



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Kvalitetskriterier og merkekrav for organiske avfallsmaterialer

Forslag til endringer i forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav

NIBIO RAPPORT | VOL. 3 | NR. 156 | 2017



Trond Knapp Haraldsen, Eva Brod og Anne Falk Øgaard
Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Kvalitetskriterier og merkekrav for organiske avfallsmaterialer. Forslag til endringer i forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav.

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Trond Knapp Haraldsen, Eva Brod og Anne Falk Øgaard

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
31.10.2018	3/156/2017	Åpen	8547	18/00968
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02001-1	2464-1162	38	1	

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Mattilsynet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Torhild Tveito Compaore

STIKKORD/KEYWORDS:

Avfall, gjødsel, jordforbedring, jorddekke
Fertilizer, mulch, soil conditioners

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Bioressurser og grøntanlegg
Bioresources and Urban Greening

SAMMENDRAG/SUMMARY:

I denne rapporten er det foretatt en gjennomgang av bestemmelsene i gjeldende gjødselvareforskrift og utarbeidet forslag til endringer basert på omfattende forskning på organiske avfallsmaterialer. Det er foreslått nye klassegrenser for flere tungmetaller som medfører at tungmetallbelastningen pr. dekar blir lik uavhengig av kvalitetsklasse. I tillegg har en foreslått at mengden av organiske avfallsprodukter må tilpasses plantenes behov for næringsstoffer. Det er derfor foreslått bruksbegrensninger ut fra nitrogen og fosforinnhold i tillegg til innhold av tungmetaller. Dessuten er det foreslått noen endringer i deklarasjonskravet for organisk gjødsel.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:**KOMMUNE/MUNICIPALITY:****STED/LOKALITET:****GODKJENT /APPROVED**

Håkon Borch

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Trond Knapp Haraldsen

NAVN/NAME



NIBIO

NØRSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Innhold

1	Innledning.....	4
2	Forslag til grenseverdier for tungmetaller og dosering.....	5
2.1	Nye kvalitetsklasser	6
2.2	Grenseverdier for arsen.....	8
2.2.1	Akseptabel konsentrasjon av arsen i jord etter tilførsel av organisk avfall.....	8
2.2.2	Økte konsentrasjoner av arsen i jord over tid ved bruk av organisk avfall	9
2.3	Endrede krav til tungmetaller i jord	11
2.4	Mineralske jordforbedringsmidler.....	12
2.5	Bruksområder for organiske avfallsprodukter.....	14
2.5.1	Bruk som gjødsel	15
2.5.2	Bruk som jordforbedringsmiddel og som ingrediens i jordblandinger	17
2.5.3	Bruk av organiske avfallsmaterialer som jorddekkemidler	20
2.5.4	Bruk av aske og organisk avfall i skog	22
3	Forslag til analysemetoder for næringsstoffer	24
3.1	Totalt innhold av fosfor i organisk og organisk-mineralsk gjødsel	24
3.2	Analysemetoder for plantetilgjengelig fosfor i organisk gjødsel	24
3.2.1	Forsøksoppsett.....	25
3.2.2	Anbefaling av ekstraksjonsmetode for plantetilgjengelig fosfor	26
3.3	Analysemetoder for plantetilgjengelig fosfor i organisk-mineralsk gjødsel	29
3.4	Analysemetoder for N, K, Ca, Mg, Na og S	30
3.5	Forslag til merking av næringsstoffinnhold i jordforbedringsmidler og blandede dyrkingsmedier	31
3.6	Forslag til merking av kalkingsegenskaper	32
4	Konklusjoner	34
	Litteraturreferanser	35
	Vedlegg: Metodebeskrivelse Olsen-P	39

1 Innledning

Gjeldende forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav ble innført i 2003 ved en sammenslåing av fire forskrifter: Forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v., Forskrift om avløpsslam, Forskrift om husdyrgjødsel og Forskrift om silopressaft. Etter at forskriften har vært i kraft i flere år, har både myndigheter og brukere erkjent at forskriften har flere svakheter og behov for revisjon. I forbindelse med revisjonsarbeidet av forskriften startet Bioforsk Jord og miljø en rapport på oppdrag av Mattilsynet med innspill på ulike tema som burde vurderes. Innspillet skulle inkludere forslag til grenseverdier for tungmetall for organiske avfallsprodukter, som brukes som N eller P-gjødsel, basert på forholdet mellom næringsstoffer og tungmetaller. I tillegg til tungmetallene som er i dagens forskrift ble det også ønsket et forslag på grenseverdi for arsen. Bioforsk Jord og miljø ble også bedt om forslag til grenseverdier for tungmetall- og mengdebegrensning for askeprodukter brukt på jordbruksareal. I denne rapporten ferdigstilles rapportutkastet fra 2012.

I det videre arbeidet har Mattilsynet i tillegg kommet med følgende forespørsel til NIBIO:

- For organisk gjødsel, avløpsslam og kompost: Vurdering av ulike analysemetoder som kan brukes for å beskrive fosfortilgjengelighet og anbefaling av metode for organisk gjødsel, avløpsslam og kompost. Referanse til analysemetoder for $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ og total-P.
- For organisk-mineralsk gjødsel: I det nye regelverket for CE-merket gjødsel foreslås det at man skal oppgi vannløselig P og P ekstrahert i nøytral ammoniumsitratt på merkingen. Hvordan vurderer dere disse i forhold til forslaget i spørsmål 1 for organisk-mineralsk gjødsel. Vil det for eksempel være en løsning å differensiere merkekravet utfra om fosforet i produktet hovedsakelig stammer fra det organiske materialet eller fra mineralgjødsel?
- For organisk gjødsel, kompost og avløpsslam (materialer som i dag skal merkes med næringsstoffer etter AL-metoden): Hvilke(n) analysemetode(r) vurderer dere som mest hensiktsmessig å benytte for merking av produktene med innhold av K, Ca, Mg, Na og S?
- For øvrige jordforbedringsmidler og blandede dyrkingsmedier: Hvilke(n) analysemetode vurderer dere som mest hensiktsmessig å benytte for merking av næringsstoffinnhold i produktene?
- Dersom det nye regelverket krever merking med andre analysemetoder enn de vi har i dag (jmf. spørsmålene over): Hvordan vurderer dere behov for undersøkelser, veiledning eller andre tiltak i en overgangsfase mellom dagens krav og fremtidige krav?
- En del organiske og mineralske jordforbedringsmidler vil kunne ha en effekt på pH i jorda. Dette gjelder for eksempel kalket avløpsslam, betongslam, eggeskall, slagg og aske. Felles for disse er at de gjerne omsettes som jordforbedringsmidler, også der kalkingseffekten er produktets hovedvirkning i jord. Vi ønsker en anbefaling av fysiske og/eller kjemiske egenskaper ved produktet som bør komme frem i merkingen for å beskrive produktets kalkingsegenskaper. Disse kan eventuelt deles i obligatoriske og valgfrie deklarasjoner.

Dessuten stilte Mattilsynet et spørsmål relatert til ureasehemmere, nitrifikasjonshemmere, kelat- og kompleksdannere som kan være aktuelt å bruke i mineralgjødsel. I forordning (EF) nr. 2003/2003 om EF-gjødsel er det en egen liste over tillatte stoffer av denne typen. Vi har ikke datagrunnlag eller kompetanse til å vurdere risiko for denne typen stoffer.

I denne rapporten vil vi legge fram faglig begrunnede forslag på de spørsmålene som Mattilsynet har bedt om.

2 Forslag til grenseverdier for tungmetaller og dosering

Siden forskriften om organiske gjødselvarer ble gjort gjeldende, har det skjedd flere endringer i behandlingen av organisk avfall. Det er nå stort fokus på utnyttelsen av energien i organisk avfall, noe som både har sammenheng med forbudet om deponering av organisk avfall og økt interesse for bioenergi. Når en økende grad av det organiske materialet utnyttes til energi (biogass, pyrolyse, fullstendig forbrenning), vil konsentrasjonene av næringsstoffer og tungmetaller på tørrstoffbasis øke i forhold til de produktene som var vanlige da gjeldende forskrift ble utarbeidet. Et regelverk som utelukkende er basert på konsentrasjoner av tungmetaller og miljøgifter på tørrstoffbasis, uten å ta hensyn til mengden av nyttbare plantenæringsstoffer vil begrense bruken av restprodukter fra bioenergiutnyttelse i urimelig grad.

De gjeldende kvalitetsklassene for organiske avfallsmaterialer gir ulik belastning av tungmetaller pr. dekar avhengig av hvilken klasse en tar utgangspunkt i. Det er følgelig først behov for å fastsette nye grenseverdier for de ulike kvalitetsklassene, som innebærer at en oppnår samme tungmetallbelastning pr. dekar uavhengig av kvalitetsklasse. En legger til grunn at VKM (2009) gjorde sine vurderinger basert på en belastning av 4 tonn/daa/10 år av materiale i kvalitetsklasse I, og 6 tonn/daa/10 år av samme type materiale. VKM (2009) viste at i et 100 års perspektiv ville det bli en økning av kvikksølv og kadmium i jordsmonnet, men nivået av kadmium ville likevel bli lavere enn ved tillatt nivå for tilførsel av avløps slam. Ved harmonisering av klassegrensene har vi vektlagt at kadmium, kvikksølv og bly er giftige, selv i lave konsentrasjoner, og at disse stoffene ikke har noen positiv virkning på organismer. Det er således ønskelig å minimere risikoen for opptak av disse stoffene i planter, slik at disse i minst mulig grad inngår i næringskjeden. Når det gjelder nikkel og krom, er nikkel anerkjent som mikronæringsstoff og krom som et stoff som er viktig i human og animalsk ernæring (Aasen 1997). Det er således ønskelig at planteprodukter inneholder spor av disse stoffene. Kobber og sink er mikronæringsstoffer som er nødvendige både som plantenæringsstoffer og i ernæring, men for høye konsentrasjoner i jordsmonn kan påvirke mikrobielle prosesser og ha giftvirkning på planter. Tilsetning av kobber og sink i noen mineralske gjødselprodukter er ansett å være nyttig og trygt, og det er det ingen grunn til at tilsvarende mengder av disse stoffene i organisk gjødsel skulle være å anse som problematisk. Det er også vel kjent at husdyrgjødsel inneholder kobber og sink (Tveitnes 1993, Aasen 1997, Paulsrud m.fl. 1997). Kobber og sinkinnholdet i husdyrgjødsel har sammenheng med tilsetning i kraftfôr og ved medisinbruk i særlig svineproduksjon og fjørfehold (VKM 2014). Zn og Cu bindes sterkt til jord og gjentatt tilførsel av gjødsel med høyt innhold av disse stoffene medfører at de akkumulerer i jorden. I VKM (2014) ble mengden av Zn og Cu akkumulert i jorda er beregnet på bakgrunn av ulike nivåer av Zn og Cu i gjødselen og ulike tilførselsnivåer av gjødselen i opp til 100 år. Kraftig gjødsling, 70 kg P/ha i form av grisegjødsel med dagens innhold av Zn, kan resultere i toksiske effekter av Zn hos jordlevende organismer (planter, virvelløse dyr og mikroorganismer). Effektrisikoen er noe lavere ved bruk av gjødsel fra fjørfe. Bakterier i jord og husdyr er vist å kunne utvikle resistens mot sporelementer som Zn og Cu.

I følge VKM (2014) er resistens mot Cu i bakterier, spesielt enterokokker, ofte blitt knyttet til resistens mot antimikrobielle midler som makrolid-antibiotika og vancomycin. Resistens mot Zn er ofte knyttet til resistens mot meticillin i stafylokokker, og Zn-tilskudd i husdyrfôret ser ut til å kunne ha sammenheng med økt andel av multi-resistente E. coli i pattedyrtarmen. Det mangler data som kunne vise om Zn/Cu-resistente bakterier erverver antibiotikaresistensgener og blir antibiotikaresistente, eller om antibiotika-resistente bakterier er mer utsatt for å bli Zn/Cu-resistente enn bakterier som er følsomme for antibiotika. Det mangler også data for dose-respons-sammenheng mellom Zn/Cu eksponering og resistens, men det kan vurderes som mer sannsynlig at en høy eksponering vil være mer resistensdrivende enn en moderat eksponering.

Samlet sett er Zn og Cu essensielle sporelementer for planter, dyr og mennesker, og husdyrgjødsel er en viktig kilde for gjødsling av landbruksarealer. Resultatene av dagens tilsynelatende overforbruk av Zn og Cu i fôret til griser og fjørfe, er redusert biotilgjengelighet av Zn og Cu og av andre essensielle sporelementer i dyra. Det resulterer i høye nivåer av Zn og Cu gjødselen. Bakterier i husdyra og miljøet som eksponeres for Zn og Cu, kan utvikle resistens mot Zn og Cu, og det er sammenhenger med antibiotikaresistens. Lang tids bruk av gjødsel med høye konsentrasjoner av Zn og Cu kan skade organismer i miljøet og i næringskjeden og også bli av betydning for menneskers helse. I følge VKM (2014) vil en reduksjon av inntaket av Zn og Cu via fôr, fôrtilskudd og medisiner være forsvarlig når det gjelder dyrehelsen, og synes nødvendig med tanke på skadelige effekter i miljø og næringskjede.

I vårt forslag tar vi utgangspunkt i at regelverket skal gi en entydig belastning av tungmetaller pr. dekar uavhengig av kvalitetsklasse, opphav av organisk materiale og type behandling. Første oppgave blir således å utarbeide nye klassegrenser for tungmetaller.

2.1 Nye kvalitetsklasser

Historisk sett har det blitt gjort endringer i kvalitetsklassene for slam og annet organiske avfall ved flere anledninger. Nivået av tungmetaller som var tillatt for spredning av avløpsslam på jordbruksareal i henhold til Slamforskriften av 2. januar 1995, tilsvarer dagens kvalitetsklasse III. Ved endring i slamforskriften i forbindelse med innføring av forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v. (Gjødselvereforskriften, september 1996), var det nødvendig å få en kvalitetsklasse II som samsvarte med kravene i slamforskriften. I Gjødselvereforskriften ble det også innført en kvalitetsklasse I, som var ment å dekke kompostmaterialer med lavt tungmetallinnhold og som kunne brukes i større mengder enn for avløpsslam. Ved innføringen av gjeldende gjødselvereforskrift ble det i tillegg lagt til kvalitetsklasse 0, mens de øvrige klassene ble beholdt uendret.

I forslaget til nye klasser har vi i hovedsak tatt utgangspunkt i tungmetallbelastningen ved tilførsel av 4 tonn TS/daa/10 år (Tabell 1; Tabell 2), slik risikovurderingen fra VKM (2009) la til grunn for sine beregninger. Vår tilnærming er å sørge for lik tungmetallbelastning pr. dekar ved spredning av organisk avfall i ulike kvalitetsklasser. Det har gitt en innstramming i klasse II og III for kadmium og kvikksølv, og er i tråd med intensjonen om å minimere risikoen for opptak av disse stoffene i plantemateriale som nyttes til fôr og næringsmidler. Når det gjelder bly er de gjeldende klassegrensene ulogiske, og forslaget til nye grenser er satt ut fra maksimalnivået i klasse III sett i forhold til nivået i klasse 0. Dermed er konsentrasjonen av bly i klasse I senket og klasse II hevet for å oppnå lik tungmetallbelastning pr. dekar. Analyser av bly i regi av forskningsprogrammet "Recycling organic waste – effects on soil quality, plant nutrient supply and environmental impact" har vist at blynivået i de fleste organiske avfallsmaterialet er lavt, ofte i klasse 0. Når det gjelder kvikksølv, har nivået av dette stoffet i organisk avfall blitt kraftig redusert ettersom mange tiltak mot kvikksølvforurensning har vært gjennomført. Et viktig tiltak har vært at bruken av amalgamfyllinger i tannpleie er faset ut og tannlegekontor har rensesystemer for kvikksølv som sikrer at kvikksølv i mindre grad enn tidligere føres ut i avløpssystemene. Disse tiltakene har redusert kvikksølvnivået i avløpsslam i betydelig grad. Kvikksølvbeising av såkorn er også faset ut.

Tabell 1. Tungmetaller (mg/kg tørrstoff) i ulike kvalitetsklasser i eksisterende regelverk.

	4 tonn		2 tonn		Mengdebegrensninger (ikke på landbruksjord)	Øko	Draft End of waste
	0	I	II	III			
Kadmium (Cd)	0,4	0,8	2	5	0,7	1,5	
Bly (Pb)	40	60	80	200	45	120	
Kvikksølv (Hg)	0,2	0,6	3	5	0,4	1	
Nikkel (Ni)	20	30	50	80	25	50	
Sink (Zn)	150	400	800	1500	200	400	
Kobber (Cu)	50	150	650	1000	70	100	
Krom (Cr)	50	60	100	150	70	100	
Arsen (As)	-	-	-	-	-	-	

Tabell 2. Forslag til nye klassegrenser basert på tungmetaller (mg/kg tørrstoff).

Mengdebegrensning	4 tonn		2 tonn		1 tonn	
	Ny 0	Ny I	Ny II	Ny III	Ny III	Ny III
Kadmium (Cd)	0,4	0,8	1,6	3,2		
Bly (Pb)	40	50	100	200		
Kvikksølv (Hg)	0,2	0,5	1	2		
Nikkel (Ni)	25	30	60	120		
Sink (Zn)	200	400	800	1600		
Kobber (Cu)	70	250	500	1000		
Krom (Cr)	50	60	120	240		
Arsen (As)	(5)	(8)	(16)	(32)		

Når det gjelder nikkel og krom, er det lagt vekt på å oppnå lik belastning av disse stoffene på arealbasis tilsvarende nåværende kvalitetsklasse I. Som følge av det, er grensenivåene i klasse II og III foreslått hevet. Med dagens grenseverdier for nikkel, var det mange produkter som fikk urimelig sterk bruksbegrensning fordi avstandene mellom klassene er ulogisk liten. Det er åpenbart urimelig at et produkt med dobbel konsentrasjon i forhold til klasse I (30 mg/kg TS) ikke skal kunne nyttes på jordbruksareal siden det etter dagens regelverk blir innenfor kvalitetsklasse III.

