til humant konsum, som av Kvaem et al. (2006) ble vist å ligge mellom 0,1 og 1,3 ng WHO-TEQ/kg.

6.1.2 Dioksinlignende PCB

Konsentrasjonene av dioksinlignende PCB (no, mo PCBs, Tabell 6-1) var relativt høyt i såpeprøven fra 25.03.11, og beregnet WHO-TEQ var høyere enn for dioksiner/furaner. De øvrige prøvene av såpe og bleikejord hadde betydelig lavere verdier av disse PCB-forbindelsene (Tabell 6-1).

Konsentrasjonene av PCB7 i såpe analysert 25.03.11 var høy (Tabell 6-1), og mer enn 30 ganger høyere enn i prøven av såpe fra 01.02.12 og 10 ganger høyere enn de høyeste verdiene bestemt i norsk avløps slam i perioden 1996-2001 (Tabell 5-1). Nivået av PCB7 i såpeprøven fra 01.02.12 var omtrent som median-innholdet i norsk avløps slam og kompost i 1996-97 (Tabell 6-1) og sammenlignbart med innholdet av PCB7 i sveitsisk kompost (Tabell 5-2). Konsentrasjonen av PCB7 i bleikejord var betydelig lavere enn i såpe, og sammenlignbar med de laveste konsentrasjonene funnet norsk avløps slam og kompost fra perioden 1996-2001 (Tabell 5-1).

Konsentrasjonene av PCB7 i såpe og bleikejord var på samme nivå som innholdet i marine oljer til humant konsum (Kvaem et al. 2006), bortsett fra såpeprøven fra 25.03.11. I denne prøven var det ca. 6 ganger høyere konsentrasjoner av PCB7 enn i selolje, som hadde de høyeste verdiene av PCB7 vist i Kvaem et al. (2006), 150000 ng/kg.

6.1.3 PBDE

Polybromerte difenyletere (PBDE) ble bestemt i prøvene av såpe og bleikejord fra 01.02.2012 (Tabell 6-1). Konsentrasjonene av sum PBDE var ca. 10 ganger høyere i såpe enn i bleikejord, noe som stemmer godt med nivåene av PCB og pesticider i disse prøvene. Konsentrasjonene av PBDE i norsk avløps slam varierte i området 51700-1772000 ng/kg TS (median 335000 ng/kg TS) i en undersøkelse fra 2011 (Thomas et al. 2011). Den laveste verdien (sum alle kongenerne forbindelser) bestemt i avløps slam var med andre ord ca. 10000 ganger høyere enn i såpe og bleikejord (Tabell 6-1). Den store forskjellen mellom

innholdet i såpe og bleikejord og avløps slam for sum PBDE viser at disse stoffene er i aktiv bruk i mye større grad enn dioksiner/furaner og PCB.

Innholdet av PBDE i såpe (Tabell 6-1) var på samme nivå som gjennomsnittlig innhold av PBDE-sum5 (PBDE -47, 99, 100, 153 og 154) funnet i marine oljer for humant konsum (Kvalem et al. 2006), mens innholdet i bleikejord var sammenlignbart med minimumsverdiene for innholdet i marine oljer.

6.1.4 Pesticider

Det ble funnet til dels høye konsentrasjoner av sum klorerte pesticider i prøven av såpe fra 01.02.2012 (Tabell 6-1). Konsentrasjonen var mer enn 10 ganger høyere enn i bleikejorda. 23 av 29 ulike klorerte pesticider ble kvantifisert i såpeprøven fra 01.02.2012. Summen av klorerte pesticider var høyere enn summen av de andre organiske miljøgiftene som ble analysert. Forbindelser som lindan, DDE (nedbrytningsprodukt av DDT), dieldrin og toxafen og cis-heptaklorepoxyd ble funnet i høyest konsentrasjoner. Alle disse stoffene er blant de persistente organiske miljøgiftene som ifølge Stockholm-konvensjonen skal elimineres eller hvor bruken skal begrenses.

Tabell 6-1: Konsentrasjoner av organiske miljøgifter i prøver av såpe og bleikejord fra GC Rieber Oils AS, Kristiansund, summert for viktige grupper av POP.

	Såpe		Bleikejord		Såpe		Bleikejord	
	25.03.11	01.02.12	25.03.11	01.02.12	25.03.11	01.02.12	25.03.11	01.02.12
	ng/kg TS				WHO-TEQ ng/kg TS			
Total 2,3,7,8-PCDD (dioksiner)	3,86	0,333	4,38	12,1	0,212	0,019	0,187	1,416
Total 2,3,7,8-PCDF (furaner)	15,3	0,442	1,95	6,47	2,28	0,044	0,0948	0,597
Total 2,3,7,8-PCDD/PCDF (dioksin+furan)	19,1	0,775	6,33	18,5	2,49	0,063	0,281	2,012
no,mo PCB-er (dioksinlignende PCB)	111612	4158	535	805	3,28	0,125	0,0164	0,0246
PCB7	815000	22100	3253	1860				
PBDE-er		4306		585				
Sum klorerte pesticider		87377		5534				

De organiske miljøgiftene har et høyere innhold i såpe enn i bleikejord (Tabell 6-1), bortsett fra for dioksiner/furaner hvor konsentrasjonsnivåene tilsynelatende er omtrent på samme nivå (Tabell 6-1). Årsaken til lavere verdier i bleikejord er at miljøgiftene er godt bundet i bleikejorda og er dermed mindre ekstraherbare enn i såpa.

Både for såpe og bleikejord varierer konsentrasjonene av de organiske miljøgiftene som er kvantifisert med en faktor mellom 10 og 40. Den betydelige variasjonen og de til dels høye

verdiene tilsier at innholdet av miljøgifter bør undersøkes nærmere før et ”typisk” innhold kan bestemmes.

6.2 Variasjoner i sammensetning av såpe og bleikejord

Det er som vist analysert kun to prøver av hhv. såpe og bleikejord, noe som er for lite til å vurdere variasjonen i sammensetning av disse restproduktene. Analyser av fiskeolje er imidlertid foretatt i større grad og disse kan brukes for å vurdere representativiteten til prøvene av såpe og bleikejord som er analysert.

Analyser av et utvalg av fiskeoljer fra GC Rieber AS viste at de høyeste verdiene av dioksiner/furaner, PCB og klorerte pesticider ble funnet i prøver fra 2004 og 2005, mens nyere prøver hadde betydelig lavere verdier (Tabell 6-2). Dette kan tyde på at internasjonale avtaler og tiltak som er gjort for å regulere bruken av POP, har hatt effekt. Variasjonen i innholdet av organiske miljøgifter i fiskeolje i årene 2010-11 var betydelig mindre enn i 2004-05.

Analysene av såpe og bleikejord ble foretatt i 2011-12, dvs. i en periode hvor sammensetningen av fiskeolje tilsynelatende var ganske stabil (2008-2011, Tabell 6-2), med unntak av sum klorerte pesticider som varierte med en faktor på 10. Årsaken til at sammensetningen av såpe og bleikejord varierte betydelig mer i denne perioden enn sammensetningen av fiskeolje er ikke kjent. Den mest nærliggende konklusjonen på dette er at de to analysene som ble gjennomført av såpe og bleikejord ikke er tilstrekkelige til å gi et representativt bilde av dagens sammensetning av disse restproduktene.

Tabell 6-2: Konsentrasjoner av dioksiner/furaner, dioksinlignende PCBs (12 WHO-PCB), PCB7 og klorerte pesticider i fiskeolje analysert ved GC Rieber Oils i perioden 2004-2011. Årstallet for hver prøve er vist som de to siste tallene i prøvens identifikasjonsnummer, for eksempel 10742/04 er fra 2004.

Parameter		10742/04	10765/05	10766/05	10765/05	11366/08	11764/10	11766/10	11885/10	12088/11	12114/11
Total 2,3,7,8-PCDD (dioksiner)	ng TEQ/kg	1,07			0,598	0,152	0,287	0,288	0,161	0,192	0,162
Total 2,3,7,8-PCDF (furaner)		0,576			0,307	0,097	0,152	0,160	0,136	0,228	0,088
Total 2,3,7,8-PCDD/PCDF (dioksiner+furaner)		1,65			0,905	0,248	0,440	0,448	0,297	0,420	0,250
no, mo PCB (dioksinlignende PCB)		10,1			8,33	0,221	0,307	0,257	0,607	0,467	0,095
PCB7	ng/kg	332000	184320			4486	4994	4624	10390	14351	1680
Sum klorerte pesticider	ng/kg	933920	1115990	1142050	16460	23250	20770	202570	37210	33860	

6.3 Metaller i såpe og bleikejord

Innholdet av næringsstoffer og metaller i såpe og biorest som presenteres her (Tabell 6-3) er fra prøver innsendt fra GC Rieber Oils AS i perioden 2009-2012. Prøvene ble analysert ved Eurofins.

Men unntak av arsen er konsentrasjonene av metaller i såpe og bleikejord lave (Tabell 6-3), og vil ikke medføre konsentrasjoner i biorest som vil begrense bruken av denne på dyrket jord.

Tabell 6-3: Uorganiske parametere bestemt i prøver av såpe og bleikejord fra GC Rieber Oils AS, Kristiansund.

