

Teknologirapport nr. 2436

GJENBRUKSPROSJEKTET

Prosjektrapport nr 14d:

Miljøpåvirkning fra
gjenbruksmaterialer i veg
– Skumglass



Mars 2007

Teknologiavdelingen

Teknologirapport nr. 2436

GJENBRUKSPROSJEKTET

Prosjektrapport nr 14d:

Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer veg - Skumglass



Sammendrag

Denne rapporten tilhører en serie rapporter fra Gjenbruksprosjektet om miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer. Hovedpremissene for Gjenbruksprosjektets arbeid med miljøpåvirkning og konklusjonene som gjelder alle gjenbruksmaterialene som ble prioritert i prosjektet er å finne i prosjektrapport nr 14 "Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer" (Teknologirapport nr. 2432). Prosjektrapportene 14a – 14d omhandler henholdsvis sementbaserte materialer, asfalt, oppkuttete bildekk og skumglass.

Målsetning for arbeidet har vært å definere grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer i de mest vanlige situasjoner i vegbygging. Hensikten er å tilby utbyggeren og bestilleren av gjenbruksmaterialer noen utgangskriterier for anskaffelse som sikrer akseptabel miljøpåvirkning i de mest vanlige forhold i vegbygging. Disse "vanlige forhold" er i dette arbeidet beskrevet gjennom et scenario med et "standardvegscenario". Grenseverdiene for aksept av gjenbruksmaterialer erstatter ikke miljørisikovurdering i tilfeller når forhold avviker fra det valgte scenariet eller når materialene avviker fra materialene omfattet av prosjektet. Metoden som ble brukt er imidlertid mulig å tilpasse andre forhold og materialer.

Skumglass produseres ved høy temperatur, og det har derfor ikke vært aktuelt å utrede miljørisiko for organiske komponenter ettersom disse vil forsvinne ved forbrenning. Miljøeffekter fra metaller er utredet basert på kolonneforsøk, feltforsøk og akkrediterte analyser fra produksjonen. Datagrunnlaget for innhold av metaller samt utlekking anses å være pålitelig.

Risikovurderingen peker ut arsen og antimon som de elementer som trolig kan være mest kritiske for miljøet ved bruk av skumglass. Risikovurderingen viser at det er svært lite sannsynlig at akseptkriteriene som er utarbeidet vil overskrides når skumglass anvendes i en vegkonstruksjon tilsvarende en "standardveg." med et på forhånd definert miljø rundt konstruksjonen med hensyn til arealbruk, drikkevann, geologiske og meteorologiske forhold.

Emneord:

Alternative materialer, miljøpåvirkning, risikovurdering, skumglass

Seksjon:

TEK-T

Saksbehandler:

Gordana Petkovic

Dato:

Mars 2007

Statens vegvesen, Vegdirektoratet
Teknologiavdelingen

Postboks 8142 Dep, 0033 Oslo
Telefon: 02030 Telefax: 22 07 38 66

Forord

Statens vegvesens Gjenbruksprosjekt er ett av fem etatsprosjekter i perioden 2002 - 2005. Prosjektet ble startet på Vegteknisk avdeling i Vegdirektoratet. Fra og med 2003 tilhører prosjektet Teknologiavdelingen i Vegdirektoratet. I tillegg til fagpersoner i Statens vegvesen, består både prosjektrådet og arbeidsgrupper av ressurspersoner fra BA-næringen, forskningsmiljøer og administrative instanser.

Prosjektets overordnede mål er å *tilrettelegge* for gjenbruk. Dette skal gjøres ved å:

- øke kunnskapen om materialenes tekniske og miljømessige egenskaper
- implementere kunnskap underveis ved utførelser i Vegvesenets regi
- vurdere muligheter for ressursvennlig prosjektering
- studere økonomiske sider ved anvendelsen av resirkulerte materialer
- gjennomgå relevant regelverk, revidere eller supplere Vegvesenets håndbøker og veiledninger

Statens vegvesens Gjenbruksprosjekt består av åtte delprosjekter:

- DP 1 Avfallshåndtering
- DP 2 Miljøpåvirkning
- DP 3 Gjenbruk av betong
- DP 4 Gjenbruk av asfalt
- DP 5 Lette fyllmasser og isolasjonsmaterialer
- DP 6 Gjenbruksvegen
- DP 7 Prosjektering, økonomi og administrative forhold
- DP 8 Nye ideer, materialer og tiltak

Gjenbruksprosjektet ledes av Gordana Petkovic, Vegdirektoratet.