For sink har vi foreslått dagens grenser i klasse I og II videreført. Som en konsekvens av det bør nivået i klasse III økes til det dobbelte av klasse II. Når det gjelder klasse 0 har vi foreslått samme grense for sink som i EF 2092/91.

Når det gjelder kobber spriker grenseverdiene i klasse I og II veldig mye. Relativt mange typer avløpsslam, noen komposttyper, og flere typer husdyrgjødsel kommer i kvalitetsklasse II fordi den etter dagens definisjon er veldig vid i forhold til klasse I. Flere mineralgjødsestyper har tilsetning av kobber som mikronæringsstoff, vanligvis opp til 0,1 %. På det norske markedet finnes det også importerte organisk-mineralske gjødsestyper med kobberkonsentrasjoner som overstiger kvalitetsklasse III. Disse og lignende gjødsestyper er ofte deklartert med tilsetning av mikronæringsstoffer, og er ment å skulle brukes til vekster med behov både for makro- og mikronæringsstoffer. Stikkprøvene som her er referert, hadde faktisk høyere innhold enn det som var deklartert. Stikkprøvene indikerte også at det kan forekomme verdier av kadmium i importert organisk-mineralsk gjødse som etter gjeldende forskrift innebærer bruksbegrensninger. I praksis tilføres slike produkter i forhold til forventet

gjødselevirkning, så mengdene som brukes i praksis vil ofte være innenfor det som kan tillates ut fra tungmetallkonsentrasjoner ut fra våre forslag til nye klassegrenser.

Ved fastsettelsen av grenseverdier for kobber har vi ansett en konsentrasjon på 0,1 % (1000 mg/kg TS) som en rimelig grense for gjødselprodukter, som ikke spesifikt nyttes for å motvirke kobbermangel. Vi mener at 100 kg/daa årlig på jordbruksareal at et slikt produkt er å anse som en forsvarlig mengde. Følgelig vil en få en grense på 500 mg Cu/kg TS dersom en nytter 2 tonn TS/daa/10 år eller 200 kg TS/daa årlig. Grensen i klasse I blir således hevet til 250 mg Cu/kg TS for å gi samme belastning pr. dekar ved tilførsel av 4 tonn TS/daa/10 år eller 400 kg TS/daa årlig. I klasse 0 har vi foreslått å forhøye grensen for kobber opp til nivået i økoforskriften.

Ved å sette stadig strengere krav til produktkvaliteten av organisk avfall, som brukes på jordbruksareal og i grøntanlegg, har tungmetallnivået gått ned i betydelig grad siden slamforskriften ble innført i 1995. Mens innholdet av kadmium og kvikksølv tidligere var de stoffene som begrenset bruken av avløpsslam, er det nå tungmetallene kobber og sink som bidrar til at avløpsslam som oftest kommer i kvalitetsklasse II. Nivået av kobber og sink i avløpsslam er således sammenlignbart med nivået i mange typer husdyrgjødsel (Daugstad et al. 2014). Forskjellene i egenskaper mellom avløpsslam og husdyrgjødsel er hovedsakelig at avløpsslam inneholder ulike organiske miljøgifter og har dårligere fosforvirkning enn husdyrgjødsel (Øgaard & Brod 2016). Det vil derfor være riktig å klassifisere avløpsslam som jordforbedringsmiddel og husdyrgjødsel som organisk gjødsel. Uansett om produkter av organisk avfall brukes som gjødsel eller som jordforbedringsmidler må regelverket sikre at det blir samme begrensning i miljøbelastning pr. dekar. Når det gjelder løsninger som innebærer uttak av bioenergi, er det helt avgjørende at energiutnyttelsen ikke fører til urimelig strenge regler for utnyttelse av restproduktene. Slik vi ser det, er våre forslag en logisk løsning for å sikre ensartet miljøbelastning, noe som ikke vil kunne oppnås uten å revidere klassegrensene i forskriften.

2.2 Grenseverdier for arsen

Når det gjelder arsen, er forhøyede konsentrasjoner i hovedsak knyttet til marint organisk avfall eller biprodukter fra foredling av næringsmidler med marint opphav. Normale konsentrasjoner av arsen i avløpsslam og komposter av matavfall og hage/parkavfall er vanligvis <5 mg/kg TS. 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. I henhold til SFTs (nå Miljødirektoratet) tilstandsklasser for jord i Norge, kan det for eksempel i barnehager og boligområdet tillates jordkonsentrasjoner opp til 20 mg arsen/kg jord (Tilstandsklasse 2) (Hansen & Danielsberg 2009). De danske økotoxikologiske 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 ellers 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.

I fisk foreligger arsen som arsenobetain, som ikke anses å være toksisk og dessuten skilles raskt ut hos mennesker (Amlund et al. 2004). I marine fiskeoljer foreligger arsen som arsenolipider (Sele 2014).

2.2.1 Akseptabel konsentrasjon av arsen i jord etter tilførsel av organisk avfall

De laveste NOEC-verdiene (dvs. den høyeste konsentrasjonen som ikke gir effekt) for arsen i jord basert på effekter på planter og invertebrater er 10 mg/kg (basert på langtidstester). Det finnes også resultater fra tester på planter som viser at negative effekter kan oppstå ned mot arsenkonsentrasjoner på 2 mg arsen/kg jord dvs. ved verdier lavere enn bakgrunnsnivået for arsen i jord i Norge. 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 factors» 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, fås en PNEC-verdi lik 1 mg/kg. 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 (gjennomsnitt 2,4 mg/kg, maks. 17 mg/kg) (Esser 1996), 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. Det er ett spesielt opphavsmateriale som gir sterkt forhøyede konsentrasjoner av arsen i dyrka jord. I jordsmonn i Stange som er dominert av alunskifer som opphavsmateriale, ble det funnet arsenkonsentrasjoner på 20-80 mg/kg jord.

Forurensningsforskriften kapittel 2 gjenspeiler i noen tilfeller dårlig hvilken risiko enkelte metaller gir, ut fra et helseperspektiv. Et eksempel på dette er arsen som finnes i ulike tilstandsformer med ulik mobilitet. Elementært og redusert arsen kan være mobilt og utgjøre en risiko for spredning. Dette er særlig aktuelt for arsen-svovelminerale som arsenopyritt (FeAsS) som er vanlig i uforvitret berggrunn av alunskifer (Kabata-Pendias 2011). Mobiliteten vil kunne være høy ved lav pH i syredannende masser, mens oksidert arsen ved høy pH vil være langt mindre mobilt. I oksygenrike løsmasser vil oksidert arsen finnes som arsenat (As^{5+}) og representere en liten risiko på grunn av sin lave mobilitet og sterke binding både til Al- og Fe-oksider og til organisk materiale.

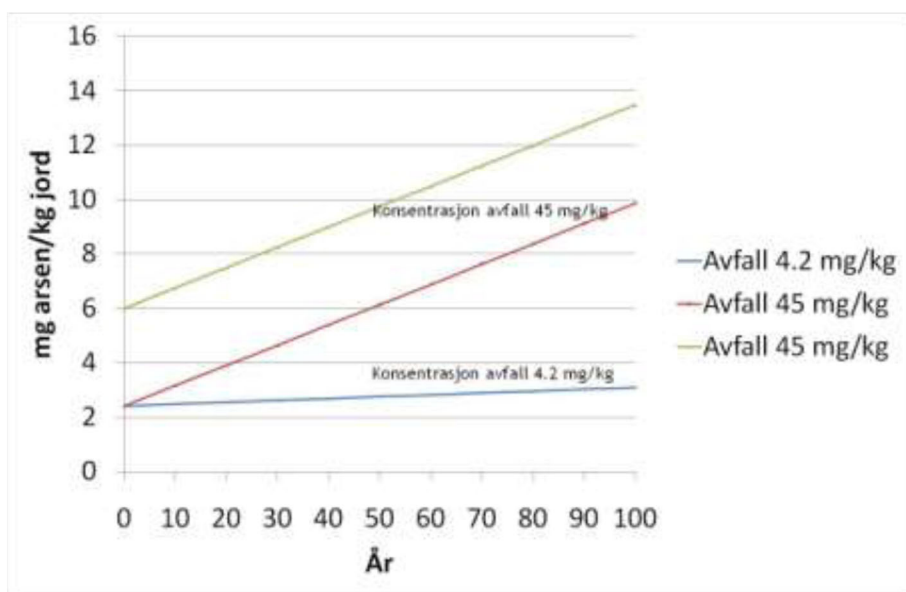
Forurensningsforskriften er basert på at arsen kan forekomme i en redusert og mobil form. Mange av studiene på giftvirkninger av arsen er basert på stoffene som inngikk i impregneringsvæsken for CCA-metoden (Cu, Cr, As) Overføringsfaktorene til planter som NIBIO har målt for arsen viser at selv ved relativt høye konsentrasjoner av arsen i jord er opptaket i planter lite (Haraldsen et al. 2017). Jord som klassifiseres i tilstandsklasse III og IV for arsen i henhold til Forurensningsforskriften viser gjennomsnittlig opptak på 0,016 mg As/kg for korn. Arsenkonsentrasjonene for grønnsaker er enda lavere, med en gjennomsnittlig verdi som ligger mer enn ti ganger under grenseverdien for forurensende stoffer i næringsmidler på 0,2 mg As/kg (Helse- og omsorgsdepartementet 2015). Påvist mengde av arsen i planter viste svært liten sammenheng med arsenkonsentrasjoner i jord. Til sammenligning har jord fra et område i Ås med et arseninnhold på 3 mg/kg gitt opphav til like høyt opptak av arsen i planter (0,010-0,014 mg/kg) som fra jord i Stange med arsenkonsentrasjoner på 30-50 mg/kg (0,008-0,020 mg/kg).

Utfordringen med arsen er at dette stoffet inngår i en rekke organiske- og uorganiske forbindelser der de fleste har liten toksisitet, mens det også finnes svært giftige uorganiske arsenforbindelser som også er kreftfremkallende (Sele 2014). Totalinnholdet av arsen i jord eller organisk avfall sier lite om toksiske egenskaper. Arsenforbindelsene som tidligere ble brukt i impregnering av trevirke, hørte til de giftige variantene. Ved gjennomgangen av forskningsresultater på arsen, og ikke minst studiene av opptak av arsen i planter dyrket i jord med høye arsenkonsentrasjoner, er vi i tvil om det er riktig å innføre grenseverdier for arsen. Det vil være behov for mer forskning på dette området, og vil tilrå i første omgang at arseninnholdet skal inngå i deklarasjonen for organiske avfallsmaterialer og ved analyser av dyrka jord der en planlegger spredning av organisk avfall. Vi har avdekket at 8 mg arsen/kg jord som et øvre akseptabelt konsentrasjonsnivå (normverdien i forurensningsforskriften) generelt ikke kan begrunnes verken ut fra en miljø- eller helserisiko ved dyrking av planter.

2.2.2 Økte konsentrasjoner av arsen i jord over tid ved bruk av organisk avfall

Det foreligger lite data på hva som skjer med organiske arsenforbindelser under kompostering eller utråtning til biogassproduksjon, men det kan forventes noe mineralisering på linje med andre stoffer. Tilførsel av organisk avfall til jord øker totalkonsentrasjonen 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 hvert 10 år gjennom 100 år gi en jordkonsentrasjon på 3,1 mg/kg dvs. en økning på ca. 30 % (Figur 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).



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

Ut fra våre beregninger er det ingen risiko for akkumulering av arsen i jordsmonnet dersom en bruker materiale med et arseninnhold lavere enn 5 mg/kg TS. Siden mesteparten av det organiske avfallet i Norge har arseninnhold lavere enn 5 mg/kg TS, er det naturlig å bruke 5 mg/kg TS som grense i kvalitetsklasse 0. I våre beregninger brukte vi 4 tonn TS/daa/10 år som utgangspunkt for å regne ut belastningen gjennom en periode på 100 år. Ved 4,2 mg As/kg TS var økningen i arsenkonsentrasjon såpass liten at det var ingen risiko for å nå grenseverdien på 8 mg As/kg jord i løpet av 100 år. Vi har derfor foreslått 8 mg As/kg TS som mulig grense i kvalitetsklasse I, som gir god sikkerhet mot at en når høyere verdier enn maksimalverdien på 8 mg As/kg jord på lang sikt. Ved å videreføre tilsvarende logikk med økte konsentrasjoner i forhold til redusert mengde materiale i klasse II og III, blir vårt forslag 16 mg As/kg TS i klasse II og 32 mg/kg TS i klasse III (Tabell 2). Som nevnt i kap. 2.2.1, er det stor usikkerhet om de arsenforbindelsene som er vanlig å finne i dyrka jord har toksisk virkning og om de tas opp av planter. Det er enda mindre erfaringsgrunnlag for å vurdere hva som skjer med organisk bundet arsen i organisk avfall. Beregningene av potensiell akkumulering av arsen som er vist i dette kapitlet, viser at organisk avfall med høye konsentrasjoner av arsen kan forårsake betydelig økning av totalinnholdet av arsen i jorda. Det er imidlertid et lite antall arsenforbindelser som reelt sett er problematiske ut fra et helse- og miljøperspektiv. Av den grunn tilrår vi at arsen deklarerer i organiske avfallsmaterialer, men at det foreløpig ikke innføres grenseverdier.

2.3 Endrede krav til tungmetaller i jord

I § 26 er det angitt jordkvalitetskriterier (tungmetaller) som gjelder for jord som skal tilføres produkter i kvalitetsklasse I og II, og disse er forstått som krav for dyrka jord. Derimot er det ikke satt spesifikke krav til jordkvalitet av mineraljordmasser som nyttes til jordblandinger ut over at jord ikke må tas fra deponi, industriområder eller lignende arealer som kan være forurenset med tungmetaller eller miljøgifter (§ 10.8). Siden det ikke er gitt noen definisjon av nivået av forurensning, har det i mange tilfeller vært nyttet masser i jordproduksjon som har tungmetallkonsentrasjoner høyere enn normverdiene for forurenset jord i forurensningsforskriften.

Tabell 3. Tilstandsklasser for forurenset grunn. Enhet: mg/kg TS (Hansen & Danielsberg 2009).

Tilstandsklasse	Jordkval.	1	2	3			
Tilstand	Dyrka jord	Meget god	God	Moderat	PNEC ¹	Rhizobium ²	Mikrobiell biomasse ³
Arsen	-	<8	8-20	20-50			
Bly	<50	<60	60-100	100-300	166		
Kadmium	<1	<1,5	1,5-10	10-15	1,15		
Kvikksølv	<1	<1	1-2	2-4	0,3		
Kobber	<100	<100	100-200	200-1000	90	27-150	70-384
Sink	<150	<200	200-500	500-1000	100	180-281	180-857
Krom (III)	<100	<50	50-200	200-500	62		
Nikkel	<30	<60	60-135	135-200	50	11-22	22-35

1: PNEC-Predicted No Effect Concentrations (se tekst for forklaring); 2: Påviste effektkonsentrasjoner for *Rhizobium leguminosarum* biovar. Trifolii i jord (Giller m.fl. 1998); 3: Påviste effektkonsentrasjoner for mikrobiell biomasse i jord (Giller m. fl. 1998).

Som vist i Tabell 3, er det ikke alltid sammenfall mellom de nivåene som anses å representere rene masser ut fra et forurensningssynspunkt og kravene til lavt tungmetallinnhold i dyrka jord. I forurensningsforskriften er forurenset grunn definert slik: jord eller berggrunn der konsentrasjonen av helse- eller miljøfarlige stoffer overstiger fastsatte normverdier for forurenset grunn (Klima- og miljødepartementet 2004, Kap 2. Vedlegg 1), eller andre helse- og miljøfarlige stoffer som etter en risikovurdering må likestilles med disse. Grunn der konsentrasjonen av uorganiske helse- eller miljøfarlige stoffer ikke overstiger lokalt naturlig bakgrunnsnivå i området der et terrenginngrep er planlagt gjennomført, skal likevel ikke anses for forurenset. Grunn som danner syre eller andre stoffer som kan medføre forurensning i kontakt med vann og/eller luft, regnes som forurenset grunn dersom ikke annet blir dokumentert. Konsekvensen av denne definisjonen er at jordsmonn i områder med naturlig høyt nikkel og krominnhold ikke regnes som forurenset, siden det har sammenheng med naturlige geologiske forhold. Derimot er områder med alunskifer å regne som forurenset, siden slike oppgravde masser både kan utvikle syre og medføre betydelig frigjøring av tungmetaller. I jordsmonn utviklet i masser med alunskifer som opphavsmateriale, har forvittringsprosessen som oftest kommet så langt at mesteparten av syredannelsen har allerede har skjedd. Syredanningspotensialet av uforvitrede undergrunnsmasser med alunskifermorene som opphavsmateriale er i liten grad undersøkt. Slike masser finnes som oftest som hardpakkelede morenelag dypere enn jordsmonnsutviklingen har nådd, men i noen tilfeller finnes slike masser i de øverste 100 cm i dårlig drenerte jordsmonn og under torvlag.

Vi foreslår at det foretas en tilnærming av grenseverdiene for tungmetallinnhold i dyrka jord og det som anses å være rene masser ut fra et forurensningssynspunkt (Tabell 4).

Tabell 4. Forslag til jordkvalitetskriterier for dyrka jord og maksimalt innhold i anleggsgjord som omsettes.