		Såpe		Bleikejord			
		14.09.09	03.03.11	07.10.09	30.01.09	03.03.11	24.01.12
Metaller							
pH		9,8		3,3	3,4		
TS	%	28,7		96	86,6		
TOC	mg/kg TS	430000		340000	341000		
Fett hydr		21,1		13,2			
Natrium	g/kg TS	41		0,8	0,17		
Fosfor	g/kg TS	0,84		0,24	0,15		
Kalium	g/kg TS	0,1		1,1	0,63		
Magnesium	mg/kg TS	86		4600	1600		
Kalsium	g/kg TS	0,42		3,9	1		
Arsen	mg/kg TS	58	<0,1	20		28	24
Bly	mg/kg TS	<0,91	<0,05	6,4	<7,5	5,3	5,4
Kadmium	mg/kg TS	<0,17	<0,01	<0,042	<0,1	0,01	<0,1
Kobber	mg/kg TS	0,66	<0,1	5,4	3	3,7	6,2
Krom	mg/kg TS	<0,17		4,5	2,8		
Kvikksølv	mg/kg TS	0,01	<0,005	0,0094	0,0023	0,012	<0,01
Nikkel	mg/kg TS	<0,52		7,6	2,5		
Sink	mg/kg TS	5,9		15	8,6		
Jern	mg/kg TS						2700

Konsentrasjonene av arsen (As) i marine organismer og næringsmidler er relativt høye, og gjør at innholdet av arsen i såpe og bleikejord kan utgjøre et potensielt problem ved bruk. Denne problemstillingen er tidligere behandlet i et notat fra Bioforsk Jord og miljø til GC Rieber Oils fra 4. desember 2009 (Vedlegg 3).

I notatet gis en vurdering av hvordan bruk av opptil 10 % bleikejord med 20 mg As/kg tørrstoff i en biogassprosess vil influere på arsenkonsentrasjonene i jord dersom bioresten

benyttes på dyrket mark. Beregningene viser at arsenkonsentrasjonene i jord vil øke med 80 % i løpet av 100 år dersom det tilføres 2 tonn bioest (tørrstoff) per 10 år i henhold til dagens regelverk (Gjødselvereforskriften 2003). Konsentrasjonen i en gjennomsnittlig norsk jord er 2,3 mg As per kg (Esser 1996). Men en anrikning på 80 % vil vi komme opp i et nivå på 4,3 mg As/kg jord. 8 mg As/kg regnes som en øvre grense for trygg matproduksjon.

7. Konsentrasjon av organiske miljøgifter i biorest basert på såpe og bleikejord

7.1 Innledning

Kunnskap om hvilke konsentrasjoner av organiske miljøgifter som kan forventes i biorest dersom såpe og bleikejord anvendes som energikilde, er en forutsetning for å vurdere risiko ved bruk.

Her vises blandingsforhold og betingelser som er gjort i disse beregningene.

7.2 Blandingsforhold og prosesser

For beregning av miljøgiftkonsentrasjoner i biorest er det forutsatt at bioresten består av husdyrgjødsel tilsatt såpe eller bleikejord (se Vedlegg 2).

Vi forutsetter at husdyrgjødsel består av 8.4 % tørrstoff, at 6.9 % av tørrstoffet er organisk karbon som kan omdannes til gass i en biogassprosess (dvs. flyktige organiske forbindelser, VS) og videre at 80 % av dette faktisk omdannes i prosessen. Det forutsettes at husdyrgjødsel ikke inneholder organiske miljøgifter.

I biogassprosessen blandes det inn 5 % såpe (Ward 2012). Såpe fra GC Rieber Oils består av 99 % tørrstoff, hvorav 99 % er flyktig materiale (VS). Det antas at 80 % av VS omdannes til gass i biogassprosessen.

I biogassprosessen med bleikejord tilsettes det 10 % av denne (Ward 2012). Bleikejord består av 84 % tørrstoff, 36 % av tørrstoffet er flyktige forbindelser og det antas at 80 % av VS omdannes til gass i prosessen. Det forutsettes at husdyrgjødsel ikke inneholder organiske miljøgifter.

Ved dette blandingsforholdet og med de forutsetninger som er gitt over, vil såpa utgjøre 12 % av TS i råtnetanken etter biogassprosessen, mens bleikejorda vil utgjøre 46 % av tørrstoffet etter biogassprosessen.

Basert på disse antagelser vil konsentrasjonene av organiske miljøgifter i biorest hvor såpe benyttes, bli en faktor 8,3 lavere enn i såpa, mens tilsvarende tall for bleikejord er 2,2. Basert på dette har vi beregnet konsentrasjonene av organiske miljøgifter i biorest (kap. 7.3).

7.3 Konsentrasjoner i biorest

Tabell 7-1 viser hvilke konsentrasjoner av miljøgifter som vil finnes i biorest gitt betingelsene beskrevet i kap. 7.2. Grunnlaget for beregningene er konsentrasjonene av organiske miljøgifter i såpe og bleikejord gitt i tabell 6-1.

Den høyeste beregnede konsentrasjonen av dioksiner og furaner i biorest innblandet såpe eller bleikejord (0,92 ng TEQ/kg) er noe lavere enn minimumsverdiene bestemt i avløpslam fra 1996-2001 (Tabell 5-1).

De høyeste beregnede konsentrasjonene av PCB7 finnes i biorest basert på såpe og husdyrgjødsel. Konsentrasjonene er på samme nivå som de høyeste konsentrasjonene funnet i avløpslam fra perioden 1996-2001 (Tabell 5-1). PCB7 i biorest basert på bleikejord og husdyrgjødsel er lavere enn minimumsverdien for husholdningskompost fra 1996 (Tabell 5-1).

Konsentrasjonene av sum PBDE i biorest basert på såpe og bleikejord er ca. 1000 ganger lavere enn det som ble funnet i norsk avløpsslam i 2010 (Thomas et al. 2011).

De beregnede verdiene er videre brukt for å vurdere akkumulering og mulige effekter ved bruk på dyrket jord i kap. 8.

Tabell 7-1: Konsentrasjoner av organiske miljøgifter i biorest basert på husdyrgjødsel med såpe og bleikejord som tilleggssubstrat. Blandingsforhold såpe: husdyrgjødsel 5:95 og bleikejord:husdyrgjødsel10:90.

Tilleggssubstrat	Såpe		Bleikejord		Såpe		Bleikejord	
	25.03.2011	01.02.2012	25.03.2011	01.02.2012	25.03.2011	01.02.2012	25.03.2011	01.02.2012
	ng/kg				ng TEQ/kg			
Total 2,3,7,8-PCDD (dioksiner)	0,465	0,040	1,99	5,48	0,026	0,002	0,085	0,644
Total 2,3,7,8-PCDF (furaner)	1,84	0,053	0,89	2,94	0,275	0,005	0,043	0,271
Total 2,3,7,8-PCDD/PCDF (dioksiner+furaner)	2,30	0,093	2,88	8,40	0,300	0,008	0,128	0,915
no,mo PCBs (dioksinlignende PCB)	13447	501	243	366	0,395	0,015	0,007	0,011
PCB7	98193	2663	1478	846				
Sum PBDEs		519		266				
Sum klorerte pesticider		10527		2516				

8. Bruk av biorest med restprodukter på dyrket mark

8.1 Innledning

Det er flere aspekter som kan vurderes vedrørende bruk av biorest hvor biprodukter fra fiskeoljeindustrien er innblandet.

Total mengde organiske miljøgifter i restproduktene fra fiskeoljeindustrien, og dermed i bioresten, bør vurderes i forhold til total mengde i andre typer organisk gjødsel som i dag tilføres dyrka jord (for eksempel avløps slam og kompost). En bør også vurdere forholdet mellom nyttig innhold i restproduktene fra fiskeoljeproduksjon i forhold til konsentrasjoner av organiske miljøgifter og tungmetaller (arsen). Videre bør det vurderes hvorvidt de aktuelle miljøgiftene i bioresten kan utgjøre en direkte fare for jordlevende organismer og planter. Et annet viktig aspekt er hvorvidt de mengdene som tilføres av organiske miljøgifter ved bruk av denne type biorest på jord gir uheldige konsekvenser på lengre sikt, gjennom bioakkumulering.

8.2 Total årlig mengde organiske miljøgifter i restprodukter fra fiskeoljeindustrien

Det produseres årlig 20 000 tonn såpe og 30 000 tonn bleikejord ved norske Omega 3 (fiskeolje) fabrikker (Ward og Løes 2011). Tilsvarende ble det i 2004 tilført 42 000 tonn (tørrstoff) med avløps slam til norsk jordbruksareal (SSB, 2012a). 359 000 tonn organisk avfall ble behandlet i komposteringsanlegg i 2010 (SSB 2012b), men en undersøkelse fra 2000 (Lystad og Vethe 2002) viste at kun 17 % av slik kompost ble brukt til jordbruksareal.

Forutsatt at all såpe og bleikejord fra fiskeoljeindustrien ble brukt til biogassproduksjon slik at POP i disse blir tilført dyrket jord i form av biorest, kan vi estimere mengdene som tilføres dyrket jord på landsbasis ved å multiplisere konsentrasjonene som er funnet i disse avfallsfraksjonene (Tabell 6-1) med mengder produsert på årsbasis (Tabell 8-1).

Disse relativt grove beregningene viser at dersom all såpe fra norsk fiskeoljeindustri tilføres dyrket jord (som del av en biorest), kan mengden PCB7 som tilføres være 10 ganger høyere enn mengden som tilføres årlig via kompost eller avløps slam, forutsatt at mengdene som tilføres av dette er henholdsvis 60 000 og 100 000 tonn (tørrstoff) (Tabell 8-1). Flere analyser av såpe og bleikejord er imidlertid nødvendig for å bestemme mer nøyaktig den mengden restprodukter fra fiskeoljeindustrien kan bidra med årlig til norsk jord.