Delprosjekt 2 "Miljøpåvirkning" har som hovedmål å komme frem til en forenklet beslutningsmodell som vil bestå i en begrensning av innholdet av uønskede stoffer i gjenbruksmaterialet som brukes i de mest vanlige tilfeller i vegbygging. Det ønskede produktet er et sett med grenseverdier som gjør det mulig å skille materialene (gjenbruksbetong, gjenbruksasfalt, oppkuttete bildekk og skumglass) etter renheten allerede ved anskaffelsen. Se vedlegg 1 for mer informasjon om delprosjekt 2.

Arbeidsgruppen for delprosjekt 2 har bestått av:

Arnt- Olav Håøya, Rambøll Norge AS

Christian John Engelsen, SINTEF Byggforsk

Gijs Breedveld og Stig Moen, NGI

Torbjørn Jørgensen, Roald Aabøe og Gordana Petkovic fra Vegdirektoratet

Guro Thue Unsgård, Rambøll Norge AS

I tillegg har Karina E. Ødegaard, SINTEF /Molab AS, bidratt med arbeid på miljødeklarasjoner.

Denne rapporten er utarbeidet av Arnt-Olav Håøya, Rambøll, Roald Aabøe, Vegdirektoratet, Gijs Breedveld og Stig Moen, NGI, med bidrag fra arbeidsgruppen.

Innholdsfortegnelse

1	INNLEDNING	6
2	MÅLSETNING, STRATEGI OG METODE	7
3	MATERIALKARAKTERISERING OG MILJØRISIKOVURDERING	9
3.1	TRINN 1 – PROBLEMBESKRIVELSE	9
3.2	TRINN 2 - BESKRIVELSE AV SCENARIO MED ”STANDARDVEG”	9
3.3	TRINN 3 - KARAKTERISERING AV SKUMGLASS	10
3.3.1	Type og opprinnelse	10
3.3.2	Total kjemisk sammensetning	11
3.3.3	Fysiske egenskaper	12
3.3.4	Mekaniske egenskaper (styrke, permeabilitet, varmeledningsevne)	12
3.3.5	Mineralogi og kjemisk tilstand	13
3.3.6	Kjemiske egenskaper (reduksjonskapasitet, nedbrytbart organisk innhold)	13
3.4	TRINN 4 - BESKRIVELSE/BESTEMMELSE AV FYSISKE OG KJEMISKE FORHOLD SOM PÅVIRKER UTLEKKING	15
3.5	TRINN 5 - MODELLERING AV UTELEKKING	15
3.6	TRINN 6 - VALIDERING	16
3.7	TRINN 7 – KONKLUSJON VEDR. DATAGRUNNLAGET FOR MILJØRISIKOVURDERING	17
3.8	TRINN 8 – MILJØRISIKOVURDERING AV SKUMGLASSGRANULAT	18
3.8.1	Del A – Trinnvis risikovurdering	18
3.8.2	Del B – Inversberegning – fra porevann til skumglassgranulat	21
3.8.3	Del C - Konklusjoner fra Trinn 8 Skumglass	22
4	KONKLUSJONER – SKUMGLASS	24
5	REFERANSER	25

1 Innledning

Denne rapporten tilhører en serie rapporter fra Gjenbruksprosjektet om miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer:

- Hovedpremissene for Gjenbruksprosjektets arbeid med miljøpåvirkning og konklusjonene som gjelder alle gjenbruksmaterialene som ble prioritert i prosjektet er å finne i prosjektrapport nr 14 ”Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer” (Teknologirapport nr. 2432) [1].
- Prosjektrapportene 14a–14d (Teknologirapporter nr 2433–2436) omhandler henholdsvis sementbaserte materialer [2], asfalt [3], oppkuttete bildekk [4] og skumglass [5].