Tungmetaller	Maksimalt innhold i dyrka jord og anleggsgjord, mg/kg TS
Arsen	(8)
Bly	60
Kadmium	1
Kvikksølv	1
Kobber	100
Sink	150
Krom (III)	100
Nikkel	50

Vi har antydnet samme grenseverdi for arsen som i forurensningsforskriften. Begrunnelsen for å ha denne grensen i anleggsgjord er at en med mineralske jordmasser må unngå å få med materiale fra områder som kan være påvirket av utlekket arsen fra trykkimpregnerte materialer og lignende arsenforurensning. Verdien for bly er foreslått justert opp til normverdinivået i forurensningsforskriften. Grensen for kadmium er anbefalt uendret ut fra ønsket om å minimere opptak av kadmium i plantemateriale som nyttes som fôr eller human ernæring. Dessuten viser materiale fra alunskiferjordsmonn i Stange økt opptak av kadmium i plantemateriale (Haraldsen et al. 2017), for enkelte arter også over anbefalt nivå for humant konsum. Nivået av kadmium i områder med alunskiferjord var mellom 1-3,5 mg/kg TS. Grensen for kobber var i utgangspunktet sammenfallende og foreslås uendret. Vi har valgt å beholde grensen for sink ut fra erfaringer med vekstforstyrrelser i grøntanlegg med sink-konsentrasjoner >200 mg/kg TS i vekstmediet og sinkforgiftning i jordblandinger av kompost i klasse II, barkkompost og torv. I litteraturen er det beskrevet påvirkning av mikrobielle prosesser ved sinkkonsentrasjoner >180 mg/kg TS (jfr. Tabell 3). I vårt materiale fra Stange fant vi at sinkkonsentrasjonen i planter økte med stigende konsentrasjoner i jorda, men ingen av jordprøvene hadde høyere konsentrasjon av sink enn 190 mg/kg. Nivået i plantematerialet i prøvene fra Stange lå innenfor normalområdet (Haraldsen et al. 2017). For krom er det valgt å beholde maksimalnivået i gjeldende forskrift fordi det harmonerer med klasseverdiene for organisk avfall, samt erkjennelse av at det er mange områder i Norge med naturlig høyt krominnhold.

Maksimalverdien for nikkel i dyrka jord på 30 mg/kg TS representerer en betydelig begrensning for utnyttelse av organisk avfall på jordbruksarealer i store områder bl.a. i Trøndelag. Vi har valgt å foreslå den oppjustert til PNEC verdien (jfr. Tabell 3), selv om det foreligger undersøkelser som viser at mikrobielle prosesser kan bli påvirket ved konsentrasjoner helt ned til 11 mg/kg TS. Aasen (1997) angir at nikkelinholdet i dyrka jord i Norge vanligvis er lavere enn 100 mg/kg, ofte også mindre enn 50 mg/kg. Justeringen vil innebære at en større andel av dyrka jord i Norge kan ta i bruk resirkulert organisk avfallsmateriale.

2.4 Mineralske jordforbedringsmidler

Før Norge innførte Forskrift 2005-10-04 Forskrift om økologisk produksjon og merking av økologiske landbruksprodukter og næringsmidler som gjeldende regelverk for økologisk landbruk, foretok Debio godkjenning av ulike materialer som fikk driftsmiddelmerke. Dette gjaldt bl.a. fire typer steinmel (Debio 2002; Hansen 2003). Selv om regelverket ble endret i 2005, oppfattes de tidligere godkjenninger av Debio som gyldige. Ved analyse av fire steinmeltyper som hadde tillatelse til bruk av

Debios driftsmiddelmerke (Debio 2002; Hansen 2003), viste det seg at tungmetallinnholdet i tre av typene lå godt over verdiene for kvalitetsklasse 0 (Tabell 5).

Tabell 5. Konsentrasjoner av tungmetaller i noen norske steinmeltyper.

	Zn	Pb	Ni	Cu	Cd	Cr	Mn
Altagro	54,8	<4	15,3	7,8	<0,4	13,9	650
Oxaal	55,2	9,6	56,9	23,1	<0,4	58,5	483
Røyneberg	267	4,4	29,3	7,2	0,5	34,5	522
Olivin	23,0	<4	2050	9,8	<0,4	406	457

Finmalt olivinstein hadde svært høye konsentrasjoner av både nikkel og krom, og nikkelkonsentrasjonene alene ville klassifisere materialet som sterkt forurensset i tilstandsklasse 5 (Hansen & Danielsberg 2009), mens kromkonsentrasjonene tilsvarte tilstandsklasse 3. Jordmasser med miljøgiftkonsentrasjoner i tilstandsklasse 5 anses å være avfall (Hansen & Danielsberg 2009). Selv om det ble påstått at dette materialet hadde lav løselighet av nikkel, er det i alle andre sammenhenger totalinnholdet som har vært lagt til grunn. Haraldsen m.fl. (2005) gjorde forsøk med dette produktet som Mg tilskudd for å dekke årlig Mg behov til korn, og det ble da tilført 100 kg/daa. Det ble ikke funnet noen positiv effekt av innblandingen, og eldre undersøkelser tyder på at magnesiumfrigjøring fra slikt materiale først og fremst er av betydning på sterkt sur jord (Erstad 2001). Innblandet i et topplag på 20 cm tykkelse innebærer et slikt tilskudd (100 kg/daa) et bidrag på 1 mg Ni/kg jord. Dersom en forutsetter at jorda i utgangspunktet hadde et nikkelinnhold på 20 mg/kg, og aktuell bruk at produktet er å tilføre hvert 5. år, ville det bare ta 50 år med årlig tilførsel av 100 kg/daa av dette produktet for å overstige nikkelkonsentrasjonen for dyrka jord ut fra gjeldende forskrift. Ved å øke til nivået vi har foreslått vil det ta 150 år, men dette eksempelet viser at en også må ha grenseverdier for mineralsk baserte gjødsel- og jordforbedringsprodukter som skal tilføres dyrka jord. Jordforsk har også gjennomført forsøk med innblanding av olivinsand i vekstmedier, og funnet økende grad av nikkelforgiftning på plantene ved bruk av stigende mengder. Aasen (1997) påpeker at opptaket av nikkel i plantene har sterk sammenheng med mengden ombyttbart nikkel i jorda, og at tilgjengeligheten av nikkel minker ved stigende pH i jorda.

Av de fire steinmelproduktene i **Feil! Fant ikke referanse-kilden.**, er det bare Altagro som fritt bør kunne brukes uten at det settes krav til mengdebegrensning. Steinmel Røyneberg har en sinkkonsentrasjon som tilsvarende tilstandsklasse 2 for sink (Hansen & Danielsberg 2009), og kvalitetsklasse I for sink og kadmium dersom en vurderer materialet på lik linje med et organisk avfallsprodukt. Et slikt materiale må kunne brukes som jordforbedringsmiddel til jordbruksvekster, så lenge jorda på stedet ikke får høyere tungmetallinnhold enn grenseverdier i Tabell 4. Steinmel Oxaal har mange av de egenskapene som jordsmonn i Trøndelag har, nemlig forhøyede nivå av nikkel og krom. Nivået av nikkel tilsvarende dagens kvalitetsklasse III i gjødselveriforskriften, mens det er nivået for krom som gir massen tilstandsklasse 2 i tilstandsklassifisering (Hansen & Danielsberg 2009). Vi mener at også steinmel Oxaal og tilsvarende typer bør kunne anvendes som jordforbedringsmiddel til jordbruksvekster, så lenge nivåene av tungmetaller i dyrkingsmediet blir lavere enn verdiene angitt i Tabell 4.

I tillegg til steinmelprodukter er det en rekke forskjellige mineralske materialer som ulike bedrifter ønsker å kunne tilby til bruk i jordbruket eller i grøntanlegg. Fra betongindustrien er det både snakk om betongslam og knuste betongfraksjoner, mens gjenvinningsbedrifter er opptatt av å finne mulige anvendelser av knust betong av bygningsavfall. NIBIO har ikke studert disse materialene systematisk, men det er stor forskjell i miljøegenskapene til betongslam og knust feilstøp sammenlignet med knust betong av bygningsavfall. I alle prøver av knust betong av bygningsavfall vi har sett analyseresultater fra, var det påvisbare verdier for PCB og varierende nivå av tungmetaller. I prøvematerialet av

betongslam og knust feilstøp var tungmetallnivået innenfor kvalitetsklasse II, men disse materialene er foreløpig ikke vurdert i forhold til innhold av organiske miljøgifter. Potensielt vil avløpsslam og betongslam i passende blandingsforhold kunne gi et godt jordforbedringsprodukt på linje med kalkbehandlet avløpsslam.

Vårt forslag er å betrakte mineralske jordforbedringsmidler som steinmel på lik linje med organiske jordforbedringsmidler, og tillate bruk på jordbruksareal i mengder ut fra nye kvalitetsklasser i Tabell 2. Det vil sikre at en ikke bygger opp problematisk høye konsentrasjoner av tungmetaller i jordsmonnet ved at produkter med egenskaper som Olivin steinmel klart faller utenfor tillatt bruksområde. Når det gjelder bruk av steinmel og jordprodukter i dyrkingsmedier, foreslås at dyrkingsmedier som skal omsettes må ha lavere konsentrasjoner av tungmetaller enn grenseverdiene i Tabell 4. Med en slik bestemmelse vil en rekke steinmeltyper og jord med innhold av enkelte tungmetaller innenfor tilstandsklasse 2 kunne brukes som ingrediens i jordblandinger (anleggsjord). Samtidig vil en minimere risikoen for at jord med miljøskadelig innhold eller veksthemmende effekt kommer på markedet. Når det gjelder organiske jordblandinger (blandet dyrkingsmedium), må disse tilfredsstillende kvalitetsklasse 0 for å kunne omsettes som dyrkingsmedium. Blandinger som tilfredsstillende kvalitetsklasse I eller II, må bare omsettes som jordforbedringsmiddel med tilhørende bruksbegrensinger. Dette vil det være svært viktig å håndheve, siden det er i ferd med å komme på markedet en rekke torvfrie, avfallsbaserte jordprodukter. NIBIO har sett analyser at enkelte slike produkter, som viser seg å representere materiale med kvalitetsklasse I eller II, tilbys som dyrkingsmedier på det norske markedet.

Det er i dag en utfordring å identifisere alle aktører som tilbyr dyrkingsmedier og jordforbedringsmidler. Å innføre en registreringsplikt for alle virksomheter som behandler og omsetter denne typen materialer, vil gjøre det langt lettere å drive oppfølging og tilsyn. Tungmetallinnholdet i alle ingredienser må kunne kreves dokumentert, på alle dyrkingsmedier og jordforbedringsmidler som omsettes. I tillegg må en ha kunnskap om relevante organiske miljøgifter i forhold til opphavsmateriale.

2.5 Bruksområder for organiske avfallsprodukter

Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav gjelder både organisk gjødsel, jordforbedringsmidler og dyrkingsmedier, men det er ikke foretatt noe klar grensedragnings mellom bruksområdene. Dette har ført til stor usikkerhet om hvordan produktene skal deklarerer og brukes. Jordforbedringsmidler og ingredienser i jordblandinger har i gjeldende forskrift utelukkende vært regulert ut fra tungmetallinnhold, mens husdyrgjødsel har vært regulert i forhold til næringsinnhold og i særlig grad definisjonen av gjødseldyrenhet (GDE). I de senere år er det blitt tatt i bruk flere organiske gjødseltyper som ikke faller inn i kategorien husdyrgjødsel. Dette gjelder bl.a. kjøttbeinmel og biorest av matavfall. Med en økende utbygging av biogassanlegg der husdyrgjødsel og ulike organiske biprodukter som fiskeensilasje, fiskeslam (husdyrgjødsel av oppdrettsfisk) og matavfall inngår, vil en måtte regulere mengden næringsstoffer pr. dekar på en annen måte enn bare å ha et maksimalt dyretall ut fra tilgjengelig spredeareal. Som første ledd i dette er det nødvendig med en klar definisjon av produkter og bruksmåter.

- **Gjødsel:** materialer som inneholder konsentrasjoner av løselige plantenæringsstoffer som gjør produktet egnet til **årlig** bruk i forhold til plantenes behov for næringsalter. Et organisk gjødselprodukt skal ha forutsigbar effekt som gjødsel (målestokk husdyrgjødsel 100-400 kg TS/daa/år)
- **Jordforbedringsmiddel:** materialer som har positiv virkning på en eller flere jordegenskaper (kjemisk, biologisk, fysisk) og som tilføres som en engangstilførsel med **flerårig virkning** (målestokk avløpsslam, ulike typer kompost 1-4 tonn TS/daa/10 år)

- **Ingredienser i jordblandinger:** materialer som har lave konsentrasjoner av næringsstoffer på tørrstoffbasis, ikke kritisk høye konsentrasjoner av tungmetaller eller andre veksthemmende stoffer og gode, stabile, fysiske egenskaper

Vi foreslår at det i den nye forskriften er regler som er tilpasset bruksområde og materialenes egenskaper, slik at materialer som kan nyttes som gjødsel deklarerer som gjødsel og brukes som det. Dette vil bl.a. gjelde kjøttbeinmel, biorest av matavfall, husdyrgjødsel, fiskeslam og fiskeensilasje, og ulike produkter av N eller P rikt materiale fra næringsmiddelindustri. Slike materialer vurderes i forhold til en maksimal gjødsling med 17 kg N/daa/år eller den fosforbegrensningen en bestemmer seg for i revidert forskrift. Våre beregninger er basert på 3,5 kg P/daa/år. Bruk av slike gjødselvarer skal ikke gi større tungmetallbelastning pr. dekar enn bruk av jordforbedringsmidler som doseres på tørrstoffbasis (jfr. Tabell 2).

Når det gjelder jordblandinger, er det i bransjen svært ulike oppfatninger av hva slags materialer som defineres innenfor 30 vol. % av en jordblanding. For det første er det svært vanskelig å kontrollere om det er blandet riktig, siden materialenes tørrstoffinnhold har svært stor betydning for hvor mye innblandingen påvirker egenskapene til ferdig jordblanding. Det har vært vanskelig å klarlegge bakgrunnen for innføringen av denne mengdebegrensningen i jordblandinger. I kommentaren til den trykte utgaven av Slamforskriften (Miljøverndepartementet 1995) står det følgende til § 11:

I et dyrkingsmedium bør slammet ikke utgjøre mer enn maksimalt 30 volumprosent og bør blandes med et mineralholdig materiale (sandjord, leirjord, steinjord o.l.) for å bedre fastheten. I forbindelse med den varslede skjerping av kravene til tungmetaller i slam vil det også bli vurdert å gi bestemmelser om maksimale mengder totalfosfor og ammoniumnitrogen som kan tilføres jordsmonnet.

Ut fra litteraturen er det flere anbefalinger på maksimalt 20-30 vol.% kompostinnblanding i pottejord (Fitzpatrick 2001), mens Sterrett (2001) peker på at kompostinnblanding påvirker fysiske egenskaper, og både salt- og næringsinnhold i vekstmediet avhenger av opphavsmaterialet til det organiske avfallet som er kompostert. Det er trolig at 30 vol. % regelen i forskriften først og fremst er laget ut fra en kjent risiko for at vekstmediet vil kunne få dårlige egenskaper, og til og med være uegnet for dyrking av planter dersom andelen organisk avfall oversteg 30. vol. %. Sterrett (2001) viser også til undersøkelser som viser økt opptak av tungmetaller i grønnsaker dyrket i vekstmedier med iblandet kompost med relativt høye tungmetallkonsentrasjoner. Egne observasjoner har vist at vekstmedier med kompost i kvalitetsklasse II ga omfattende misvekst på grunn av sinkforgiftning. Utfordringen med jordblandinger er at det er to ulike typer jordblandinger på markedet; anleggsgjord og blandet dyrkingsmedium, hver type med sitt bruksområde. Ut fra NS 2890 brukes blandet dyrkingsmedium om en organisk basert jordblanding av torv, organisk avfall o.l. der bruksområdet er potter, krukker og i veksthus. Mineraljordbaserte jordblandinger med noe innblanding av torv, organisk avfall og lignende omtales som anleggsgjord, og bruksområdet for slik jord er grøntanlegg og utendørs anvendelse. Brod & Haraldsen (2017) har gitt en utførlig redegjørelse om aktuelle materialer som kan brukes som organiske ingredienser i ulike typer jordblandinger.

2.5.1 Bruk som gjødsel

Når en tar utgangspunkt i spredning av gjødsel av organisk opphav, bør en i stor grad sammenligne med bruk husdyrgjødsel, som det finnes en lang tradisjon for med tilhørende regelverk. Dette regelverket har til nå vært fokusert på bruk i forhold til gjødselvirkning, og risiko for tap av N og P fra landbruksarealer. Således er maksimal grense for organisk gjødsel satt til 17 kg N/daa for områder som omfattes av nitratdirektivet, og ut fra gjødseldyreenhet er P-gjødsling satt til maksimalt 3,5 kg P/daa. Det er vist at flere typer husdyrgjødsel har et tungmetallinnhold som gir begrensning for bruk ut fra tungmetallkonsentrasjoner på tørrstoffbasis (Paulsrud m.fl. 1997; Daugstad & Nesheim 2011).