Konsentrasjonene av sum klorerte pesticider var også relativt høye, men manglende data for innholdet av disse forbindelsene i avløps slam og kompost gjør at det er vanskelig å vurdere den relative betydningen av disse funnene.

Tabell 8-1: Konsentrasjoner av organiske miljøgifter i såpe, bleikejord (Tabell 6-1), kompost og avløpslam (Tabell 5-1), årlig mengde produsert og beregnet antall gram som kan bli tilført til jord på årsbasis via disse produktene hvis de brukes i biogassanlegg.

	Enhet	Såpe		Bleikejord		Kompost	Avløpslam
		Høy	Lav	Høy	Lav		
Dioksiner+ furaner	ng TEQ/kg	2,49	0,06	2,01	0,28	4,41	4,79
no, mo PCB (dioksinlignende PCB)	ng TEQ/kg	3,28	0,125	0,025	0,016		
PCB7	ng/kg	815000	22100	3253	1860	14000	14000
Sum klorerte pesticider	ng/kg	87377		5534			
PBDE	ng/kg	4306		585			335000
Produsert per år	Tonn	20000	20000	30000	30000	100000	60000
Dioksiner+ furaner	Gram TEQ per år	0,049	0,0012	0,060	0,008	0,44	0,29
no, mo PCB (dioksinlignende PCB)	Gram TEQ per år	0,065	0,0025	0,00075	0,00048		
PCB7	Gram per år	16300	442	97	55	1400	840
Sum klorerte Pesticider	Gram per år	1747		166			
PBDE	Gram per år	86		17			20100

8.3 Konsentrasjoner av organiske miljøgifter i jord

Av de POP som er undersøkt i restprodukt fra fiskeoljeindustrien i denne rapporten er det konsentrasjonene av PCB7 i såpe som peker seg ut som de høyeste, sammenliknet med avløpslam og kompost. Beregninger av jordkonsentrasjoner for PCB7 ved bruk av biorest tilsatt såpe, vil derfor gi en indikasjon på hvilke endringer som maksimalt kan forventes i jord ved bruk av slike restprodukter over tid.

Tilførsel av biorest til jord gjøres i henhold til retningslinjer gitt i Gjødselforeforskriften (2003). Ifølge tidligere vurderinger (se Vedlegg 3) er det mest aktuelt å benytte 2 tonn biorest (tørrestoff) per 10 år per daa (øvre grense for gjødselfarer klasse II). Med 5 % TS i bioresten tilsvarer dette en tilførsel på 4 tonn biorest per daa og år.

Ved beregning av konsentrasjoner i jord over tid har vi brukt de samme betingelsene som tidligere er brukt ved risikovurdering av forurensninger i avløpslam (Tabell 8-2, Eriksen et al. 2009).

Resultatet av beregningene viser at bruk av såpe med den høyeste konsentrasjonen av PCB7 gir en betydelig økning i jordkonsentrasjonen over tid, mens den laveste konsentrasjonen kun gir en svak økning (Figur 8-1). Ved høyeste konsentrasjon vil konsentrasjonen av PCB7 i jord bli ca. 14 µg/kg jord i løpet av 100 år. I beregningene er ikke planteopptak og fordampning fra jord inkludert, slik at akkumuleringen i praksis vil være noe lavere enn det som er vist her.

8.4 Risiko ved bruk av biorest på jord

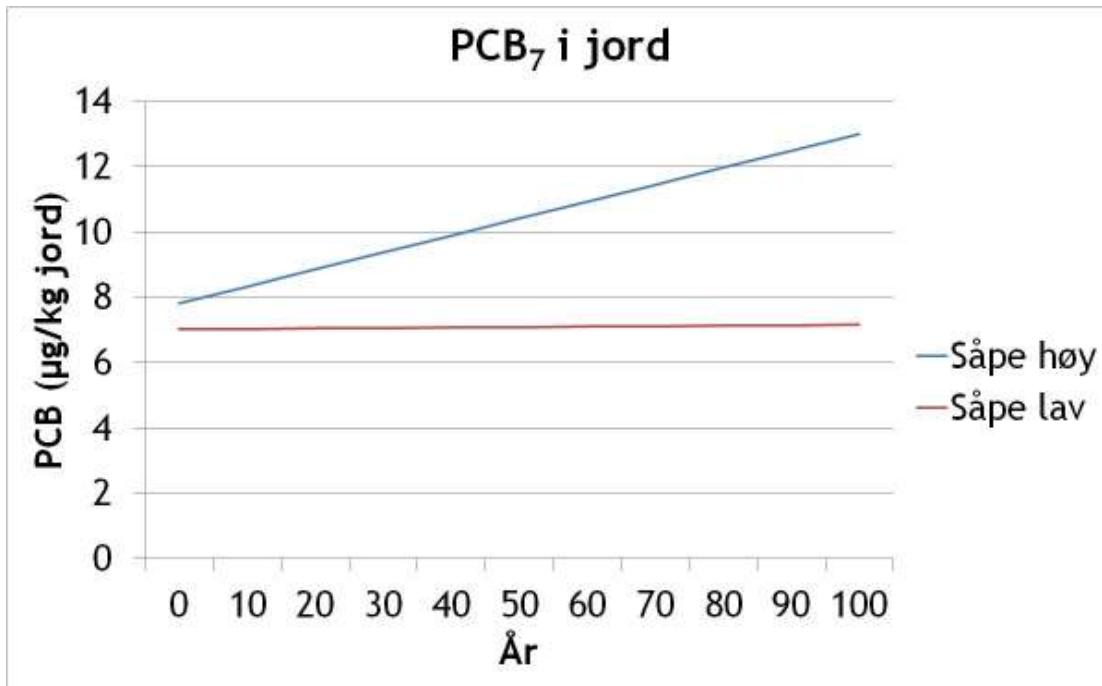
Innen rammene av dette prosjektet har det ikke vært anledning til å gjennomføre en fullstendig risikovurdering av de organiske miljøgiftene som tilføres jord via biorest hvor såpe og bleikejord inngår.

Risikovurderingen som ble gjennomført for avløpsslam (Eriksen et al. 2009) viste bl.a. at konsentrasjonene av PCB7 i avløpsslam lokalt over tid (100 år), potensielt kunne føre til en overeksponering for mennesker som spiser mye mat (mer enn 50 % av inntaket) dyrket på jord tilført avløpsslam. På grunn av at tallene som ble brukt i risikovurderingen førte til en overeksponering, ble eksponeringen også lokalt vurdert å være ”uten risiko på lang sikt”. Konsentrasjonene av PCB7 i biorest basert på såpe med høy konsentrasjon (Tabell 8-1) var imidlertid 10 ganger høyere enn konsentrasjonene av PCB7 brukt i risikovurderingen av avløpsslam. Det er derfor grunn til å vurdere nærmere hvordan lang tids bruk av biorest som inkluderer restprodukter fra fiskeoljeindustrien vil slå ut for opptak av POP i planter og jordlevende organismer. Basert på generell kunnskap om effekter av PCB og andre POP i jord, er det lite sannsynlig at akutte effekter i jord kan oppstå.

Ved bruk av biorest basert på såpe med høy konsentrasjon av PCB, må det imidlertid gjøres vurderinger av lokal human eksponering av PCB via mat.

Tabell 8-2: Betingelser og konstanter ved beregning av konsentrasjonen av PCB7 i jord etter tilsetning av biorest basert på innblanding av 5 % såpe.

		PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180
Kons. Biorest (såpe-høy) (mg/kg TS)		0,0022	0,0063	0,0140	0,0081	0,0213	0,0372	0,0091
Kons. Biorest (såpe-lav) (mg/kg TS)		0,0001	0,0002	0,0005	0,0003	0,0005	0,0008	0,0002
Plogsjikt (meter)	0,2							
Tetthet jord (kgm-3)	1200							
Tilf. biorest (kg TS m-2 år-1)	0,2							
Infiltrasjon nedbør i jord (% av årlig nedbør)	25							
Nedbør (millimeter år-1)	700							
Fordelingskoeffisient jord/vann (Kd) (l/kg)		632	1590	7960	12620	15900	20000	79600
Halveringstid i jord (dager)		1000	3600	3600	3600	6900	6900	13000
% TOC i jord	2							
log Kow		5,6	5,8	6,2	6,5	7	7	7,2
Koc (Kd/foc)		3*10-4	8*10-4	4*10-5	6*10-5	8*10-5	1*E-6	4*E-6
Henry (Pa m3 mol-1)		30	17	17	12	11	10	3,2
R (Pa m3 mol-1 k-1)	8,314							
TEMP (K)	285							
Kair-water (*1000)		12,66	7,17	7,17	5,06	4,64	4,22	1,35



Figur 8-1: Endring av PCB7-konsentrasjoner i jord etter tilsetning av 2 tonn biorest per 10 år i 100 år. Innholdet av PCB7 i biorest er gitt i Tabell 8-1, beregnet på bakgrunn av konsentrasjonene i såpe (Høy, Lav, Tabell 6-1). Forholdet såpe:husdyrgjødsel i biogassprosessen var 5:95.

8.5 Nytte - risikovurdering ved bruk av restprodukter fra fiskeoljeforedling i biogassanlegg

Både såpe og bleikejord inneholder relativt lite næringsstoffer (N, P, K) og den agronomiske verdien av bioresten hvor disse inngår vil være avhengig av "hovestubstratet" i biogassprosessen. Ved bruk av 10 % bleikejord i biogassprosessen vil bleikejorda utgjøre 46 % av tørrstoffet i bioresten (kap. 7.3). Mineralpartiklene vil ikke øke den agronomiske bruksverdien av bioresten i nevneverdig grad, og representerer en uttynning av gjødsel sammenliknet med biorest av kun husdyrgjødsel. Bonden må faktisk bruke om lag dobbelt så stor mengde biorest med bleikejord pr. dekar som en biorest av husdyrgjødsel uten bleikejord for å oppnå lik gjødselvirksomhet.