Sementbaserte materialer, asfalt, oppkuttete bildekk og skumglass er alle eksempler på materialer som kan benyttes i ulike deler av en vegkonstruksjon basert på tekniske egenskaper. Gjenbruk av materialer er i utgangspunktet et miljøvennlig prinsipp hvor man får utnyttet et materiales egenskaper flere ganger og dermed redusert påvirkninger til miljøet ved produksjon av nye materialer. Et usikkerhetsmoment ved gjenbruksmaterialer er knyttet til om innhold av miljøgifter i materialene vil kunne medføre spredning av disse og dermed en negativ miljøpåvirkning av omgivelsene der materialet benyttes. Gjenbruk av de nevnte materialer vil medføre en oppknusning av utgangsmaterialet, noe som gir en større overflate som potensielt kan reagere med omgivelsene.

Frem til nå har det manglet klare retningslinjer for hvilke materialer som kan benyttes til gjenbruk ved vegbygging med hensyn på miljøpåvirkning. Målet med arbeidet rapportert i denne rapporten og i tilhørende rapporter [1,2,3,4,5] har vært å definere grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer i de mest vanlige situasjoner i vegbygging. Hensikten er å tilby utbyggeren og bestilleren av gjenbruksmaterialer noen utgangskriterier for anskaffelse som sikrer trygt nivå på miljøpåvirkning i de mest typiske forhold når det gjelder klima, grunnforhold, nærheten til natur og mennesker. Disse typiske forhold er beskrevet gjennom et ”standardvegscenario”.

Det tas utgangspunkt i et scenario med en ”standardveg” hvor man på forhånd definerer de mest typiske forhold når det gjelder klima, grunnforhold og nærheten til natur og mennesker. Man tar så utgangspunkt i totalinnhold av miljøgifter i det aktuelle materialet og ser på potensiell utlekking av miljøgifter til omgivelsene. Deretter beregnes akseptabelt innhold av miljøgifter ved den aktuelle arealbruken. Med bakgrunn i denne informasjonen utarbeides det anbefalte grenseverdier for bruk av det aktuelle materialet til vegbygging.

Grenseverdiene for aksept av gjenbruksmaterialer erstatter ikke miljørisikovurdering i tilfeller der forholdene avviker fra det valgte scenariet eller når materialene avviker fra materialene omfattet av prosjektet. Metoden som ble brukt kan imidlertid tilpasses andre forhold og andre materialer.