Problemstillingen er bl.a. at svinegjødning ofte kommer i kvalitetsklasse II eller III for sink. Det er også dokumentert tilfeller av sinkkonsentrasjoner i svinegjødning som overstiger nivået i kvalitetsklasse III. Dersom slikt materiale nyttes som råstoff i en biogassprosess, vil tørrstoffkonsentrasjonen avta som en konsekvens av at det organiske materialet brytes ned til metan og CO₂. Samtidig vil konsentrasjonen av næringsstoffer og tungmetaller øke på tørrstoffbasis, men i svært liten grad bli endret på volumbasis. Etter biogassbehandling vil en lett kunne komme i en situasjon der bioresten kommer i kvalitetsklasse III eller høyere, og dermed ikke kan tillates brukt som gjødning på jordbruksareal etter dagens forskrift. For å løse dette problemet, foreslås å tillate bruk av inntil 1 tonn TS/daa eller 100 kg TS/daa i kvalitetsklasse III ut fra vårt forslag til klassegrenser. Dette vil langt på vei løse problemet med de aller fleste typer biorest.

Dersom en tar utgangspunkt i vårt forslag til klassegrenser for kvalitetsklasse III (Tabell 2) og spredning av 100 kg TS/daa/år og at det skal nyttes enten 17 kg N/daa/år eller 3,5 kg P/daa/år, må gjødning inneholde minst følgende:

- 17 kg N/daa, 100 kg TS = 17 % N på TS basis eller
- 3,5 kg P/daa, 100 kg TS = 3,5 % på TS basis

Er P konsentrasjonen på TS basis lavere enn 3,5 %, er det mengdebegrensning ut fra tungmetallkonsentrasjoner på TS basis som skal regulere mengden, og tilsvarende for nitrogen blir det tungmetallkonsentrasjoner på TS basis som skal regulere mengden dersom N konsentrasjonen på TS basis er 17 %. Det er således når tungmetallkonsentrasjoner faller utenfor klasse III, og det samtidig er enten høyere N-konsentrasjon enn 17 % av TS eller 3,5 P % av TS at det er behov for et forholdstall mellom N konsentrasjon og tungmetall eller P konsentrasjon og tungmetall. Det finnes biorester som er innen denne kategorien. Dette gjelder i særlig grad husdyrgjødningsbasert biorest, basert på svinegjødning eller fjørfegjødnings, eller av fiskeslam fra resirkuleringsanlegg. En svinegjødning som i utgangspunktet har 9 % TS, 7,2 % N, 3,5 % P og 11 % K og 960 mg Zn/kg TS vil etter biogassbehandling og reduksjon av TS til det halve, komme inn under dette siden den da vil komme utenfor kvalitetsklasse III for sink. Siden dette er snakk om veldig konsentrerte gjødningsprodukter, har slike produkter stor interesse fordi de kan gi god gjødningsvirkning. Det vil ha avgjørende betydning for situasjonen i Rogaland og andre områder med stor husdyrtetthet at en ved biogassbehandling kan få tatt ut den fosforrike fraksjonen, og nyttet den som gjødning i andre områder med P behov. Forholdene mellom P og tungmetall i Tabell 6 vil da ha stor betydning.

Tabell 6. Forhold mellom N og tungmetall (mg/mg) og P og tungmetall (mg/mg)

	mg/kg TS	N/tungmetall mg/mg	P/tungmetall mg/mg
Kadmium (Cd)	3,2	53125	10938
Bly (Pb)	200	850	175
Kvikksølv (Hg)	2	85000	17500
Nikkel (Ni)	120	1417	292
Sink (Zn)	1600	106	22
Kobber (Cu)	1000	170	35
Krom (Cr)	240	708	146
Arsen (As)	(32)	(5313)	(1094)

Konsekvensen av forholdstallene i Tabell 6 er for eksempel at et materiale som inneholder 5 mg Cd/mg TS kan brukes på jordbruksareal dersom N konsentrasjonen er minst 26,6 % av TS eller P konsentrasjonen er minst 5,47 % av TS. En biorest med 2500 mg Zn/kg TS vil på tilsvarende måte

måtte inneholde minst 26,5 % N av TS eller minst 5,5 % P av TS. Ut fra analyser av organiske avfallsmaterialer som NIBIO har tilgang til, er det forholdstall mellom tungmetaller og fosfor som har størst interesse. Det er økende interesse for biokull basert på P-rikt organisk avfall i EU, og det er et pågående arbeid med utvikling av regelverk for deklarasjon og omsetning av slikt materiale (STRUBIAS). Interessante materialer i den sammenheng er å pyrolysere fast, avvannet materiale av biorester, husdyrgjødsel og fiskeslam.

Det er verdt å merke seg at kravene til forhold mellom fosfor og kadmium i Tabell 66 er omtrent tilsvarende som i forskrift om handel med EF-gjødsel der det tillates inntil 100 mg Cd/kg P. I forslaget til ny EU forskrift er det for organisk-minerale gjødsel satt grense til 137 mg Cd/kg P, men grensen skal bli lavere med tida. For organisk gjødsel er grensen 1,5 mg Cd/kg DM. Forholdet i Tabell 6 tilsvarer at det skal være 91,4 mg Cd/kg P eller lavere. Det er en smaksak om tungmetall eller næringsstoff står som teller eller nevner.

2.5.2 Bruk som jordforbedringsmiddel og som ingrediens i jordblandinger

I den gjeldende forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav er det tillatt å bruke vesentlig større mengder organisk avfall på grøntareal enn på jordbruksareal. Mens mengden tillatt brukt på jordbruksareal er helt eksakt bestemt ved angivelse av mengde tørrstoff pr. dekar, er mengden tillatt brukt på grøntareal angitt som tykkelse på et lag på maksimalt 5 cm eller innenfor 30 vol. % av en jordblanding. Det er hevet over tvil at behovet for tilførsel av næringsstoffer er vesentlig mindre til grøntanleggsplanter enn til jordbruksvekster. Bøen & Haraldsen (2008, 2011) fant store forskjeller i tilvekst av raigras etter innblanding av ulike typer avløpsslam og kompost til raigras i mengder fra 4-12 tonn TS/daa. Raigraset ga enorm respons i tilvekst ved stigende mengder avløpsslam, mens det var heller negativ effekt av slamkomposten. I etableringsåret ga 4 tonn TS/daa av avløpsslam like stor tilvekst som 20 kg N/daa, og en jevn tilvekst gjennom påfølgende vekstsesong som i alle fall tilsvarte gjødsling med 5 kg N/daa (Bøen & Haraldsen 2008). I forsøk med innblanding av stigende slammengder ble det økende tilvekst opp til 25-30 vol. % slam i jord, mens det ble anbefalt å nytte maksimalt 10 vol. % (Haraldsen & Pedersen 2003, Haraldsen et al. 2014). I mange typer anleggsjord blir det svært høye konsentrasjoner av P-AL ved innblanding av kompost, og ofte i så høye konsentrasjoner at det kan være risiko for utvasking (jfr. Tabell 7). Risiko for økt utvasking starter på et lavere P-AL nivå enn 30 mg/100 g, men risikoen er stor ved høye nivå av P-AL i jorda. I mineraljord ser vi at risikoen øker sterkt fra P-AL ca. 15 mg/100 g. I organisk materiale bindes fosfat i mindre grad enn i mineraljord, så i slikt materiale vil det også være stor risiko for utvasking ved et lavere P-AL nivå enn 30 mg/100 g. I tillegg er det risiko for utvikling av sinkmangel i jord med mye løselig fosfor kombinert med høy pH. Da kan sink felles ut som sinkfosfat. Høye P-AL tall i jorda vil dermed være et faresignal med tanke på sinkmangel (Krogstad & Haraldsen 2017a).

Tabell 7. P-AL i jordblandinger i forhold til P-gjødslingsstrategi

	Risiko for misvekst	Optimalt ved normal gjødsling	Egnet for lite P-gjødsling	Egnet for ingen P-gjødsling	Stor risiko for P-utvasking
P-AL, mg/100 g	0-5	5-7	7-14	14-30	>30

Flere typer organisk avfall bør en begrense mengden av i jordblandinger for å unngå at vekstmediet får urimelige høye konsentrasjoner av P-AL (se Tabell 8). Hvordan en best kan regulere dette i en forskrift er vi noe usikre på, men det bør være en rimelig sammenheng mellom tilgjengelige mengder næringsstoffer i vekstmediet og behovet for næringsstoffer hos de aktuelle vekstene. Statens vegvesen har endret kravspesifikasjoner for anleggsjord i prosess 74.44, slik at en unngår overdosering av næringsstoffer (Statens vegvesen 2015).

Tabell 8. Forslag til doseringsmål for ulike typer produkter av organisk avfall i anleggsgjord.

Produkter av org. avfall	Doseres i forhold til
Hage/parkkompost	Næringsstoffer i sluttprodukt (P-AL<30 mg/100 g)
Matavfallskompost	Næringsstoffer i sluttprodukt (P-AL<30 mg/100 g)
Avløpsslam	Tilgjengelig mengde nitrogen ved etablering
Avløpsslam, kalket	pH i vekstmediet, bør aldri overstige 7,5
Vannverkslam	P-AL i jorda (for mye gir lavt P-AL)
Barkkompost	Behov for organisk materiale, tungmetaller forskrift, løselig mangan
Slamkompost	Behov for organisk materiale, tungmetaller forskrift, løselig mangan
Hestegjødselkompost	Næringsstoffer i sluttprodukt (P-AL<30 mg/100 g)
Kompostert husdyrgjødsel	Næringsstoffer i sluttprodukt (P-AL<30 mg/100 g)
Fast biorest	Næringsstoffer i sluttprodukt (P-AL<30 mg/100 g)
Slam fra treforedlingsindustri	Behov for organisk materiale, tungmetaller forskrift, løselig mangan

På grunn av at jordblandinger innblandet hage/parkkompost ikke har vært registreringspliktig, har det vært en oppfatning blant jordprodusenter at hage/parkkompost ikke omfattes av forskriften og dermed kan doseres fritt. Det er ellers funnet flere eksempler på at det i mange tilfeller er brukt mye større mengder organisk avfall enn 30 vol. % i anleggsgjord, noen ganger bare med enormt høye nivå av løselige næringsstoffer. I noen tilfeller ble det brukt så store mengder organisk avfall at høye nivå av saltkonsentrasjonen hindret spiring, mens i andre tilfeller oppsto ulike typer misvekst som følge av ubalanse mellom tilgang av næringsstoffer. I slike tilfeller har en pekt på § 10.8 og understreket kravet om at vekstmediet skal være godt egnet til dyrking av planter og må ikke ha veksthemmende effekt. Dette er i praksis det eneste kjøperne av jord kan bruke som reklamasjonsgrunnlag dersom vekstmediet ikke fungerer. Det er viktig at kravet om at vekstmediet skal være egnet til dyrking av planter opprettholdes i ny forskrift. Derimot er det ikke ønskelig at 30 vol. % regelen videreføres. Den må erstattes av krav til at vekstmediet ikke må inneholde mer tungmetaller enn angitt i Tabell 4, og at organiske dyrkingsmedier (blandet dyrkingsmedium) må ligge innenfor kvalitetsklasse 0. Dersom de ikke gjør det, er det bruksbegrensningene for kvalitetsklasse I-III som blir gjeldende. Det må også presiseres at jord og jordlignende materialer som nyttes i jordblandinger ikke må være forurenset i en slik grad at innhold av tungmetaller eller miljøgifter kommer i tilstandsklasse 3 eller høyere.

For bruk i grøntanlegg differensierer ikke dagens gjødselvereforskrift mengden organisk avfall som kan brukes ut fra kvalitetsklasse. Uavhengig av kvalitetsklasse kan en legge ut et lag på maksimalt 5 cm tykkelse. For klasse III er det spesifisert at en kan blande inn hvert 10. år. Bruken av organiske avfallsmaterialer i grøntanlegg synes å være det minst gjennomtenkte i dagens gjødselvereforskrift. Gjentatt tilførsel av materiale med den størst tillatte konsentrasjonen av tungmetaller (Kvalitetsklasse III) vil over tid bygge opp konsentrasjoner av flere tungmetaller som både kan virke hemmende på planteveksten og føre til at jorda blir å regne som forurenset i henhold til forurensningsforskriften.

I Slamforskriften av 2. januar 1995 var det forutsatt at slammet skulle være godt omsatt, opptørket og smuldre lett ved bruk på grøntareal. I dagens gjødselvereforskrift står det ingen ting om konsistens og egenskaper til materiale på inntil 5 cm tykkelse som kan blandes inn i jorda på bruksstedet på grøntareal. Teoretisk betyr det at materialet kan spenne fra tørr aske, smuldrende kompost til avvannet avløpsslam med rundt 20 % tørrstoff. Vi har gjennomført noen beregninger som viser hvor raskt tungmetallkonsentrasjonen øker i jord ved tilførsel av klasse III materiale.

Vi forutsetter at det blandes inn kompost med densitet 0,2 kg/l i en sand med densitet 1,5 kg/l. Blandingsforholdet er 30 vol. kompost og 70 vol. % sand, som tilsvarer 5 cm kompost og 12 cm sand. Det er ikke tatt hensyn til at volumet av blandingen endres.

Tabell 9. Innblanding av 30 vol. % kompost av varierende kvalitetsklasse i sand.

	Klasse III mg/kg TS	Klasse II mg/kg TS	Klasse I mg/kg TS	Sand mg/kg TS	Sand: klasse III	Sand: klasse II	Sand: klasse I
Kadmium (Cd)	5	2	0,8	0,1	0,41	0,23	0,15
Bly (Pb)	200	80	60	10	22,5	15,3	14,1
Kvikksølv (Hg)	5	3	0,6	0,05	0,35	0,23	0,09
Nikkel (Ni)	80	50	30	10	15,3	13,5	12,3
Sink (Zn)	1500	800	400	50	143	101	77
Kobber (Cu)	1000	650	150	20	81	60	30
Krom (Cr)	150	100	60	20	30	27	25

Regneeksempelet i Tabell 9 anskueliggjør de store forskjellene det blir i tungmetallbelastning i jord i grøntanlegg ved innblanding av samme mengde kompost med ulikt tungmetallinnhold. Med bare en gangs tilførsel av kompost i kvalitetsklasse III øker konsentrasjonen av kobber og kadmium fire ganger og for sink og kadmium nesten tre ganger. Ved en gjentatt tilførsel av samme mengde kompost etter ti år vil en nå opp i 134 mg Cu/kg TS og 220 mg Zn/kg TS i jorda. Da er allerede normverdiene i forurensningsforskriften for kobber og sink overskredet. Beregningene i tabell 9 er svært sensitive i forhold til densiteten av det organiske avfallsmaterialet. Dersom kompostmaterialet har densitet 0,4 kg/l, vil en allerede ved første gangs tilførsel overskride normverdiene i forurensningsforskriften for kobber og sink. Det er derfor ikke forsvarlig å tillate gjentatt tilførsel av samme mengde organisk avfall i kvalitetsklasse III. Derimot er det uproblematisk med gjentatt tilførsel av kompost i kvalitetsklasse I.

Bruk av slam som toppdekke på avfallsfyllinger er også problematisk i forhold til tilstandsklasser for forurenset grunn (Hansen & Danielsberg 2009). Avløpsslam i klasse III kan være opp til tilstandsklasse 4 for sink og kvikksølv og tilstandsklasse 3 for kobber, og et dekkjikt av slam på 15 cm tykkelse inneholder både store mengder tungmetaller og næringsstoffer. Slikt materiale er etter vår vurdering uegnet som dekkjikt og toppdekke på avfallsfyllinger. På den ene siden kan slikt materiale inneholde så høye konsentrasjoner av tungmetaller at det oppstår toksisk virkning på plantevekst, og på den annen side er det snakk om så store mengder næringsstoffer at bare et fåtall arter vil trives. Vi har fått rapportert voldsom vekst av enkelte ugrasarter, som nærmest dannet ugraskratt på avsluttede fyllinger.

Vi har også regnet på bruk av 30 vol. % kompost av ulike kvalitetsklasser tilsatt torv. Da forutsettes at komposten har dobbelt så høy densitet som torvmaterialet. Innholdet av tungmetaller i torva var basert på målte verdier i torv (H 3-4). Ved slik bruk er det de kjemiske egenskapene til komposten som totalt dominerer blandingen. Blanding med kvalitetsklasse III kompost ble fremdeles kvalitetsklasse III, og tilsvarende ble blandingen med kvalitetsklasse II kompost i klasse II. Selv ved bruk av 30 vol. % kompost i klasse I blandet med ren torv (klasse 0 med god margin) ble blandingen kvalitetsklasse I.

Ut fra at bruk av produkter av organisk avfall ikke skal medføre risiko for forurenset jord i grøntanlegg, er det nødvendig med differensierte grenser for bruk ulike kvalitetsklasser også i grøntanlegg. Bruk av materialer i kvalitetsklasse 0 vil aldri kunne føre til forurenset jord, og bør derfor kunne brukes i forhold til behovet for tilførsel av næringsstoffer. Det skal ikke mye materiale av kvalitetsklasse II eller klasse III til i en organisk jordblanding før hele blandingen får kvalitetsklassen til materialet med høyest tungmetallinnhold. Vi har bl.a. sjekket ut et torvfritt jordforbedringsmiddel basert på hage/parkavfall og hestegjødsel i kvalitetsklasse 0, der produsenten ønsket å tilsette økologisk hønsegjødsel for å næringsberike produktet og gjøre det mer anvendelig. Etter innblanding av hønsegjødsel ble blandingen i kvalitetsklasse I for sink, og produktet fikk dermed bruksbegrensning tilsvarende klasse I. Den økologiske hønsegjødsel var nemlig deklart som et kvalitetsklasse I produkt

med nær 400 mg Zn/kg TS. Tilsetning av ulike typer steinmel (jfr. kap. 2.4) som har vært anbefalt innen økologisk landbruk, vil også kunne medføre at et organisk torvfritt jordforbedringsprodukt får kvalitetsklassebegrensning etter innblanding.