I et biogassanlegg er det biogasspotensialet som gjør det interessant å nytte restprodukter fra fiskeoljeforedling. Både bleikejord og såpe inneholder mye oljebasert karbon av marint opphav, som antas å kunne gi et stort utbytte av biogass.

Siden det er påvist at både såpa og bleikejorda inneholder flere typer organiske miljøgifter, som en gjennom internasjonale og nasjonale miljømål ønsker å begrense spredningen av, er det et spørsmål om det er fornuftig å behandle slikt materiale i biogassanlegg der bioresten skal benyttes til matproduksjon. Materialet som ligger til grunn for denne undersøkelsen er for tynt til å trekke bastante konklusjoner. I forhold til vurderingen av kompost og avløpslam som begge har et betydelig innhold av næringsstoffer og klar jordforbedrende effekt, er det for restproduktene fra fiskeoljeforedlingen bare energien i produktene som har nyttevirksomhet, mens det som er igjen etter energiuttaket har liten verdi å spre på jordbruksareal.

9. Referanser

- Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Kupper, T., Furrer, R., Stadelmann, F.X. og Tarradellas, J. 2005. Persistent organic pollutants in source-separated compost and its feedstock materials - a review of field studies. *J Environ Qual.* 34:735-60.
- Eriksen, G.S., Amundsen, C.E., Bernhoft, A., Eggen, T., Grave, K., Halling-Sørensen, B., Källqvist, T., Sogn, T. og Sverdrup, L. 2009. Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils. Norwegian Scientific Committee for Food Safety (Vitenskapskomiteen for mattrygghet). Tilgjengelig på <http://www.vkm.no/dav/2ae7f1b4e3.pdf> , sett 15. mai 2012.
- EC (European Commission) 2003. Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council of spreading of sludge on land. Brussels, 30. April 2003.
- Esser, K.B. 1996. Reference concentrations for heavy metals in mineral soils, oat and Orchard grass (*Dactylis Glomerata*) from three agricultural regions in Norway. *Water, Air, and Soil Pollution* 89: 375-397.
- Gjødselvereforskriften 2003. Forskrift om gjødselvarer m.v. av organisk opphav. Fastsatt av Landbruksdepartementet, Miljøverndepartementet og Helsedepartementet 4.juli 2003. Tilgjengelig på <http://www.lovdatab.no/for/sf/ld/ld-20030704-0951.html> , sett 15. mai 2012.
- Kvalem, H.E., Knutsen, H.K., Lorentzen, M.K. og Sletta, A. 2006. Miljøgifter i matvarer på det norske markedet 2003-2005. Analyser av dioksiner, PCB og bromerte flammehemmere (PBDE og HBCD). Nasjonalt folkehelseinstitutt, Oslo og Mattilsynet. Tilgjengelig på http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00050/Milj_gifter_i_matvar_50189a.pdf , sett 15. mai 2012.
- Linjordet, R. 2011. Om grenseverdier for POP i avfall. Betydning av langtransport og biomagnifisering for akkumulering i næringskjeden. Bioforsk-rapport 65/2011. Bioforsk Jord og miljø, Fredrik A Dahlsvei 20, 1432 Ås.
- Li, Y-F., Harner, T., Liu, L., Zhang, Z., Ren, N-Q., Jia, H., Ma, J. and Sverko, E. 2009. Polychlorinated Biphenyls in Global Air and Surface Soil: Distributions, Air-Soil Exchange, and Fractionation Effect. *Environ. Sci. Technol.*, 44 (8), 2784-2790.
- Lystad, H. & Vethe, Ø. 2002. Fakta om biologisk avfallsbehandling - kompostering. Jordforsk rapport nr 43/02.
- Miljøstatus 2012. Miljøstatus i Norge. Prioritetslisten. Kriterisett for pririterte stoffer. Tilgjengelig på <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Kjemikalielister/Prioritetslisten/> , sett 15. mai 2012.
- Nedland, K.T. 2002. Organiske miljøgifter i avløpslam. Resultater fra en ny undersøkelse 2001-02. Rapport O-01031. Aquateam, Pb 6875, 0504 Oslo.
- Paulsrud, B. Wien, A., og Nedland, K. T., 1997a. Organiske miljøgifter i norsk avløpslam. SFT-rapport 97:25. Statens forurensningstilsyn, Pb 8100 Dep, 0032 Oslo.
- Paulsrud, B., Wien, A., og Nedland, K. T., 1997b. Miljøgifter i norsk kompost og husdyrgjødsel. SFT-rapport 97:26. Statens forurensningstilsyn, Pb 8100 Dep, 0032 Oslo.
- Schuster, J.K., Rosalinda Gioia, R., Moecke, C., Agarwal, T., Bucheli, T.D., Breivik, K., Steinnes, E., and Jones, K.C. 2011. Has the Burden and Distribution of PCBs and PBDEs

Changed in European Background Soils between 1998 and 2008? Implications for Sources and Processes. *Environ. Sci. Technol.*, 2011, 45 (17): 7291-7297.

Statistisk sentralbyrå (SSB) 2012 a.

http://www.ssb.no/emner/10/04/jordbruk_miljo/tabeller5.3/slam_2004.html

Statistisk sentralbyrå (SSB) 2012 b.

<http://www.ssb.no/avfhand/tab-2011-12-13-03.html>

Stockholm Convention 2009. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) as amended in 2009. Text and Annexes. Tilgjengelig på

<http://chm.pops.int/Convention/ConventionText/tabid/2232/Default.aspx>, sett 15. mai 2012.

Stortingsmelding nr 58, 1996-97. Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Tilgjengelig på http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/19961997/st-meld-nr-58_1996-97.html?id=191317 , sett 15.5.2012.

Thomas, K.V., Langford, K.H., Muthanna, T., Schlabach, M., Enge, E.K., Borgen, A., Ghebremeskel, M., Gundersen, H., Leknes, H., Uggerud, H., Haglund, P. Liao, Z. og Liltved, H. 2011. Occurrence of selected organic micropollutants and silver at wastewater treatment plants in Norway. TA 2784/2011. Klif, Pb 8100 Dep, 0032 Oslo. ISBN 978-82-577-5892-9. <http://www.klif.no/no/Tema/Miljoovervakning/Statlig-miljoovervakning/Kartlegging-av-nye-miljogifter/Rapporter/Occurrence-of-selected-organic-micropollutants-and-silver-at-wastewater-treatment-plants-in-Norway/>

Van den Berg et al. 2006. The 2005 World Health Organisation Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds.

Toxicological Sciences 93 (2); 223-241. Tilgjengelig på

<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2290740/> ,sett 15. mai 2012.

Ward, A.J. 2012. Biogas potential of soapstock and bleaching earth. DCA- Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University, Denmark. DCA Report no 004, 2012.

Ward, A.J. & Løes, A.K. 2011. The potential of fish and fish oil waste for bioenergy generation: Norway and beyond. *Biofuels* 2: 375-387.

10. Vedlegg

Vedlegg 1-konsentrasjoner av POP i såpe og bleikejord

Tabell 10-1: Konsentrasjoner av dioksiner/furaner i såpe og bleikejord bestemt i prøver av restprodukter fra GC Rieber Oils AS i 2011-12.

Prøvedato	Såpe		Bleikejord		WHO-TEF	Såpe		Bleikejord	
	11985/1 1	12213/1 1	11986/1 1	12212/1 1		11985/1 1	12213/1 1	11986/1 1	12212/1 1
	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg		ng TEQ/kg(øvre grense)			
2,3,7,8-Tetra-CDD	<0,07	0,006	<0,07	0,18	1	0,07	0,006	0,07	0,18
1,2,3,7,8-Penta-CDD	0,1	0,01	<0,05	0,86	1	0,1	0,01	0,05	0,86
1,2,3,4,7,8-Hexa-CDD	<0,11	<0,008	<0,11	0,28	0,1	0,011	0,0008	0,011	0,028
1,2,3,6,7,8-Hexa-CDD	<0,11	<0,009	<0,11	0,49	0,1	0,011	0,0009	0,011	0,049
1,2,3,7,8,9-Hexa-CDD	<0,11	<0,010	<0,11	0,69	0,1	0,011	0,001	0,011	0,069
1,2,3,4,6,7,8-Hepta-CDD	<0,80	<0,06	<0,78	2,12	0,01	0,008	0,0006	0,0078	0,0212
OCDD	<2,56	0,23	<2,51	5,64	0,0003	0,00077	0,00007	0,00075	0,00169
2,3,7,8-Tetra-CDF	8,84	0,22	<0,10	1,8	0,1	0,884	0,022	0,01	0,18
1,2,3,7,8-Penta-CDF	0,53	0,02	<0,09	0,36	0,03	0,0159	0,0006	0,0027	0,0108
2,3,4,7,8-Penta-CDF	4,43	0,06	<0,09	0,76	0,3	1,329	0,018	0,027	0,228
1,2,3,4,7,8-Hexa-CDF	<0,09	0,009	<0,09	0,26	0,1	0,009	0,0009	0,009	0,026
1,2,3,6,7,8-Hexa-CDF	<0,09	<0,007	<0,09	0,18	0,1	0,009	0,0007	0,009	0,018
1,2,3,7,8,9-Hexa-CDF	<0,11	<0,009	<0,11	<0,20	0,1	0,011	0,0009	0,011	0,02
2,3,4,6,7,8-Hexa-CDF	0,15	0,007	<0,09	0,22	0,1	0,015	0,0007	0,009	0,022
1,2,3,4,6,7,8-Hepta-CDF	<0,16	0,02	<0,15	0,35	0,01	0,0016	0,0002	0,0015	0,0035
1,2,3,4,7,8,9-Hepta-CDF	<0,14	<0,01	<0,13	<0,23	0,01	0,0014	0,0001	0,0013	0,0023
OCDF	<0,74	0,08	<0,73	<1,17	0,0003	0,00022	0,00002	0,00022	0,00035
Total 2,3,7,8-PCDD						0,212	0,019	0,162	1,209
Total 2,3,7,8-PCDF						2,276	0,044	0,081	0,511
Total 2,3,7,8-PCDD/PCDF						2,488	0,063	0,242	1,720