2 Målsetning, strategi og metode

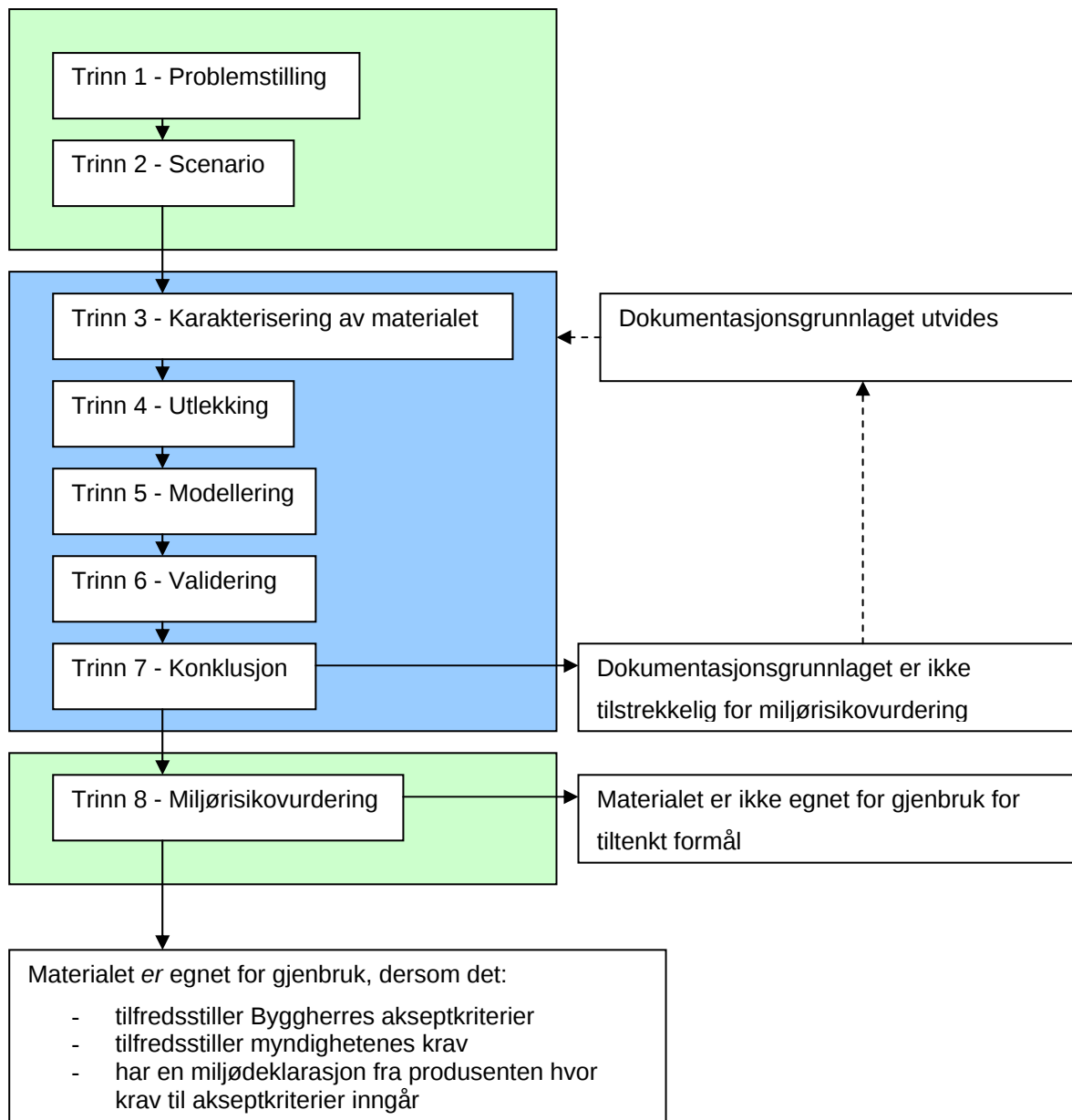
Målsetning for arbeidet har vært å definere grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer i de mest vanlige situasjoner ved vegbygging.

Følgende strategi ble valgt for dette arbeidet:

- Et ”standardvegscenario” defineres, der gjenbruksmaterialene er brukt på områder som er mest sannsynlige ut fra deres tekniske egenskaper,
- Et standardmiljø rundt vegkonstruksjonen defineres med hensyn til arealbruk, drikkevann, geologiske og meteorologiske forhold. Dette miljøet tilsvarer de meste vanlige tilfeller, men er definert med faktorer som lett kan endres ved behov.
- Miljøriskovurdering utføres for denne ”standardvegen” og for de meste aktuelle kombinasjoner av materiale og bruksområdet. Materialparametere defineres gjennom totalinnhold eller utlekkingssegenskaper for miljøfarlige stoffer, avhengig av tilgjengelige data. Effekten på miljøet bestemmes og sammenlignes med akseptkriterier ut fra økotoksikologiske hensyn, se hovedrapporten om miljøpåvirkning, prosjektrapport nr 14 [1].
- Inngangsparametere for materialene (i denne fasen: totalinnhold) justeres i forhold til miljøeffektene slik at miljøpåvirkning ikke fører til overskridelse av akseptkriteriene i resipientene, som er drikkevannsforskriftens kvalitetskrav for grunnvannet eller tilstandsklasse II for overflatevannet.
- Det beregnede maksimale innholdet av miljøfarlige stoffer for det enkelte materialet vurderes i forhold til realistisk totalsammensetning, strategiske hensyn som gjelder utfasing av prioriterte miljøgifter, tradisjonelle akseptkriterier definert for jord i følsomme arealer med mer. Grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer for ”standardvegen” velges ut fra disse kriteriene.

Arbeidsmetoden baserer seg på to hoveddokumenter:

- Standarden **ENV 12920**, formulert for karakterisering av avfall, til å karakterisere gjenbruksmaterialet – eller for kvantitativ bestemmelse av utlekking (hva materialet avgir av miljøfarlige stoffer til omgivelsene i et gitt tidsrom) [6]. Standardmetoden består av 7 trinn, se Figur 1.
- **SFT 99:01A**, norske retningslinjer (beregningsmodell) for å evaluere virkning av forurenset grunn på helse og økosystem [7]. Andre beregningsmodeller kan også benyttes. Beregning av miljørisikovurdering legges til som åttende trinn til prosessen, se Figur 1. Kriteriene er beskrevet i hovedrapporten om miljøpåvirkning [1].