På bakgrunn av beregningene foreslår vi at en ved anlegg av grøntanlegg kan benytte inntil 5 cm av organisk avfall i kvalitetsklasse III eller lavere. Alternativt kan en benytte slikt materiale i en anleggsjord, som maksimalt kan ha et innhold av P-AL på 30 mg/100 g og ellers ha tungmetallinnhold innenfor kravene angitt i tabell 4. Anleggsjord som er laget på denne måten, vil også kunne brukes til dyrking av matplanter i privathager og på jordbruksareal.

Organisk gjødsel og jordforbedringsmidler kan brukes i grøntanlegg etter samme regler som er angitt for bruk på jordbruksareal. Dette vil sikre at en unngår oppbygning av høye tungmetallkonsentrasjoner i jord i grøntanlegg, og får regulert mengden av næringsstoffer mer i samsvar med behovet til vekstene.

2.5.3 Bruk av organiske avfallsmaterialer som jorddekkemidler

I dagens gjødselvereforskrift er det bare materialer i kvalitetsklasse 0 som det ikke er krav om innblanding/nedmolding i stedlig jord. Det har utviklet seg en praksis med bruk av hage/parkkompost som jorddekkemateriale (Figur 2), og dette beskrives ofte som tiltak ved etablering av plantefelt, staudebed og andre typer grøntanlegg.



Figur 2. Horisontalt utviklede bjørkerøtter i jorddekke av hage/parkkompost

Foto: Trond Knapp Haraldsen

Praksisen med kompost som jorddekke kombineres ofte med bruk av anleggsjord iblandet organiske avfallsmaterialer. Summen av næringsstoffer i vekstmediet og i kompostlaget på toppen kan bli betydelig.



Figur 3. Plantefelt på Fornebu med jorddekke av flis over kompost i etableringsåret 2004 og tre år etter planting (2007)

Foto: Trond Knapp Haraldsen

Flere anlegg som behandler organisk avfall, har ønsket å bruke slamkompost som jorddekkemateriale i veianlegg ut fra at denne komposttypen kan ha erosjonshindrende effekt. Vi er i utgangspunktet skeptisk til slik bruk, siden det ikke foreligger undersøkelser av avrenning og utvasking av næringsstoffer.

Flis, bark og sortert, grov hage/parkkompost er de organiske jorddekkematerialene som er mest vanlig brukt. Dette er materialer med lavt innhold av næringsstoffer, men både bark og hage/parkkompost kan ha tungmetallinnhold som overstiger kvalitetsklasse 0 for et eller flere tungmetaller. For å opprettholde en langsiktig virkning av et organisk jorddekke mot ugrasetablering, er det nødvendig å etterfylle jorddekket etter en viss tid for å opprettholde tykkelsen, f.eks. 5 cm. Jorddekker som vedlikeholdes på denne måten får lignende funksjon som et naturlig råhumusdekke, men vil ofte stimulere jordfauna som meitemark og omdannes til mold i nedre del. Tosjikts jorddekke med et tynt kompostlag under et tykkere lag av flis ble benyttet over store områder på Fornebu med svært god virkning mot aggressiv frøbank (Figur 3). Haraldsen (2004) og Haraldsen & Sveistrup (2008) gjennomførte undersøkelser av de ulike jorddekkestrategiene som var brukt på Fornebu. Tosjikts jorddekke med et lag kompost under ulike typer flismaterialer fungerte godt både i forhold til å hindre ugrasetablering og i forhold til å oppnå god etablering av plantefelt. Både komposten og flismaterialet som ble benyttet på Fornebu holdt kvalitetsklasse 0, noe som var en forutsetning siden det var blandet inn slamkompost i anleggsjorda som var brukt.

Med sikte på å lage enhetlige regler for bruk av organiske avfallsmaterialer, foreslår vi følgende:

Jorddekkematerialer i kvalitetsklasse 0 kan benyttes i mengder tilpasset behovet for beskyttelse mot ugrasetablering, og i forhold til plantenes behov for næringsstoffer.

Jorddekkematerialer i kvalitetsklasse I kan legges ut på overflata i lag på maksimalt 5 cm tykkelse. Tykkelsen av jorddekket kan opprettholdes ved tilførsel av inntil 4 tonn TS/daa pr. 10 år eller ved bruk av materiale i kvalitetsklasse 0.

Materialer i kvalitetsklasse II og III anses ikke egnet som jorddekkematerialer, siden slike materialer i praksis vil overstige forurensningsforskriftens normverdier for forurenset grunn.

2.5.4 Bruk av aske og organisk avfall i skog

Gjeldende forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav gir ikke anledning til bruk av organisk avfall i skogbruket. Fra flere hold er det ønsket at dette endres ved innføring av ny forskrift. Motivene for endring er flersidig. I enkelte sammenhenger ønsker en å øke tilveksten på arealer som kan nyttes til energiskog, mens det i andre sammenhenger er skogsindustrien og biobrenselbransjen pådriver for å få innført regler for spredning av aske i skog.

I Sverige har en i stor grad motivert askespredning i skog som et tiltak for å tilbakeføre næringsstoffer som tas ut når det drives heltrehogst, samt at slikt tiltak motvirker forsuring av jordsmonnet. Foreløpig er heltrehogst av lite omfang i Norge, men det er en økende etterspørsel etter bioenergi virke som også omfatter greiner og topper (GROT). Det er så langt ikke funnet noen generell sikker effekt av askespredning på tilveksten av skog. På lite produktiv skogsmark kan askespredning virke heller negativt, mens det på produktiv skogsmark har vært til dels betydelig tilvekstøkning (Sikström 2012a). På torvjord har asketilførsel gitt en mer sikker tilvekstøkning (Sikström 2012b).

I det svenske regelverket tar en utgangspunkt i balanse mellom uttak og tilbakeføring av næringsstoffer og tungmetaller i et omløp (Ribbing & Bjurström 2011). I Tabell 9 er det satt opp en sammenligning av kvalitetsklasse III i vårt forslag (jfr. Tabell 2) og de svenske maksimalverdiene. Dersom en legger til grunn samme tungmetallbelastning på skogsareal som en tillater på jordbruksareal, og regner et omløp til 50 år, vil en med denne logikken kunne spre 1 tonn TS/daa/50 år av produkter med 5 ganger konsentrasjonen av kvalitetsklasse III. Vi anser det som svært viktig at tungmetallbelastningen pr dekar skogsareal blir tilsvarende som for jordbruksareal eller lavere, siden store skogsarealer er potensielt dyrkbare.

Tabell 9. Forslag til tungmetallgrenser i ny kvalitetsklasse III, grenseverdier for tungmetaller i aske for spredning i skog i Sverige og konsentrasjoner av tungmetaller som er 5 ganger høyere enn klasse III forslaget.

	Ny klasse III	Aske til skog, Sverige	5 X ny klasse III	Tilstands-klasse 3	Forslag skog Norge	Begrunnelse
Kadmium (Cd)	3,2	30	16	10-15	16	5 X klasse III
Bly (Pb)	200	300	1000	100-300	300	Aske Sverige, Miljødir. 3
Kvikksølv (Hg)	2	3	10	2-4	3	Aske Sverige, Miljødir. 3
Nikkel (Ni)	120	70	600	135-200	200	Miljødir. 3
Sink (Zn)	1600	7000	7000	500-1000	7000	5 x klasse III aske Sverige
Kobber (Cu)	1000	400	5000	200-1000	1000	Klasse III, Miljødir. 3
Krom (Cr)	240	100	1200	200-500	500	Miljødir. 3
Arsen (As)	32	30	160	20-50	50	Miljødir. 3

For flere av tungmetallene blir det mye høyere konsentrasjoner ved å bruke 5 x ny kvalitetsklasse III enn det som er tillatt etter svensk regelverk (Tabell 9), mens for sink stemmer det godt. Det tillates omtrent dobbelt så høy kadmiumkonsentrasjon i Sverige som det blir etter 5 x klasse III, men mengden som tillates i Sverige er mindre. Der tillates 300 kg TS/daa/10 år og maks 600 kg TS/daa/omløpstid. For å vurdere risikoen ved behandling av materialet, har vi sett på konsentrasjonene i tilstandsklasse 3 for å ta human eksponering med i betraktningen. Siden det er vanlig at aske legges i mellomlager ute, er det viktig at det ikke er helsefarlige konsentrasjoner i slikt materiale. I forslaget til grenseverdier i skog er således kadmiumverdien satt som 5 x klasse III. Konsentrasjonen av sink er satt lik det svenske regelverket og likt med 5 ganger klasse III.

Vårt forslag er laget ut fra en belastning ved spredning av 1 tonn TS/daa/50 år. Ut fra de svenske erfaringene, er det hensiktsmessig å angi maksimal belastning på 300 kg TS/daa/10 år og maksimalt

tre gjentatte behandlinger i løpet av en omløpsperiode. For å gi tilvekstøkning, bør en gi anledning til å kombinere aske og N rikt organisk avfall for eksempel ukalket avløpsslam eller ulike slamtyper fra treforedlingsindustri. Maksimalmengden vil i så fall gjelde for et kombinasjonsprodukt av aske og N-rikt organisk avfall. Det er et spørsmål om organisk avfall i en slik anvendelse kan holde kravene foreslått for aske i skog. Det vil gjøre det mulig å utnytte næringsstoffene i enkelte avfallsstrømmer som ikke holder kravene for bruk på jordbruksareal. Det er viktig her å presisere at dette forslaget reelt bare tilfører opp til samme mengde tungmetaller pr. dekar i skogsområder som vi tillater på jordbruksarealer, siden mengdebegrensningen er betydelig strengere for skogsarealene.

Tabell 10. Kjemiske egenskaper til noen askeprøver fra norske biobrenselanlegg (Haraldsen m.fl. 2012)

		Årnes ved +kornavrens		Lillestrøm ved + GROT		Lørenskog våt aske bland		Eidsvoll Ved		Forslag
		Bunn	Bland	Bland1	Bland2	ved	ved+ GROT	Bunn	Bland	
P	g/100 g TS	1.6	2.2	0,82	1,4	1,1	1,2	0,37	0,87	
K	g/100 g TS	6.9	10.0	6,5	7,2	7,4	4,1	4,0	7,1	
Ca	g/100 g TS	14.0	12.0	15	31,0	21,0	23	14.0	25.0	
Mg	g/100 g TS	1.7	1.9	1,2	3,3	1,6	2,6	1.8	3.1	
Cd	mg/kg TS	0.015	0.27	0,43	0,99	2,2	18	2,9	27	16
Zn	mg/kg TS	54	490	110	160	130	1200	200	1900	7000
Ni	mg/kg TS	13	32	32	140	28	23	18	23	200
Cr	mg/kg TS	21	21	180	1300	23	35	120	180	500
Cu	mg/kg TS	43	77	120	110	120	81	49	90	1000

Med de foreslåtte grensene vil bunnaske hovedsakelig komme inn under kravene for spredning i skog (jfr. Tabell 9). Noen blandasker vil også kunne brukes, men ikke alle. I praksis er det de tre tungmetallene Cd, Zn og Cr som har vært vanskelig å få under grensene i gjeldene forskrift. Kvikksølv har så lavt smeltepunkt at dette stoffet aldri har vært målt i mengder høyere enn klasse 0 i norske asker. I vårt materiale av askeprøver har blynivået vært gjennomgående vært svært lavt, men vi har enkeltfunn av svært høye blykonsentrasjoner. Dette stammer trolig fra blyhagl som har sittet i barken til trærne. Under forbrenning av bark har blyet smeltet og blitt fordelt i asken. Opphevelse av forbudet mot blyhagl i jaktammunisjon vil kunne føre til økning av bly i bark som følge av bomskudd under småviltjakt. Vårt materiale av askeprøver er ikke stort nok til å kunne kvantifisere omfanget av blyhaglproblematikken i denne sammenhengen, men aske med forhøyede blykonsentrasjoner er funnet i ulike geografiske områder.

3 Forslag til analysemetoder for næringsstoffer

3.1 Totalt innhold av fosfor i organisk og organisk-mineralsk gjødsel

Ifølge forslaget for det nye regelverket for CE-merket gjødsel skal organisk og organisk-mineralsk gjødsel bli deklarerert for totalt innhold av fosfor. Det blir imidlertid ikke foreslått noe ekstraksjonsmetode for bestemmelse av totalfosfor.

I Norge er det mest vanlig å bestemme totalfosfor i organisk avfall på ICP-OES (NS EN ISO 11885) etter oppslutning i 7 M HNO₃ i mikrobølgeovn. Evnen til 7 M HNO₃ til å løse ut fosforet ser i midlertid ut til påvirkes av instrumentet som brukes for oppslutningen. I kommersielle laboratorier er det mest vanlig med oppslutning i mikrobølgeovn. Erfaring fra Krogstad m.fl. sier derimot at oppslutning i ultraklav løser ut mer fosfor enn oppslutning i mikrobølgeovn, og oppslutning i mikrobølgeovn vil derfor kun fungere som en operasjonell metode for bestemmelse av totalfosfor. Oppslutning i mikrobølgeovn vil derfor ikke vise det totale elementinnholdet. Ifølge upubliserte data fra Krogstad m.fl. er oppslutning av prøver i 7 M HNO₃ i ultraklav like godt egnet for bestemmelse av totalfosfor som *aqua regia* (NS-EN 13650), men enklere å gjennomføre og tryggere.

I et annet forsøk derimot løste *aqua regia* ut mer fosfor fra en norsk type avløps slam der fosforet var felt med store mengder jern (FREVAR) enn oppslutning i 7 M HNO₃ i ultraklav (upubliserte data fra Alvarenga m.fl.). *Aqua regia* er en standardmetode som hovedsakelig brukes for mineralske prøver som jord og som vanligvis ikke brukes for organisk avfall, muligens på grunn av begrensninger til å oksidere organisk materiale (Duboc m. fl. 2017). *Aqua regia* vil derfor kunne underestimere organisk fosfor i organiske avfallsprodukter. En løsning vil kunne være å gløde prøven før ekstraksjon i *aqua regia*.

I instituttsatsingsprogrammet «Bærekraftig resirkulering av organiske avfallsressurser i den fremtidige bioøkonomien (Kretsløp SIS)» skal NIBIO fortsette arbeidet med å sammenligne ekstraksjonsmetoder for totalkonsentrasjoner av fosfor og andre elementer i organisk og organisk-mineralsk gjødsel. Inntil videre anbefaler vi bestemmelse av totalfosfor ved ICP-OES etter oppslutning i 7 M HNO₃ i ultraklav.

3.2 Analysemetoder for plantetilgjengelig fosfor i organisk gjødsel

Plantetilgjengeligheten til fosfor i organisk og organisk-mineralsk gjødsel varierer, og totalfosforinnholdet gjenspeiler derfor ikke alltid fosforgjødseffekten. Det er viktig å kjenne til fosforgjødseffekten til resirkuleringsgjødsel sammenlignet med mineralgjødsel. Bare hvis den relative gjødseffekten sammenlignet med mineralgjødsel er kjent, kan bruken av mineralgjødsel reduseres tilsvarende.

I utkastet til det nye regelverket for CE-merket gjødsel finnes det ingen forslag for hvilken ekstraksjonsmetode som skal brukes for å predikere fosfortilgjengelighet i organiske gjødselprodukter.

I den gjeldende norske gjødselverforskriften er det krav om å deklare P-AL i tillegg til totalfosforinnhold i kompost og slam for å indikere hvor mye fosfor som er tilgjengelig for plantene. Flere studier tyder imidlertid på at det ikke er god sammenheng mellom P-AL og fosforgjødseffekter på tvers av ulike organiske avfallsprodukter (f.eks. Brod m.fl. 2014; 2015b). Det er heller ikke kjent hvordan P-AL skal tolkes når det gjelder fosforgjødseffekten til produktet. Det er derfor behov for en analysemetode som er bedre egnet enn P-AL til å predikere fosforgjødseffekten til avfallsprodukter.

En egnet analysemetode skal kunne oppfylle følgende krav:

- Metoden skal enkelt kunne gjennomføres ved kommersielle laboratorier.
- Gjødseffekten skal enkelt kunne predikeres med konsentrasjonen av ekstrahert fosfor i produktet.
- Metoden skal være produktuavhengig og helst gjelde for alle typer organiske gjødselprodukter.
- Metoden skal kunne predikere gjødseffekt i jord med ulik pH til tross for at pH kan ha en effekt på hvor mye fosfor som løses ut fra produktet.

3.2.1 Forsøksoppsett

NIBIO har gjennomført til sammen tre forsøk med målet om å finne en ekstraksjonsmetode som er bedre egnet enn P-AL til å predikere fosforgjødseffekten til avfallsprodukter. Her presenterer vi et sammendrag av alle tre forsøkene og en felles konklusjon. I forsøk 1 beskrevet i Brod m.fl. (2015a, b) studerte vi 9 avfallsprodukter der fosfor hovedsakelig forelå som kalsiumfosfater av ulik løselighet (treaske, kornavrensaske, kjøttbeinmel, fiskeslam, reaktorkompostert matavfall, 2 biorester av matavfall, storfegjødsel og hønsegjødsel). I forsøk 2 beskrevet i Øgaard og Brod (2016) studerte vi 11 typer avløps slam produsert etter ulik vannrensing og slambehandling, mens i forsøk 3 beskrevet i Alvarenga m.fl. (2017) studerte vi 8 ulike slamtyper basert på to typer råslam (hver type råslam hadde gjennomgått fire ulike slambehandlingsmetoder). I de fleste avløps slammene forelå fosfor hovedsakelig i ulike forbindelser med aluminium (Al) og/eller jern (Fe).