Tabell 10-2: Konsentrasjoner av dioksiner/furaner i såpe og bleikejord

		Såpe		Bleikejord		WHO-TEF	Såpe		Bleikejord	
		11985/11	12213/11	11986/11	12212/11		11985/11	12213/11	11986/11	12212/11
		ng/kg TS				WHO(2012)-PCDD/F-TEQ (øvre grense)				
3,3',4,4'-Tetra-CB	77	1850	42,4	13	91,6	0,0001	0,185	0,00424	0,0013	0,00916
3,4,4',5-Tetra-CB	81	27,4	3,82	0,67	2,39	0,0003	0,00822	0,00115	0,000201	0,000717
3,3',4,4',5-Penta-CB	126	522	14,1	5,26	23,1	0,1	52,2	1,41	0,526	2,31
3,3',4,4',5,5'-Hexa-CB	169	40,7	1,66	3,35	5,87	0,03	1,221	0,0498	0,1005	0,1761
2,3,3',4,4'-Penta-CB	105	25700	881	92,1	169	0,00003	0,771	0,02643	0,002763	0,00507
2,3,4,4',5-Penta-CB	114	1220	57,2	4,6	4,76	0,00003	0,0366	0,00172	0,000138	0,000143
2,3',4,4',5-Penta-CB	118	66900	2780	295	418	0,00003	2,007	0,0834	0,00885	0,01254
2',3,4,4',5-Penta-CB	123	1060	38,9	3,36	9,3	0,00003	0,0318	0,00117	0,000101	0,000279
2,3,3',4,4',5-Hexa-CB	156	6390	200	28,2	42,4	0,00003	0,1917	0,006	0,000846	0,001272
2,3,3',4,4',5'-Hexa-CB	157	1620	52,4	4,93	12,4	0,00003	0,0486	0,00157	0,000148	0,000372
2,3',4,4',5,5'-Hexa-CB	167	5920	133	23,6	28,3	0,00003	0,1776	0,00399	0,000708	0,000849
2,3,3',4,4',5,5'-Hepta-CB	189	362	15,1	5,1	3,86	0,00003	0,01086	0,00045	0,000153	0,000116
		111612	4158	457	688		3,275	0,125	0,014	0,021

Tabell 10-3: Konsentrasjoner av PCB7 i såpe og bleikejord. Enhet: ng/kg TS

		Såpe		Bleikejord	
		11985/11	12213/11	11986/11	12212/11
PCBs	28	18400	820	123	252
	52	51900	1920	191	125
	101	116000	4510	256	179
	118	66900	2780	295	418
	138	177000	3850	612	220
	153	309000	6680	959	283
	180	75800	1500	343	<117
		815000	22060	2779	1477

Tabell 10-4: Konsentrasjoner av ulike kongenere polybromerte difenyletere i såpe og bleikejord. Enhet: µg/kg TS.

	Såpe	Bleikejord
	12213/11	12212/11
2,2',4-TriBDE (BDE-17)	0,04	0,005
2,4,4'-TriBDE (BDE-28)	0,133	0,01
Total TriBDE	0,177	0,01
2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47)	1,13	0,15
2,2',4,5'-TetraBDE (BDE-49)	0,209	0,03
2,3',4,4'-TetraBDE (BDE-66)	0,049	0,01
2,3',4,6'-TetraBDE (BDE-71)	0,017	0,01
3,3',4,4'-TetraBDE (BDE-77)	0,014	0,01
Total TetraBDE	1,39	0,18
2,2',3,4,4'-PentaBDE (BDE-85)	0,014	0,01
2,2',4,4',5'-PentaBDE (BDE-99)	0,368	0,04
2,2',4,4',6'-PentaBDE (BDE-100)	0,137	0,02
2,3,4,4',6'-PentaBDE (BDE-119)	0,014	0,01
3,3',4,4',5'-PentaBDE (BDE-126)	0,014	0,01
Total PentaBDE	0,505	0,06
2,2',3,4,4',5'-HeksBDE (BDE-138)	0,023	0,02
2,2',4,4',5,5'-HeksBDE (BDE-153)	0,041	0,02
2,2',4,4',5,6'-HeksBDE (BDE-154)	0,043	0,02
2,3,3',4,4',5'-HeksBDE (BDE-156)	0,03	0,02
Total HeksBDE	0,084	ND
2,2',3,4,4',5',6'-HeptaBDE (BDE-183)	0,029	0,02
2,2',3,4,4',6,6'-HeptaBDE (BDE-184)	0,029	0,02
2,3,3',4,4',5',6'-HeptaBDE (BDE-191)	0,029	0,02
Total HeptaBDE	ND	ND
2,2',3,4,4',5,5',6'-HeptaBDE (BDE-196)	0,072	0,05
2,2',3,3',4,4',6,6'-OktaBDE (BDE-197)	0,072	0,05
Total OctaBDE	ND	ND
2,2',3,3',4,4',5,5',6'-HeptaBDE (BDE-206)	0,145	0,14
2,2',3,3',4,4',5,6,6'-HeptaBDE (BDE-207)	0,145	0,13
Total NonaBDE	ND	ND
DecaBDE (BDE-209)	1,79	0,39

Tabell 10-5: Konsentrasjoner av klorerte pesticider i såpe og bleikejord. Enhet: µg/kg TS.

	Såpe	Bleikejord
	12213/11	12212/11
B-HCH	4,8	0,37
a-HCH	0,74	0,16
g-HCH	0,29	<0,17
d-HCH	<0,020	<0,091
o,p-DDT	0,63	<0,083
p,p'-DDT	0,73	<0,098
o,p-DDD	3,5	0,12
p,p'-DDD	7,7	0,59
o,p-DDE	1,4	<0,080
p,p'-DDE	37	1,2
Hexachlorobenzen	3,4	1,9
Heptachlor	<0,10	<0,040
cis Heptachlorepoxyd	1,5	<0,16
trans Heptachlorepoxyd	<0,10	<0,40
Aldrin	<0,10	<0,40
Toxaphene 26	3,1	<0,39
Toxaphene 50	3,6	<0,82
Toxaphene 62	0,33	<1,6
Octachlorostyrene	0,029	<0,080
Dieldrin	9	<0,28
Endrin	0,23	<0,50
Mirex	0,088	<0,090
Endosulphane sulfat	0,22	<1,0
a-Endosulfane	<0,23	<0,40
b-Endosulfane	<0,17	<1,0
g-klordan	0,95	<0,080
Oxyklordan	0,67	<0,099
Transnonaklor	7,3	<0,080
Pentaklorbenzen	0,17	0,39

Vedlegg 2- Innblanding av fiskeolje, bleikejord og såpe i biogassprosess

Blandingsforhold (w/w)	%		Blandingsforhold (w/w)	%	
Husdyrgjødsel	95	0,95	Husdyrgjødsel	90	0,9
Såpe	5	0,05	Bleikejord	10	0,1
Tørrstoff	%	%	Tørrstoff	%	%
Husdyrgjødsel	8	0,08	Husdyrgjødsel	8	0,08
Såpe	99	0,99	Bleikejord	84	0,84
Totalt organisk karbon	%	%	Totalt organisk karbon	%	%
Husdyrgjødsel	6,9	0,07	Husdyrgjødsel	6,9	0,07
Såpe	99	0,99	Bleikejord	36	0,36
Nedbrytningsgrad råtnetank	%	%	Nedbrytningsgrad råtnetank	%	%
Husdyrgjødsel	80	0,80	Husdyrgjødsel	80	0,80
Såpe	80	0,80	Bleikejord	80	0,80
Totalt TS		kg	Totalt TS		kg
Husdyrgjødsel		0,0798	Husdyrgjødsel		0,0756
Såpe		0,0495	Bleikejord		0,084
		0,1293			0,1596
TS uorg			TS uorg		
Husdyrgjødsel		0,074294	Husdyrgjødsel		0,07038
Såpe		0,000495	Bleikejord		0,05376
TS org			TS org		
Husdyrgjødsel		0,005506	Husdyrgjødsel		0,00522
Såpe		0,049005	Bleikejord		0,03024
Råtnerest (TS)		kg	Råtnerest (TS)		kg
Husdyrgjødsel		0,075395	Husdyrgjødsel		0,07143
Såpe		0,010296	Bleikejord		0,05981
		0,085691			0,13123
% av TS i biorest			% av TS i biorest		
Husdyrgjødsel		0,88	Husdyrgjødsel		0,54
Såpe		0,12	Bleikejord		0,46

Vedlegg 3 - Notat: Arsen i biorest iblandet såpe og bleikejord

Notat

Sak: Regelverk for arsen i jord og andre materialer

Til: GC Rieber Oils, v/Øivind Ramberg

Fra: Carl Einar Amundsen og Trond Knapp Haraldsen

Kopi til:

Dato: 04.12.2009, rev. 04.01.10

GC Rieber Oils har formulert følgende problemstilling, som vi tar utgangspunkt i for våre beskrivelser og vurderinger:

Først av alt så ønsker vi å få avklart hvilket regelverk som gjelder for bruk av bleikejord og såpe i biogass EU, primært i DK.

- *Hvordan behandles tungmetaller som arsen?*
- *Hvordan er regelverket utformet?*
- *Skilles det mellom organisk og uorganisk arsen?*
- *Grenseverdier?*

Lovverk i Danmark, EU etc. og grenseverdier i organisk avfall

Brukt bleikejord nyttes i biogassanlegg i Danmark (jfr. reiserapport Anne Kristin Løes 2009), men det er ikke funnet opplysninger om at det finnes egne retningslinjer for hvordan biorest fra biogassanlegg som anvender brukt bleikejord skal håndteres.

Det er imidlertid funnet informasjon om at brukt bleikejord forbrennes (i sementproduksjon) i Danmark (<http://www.mst.dk/NR/rdonlyres/1E6897F9-9EFE-4DB4-B2BC-4C93D39DA559/0/behandlereaffald.pdf>).

”Bekendtgørelse om anvendelse av affald til jordbruksformål (Slambekendtgørelsen)” (BEK nr 1650 av 13/12/2006) er i dag gjeldende lovverk for bruk av avfall til jordbruksformål. EUs Slamdirektiv (86/278/EØF) er innarbeidet i Slambekendtgørelsen. Bilag 1 i Slambekendtgørelsen er en liste over avfall med jordbruksmessig verdi som kan anvendes uten tillatelse iht Slambekendtgørelsen. På denne listen står bl.a. slam og flotasjonsfett fra renseanlegg ved fiskeindustrier. Hvorvidt bleikejord omfattes av dette unntaket er ikke kjent.

I kapittel 3 står det at avfall som skal anvendes til jordbruksformål må overholde grenseverdiene gitt i bilag 2 (grenseverdier for kadmium, bly, kvikksølv, nikkel, sink, kobber og krom) og ”...må ikke inneholde vesentlige mengder av andre miljøskadelige stoffer”. Denne formuleringen er tilsvarende den som finnes i norsk regelverk (§10-2 i Forskrift om gjødselvarer m.v. av organisk opphav). Det finnes ikke spesifikke krav for innholdet av arsen i avfall til jordbruksformål.

Slambekendtgørelsen som styrer bruken av avfall til jordbruksformål i Danmark, er betydelig strengere en EUs slamdirektiv (86/278/EØF), både når det gjelder hvilke konsentrasjoner som kan tillates i avfallet og hvilke konsentrasjoner som kan tillates i jord der hvor slikt avfall skal anvendes.

I Sverige er det utformet sertifiseringsregler for biogjødsel (SPCR 2009). Det er ikke satt krav om analyser av arsen i biogjødsel.

Det skilles ikke mellom organisk og uorganisk arsen i lovverk og ved utarbeidelse av ulike typer grenseverdier. Arsen behandles som totalt arsen.

I alle toksisitetstester er det brukt uorganisk arsen, i de fleste tilfeller arsen(V), men også arsen(III) (mest giftig).

Grenseverdier for arsen i avløpslam

Det finnes ikke grenseverdier for arsen i organisk avfall i dagens regelverk i EU, Danmark eller Sverige.

I tidligere Slambekendtgørelser fra Danmark er øvre grense for innhold av arsen i bioavfall brukt i private hager regulert. Denne reguleringen finnes ikke lenger i gjeldende Slambekendtgørelser. I Slambekendtgørelsen fra 1989 er det satt en grense på 25 mg As/kg avfall (se under).

Konsentrasjonsgrensene gitt for Nederland og New Zealand (tabell 1) er tatt fra en sammenstilling av lovgivningen vedrørende bruk av slam i jordbruket i en rekke land (Morsing 1994). Da gjennomgangen er relativt gammel må det tas et visst forbehold om disse tallene fortsatt er gyldige.

Tallene fra USA er gjeldende tall da "Regulations 503" ikke er revidert.

Tabell 10-6: Oversikt over tidligere og gjeldende grenseverdier for innhold i avløpslam og tillatte mengder tilført av arsen til jord (se tekst for forklaring).

	Konsentrasjon i bioavfall (mg/kg TS)	Mengde tilført (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	Maks akkumulert tilførsel (kg/ha)
Danmark	25#	0.25#	
Nederland	15	0.03	
New Zealand (pH jord≥5)	15	0.2	2.5
UK		0.7	Song et al 2006
Østerrike (Styria)		0.025	Song et al 2006
US EPA (503 Regulations)	41*	2	
Iowa	50		

*Månedlig gjennomsnitt; #private hager (Miljøministeriets bekendtgørelse nr 736 fra 26.oktober 1989 og endringer gjort deretter, 1991, 1992).

De fleste statene i USA som har etablert en grense for innholdet av arsen i "biosolids" bruker grensene gitt i US EPAs 503 "Regulations on land application of sewage sludge and domestic sewage".

Innhold av arsen i norsk avløpslam

Konsentrasjonene av arsen bestemmes vanligvis ikke i avløpslam i Norge (rutinemessig). I en screeningundersøkelse av metaller og organiske forurensninger i slam fra fire norske renseanlegg (Nedland og Paulsrud 2006) varierte innholdet fra 2.1 til 7.4 mg/kg TS (n=12). Innholdet av arsen i tre prøver av avløpslam fra 1997 varierte fra 2.8 til 4.7 mg/kg TS (Amundsen et al. 1997). I en større undersøkelse av sporelementer i svensk avløpslam utført i 2000-2001, ble gjennomsnittlig innhold av arsen funnet å være 4.7 mg/kg TS (1.6-33 mg/kg TS, n=47) (Eriksson 2001).

Tilførsel av 40 tonn avløps slam per ha hvert 10de år med konsentrasjon 4 mg/kg gir en årlig tilførsel per ha på 16 gram eller 0.016 kg.

Konsentrasjonene av arsen i norsk jord

I en undersøkelse av sporelementer i jord i Norge i 1993-1994 (Esser 1996), ble det gjennomsnittlige innholdet funnet å være 2.4 mg/kg TS (geometrisk gjennomsnitt, n=133). Konsentrasjonene varierte i området 0.8-17 mg/kg TS. Prøvene ble tatt fra 0-5cm og <40cm og både fra dyrket og udyrket jord på samme lokalitet.

Det gjennomsnittlige innholdet av arsen i flomsedimenter er 4.0 mg/kg (median 2.5 mg/kg) og de høyeste konsentrasjonene er 32 mg/kg (Ottesen et al. 2000).

Det gjennomsnittlige innholdet av arsen i matjord i Sverige er 3.8 mg/kg (min-maks 0.4-10.5 mg/kg).

Effekter av arsen på planter og jordlevende organismer

Det finnes en del undersøkelser på effekter av arsen på jordlevende organismer og noen data for toksisitet for jordlevende organismer og planter er vist i tabell 2 og 3.

Den laveste NOEC-verdien for invertebrater i jord etter tilsetning av As(V) er 10 mg/kg (for spretthalen *Folsomia candida*). For planter er den laveste NOEC-verdien for en langtidstest 25 mg/kg (endepunkt vekst).

Tabell 10-7: Toksisitet for jordlevende organismer av arsen (APVMA 2005)

Organism	Test Type	Time	Parameter and 95% confidence limits (mg/kg soil)	Formulation	Reference*
Minute grey commoner (<i>Proisotoma minuta</i>)	Synthetic soil	28 d	EC50 = 4.4 (2.2, 8.4) for reproduction	As ^{III}	Vaughan and Greenslade (1998)
Sandy jumper (<i>Sinella communis</i>)	Synthetic soil	28 d	NOEC = 0.38, EC50 = 9.9 (7.0, 14) for reproduction	As ^{III}	Vaughan and Greenslade (1998)
White springtail (<i>Folsomia candida</i>)	Synthetic soil	28 d	EC50 = 3.0 (2.2, 4.0) for reproduction	As ^{III}	Vaughan and Greenslade (1998)
Pasture worm (<i>Aporrectodea caliginosa</i>)	Static	28 d	NOEC = 40, LOEC = 60 for growth of juveniles	As ^V	O'Halloran and Booth (2000)
Pasture worm (<i>Aporrectodea caliginosa</i>)	Static	28 d	NOEC = 50, LOEC = 100, EC50 = 45 (20, 102) for growth of adults	As ^V	O'Halloran and Booth (2000)
Red wiggler worm (<i>Eisenia andrei</i>)	Static	14 d	LC50 = 472 (440, 510)	As ^V	Vaughan and Greenslade (1998)
White springtail (<i>Folsomia</i>)	Static	28 d	NOEC = 10, EC50 = 119 (95, 149) for reproduction	As ^V	Vaughan and Greenslade (1998)

<i>candida</i>)					
Woodlouse (<i>Porcellio scaber</i>)	Static	14 d	NOEC = 200, LOEC = 300, LC50 = 207 (152, 285)	As ^V	O'Halloran and Booth (2000)
Earthworm (<i>Lumbricus terrestris</i>)	Forest soil	Vari-ous	2 to 10 d LC50 values 400 to 100 µg/g soil dry weight. See assessment.	Arsenate (As ^V)	Meharg et al. (1998)

Tabell 10-8: Toksisitet for terrestriske planter av arsen (APVMA 2005)