1) Gjødseffekter til avfallsprodukter

For å klarlegge effekten til de organiske gjødselproduktene sammenlignet med mineralgjødsel gjennomførte vi pottforsøk under kontrollerte betingelser med næringsfattig jord. De fosforrike restproduktene ble dosert ut i fra totalt fosforinnhold tilsvarende vanlig gjødselmengde per dekar. Alle andre næringsstoffer foruten fosfor ble tilført som mineralgjødsel slik at bare fosfor kunne være begrensende for planteveksten. Både biomasseproduksjon og fosforkonsentrasjon i plantene ble målt for beregning av fosforopptak i plantene. Gjødseffekten til restprodukter ble sammenlignet med effekten til mineralgjødsel. Den relative gjødseffekten til restprodukter ble uttrykt som prosent (%) av effekten til mineralgjødsel. I forsøk 1 og 2 ble det brukt raigras (*Lolium multiflorum*) som forsøksvekst som ble høstet fire ganger, i forsøk 3 ble det brukt bygg (*Hordeum vulgare*) som ble høstet ved skyting. Jorden var i alle forsøkene en blanding av næringsfattig sand og torv. I forsøk 1 og 3 kalket vi jorden med CaCO₃ til to ulike pH nivåer, fordi tilgjengeligheten til uorganisk fosfor blir i stor grad styrt av pH i jorden.

2) Ekstraksjonsmetoder

Ulike standard ekstraksjonsmetoder for enten jord eller gjødsel ble testet på de organiske gjødselproduktene i forsøkene. En oversikt over ekstraksjonsmetodene brukt i de ulike forsøkene er gitt i Tabell 11. I alle tilfellene ble gjødselproduktene tørket og siktet før ekstraksjon. Fosfor i ekstraksjonsløsningen ble analysert på ICP som gir den totale fosforkonsentrasjonen i løsningen (både uorganisk og organisk fosfor), tilsvarende analyse ved kommersielle laboratorier.

3) Sammenligning av gjødseffekter og ekstraksjonsmetoder

Potensialet til de enkelte ekstraksjonsmetodene til å predikere gjødseffekten ble vurdert ved enkle lineære regresjoner, altså sammenhengen mellom den relative gjødseffekten i forhold til mineralgjødsel (y) og ekstrahert andel fosfor av totalfosfor (x): $y = ax + b$.

Bare resultater fra dagens P-AL metode og de beste av de øvrige metodene presenteres her.

Tabell 11. Oversikt over ekstraksjonsmetodene som ble anvendt på avfallsproduktene i forsøk 1 (Brod m.fl. 2015 a,b), forsøk 2 (Øgaard og Brod 2016) og forsøk 3 (Alvarenga m.fl. 2017)

Metode	Beskrivelse	Ekstraksjons tid (h)	Forhold mellom prøve og væske (g/mL)	Forsøk
(H₂O) + NaHCO₃	Summen av de første to stegene av den sekvensielle fraksjoneringen etter Hedley m.fl. (1982): Ekstraksjon i H ₂ O og 0,5 M NaHCO ₃ .	(1 +) 16	1:200	Forsøk 1, 2 og 3
H₂O	Ekstraksjon med deionisert vann.	1	1:20	Forsøk 1
Fe strips	Ekstraksjon med 0,005 M CaCl ₂ og simultan adsorpsjon til 5 filter papirstrips som ble impregnert med jernoksid. Ekstraksjon av P som ble adsorbent til filterpapiret i 40 mL 0,2 M H ₂ SO ₄ for 4h og 2x vasking av filterpapiret med 20 mL.	24	1:80	Forsøk 1 og 2
Olsen-P	Ekstraksjon med 0,5 M NaHCO ₃ justert til pH 8,5.	0,5	1,5:30	Forsøk 1 og 2
Ammonium acetat, pH 7	Ekstraksjon med 1 M ammonium acetat justert til pH 7.	1,5	1:20	Forsøk 1
Ammonium acetat, pH 4.65	Ekstraksjon med 1 M eddiksyre og 0,5 M ammoniakk justert til pH 4,65.	1,5	1:20	Forsøk 1
AL	Ekstraksjon med 0,1 M ammonium laktat og 0,4 M eddiksyre justert til pH 3,75	1,5	1:20	Forsøk 1 og 2
Sitronsyre	Ekstraksjon med 2% sitronsyre	0,5	2:200	Forsøk 1 og 2
Nøytral ammoniumsitratt	Ekstraksjon ved 65°C med ammonium sitratt justert til pH 7	1	1:100	Forsøk 1 og 2

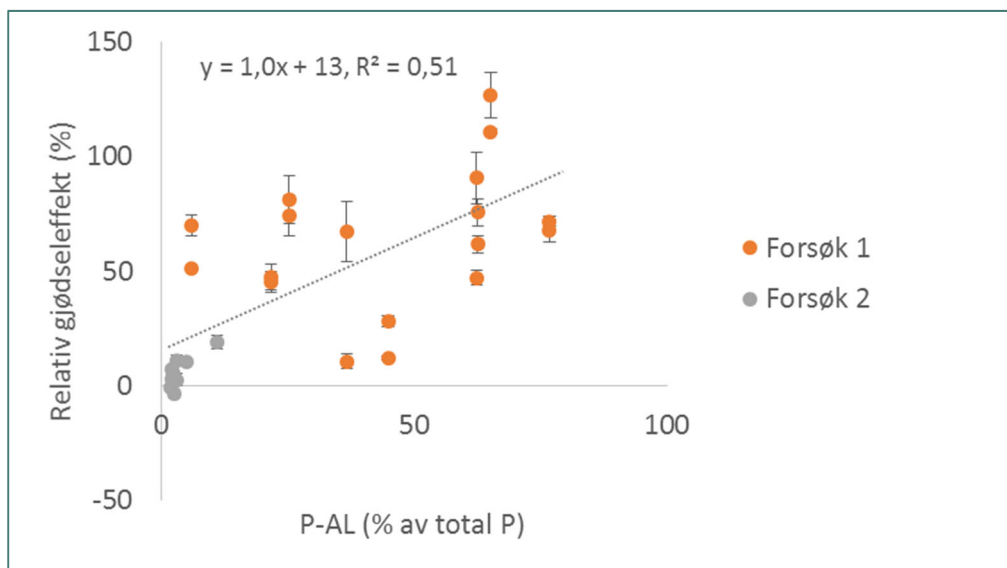
3.2.2 Anbefaling av ekstraksjonsmetode for plantetilgjengelig fosfor

Basert på våre forsøk anbefaler vi å ikke fortsette bruk av P-AL som indikator for plantetilgjengelig fosfor i organiske gjødselprodukter. Figur 4 viser at sammenhengen mellom gjødslingseffekt og andelen P-AL av totalfosfor i organiske gjødselprodukter i forsøk 1 og 2 ikke var tilfredsstillende.

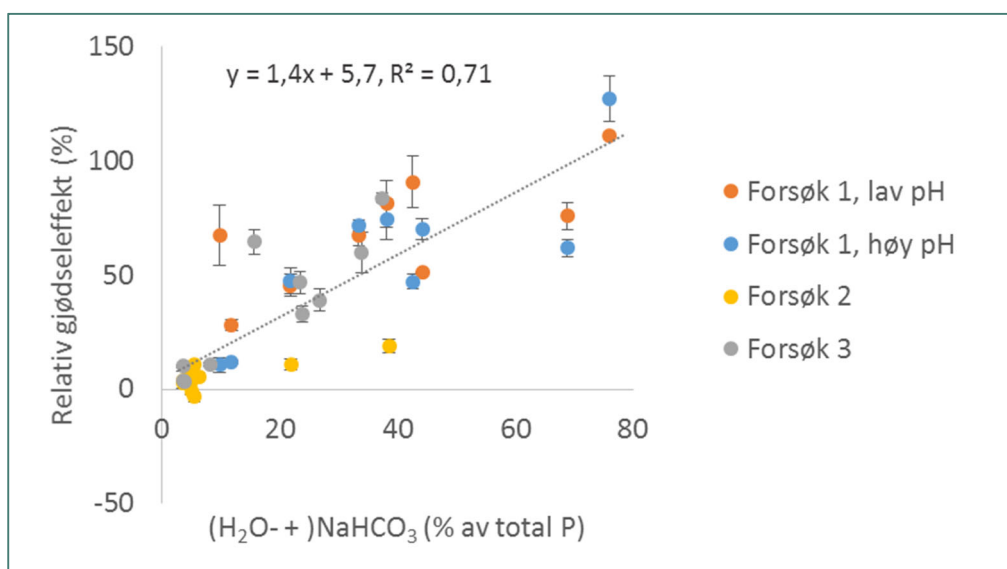
Figur 4 viser stor spredning i gjødslingseffekt for organiske gjødselprodukter der fosfor foreligger som kalsiumfosfater med ulik løselighet (forsøk 1) ved samme andel P-AL av totalfosfor. Hvis fosfor i organisk gjødsel foreligger som stabile kalsiumfosfater som f.eks. i kjøttbeinmel, vil P-AL overestimere gjødseleffekten, særlig på jord med høy pH. Ekstraksjonsløsningen for P-AL er sur (bufret ved pH 3,75) og løser derfor ut fosfor fra stabile kalsiumfosfater som ikke vil være direkte tilgjengelig for planter (Brod m.fl. 2015b).

Fosforgjødsleffekten til sterkt alkaliske gjødselprodukter som treaske eller kalket avløps slam blir derimot underestimert når P-AL brukes for predikering av gjødseleffekter. De alkaliske produktene nøytraliserer pH i ekstraksjonsvæsken og reduserer dermed mengden fosfor som løses. Ekstraksjonsløsningen løser derfor ikke ut nok fosfor til å gjenspeile fosforgjødsleffekten relativt til de andre produktene med tilsvarende P-AL/total P forhold.

P-AL i en rekke forskjellige avløps slam der fosfor var felt med Al- og/eller Fe-kjemikalier var heller ikke i godt samsvar med den relative gjødseleffekten sammenlignet med mineralgjødsel (forsøk 2, Øgaard og Brod 2016).

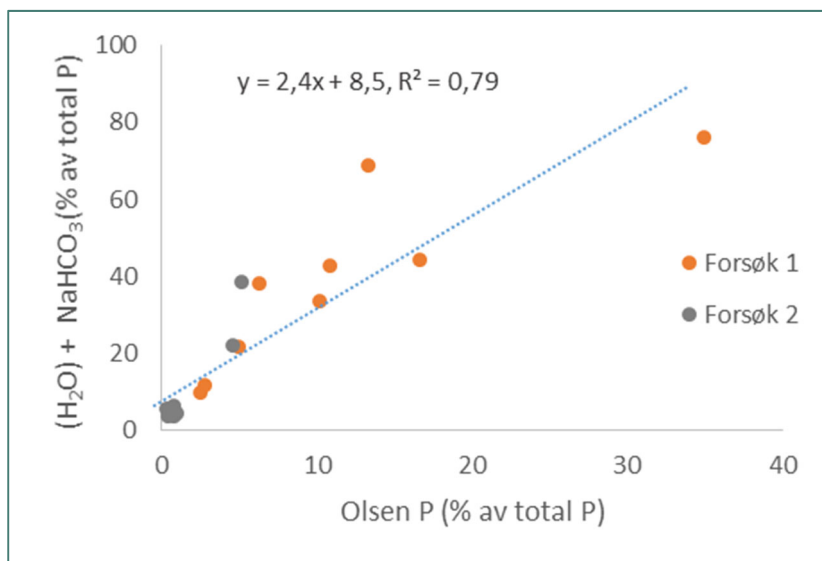


Figur 4. Sammenheng mellom andelen P-AL av totalfosfor i organisk gjødsel og relativ gjødseleffekt i to forsøk



Figur 5. Sammenheng mellom andelen fosfor av totalfosfor i organisk gjødsel som er løselig i (H₂O- +) NaHCO₃ og relativ gjødseleffekt i tre forsøk.

Av alle 9 ekstraksjonsmetodene som vi testet ga ekstraksjon med (H₂O) + NaHCO₃ (prøve:væske forhold 1:200) best samsvar med gjødseleffekter når alle 3 forsøk ble sett under ett. I forsøk 1 og 3 ble fosfor først ekstrahert med H₂O før ekstraksjon i 0,5 M NaHCO₃, mens i forsøk 2 ble fosfor ekstrahert direkte med 0,5 M NaHCO₃. Figur 5 viser sammenhengen mellom andelen fosfor av totalfosfor ekstrahert med (H₂O) + NaHCO₃ og den relative gjødseleffekten sammenlignet med mineralgjødsel i alle tre forsøk. NaHCO₃ er en svak ekstraksjonsløsning som er bufret ved pH 8,5. I motsetning til AL løser NaHCO₃ derfor ikke ut fosfor som er bundet i stabile kalsiumfosfater som ikke vil være løselig i jorden. Enkle kalsiumfosfatforbindelser vil derimot bli løst ut ved denne ekstraksjonen. Lettløselige Al- og Fe-fosfater vil også bli løst ut, i tillegg til løselig organisk fosfor. Forsøk 1 ble utført ved to ulike pH-nivå i jorden, og figuren viser at sammenhengen mellom ekstrahert fosfor og gjødslingseffekt er ganske lite påvirket av jordas pH.



Figur 6. Sammenheng mellom andel fosfor av totalfosfor ekstrahert med (H₂O) + NaHCO₃ og andel Olsen-P av total fosfor i forsøk 1 og 2.

Både ved ekstraksjon med (H₂O) + NaHCO₃ og i Olsen-P metoden ekstraheres fosfor med 0,5 M NaHCO₃, men forholdet mellom prøve og væske er forskjellig; 1:200 for (H₂O) + NaHCO₃ og 1:20 i Olsen-P metoden.

Figur 66 viser en god sammenheng mellom andelen fosfor ekstrahert med (H₂O) + NaHCO₃ og andelen Olsen-P av totalfosfor i forsøk 1 og 2 der begge ekstraksjonene ble gjennomført. Vi antar derfor at rangeringen av produktenes gjødseffekt vil være den samme når fosfor ekstraheres med Olsen-P metoden som når fosfor ekstraheres med (H₂O) + NaHCO₃.

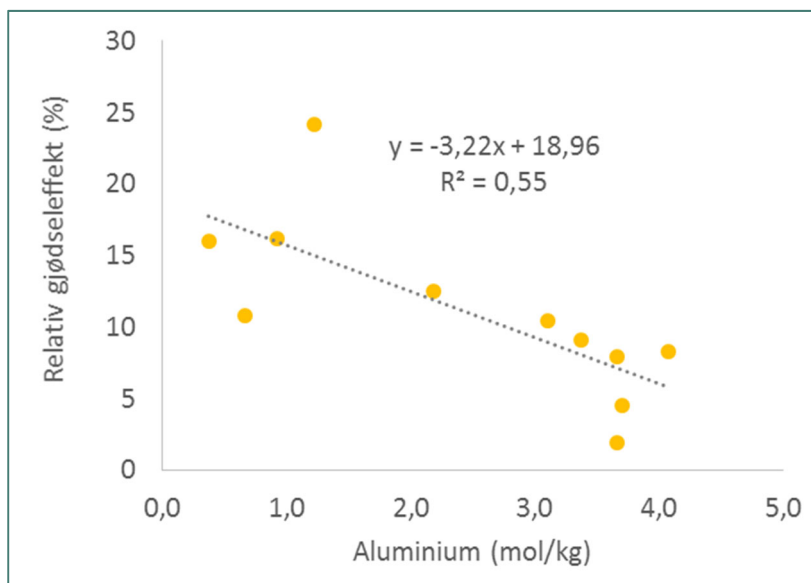
Olsen-P metoden er en standard jordanalysemetode som brukes i en rekke land, bl.a. Danmark. Vi anbefaler derfor Olsen-P som metode for å predikere plantetilgjengelig fosfor i organisk gjødsel. Den er mer praktisk å gjennomføre for kommersielle laboratorier enn (H₂O) + NaHCO₃ fordi det brukes et lavere prøve:væske forhold og kortere ekstraksjonstid. For metodebeskrivelse av Olsen-P se «Vedlegg: Metodebeskrivelse Olsen-P». Mange kommersielle laboratorier gjennomfører analyser i utlandet. Vi anser derfor ikke opplæringsbehovet til å være stort.

For slam var det også god negativ sammenheng mellom gjødseffekten av fosfor og totalkonsentrasjonen av Al og Fe i slammet, og da spesielt Al-konsentrasjonen (Figur 77). Jernkonsentrasjonen alene viste liten sammenheng med gjødseffekten, antagelig fordi effekten ble overskygget av Al-konsentrasjonen. Aluminium har en mer negativ effekt på fosfortilgjengeligheten i slammet enn Fe. Effekten av Fe kan inkluderes i en multippel regresjon med Al- og Fe-konsentrasjonen angitt som mol/kg:

$$\text{Relativ gjødseffekt} = 25,7 - 4,6 \text{ Al} - 3,0 \text{ Fe} \quad (R^2 = 0,73)$$

$R^2 = 0,73$ betyr at 73 % av variasjonene i gjødseffekt mellom slamtypene kan forklares med Fe- og Al-konsentrasjonen.

Det vil ikke kreve ekstrakostnader å analysere totalkonsentrasjonen av Al og Fe i slam når produktet er oppsluttet for analyse av totalfosfor.



Figur 7. Sammenheng mellom Al-konsentrasjonen i slammet og relativ gjødseleffekt i forsøk 2.

Kort oppsummert anbefaler vi å deklare plantetilgjengelig fosfor i organisk gjødsel med:

- Totalfosfor – Gir mulighet for å beregne de totale fosfortilførselene med produktet.
- Olsen-P – Gir informasjon om relativ plantetilgjengelighet av fosforet sammenlignet med mineralgjødsel. Metode som er brukbar uavhengig av om fosforet er bundet til kalsium, jern eller aluminium.
- Total aluminium og jern i slam – Har stor betydning for tilgjengeligheten av fosfor i slam.