	Test Type	Time	Parameter and 95% confidence limits (mg/kg soil)	Formulation	Reference*
Lettuce (<i>Lactuca sativa</i>)	Static	120 h	EC50 = 6.2 (5.4, 7.0) for seed germination	As ^{III}	Vaughan and Greenslade (1998)
Lettuce (<i>Lactuca sativa</i>)	Static	120 h	NOEC = 12, EC50 = 26 (24, 28) for seed germination	As ^V	Vaughan and Greenslade (1998)
Lettuce (<i>Lactuca sativa</i>)	Static	14 d	NOEC = 25, LOEC = 50 for shoot weight	As ^V	O'Halloran and Booth (2000)
Millet (<i>Panicum milliaceum</i>)	Static	14 d	LOEC = 100, EC50 = 29 (13, 61) for shoot weight	As ^V	O'Halloran and Booth (2000)
Vetiver grass (<i>Vetiveria zizanioides</i>)	Static	84 d	EC50 = 237 (143, 349), MDEC = 125 for shoot weight	As ^V	Truong (2000)

Basert på testresultatene gitt i tabell 2 og 3, er As(III) mer giftig både for invertebrater og planter enn As(V). De laveste effekt-verdiene for invertebrater og planter ved tilsetning av As(III) er hhv. 0.38 mg/kg (NOEC) og 6.2 mg/kg (EC₅₀). Dette betyr bl.a. at i giftigheten til arsen vil være større i dårlig drenert jord hvor AS(III) vil dominere. Effekten vil samtidig være størst i sandjord med et lavt innhold av Fe-, Mn- og Al-oksider (kjent for å binde oksyanioner av arsen, H₂AsO₄⁻, HAsO₄²⁻).

"Soil Quality Benchmarks"

"Screening benchmarks" er grenseverdier som er satt for å bestemme om det er aktuelt/nødvendig å vurdere forurensningen videre. Er konsentrasjonen lavere enn den toksikologiske grenseverdien blir det anbefalt å ikke undersøke forurensningen videre.

De toksikologiske grenseverdiene ("soil quality benchmarks") satt av Eyfrimson et al. er mindre konservative enn for eksempel PNEC-verdier. Årsaken til dette er at de er basert på LOEC-verdier (dvs. den laveste verdien hvor det påvises effekt) og grenseverdien er satt lik 10 percentilen av de verdiene som finnes. Sannsynligheten for at effekter kan oppstå ved den toksikologiske grenseverdien er med andre ord større enn ved NOEC-verdien (dvs. den høyeste konsentrasjonen som ikke gir effekt) eller PNEC-verdien som er basert på flere NOEC-verdier og evt. bruk av sikkerhetsfaktorer ("assessment factors").

På bakgrunn av dataene vurdert av Efroymson et al. (1997a,b), er mikrobielle prosesser og mikroorganismer mindre følsomme for arsen enn planter og invertebrater (tabell 3).

Tabell 10-9: Soil Quality Benchmarks for planter, mikroorganismer og meitemark

Organisme	Konsentrasjon jord (mg/kg)
Planter**	10
Mikroorganismer og mikrobielle prosesser*	100
Meitemark*	60

* Efroymson et al. 1997a; ** Efroymson et al. 1997b.

Normverdier, danske jordkvalitetskriterier etc

I Norge er normverdien for forurenset jord satt til 8 mg/kg. Konsentrasjoner under normverdien er antatt å ikke utgjøre noen risiko for helse og miljø. Forslag til kvalitetsklasser for jord i Norge innebærer at det for eksempel i barnehager og boligområdet kan tillates konsentrasjoner opp til 20 mg arsen/kg jord (kvalitetsklasse 2).

De danske økotoksikologiske jordkvalitetskriteriene er satt lik 2 mg/kg. Denne lave verdien er basert på undersøkelser som viser at tilsetning av 2 mg arsen/kg jord kan gi effekter på planter. De danske jordkvalitetskriteriene (tilsvarende norske normverdier) er satt lik 20 mg/kg.

I Sverige er det etablert et "riktvärde" for arsen på 10 mg/kg for jord med følsomt arealbruk og en verdi på 25 mg/kg. Verdien på 10 mg/kg er basert på bakgrunnsnivået av arsen i jord i Sverige, mens 25 mg/kg er basert på helseeffekter ved oralt inntak.

Tabell 10-10: Normverdier, jordkvalitetskriterier og "riktvärde" for arsen i jord

Land	Type verdi	Kons. arsen jord (mg/kg)	Forklaring/bakgrunn
Norge	Normverdi	8	Ingen effekt på helse eller miljø. Bakgrunn i jord
	Tilstandsklasse 2	20	Tillatt i jord i barnehager, boligområder. Helseeffekter
Danmark	Økotoksikologisk jordkvalitetskriterie	2	Ingen effekt på jordlevende organismer eller planter
	Jordkvalitetskriterie	20	Helseeffekter
Sverige	Riktvärde jord	10	Bakgrunn i jord

		25	Helseeffekter
--	--	----	---------------

Akseptabel konsentrasjon av arsen i jord etter tilførsel av organisk avfall

De laveste NOEC-verdiene for arsen i jord basert på effekter på planter og invertebrater (tabell 2 og 3) er 10 mg/kg (basert på langtidstester). Det finnes også resultater fra tester på planter som viser at effekter kan oppstå ned mot 2 mg arsen/kg jord dvs. ved verdier lavere enn bakgrunnsnivået for arsen i jord. Vi kan på denne bakgrunnen anta at det finnes svært følsomme organismer som i jord med dårlige bindingsegenskaper for arsen (for eksempel sandig jord) kan tåle lite tilsetning av uorganisk arsen.

Fastsettelse av Predicted No-Effect Concentration - PNEC- for kjemikalier kan bl.a. gjøres ved bruk av assessment faktors eller species sensitivity distributions (SSD metode) (TGD 2003). Ifølge TGD (2003) skal det brukes en assessment factor=10 dersom det finnes langtidstester på tre trofiske nivåer. Brukes den laveste NOEC-verdien for langtidstester fra tabell 2 og 3, fås en PNEC-verdi lik 1 mg/kg. Dette indikerer at ved å øke konsentrasjonen av arsen i jord til over 10 mg/kg ikke bør gjøres.

En PNEC-verdi lik 1 mg/kg og de danske jordkvalitetskriteriene (2 mg/kg) er lavere enn det gjennomsnittlige innholdet av arsen i norsk jord (2.4 mg/kg) og det virker lite hensiktsmessig å bruke denne PNEC-verdien.

Tar vi hensyn til at bakgrunnsnivået av arsen i norsk jord (opp til 13 mg/kg), norske normverdi for arsen (8 mg/kg) og NOEC-verdier for invertebrater og planter (laveste verdi 10 mg/kg for arsen (V)), vil 8-10 mg arsen/kg jord utgjøre en god beskyttelse av helse og miljø.

Vi foreslår å bruke 8 mg arsen/kg jord som et øvre akseptabelt konsentrasjonsnivå i norsk jord etter tilførsel av organisk avfall.

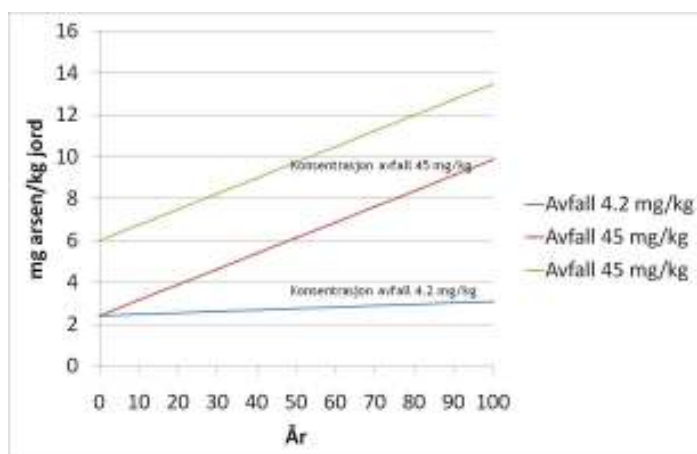
Denne grenseverdien samsvarer med normverdien i forurensningsforskriften.

Økte konsentrasjoner i jord over tid ved bruk av organisk avfall

Tilførsel av organisk avfall til jord øker konsentrasjonen av metaller i jord dersom konsentrasjonen av metall i avfallet er høyere enn i jorda. Tar vi utgangspunkt i et gjennomsnittlig innhold av arsen i jord på 2.4 mg/kg og et gjennomsnittlig innhold av arsen i avfallet på 4.2 mg/kg, vil tilførsel av 4 tonn per daa gjennom 100 år medføre gi en jordkonsentrasjon på 3.1 mg/kg dvs. en økning på ca. 30 % (figur 1)¹. Konsentrasjonene i jord vil likevel være langt lavere enn 8 mg/kg som vi antar er maks lovlig konsentrasjon i jord som tilføres arsen gjennom organisk avfall.

Dersom avfallet har en konsentrasjon på 45 mg arsen/kg, vil man etter 70-80 år ha en jordkonsentrasjon på 8 mg/kg (i en jord med gjennomsnittlig jordkonsentrasjon 2.4 mg/kg) (se figur 1). Dersom bakgrunnsnivået i jorda derimot er 6 mg/kg, vil man etter tre doseringer á 4 tonn per daa ha en jordkonsentrasjon over 8 mg/kg (normverdi for forurenset grunn) (figur 1).

¹ Beregningene er basert på avløps slam som den eneste kilden til jord dvs 4 tonn per 10 år per daa. Videre er det antatt at arsen tas opp i planter ($BCF_{stengel}$ og $BCF_{rot} = 0.015$ og 0.3) og at noe arsen mobiliseres og vaskes ut til grunnvann ($K_d=100$).