Vi kan ikke gi konkrete anbefalinger for hvordan totalfosfor, Olsen-P og konsentrasjonen av Al og Fe skal brukes for beregning av gjødseleffekt innenfor rammen av denne utredningen. Estimert gjødseleffekt vil måtte angis som et intervall på grunn av variasjonen mellom ulike produkter. Om produktet merkes med prosentandel Olsen-P av totalfosfor eller konsentrasjonen (mg Olsen-P av kg tørrstoff av produktet) må testes ut på brukere. NIBIO har planlagt flere forsøk i prosjektet «Bærekraftig resirkulering av organiske avfallsressurser i den fremtidige bioøkonomien (Kretsløp SIS)» med målet om å verifisere forslagene gitt i denne utredningen gjennom forsøk med flere jordtyper, organiske gjødselprodukter og feltforsøk. Dette vil styrke grunnlaget for utvikling av et enkelt tolkingsverktøy for organisk gjødsel som vil kunne brukes som en veileder for bruken av organisk gjødsel.

3.3 Analysemetoder for plantetilgjengelig fosfor i organisk-mineralsk gjødsel

I forslaget til det nye regelverket for CE-merket gjødsel er organisk-mineralsk gjødsel definert som et produkt som inneholder mineralsk gjødsel i tillegg til et produkt som inneholder karbon og næringsstoffer (organisk gjødsel). Det foreslås at plantetilgjengelig fosfor i CE-merket organisk-mineralsk gjødsel deklarerer med H₂O-løselig fosfor og fosfor ekstrahert i nøytral ammoniumsitratt (NAC-P). Begge ekstraksjonsmetodene er i dag vanlige metoder for å oppgi fosfortilgjengelighet i mineralgjødsel. NAC løser ut mono- og dikalsiumfosfater, stabile kaliumfosfater (hydrokisyapatitt og

trikalsiumfosfat) samt ca. 80% av Al-/Fe-fosfater. H₂O løser ut primære og sekundære alkalifosfater (Kratz m.fl. 2016). Forslaget til å anvende ekstraksjon med H₂O og NAC på organisk-mineralsk resirkuleringsgjødning er basert på empiriske forsøk med resirkulert gjødning (Kratz m.fl. 2010). Andelen H₂O-P skal gjenspeile fosfor i produktet som er direkte tilgjengelig for plantene, andelen NAC-P skal gjenspeile andelen fosfor som blir tilgjengelig for plantene på sikt (Kratz m.fl. 2010; 2016). Kratz m.fl. (2010) inkluderte ikke Olsen-P i sine forsøk for å finne den ekstraksjonsmetoden som best gjenspeiler plantetilgjengelig fosfor i resirkulert gjødning.

Våre egne forsøk (forsøk 1 og 2) tyder på at deklarasjon av plantetilgjengelig fosfor som H₂O-P og NAC-P kan være relevant for organisk-mineralsk gjødning der fosfor hovedsakelig foreligger som kalsiumfosfater av ulike løselighet. I samsvar med forslaget for det nye regelverket for CE-merket gjødning viste forsøk 1 godt samsvar mellom H₂O-P og den relative gjødningseffekten sammenlignet med mineralgjødning under den første høstingen av raigras ($p < 0,001$, $R^2 = 0,45$), og mellom NAC-P og gjødningseffekten for summen av de siste tre høstingene ($p < 0,001$, $R^2 = 0,56$) (Brod m.fl. 2015b). Forsøk 1 inkluderte avfallsprodukter der fosfor hovedsakelig forelå som kalsiumfosfater av ulik løselighet.

Samtidig tyder våre egne forsøk på at merkingen med bare H₂O-P og NAC-P ikke vil fungere for produkter med betydelig innhold av Fe/Al-bundet fosfor. I vårt forsøk 2 med slam viste NAC-P ikke god sammenheng med langtidsgjødningseffekten ($p > 0,05$, $R^2 = 0,11$). Forsøk 2 inkluderte 11 typer avløpsslam der fosfor hadde blitt felt med aluminium og/eller jern og deretter gjennomgått ulik slambehandling. Fosforet forelå hovedsakelig i ulike forbindelser med aluminium og/eller jern. Med NAC ble 57-100 % av totalfosfor løst ut og det ble derfor ekstrahert betydelig mer fosfor enn andelen som var tilgjengelig for plantene (Øgaard og Brod 2016). Dette er i samsvar med Kratz m.fl. (2016) som fant at ca. 80% av Al-/Fe-fosfater ble løst ut med NAC.

I forslaget til det nye regelverket er det ikke gitt konkret veiledning for hvordan H₂O-P og NAC-P i CE-merket organisk-mineralsk gjødning skal tolkes i forhold til fosforgjødningseffekten til produktet.

Vi anbefaler at plantetilgjengelig fosfor i norskprodusert organisk-mineralsk gjødning estimeres som i organisk gjødning, se kapittel 3.2.2. Organisk gjødning inneholder ofte for lite nitrogen og kalium sammenlignet med fosfor og plantenes behov. Det vil derfor som oftest være hensiktsmessig å tilsette mineralsk nitrogen og kalium og ikke fosfor til organisk gjødning for å utligne lave N:P forhold. For eksempel, MINORGA[®] inneholder tørket stabilisert avløpsslam som er tilsatt mineralsk nitrogen som urea og kaliumklorid for å oppnå et balansert innhold av nitrogen, fosfor og kalium. I slike produkter vil Olsen-P ekstraksjon kunne fungere på lik linje med rene organiske produkter for å estimere plantetilgjengelig fosfor i produktet.

3.4 Analysemetoder for N, K, Ca, Mg, Na og S

Vi har erfaring for at modifisert Kjeldahl (NS-EN 13654-1) gir meget god bestemmelse av totalt nitrogen for de fleste materialer. Modifisert Kjeldahl anbefales derfor som standardmetode for å bestemme total N i organiske avfallsmaterialer. I flytende materialer som oppfører seg som en vannprøve (biorest og husdyrgjødning) har vi brukt NS 4743-2 som gir god bestemmelse av total N når en både har organisk N, NH₄-N og NO₃-N i prøven. I materialer med lavt tørrstoff har vi så god erfaring med NS 4743-2 at den kan anbefales brukt når laboratoriet ikke finner modifisert Kjeldahl som hensiktsmessig metode. Derimot har det vist seg at Dumas metode (NS-EN 13654-2) ikke er egnet for bestemmelse av total N når det er høy konsentrasjon av ammonium-N i prøven. Denne metoden er det vist til i NS 2890, men vår erfaring med denne metoden er at den lett underestimerer N-mengden på grunn av at NH₃ kan tapes under forbehandlingen (tørking). Vi anbefaler at Dumas metode (NS-EN 13654-2) ikke nyttes som deklarasjonsmetode for organisk gjødning. For bestemmelse av mineralsk N (NO₃-N og NH₄-N) fungerer ekstraksjon med 2 M KCl godt for alle typer materialer. Ekstraksjon i KCl

er foretrukket over ekstraksjon i H₂O, fordi både løselig og utbyttbart ammonium-N går ut i ekstraksjonsløsningen. I flytende prøver kan ammonium-N/nitrat-N måles direkte i prøven etter filtrering.

Når det gjelder K, Ca, Mg og Na anser vi AL-metoden som godt egnet for estimering av plantetilgjengelig fraksjon av K, Ca, Mg og Na. Vi har vi ikke datagrunnlag for å kunne si om andre metoder, f.eks. totalkonsentrasjon eller ekstraksjon med H₂O kan indikere plantetilgjengelig fraksjon. Olsen-ekstraksjon brukes ikke for bestemmelse av kationer.

Bestemmelse av plantetilgjengelig svovel i produkter med organisk svovel er problematisk, og vi har ingen forslag utover det som er praksis i dag (totalt svovelinnhold). Det er ukjent hvordan totalkonsentrasjonen av svovel i organisk gjødsel og husdyrgjødsel skal tolkes.

3.5 Forslag til merking av næringsstoffinnhold i jordforbedringsmidler og blandede dyrkingsmedier

I NS 2890 er CAT-metoden (CaCl₂/DTPA, NS-EN 13651) angitt som deklarasjonsmetode for torv, bark, cellulosefiber, treflis, halm, biomasse, kokosfiber, kakaoflis, lignitt, slam, kompost, husdyrgjødsel, blandet jordforbedringsmiddel og blandet dyrkingsmedium. Det er gjort betydelige endringer i analysemetodene siden Krogstad m.fl. (2002) foretok gjennomgang av analysemetoder for dyrkingsmedier. Krogstad og medarbeidere sammenlignet alle analysene i forhold til bruksvolum av tørt dyrkingsmedium, slik det var vanlig å gjøre for dyrkingsmedier. Deklarasjon etter NS 2890 innebærer at en skal angi i målte verdier i forhold til målt lab. densitet i henhold til NS-EN 13040. Måling av lab. densitet gjøres på rå prøve, og varierende vanninnhold i prøvene innvirker sterkt på resultatet av CAT-analysen. Annen utgave av NS-EN 13040 ble publisert i 2007 etter at det ble funnet metodiske feil i førsteutgaven. Metoden fungerer ikke på våte prøver som slam, og gir mest pålitelige resultater for fuktige prøver. Metoden ser ut til å gi for lave verdier for anleggsgjord, siden slike materialer ikke lar seg komprimere på samme måte som organiske dyrkingsmedier.

I forskningsprosjektet «Recycling organic waste – effects on soil quality, plant nutrient supply and environmental impact» ble det gjennomført en rekke sammenlignende analysemetoder. Det er ikke foretatt publisering av dette materialet ut over noen notater og foredrag (Haraldsen 2007). Gjennomgangen viste imidlertid at det veiledningsmaterialet som var publisert i Gartneryrket (Hodnebrog m.fl. 2002) ikke var relevant ettersom det var relatert til tørt bruksvolum, mens den endelige metoden forutsetter at analyseresultatene angis i forhold til standardisert lab. volum i henhold til NS-EN 13040. Av den grunn finnes det ikke tilgjengelig veiledningsmateriale på norsk for å vurdere CAT-metoden. Metoden er derfor bare tatt i bruk som deklarasjonsmetode, mens veksthusnæringen har fortsatt å bruke de velkjente Spurway/Lakanen/Selmer-Olsen metodene, som det finnes veiledningsmateriale for, og som er kjent både av yrkesdyrkere og veiledere innen veksthusnæringen.

CAT-metoden har bare verdi ved vurdering av materialer som inngår i produkter med varetype blandet dyrkingsmedium. I utviklingen av torvreduserte vekstmedier med bruk av ulike typer organiske avfallsmaterialer, har CAT-metoden gitt en del nyttig informasjon.

CAT-metoden har kort ekstraksjonstid, og det har vist seg at det oppstår store forskjeller i analyseverdier avhengig av ekstraksjonstid for tørre materialer. Disse må først bli gjennomfuktet av ekstraksjonsmiddelet før relevante mengder av næringsstoffer lar seg løse ut. Når det gjelder mineralsk nitrogen (ammonium-N og nitrat-N) er det brukbar sammenheng mellom CAT løselig og KCl løselig mineralsk N når prøvematerialet for CAT analysen er fuktig. I våre forsøk har vi likevel funnet at KCl metoden gir best prediksjon av forventet gjødseffekt.

Når det gjelder mikronæringsstoffer har CAT-analysene vært brukt til å avdekke forgiftning av mikronæringsstoffer på planter. Det er likevel ingen tvil om at grenseverdier for Spurway/Lakanen/Selmer-Olsen metodene som vanligvis brukes til dyrkingsmedier, gir langt mer tolkbare resultater, siden det foreligger veletablert veiledningsmateriale for disse metodene.

Hoveddelen av organiske avfallsmaterialer brukes på jordbruksarealer og i grøntanlegg, og i forhold til disse bruksområdene er uansett CAT-metoden lite relevant, siden den bare egner seg til å sammenligne materialer på volumbasis. Vi foreslår derfor at en benytter samme analysemetoder for organiske jordforbedringsmidler som for organisk gjødsel (jfr. Kap. 3.1-3.4).

For blandede dyrkingsmedier er det et spørsmål om det har noen hensikt å fortsette med bruk av CAT-metoden uten tilgang på relevant veiledningsmateriale. Slik vi ser det, er det aktuelt å bruke de etablerte metodene Spurway/Lakanen/Selmer-Olsen, i alle for dyrkingsmedier til gartnerbransjen. For øvrig gir det i alle fall mening å analysere blandede dyrkingsmedier for pH, glødetap, totalinnhold av tungmetaller, makro- og mikronæringsstoffer, Kjeldahl-N (modifiser), mineralsk N (KCl-metoden), AL-ekstraherbart Na, K, Mg, Ca og til dels P, evt. supplert med Olsen-P. Med analysene vil i alle fall en slik deklarasjon gi mulighet til å vurdere om materialet er innenfor kvalitetsklasse 0 og dermed ikke får bruksbegrensning som jordforbedringsmiddel i klasse I eller høyere. Dessuten vil en kunne forstå virkningen av nitrogen, fosfor og andre makronæringsstoffer.

Når det gjelder bestemmelse av pH, er det mange ulike metoder i bruk (Krogstad & Haraldsen 2017a). Når en måler pH i fuktig prøve, vil måleresultatet kunne påvirkes av om mineralsk nitrogen foreligger som ammonium-N eller som nitrat-N. Dette har stor betydning ved bruk av organiske avfallsmaterialer og organisk gjødsel i blandede dyrkingsmedier. Dersom en måler pH raskt etter blanding av ingrediensene, vil pH kunne være høy (7,8). Etter at mesteparten av ammonium-N var nitrifisert, ble pH målt til 6,3 (Krogstad & Haraldsen 2017a). Enda større fall i pH har en observert i kompost under ettermodning. Så lenge komposten utviklet ammonium-N var pH rundt 8,6. Når ammonium-N var nitrifisert, hadde pH falt til om lag 5,5 (Haraldsen 2010c). Hvor stort fallet i pH blir som følge av nitrifisering avhenger av mengden ammonium-N i komposten eller dyrkingsmediet. Dersom en måler pH i et tørket materiale som utvikler ammonium-N, vil tørkingen medføre at ammoniakk fordampes under tørkingen. pH vil da bli lavere målt i en tørket prøve enn i en fuktig prøve (Krogstad & Haraldsen 2017a).

3.6 Forslag til merking av kalkingsegenskaper

En del organiske og mineralske jordforbedringsmidler har en effekt på pH i jorda. Dette gjelder for eksempel kalket avløpsslam, betongslam, eggeskall, slagg og aske. Disse omsettes ofte som jordforbedringsmiddel og doseres dermed ikke alltid etter kalkingseffekten. Resultatet kan bli uønsket høye pH-nivåer i jorda. Obligatorisk deklarasjon av kalkingseffekt av slike produkter er derfor ønskelig.

Kalkingseffekt av ulike avfall-/resirkuleringsprodukter avhenger både av produktets kjemiske sammensetning og kalkkomponentens partikkelstørrelse. Det er angitt kjemiske metoder for bestemmelse av nøytraliserende verdi (EN 12945: Kalkingsmidler - Måling av nøytraliserende verdi - Titrimeriske metoder) og reaktivitet (EN 13971 og EN 16357) av kalkingsmidler. Slike metoder er raske å gjennomføre, men ankepunktet for disse metodene er at de ikke alltid er en god indikator for materialenes kalkingseffekt i jord. Årsaken er at de bare beskriver oppløsningshastigheten over kort tid. Metoder som innebærer oppløsning i sterk syre vil dessuten ikke reflektere kalkingsmidlets reaksjon under jordforhold. Det er påpekt at produktets nøytraliseringssevne i jord antagelig blir overestimert ved bruk av sterk syre. Bestemmelse av kalkingseffekt med kjemiske metoder er spesielt usikker for materialer med et høyt innhold av organisk materiale (EN 14984:2016).

Når kalkingsmidler tilsettes jord, blir kalkingseffekten påvirket av kjemiske og fysiske forhold i jorda, bl.a. sakte diffusjonsprosesser i jorda (Erstad, 1992). Metoder som inkluderer jord, har derfor blitt utviklet for å vurdere kalkingseffekten i jord. Produkter med kalkeffekt kan gi effekt over lang tid, bl.a. avhengig av produktets løselighet. Standard EN 14984 (Kalkingsmidler - Bestemmelse av produktets virkning på jordens pH-verdi – Jordinkubasjonsmetode) beskriver to ulike inkuberingsmetoder for å bestemme kalkvirkningen. Den ene har en inkuberingstid på en måned, mens den andre bruker 2,5 års inkuberingstid. Det er dermed ingen raske metoder for noenlunde pålitelig bestemmelse av kalkeffekt. Vi skriver «noenlunde pålitelig», fordi effekten under feltforhold kan være noe forskjellig fra effekten ved inkubering under kontrollerte betingelser. Jord- og klimaforhold og sannsynligvis også gjødsling og plantevekst vil påvirke effekten på pH i felt. Vi anser imidlertid inkuberingsmetodene som de beste av tilgjengelige metoder.

Det bør være et minstekrav med bestemmelse av kalkeffekt ved en måneds jordinkubering for produkter med betydelig kalkeffekt. Med et slikt krav antar vi at dosering av jordforbedringsmiddel med kalkeffekt i mengder som gir uønsket høy pH-økning kan unngås. Tidkrevende og kostbar bestemmelsesmetode kan imidlertid by på problemer for produkter som har betydelig variasjon mellom batcher. Analyse av total Ca, lettløselig Ca og Mg (Ca-AL og Mg-AL) og pH kan være mulige indikatorer for variasjonen mellom batcher, og dermed antyde kalkingseffekt relativt til batchen hvor kalkeffekten har blitt målt ved jordinkubering.