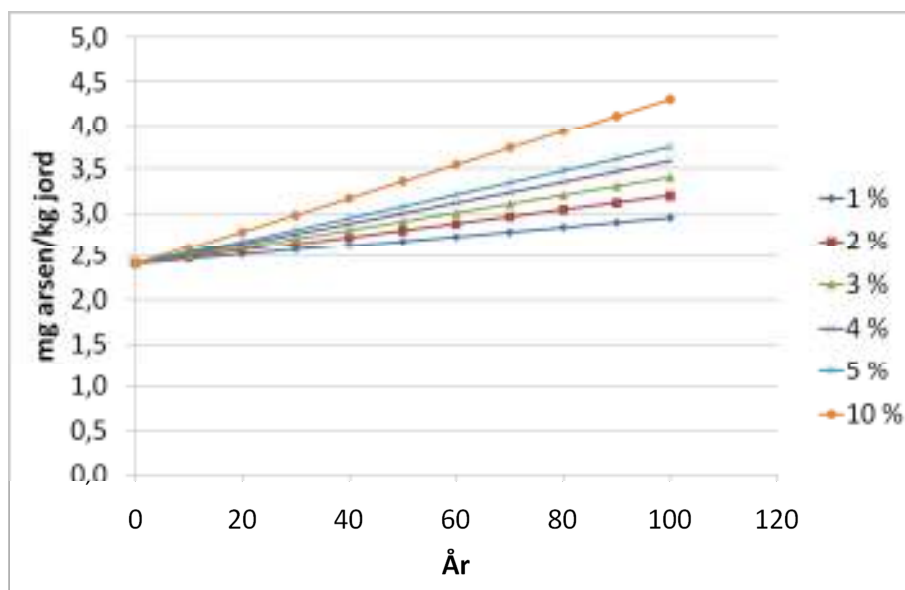
Figur 10-1: Endringer i jordkonsentrasjoner av arsen etter tilførsel av avfall med ulike konsentrasjoner arsen og med ulike bakgrunnsnivåer (år=0).

Når en tenker å bruke bleikejord i en biogassprosess, vil imidlertid bleikejorda utgjøre en mindre del av sluttproduktet enn beregningene ovenfor viser. Om en nytter bleikejord sammen med avløps slam med en arsenkonsentrasjon på 4 mg/kg TS, og forutsetter at bleikejorda etter uttak av energi har en arsenkonsentrasjon på 45 mg/kg TS, vil 10 % av TS i sluttproduktet fra bleikejord gi en arsenkonsentrasjon på 8,1 mg/kg TS. Brukt på denne måten vil det bli noe raskere økning i arsenkonsentrasjonen i jordsmonnet enn ved det første regneeksempelet, men det vil likevel ta lang tid før arsenkonsentrasjonen i jordsmonnet kommer i nærheten av grenseverdien på 8 mg/kg dersom en forutsetter et utgangsnivå på 2,4 mg As/kg jord.

Dersom en nytter bleikejord sammen med husdyrgjødsel i en biogassprosess, vil det være litt av de samme betraktningene som gjelder ved blanding av avløps slam og bleikejord. Det er ikke vanlig å analysere konsentrasjon av arsen i husdyrgjødsel, og vårt tallgrunnlag for beregninger er således tynt. Vi har fått analysert to prøver av blautgjødsla av storfé fra et biogassanlegg. Disse viste verdier fra 1,35 mg As/kg TS til 3,65 mg As/kg TS, noe avhengig av graden av utråtning. Høyest verdi ble funnet i biorest etter uttak av metan. Vi kan forutsette at råstoffet i en biogassprosess er blautgjødsla fra storfé med arsenkonsentrasjon på 1,5 mg/kg TS og 9 % TS og bleikejord med en arsenkonsentrasjon på 20 mg/kg TS og tørrstoffinnhold på 95 %. Det nyttes innblanding av 1 % bleikejord på volumbasis. Det vil utgjøre 10 % av tørrstoffet. Gjennom biogassprosessen forutsettes at halvparten av det organiske materialet i blautgjødsla omdannes til gass og halvparten av tørrstoffet i bleikejorda omdannes til gass. Sluttproduktet vil da få et tørrstoffinnhold på 5 %, der 4,5 % stammer fra blautgjødsla og 0,5 % fra bleikejorda. I blautgjødsladelen vil arsenkonsentrasjonen bli 3 mg/kg TS, mens den vil bli 40 mg/kg TS i bleikejorddelen. I en slik blanding vil arsenkonsentrasjonen bli 6,7 mg/kg TS. Ved å endre til 2 % innblanding av bleikejord på volumbasis, vil bleikejorda utgjøre 18,5 % av tørrstoffet i bioresten. Arsenkonsentrasjonen i en slik biorest vil bli 9,8 mg As/kg TS. En slik biorest vil bli brukt som gjødsla ut fra N-virkning, og ikke dosert ut fra mengde tørrstoff/dekar. Vi forutsetter at denne gjødsla har en konsentrasjon av ammonium-N på 2,5 kg/m³. 4 m³ av denne gjødsla vil således tilføre 10 kg ammonium N/dekar, men bare representere drøyt 200 kg TS/dekar årlig (2 tonn TS/dekar/10 år). Årlig tilførsel av arsen pr. dekar vil utgjøre om lag 2 g As/dekar. Med et utgangsnivå på 2,4 mg As/kg jord, vil det med en slik tilførsel bli en økning på 0,4 % årlig. Brukt på en slik måte vil det ta svært lang tid før en når opp i konsentrasjoner som nærmer seg 8 mg As/kg jord.

Figur 2 viser hvordan konsentrasjonene i jord øker over en 100års periode ved bruk av 2tonn biorest/dekar/10år (som beskrevet over). Figuren viser effekten av å endre andelen bleikejord fra 1% til 10% i biogassprosessen. Ved bruk av 10% bleikejord i biogassprosessen vil konsentrasjonen av arsen i bioresten være 23 mg/kg TS. Ved bruk av 2tonn biorest/dekar/10år med denne

arsenkonsentrasjonen vil jordkonsentrasjonen øke fra 2,4 til 4,3 mg/kg over 100 år dvs. en økning på 80 %. Konsentrasjonen av arsen i jord vil fortsatt være lavere enn 8 mg/kg.



Figur 10-2: Endringer i jordkonsentrasjoner av arsen etter tilførsel av 2 tonn biorest/dekar/10år og hvor andelen bleikejord i biogassprosessen varierer fra 1-10 %. Bakgrunnskonsentrasjon av arsen i jord er 2.4 mg/kg.

Organiske restprodukter som inneholder arsen, bør således utnyttes i anlegg der en får god utnyttelse av energien og samtidig unngår at restproduktet etter uttak av energi får høye konsentrasjoner av arsen. Det er derfor viktig å se på alle ingredienser i en biogassprosess med sikte på å optimalisere uttak av energi og egenskapene til bioresten.

Referanser

Amundsen, CE, Hartnik, T. og Linjordet, R. 1997. Avløpsslam i jord - kjemiske og mikrobiologiske endringer. Jordforsk-rapport 138/97, ISBN 82-7467-275-5. Bioforsk, Fredrik A Dahlsvei 20, 1430 Ås.

APVMA 2005. Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority, PO Box E240, KINGSTON ACT 2604, Australia. http://www.apvma.gov.au/chemrev/downloads/arsenic_environment.pdf

* Efroymson, R.A., M.E Will, and G.W. Suter II. 1997a. Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Processes: 1997 Revision. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge TN. [ES/ER/TM-126/R2](http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/documents/tm126r2.pdf) (<http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/documents/tm126r21.pdf>).

** Efroymson, R.A., M.E. Will, G.W. Suter II, og A.C. Wooten. 1997b. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. 128 pp. [ES/ER/TM-85/R3](http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/documents/tm85r3.pdf) (<http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/documents/tm85r3.pdf>)

Eriksson, J. 2001. Halter av 61 spårelement i avløpsslam, stallgødning, handelsgødning, nederbörd samt i jord och gröda. Rapport 5148, ISBN 91-620-5148-2. Naturvårdeverket, SE-10648 Stockholm, Sverige.

Esser, K. B., 1996. Reference concentrations for heavy metals in mineral soils, oat and Orchard Grass (*Dactylis Glomerata*) from three agricultural regions in Norway. *Water, Air and Soil Pollution*. 89: 375-397.

- Morsing, M. 1994. Anvendelse av slam i jordbruget. En sammenstilling av lovgivning i en række lande. Forskningscenteret for Skov & Landskap, Landbruksministeriet, Lyngby, Danmark.
- Nedland, K.T. og Paulsrud, B. 2006. Screeningundersøkelser av metaller og organiske forurensninger i slam fra fire norske renseanlegg. Rapport 06-031. Aquateam, Pb 6875 Rodeløkka, 0505 Oslo.
- Ottesen, R.T., Bogen, J., Bølviken, B., Volden, T. og Haugland, T. 2000. Geokjemisk atlas for Norge. Del 1: Kjemisk sammensetning av flomsedimenter. Norges geologiske undersøkelser, Trondheim.
- Song, J., Zhao, F.-J., Mcgrath, S.P., Luo, Y.-M. 2006. Influence of soil properties and aging on arsenic phytotoxicity. *Environmental Toxicol. And Chem.* 25, 6, 1663-1670.
- SPCR 2009. Certifiseringsregler för Biogödsel. Rapport SPCR 120, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, Borås, Sverige.
- TGD 2003. Technical guidance document on risk assessment. Part II. EUR 20418 EN/2. Joint Research Centre, European Commission.