Erfaring fra tillaging av jordblandinger tilsier at Ca- (og Mg) analyser i kombinasjon med pH kan være brukbare enkle indikatorer for bestemmelse av kalkeffekt, iallfall for produkter med mindre/moderat kalkingseffekt. Dette bør imidlertid verifiseres i systematiske studier. Det vi så langt har kommet fram til er følgende:

Når $pH > 8,5$ vil en kunne beregne CaO ekvivalenter ved å multiplisere Ca-AL verdien med 1,4 (Krogstad & Haraldsen 2017c). Denne enkle beregningen har fungert brukbart for å vurdere kalkingsvirkningen av kalkbehandlet avløpsslam, kalkbehandlet matavfallskompost og aske. Metoden gir også god vurdering av bufferevne til jordblandinger som er tilført store mengder skjellsand.

4 Konklusjoner

Tilliten i markedet til produkter som inneholder organisk eller mineralsk avfall er i stor grad bygd på at myndighetene garanterer for mattrygghet og god miljøvirkning gjennom lover og forskrifter. Gjødselevarsforskriften omfatter produkter med svært forskjellige egenskaper både når det gjelder fysiske forhold som tørrstoffinnhold og konsistens, og kjemiske egenskaper. En kritisk svakhet i gjeldende gjødselevarsforskrift er at gjeldende klassegrenser for de ulike kvalitetsklassene gir svært forskjellig tungmetallbelastning pr. dekar avhengig av kvalitetsklasse. Vårt forslag til nye klassegrenser retter opp denne svakheten, og gjør det mulig å likebehandle ulike organiske avfallsmaterialer i større grad enn med gjeldende forskrift. Det vil ikke være forsvarlig å tilrå biogassbehandling av husdyrgjødsel som hovedsubstrat uten å endre klassegrensene i gjødselevarsforskriften. Med dagens bruksbegrensninger for gjødselevarprodukter i kvalitetsklasse III, er det for stor risiko å basere biogassproduksjon på husdyrgjødsel som hovedsubstrat.

Mens gjeldende gjødselevarsforskrift definerer bruk av organiske avfallsmaterialer utelukkende ut fra tungmetallkonsentrasjoner, viser våre undersøkelser at det medfører betydelig risiko for overdosering av næringsstoffer som nitrogen og fosfor. Det er derfor nødvendig å sette restriksjoner for maksimale mengder nitrogen, fosfor og tungmetallbelastning. Materialer med høye konsentrasjoner av næringsstoffer egner seg til årlig bruk, og skal deklarerer som organisk gjødsel. Fiskeslam, kjøttbeinmel, ulike typer husdyrgjødsel og biorest basert på matavfall hører til denne gruppen. Ulike typer kompost og avløpslam er typiske jordforbedringsmidler, som har flerårig effekt av en tilførsel. Med vårt forslag til nye grenser for de ulike kvalitetsklassene, legges det opp til at det spres like mengder tungmetaller pr. dekar uavhengig av kvalitetsklasse. Det innebærer 4 tonn TS/daa/10 år for kvalitetsklasse I, 2 tonn TS/daa/10 år for kvalitetsklasse II og 1 tonn TS/daa/10 år for kvalitetsklasse III. Samtidig må en også for disse materialene unngå overdosering av nitrogen og fosfor.

I grøntanlegg er det i dag tillatt å spre et lag på 5 cm tykkelse av organisk avfall som moldes ned på bruksstedet uavhengig av kvalitetsklasse. Ny tilførsel av slikt materiale kan skje hvert 10 år. Det er gjennomført mange forsøk som viser at slik dosering av bl.a. avløpslam langt overstiger plantenes behov for næringsstoffer både på kort og lang sikt. Gjentatt tilførsel av materiale i kvalitetsklasse III vil kunne føre til at jorda får høyere konsentrasjoner av tungmetaller enn angitt i normverdiene i forurensningsforskriften. Generelt er det langt mindre behov for tilførsel av næringsstoffer i grøntanlegg enn på jordbruksareal, siden hovedhensikten med grøntanlegg er å oppnå fint estetisk uttrykk og ikke størst mulig produksjon av biomasse. Vårt forslag er å tillate dagens praksis med 5 cm organisk avfall som blandes inn i stedlig jord ved etablering av grøntanlegg. For videre vedlikehold nyttes mengdebegrensninger for de ulike kvalitetsklassene tilsvarende som for jordbruksareal.

Når det gjelder spredning av aske og organiske avfallsmaterialer i skog, har vi lagt vekt på at mengdene som tilføres pr. dekar over en omløpsperiode skal tilsvare tungmetallbelastningen tillatt for dyrka jord. Betydelige skogsareal er kartlagt som dyrkbare, og det er derfor viktig at det ikke blir akkumulering av tungmetaller ved bruk av aske og annet organisk avfall i skog

Det er foreslått noen endringer i deklarasjonskravet for organisk gjødsel, f.eks. deklarasjon av Olsen-P istedenfor P-AL som estimat på plantetilgjengelig fosfor i organisk gjødsel og deklarasjon av aluminium- og jern konsentrasjonen i slam.

Gjennom våre forslag til endringer i gjødselevarsforskriften legges det opp til økt utnyttelsesgrad av næringsstoffer som nitrogen og fosfor i organisk avfall, og gjør det mulig å igangsette behandlingsprosesser som utvikler bioenergi.

Litteraturreferanser

- Alvarenga, E, Øgaard, AF & Vråle, L (2017). Effect of anaerobic digestion and liming on plant availability of phosphorus in iron- and aluminium-precipitated sewage sludge from primary wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 75(7): 1743-1752. doi: 10.2166/wst.2017.056.
- Amlund H, Berntssen MHG, Haldorsen A-KL, Julshamn K (2004) Arsen i fiskefôr - er det et problem? *Norsk fiskeoppdrett* 2/2004. https://nifes.hi.no/wp-content/uploads/arsenifiskefor_nf9-.pdf
- Brod E, Haraldsen TK 2017. Miljøvennlige jordblandinger – klima, resirkulering og bruksområder. NIBIO Rapport 3(151), 39 s.
- Brod E, Haraldsen TK, Krogstad K (2014) Combined waste resources as compound fertiliser to spring cereals. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science* 64 (4): 329-340
- Brod E, Øgaard AF, Hansen E, Wragg D, Haraldsen TK, Krogstad T (2015a) Waste products as alternative phosphorus fertilisers part I: Inorganic P species affect fertilisation effects depending on soil pH. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 103: 167-185
- Brod E, Øgaard AF, Haraldsen TK, Krogstad T (2015b) Waste products as alternative phosphorus fertilisers part II: Predicting P fertilisation effects by chemical extraction. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 103: 187-199
- Bøen A, Haraldsen TK (2008) Avløpsslam og kompost til etablering av grasbakke. *Park & anlegg* 7(5): 46-49
- Bøen A, Haraldsen TK (2010) Bruk av avfallsbaserte produkter ved etablering av grøntarealer. *Bioforsk FOKUS* 5(2): 34-35
- Bøen A, Haraldsen TK (2011) Fertilizer effects of increasing loads of composts and biosolids in urban greening. *Urban Forestry & Urban Greening* 10: 231- 238
- Daugstad K, Kristoffersen AØ, Nesheim L (2012) Næringsinnhold i husdyrgjødsel – Analyser av husdyrgjødsel frå storfe, sau, svin og fjørfe 2006-2011. *Bioforsk Rapport* 7(24), 29 s. <http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/97342/Naeringsinnhold%20i%20husdyrgjodsel%20rapport%20til%20SLF%202822012.pdf>
- Debio (2002) Godkjenningsbehandling av søknad om tillatelse for bruk av Debios Driftsmiddelmerke. 25.10.2002.
- Duboc O, Santner J, Golestani Fard A, Zehetner F, Tacconi J, Wenzel WW (2017) Predicting phosphorus availability from chemically diverse conventional and recycling fertilizers. *Science of the Total Environment* 599-600:1160-1170
- Erstad KJ (1992) A laboratory soil incubation method to assess reactivity of liming materials for agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 6: 309-321.
- Erstad KJ (2001) Olivinmjøl – magnesiumgjødning med kalkverknad. *Vestlandsk Landbruk* 2/01: 12-13
- Erstad KJ (2002) Ny Mg-Kalk med olivinmjøl. *Vestlandsk landbruk* 2/02: 20-21.
- Esser KB (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.
- Fitzpatrick GE (2001) Compost utilization in ornamental and nursery crop production systems. In: Stoffella, P.J. & Kahn, B.A. (Eds.) *Compost utilization in horticultural cropping systems*. Lewis, London, pp. 135-150.

- Giller KE, Witter E & McGrath SP (1998) Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 30(10-11). 1389-1414.
- Hansen HJ, Danielsberg A (2009) Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. SFT veileder. TA 2553/2009
- Hansen S (2003) Steinmel. I: Håndbok Økologisk landbruk, Planteproduksjon 1, kap. 13. Norsøk, mars 2003. 7 s.
- Haraldsen, TK (2004) Miljøvirkninger av ulike jorddekkematerialer på Storøya, Fornebu. Jordforsk rapport 95/04. 26 s.
- Haraldsen TK (2007) Vurdering av relevante analyser for avløpsslam. Bioforsk notat, revisjon pr. 06.02.2007. Presentert for NORVAR.
- Haraldsen TK (2010a) Egenskaper til organiske avfallsfraksjoner etter utnyttelse av energi -Innspill til revisjon av forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. Bioforsk rapport 5(13), 21 s.
- Haraldsen TK (2010b) Utvikling av regelverk tilpasset morgendagens utfordringer for resirkulering av organisk avfall. Bioforsk FOKUS 5(2): 36-37.
- Haraldsen TK (2010c) Slamkompost fra Sel – Vurdering av kjemiske egenskaper og bruksmuligheter. Bioforsk rapport 5(108), 12 s. + vedlegg
- Haraldsen TK, Pedersen PA (2003) Mixtures of crushed rock, forest soils, and sewage sludge used as soils for grassed green areas. *Urban Forestry and Urban Greening* 2: 41-52
- Haraldsen TK, Sveistrup TE (2008) Vurdering av nedbrytningsforhold i organiske jorddekkematerialer og virkning på vegetasjon på Storøya, Fornebu, 2. utgave. Bioforsk Rapport 3(67). 28 s.
- Haraldsen TK, Brod E & Krogstad T (2014) Optimising organic components of topsoil mixtures for urban grasslands. *Urban Forestry and Urban Greening* 13 (4): 821-830.
- Haraldsen TK, Brod E, Joner E (2017) Ny gjødselvereforskrift- NIBIOs vurderingsgrunnlag. Innspillsmøte, 24.11.2017, Landbruksdirektoratet, Oslo
- Haraldsen TK, Jeng A, Grønlund A, Pedersen PA, Lindemark PO, Solberg H & Vagle A (2005) Kjøttbeinmel som nitrogen og fosforgjødsel. Resultater fra kar- og markforsøk i 2003 og 2004. Jordforsk rapport 10/05. 21 s.
- Hedley MJ, Stewart JWB, Chauhan BS (1982) Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal* 46: 970-976
- Hodnebrog, T, Krogstad T, & Selmer-Olsen AR (2002) Nye analysemetoder for dyrkingsmedier. *Gartneryrket* 7/2002: 15-18.
- Kabata-Pendias, A (2011) Trace elements in soils and plants 4th edn. CRC Press, Boca Raton
- Klima- og miljødepartementet (2004) FOR-2004-06-01-931. Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften) https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/*#*
- Kratz S, Haneklaus S, Schnug E (2010) Chemical solubility and agricultural performance of P-containing recycling fertilizers. *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research* 4 (60): 227-240
- Kratz S, Schick J, Øgaard AF (2016) P Solubility of Inorganic and Organic P Sources. In: Schnug E & De Kok LJ (Eds.) *Phosphorus in Agriculture: 100 % Zero*. Springer, Dordrecht, pp. 127-154.

- Krogstad T, Haraldsen TK (2017a) pH – en viktig kjemisk parameter for plantevekst. *Park & anlegg* 16(4):52-55.
- Krogstad T, Haraldsen TK (2017b) Mikronæringsstoffer – nødvendige, men i små mengder. *Park & anlegg* 16(5): 44-48.
- Krogstad T, Haraldsen TK (2017c) Kalking er ofte et nødvendig tiltak i sur jord. *Park & anlegg* 16(8): 32-34.
- Krogstad T, Hodnebrog T & Selmer-Olsen AR (2002) Analysemetoder i dyrkingsmedier. Sammenligning av CAT (CaCl₂/DTPA) og vannmetoden med KCl/Spurway/Lakanen som analysemetode for plantetilgjengelig næring i organiske dyrkingsmedier. Rapport 3/2003, Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole. 45 s.
- Miljøverndepartementet (1995) Forskrift om avløps slam. Fastsatt av Sosial- og helsedepartementet og Miljøverndepartementet 2. januar 1995.
- NS-EN 13040 (2007) Jordforbedringsmidler og vekstmedier - Prøvepreparering for kjemiske og fysiske prøvinger, bestemmelse av tørrstoffinnhold, fuktinnhold og kompaktert bulk tetthet målt i laboratorium. Utgave 2.
- NS-EN 13651 (2001) ordforbedringsmidler og dyrkingsmedier - Ekstraksjon av elementer løselige i kalsiumklorid/DTPA (CAT)
- NS-EN 13654-1 (2001) Jordforbedringsmidler og dyrkingsmedier – Måling av nitrogen – Del 1: Modifisert Kjeldahl metode
- NS-EN 13654-2 (2001) Jordforbedringsmidler og dyrkingsmedier – Måling av nitrogen – Del 2: Dumas metode
- Paulsrud B., Wien A, Nedland KT (1997) Miljøgifter i norsk kompost og husdyrgjødsel. Statens forurensingstilsyn. Rapport 97:26.
- Ribbing C, Bjurström HC (2011) The Swedish ash programmet with focus on bioashes: ashes are a resource in a sustainable society. In: Insam H & Knapp BA (Eds.) *Recycling of Biomass Ashes*, pp. 147-164
- Sele V (2014) Method development and analysis of arsenolipids in marine oils. Dissertation of the degree of Philosophiae Doctor (PhD) at the University of Bergen
<http://bora.uib.no/bitstream/handle/1956/7983/dr-thesis-2014-Veronika-Sele.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Sikström U (2012a) Askåterføring till skog –nogra erfarenheter från Sverige. Seminar Askeverdi prosjektet, Oslo, 16.03.2012
- Sikström U (2012b) Effects of wood ash fertilization on forest floor greenhouse gas emissions and tree growth in two drained peatland forests. Presentation ASH 2012, Stockholm, 25.01.2012.
http://www.varmeforsk.se/files/program/askor/Ulf_S_Dokumentation.pdf
- Statens vegvesen (2015) Prosesskode 1. Standard beskrivelse for vegkontrakter. Hovedprosess 1-7. Håndbok R761. https://www.vegvesen.no/_attachment/61418/binary/1077236
- Sterrett SB (2001) Compost as horticultural substrates for vegetable transplant production. In: Stoffella PJ, Kahn BA (Eds.) *Compost utilization in horticultural cropping systems*. Lewis, London, pp. 227-240.
- TGD (2003) Technical guidance document on risk assessment. Part II. EUR 20418 EN/2. Joint Research Centre, European Commission.
- Tveitnes S (1993) Husdyrgjødsel. Statens fagtjeneste for landbruket. Ås. 119 s.

- VKM (2009) Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils. Opinion of the Panel on Animal Feed of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. <https://vkm.no/download/18.645b840415d03a2fe8f1293/1501260413588/2ae7f1b4e3.pdf>
- VKM (2014) Zinc and copper in pig and poultry production – fate and effects in the food chain and the environment. Opinion of the Panel on Animal Feed of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. <http://www.vkm.no/dav/e06b487e66.pdf>
- Øgaard AF, Brod E (2016) Efficient phosphorus cycling in food production: Predicting the phosphorus fertilization effect of sludge from chemical wastewater treatment. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 64 (24): 4821-4829.
- Aasen I (1997) Mangelsjukdomar og andre ernæringsforstyringer hos kulturplanter. Andre utgåva, Landbruksforlaget. 95 s. +16 s. bilder.

Vedlegg: Metodebeskrivelse Olsen-P

Reagenser:

- 1) Ekstraksjonsløsning 0,5 M NaHCO₃: 42 g NaHCO₃ fortynnes til 0,9 liter med destillert vann. Oppløsningen justeres til pH 8,5 med 1,0 M NaOH og fortynnes til 1 liter med destillert vann. Løsningen er holdbar i ca. 1 måned, evt. sjekk pH.
- 2) 1,0 M NaOH: 40,0 g NaOH fortynnes til 1 liter med destillert vann

Prosedyre:

- 1) Alt utstyr syrevaskes med 0,1 M HCl og skylles godt med destillert vann.
- 2) Vei 1,5 g prøve (tørket ved 40 grader og siktet ved 2 mm) inn i plast sentrifugerør med skrukork, og tilsett 1/3 teskje fosforfri aktivt kull. Inkluder blank uten prøve.
- 3) Tilsett 30 ml ekstraksjonsløsning.
- 4) Rist i 30 minutter ved 25 °C ved 120 rpm.
- 5) Filtrer ekstraktet i rene beholdere (f.eks. VWR 454 eller Whatman No. 40). Hvis ekstraktet er uklart, filtrer igjen.
- 6) Analyser ekstraktet ved ICP
- 7) Resultat oppgis i mg P/kg TS.

Referanse:

Schoenau JJ, O'Halloran IP (2007) Sodium Bicarbonate-Extractable Phosphorus. In: Carter MR and Gregorich EG (eds) Soil Sampling and Methods of Analysis. Canadian Society of Soil Sciences CRC Press, Boca Raton FL, pp. 89-94

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.