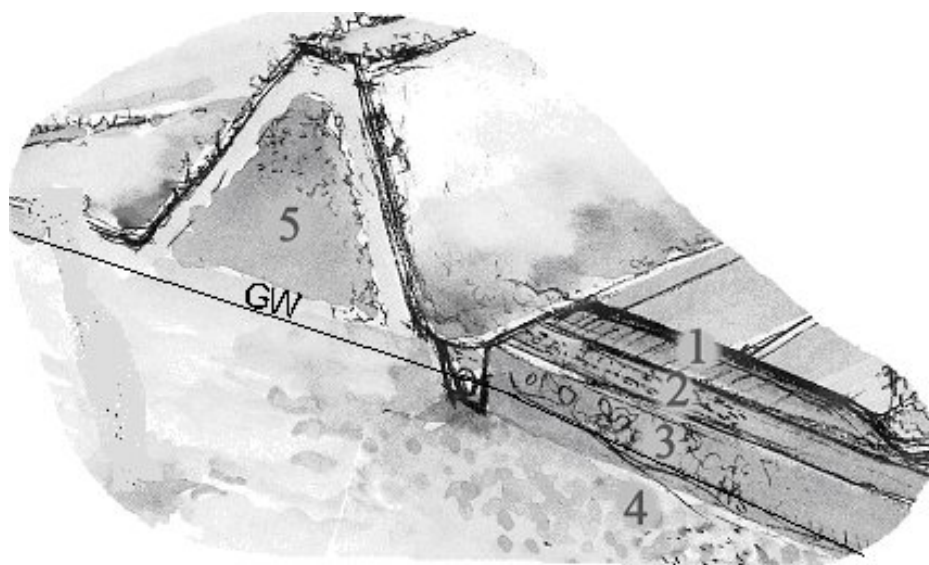
Figur 1: Flytskjema for beslutningsmodell basert på karakterisering av avfall iht ENV 12920 [6] (trinn 1 til trinn 7) og miljørisikovurdering iht SFT 99:01 [7] (lagt til som trinn 8). En utførlig beskrivelse av trinnene er gitt i hovedrapporten [1].

3 Materialkarakterisering og miljørisikovurdering

3.1 Trinn 1 – Problembeskrivelse

HASOPOR skumglass har europeisk teknisk godkjenning [8] og er anvendt til frostisolasjon, drenering, som kapillærbrytende lag og som lett fyllmasse ved vegbygging. Godkjenningen berører også miljøtekniske egenskaper. Skumglass skal anvendes i en standard vegkonstruksjon, plassert i et standard miljø med spesielt konservative eksponeringsbetingelser, se Figur 2.

Dokumentasjonsgrunnlag bygger på eksisterende datagrunnlag og tar for seg anvendelse av skumglass i lette konstruksjoner i vegens over- og underbygning, både over og under grunnvannstand (konstruksjonselement 2, 3, 4 i Figur 2). Det er denne anvendelsen som risikovurderes. Det vurderes utlekking i et tidsrom på 50-100 år.



Figur 2: Potensiell anvendelse av vegmaterialene. (1) Slitelag, (2) overbygning, (3) og (4) underbygning - over og under grunnvannsnivå (GW), og (5) støyvoll.

Ved bruk av skumglass vektlegges å utrede risiko for miljøeffekter fra metaller. Det er ikke aktuelt å utrede risiko for organiske komponenter, ettersom disse vil forbrennes under produksjonen som skjer ved svært høy temperatur. Miljømål og akseptkriterier relateres til gjeldene forskrifter og retningslinjer for drikkevann, vannkvalitet og jord. Risikoberegningen anvender akseptgrenser for helse slik de er anvendt i SFTs veileder 99:01A [7], og akseptgrenser for miljø slik de fremstår i tilstandsklasse 2 i SFTs veiledning 97:04 med "God" vannkvalitet [9]. Denne vannkvaliteten tilsvarer kanadiske veiledende verdier [10] eller økotoksbaserte kriterier slik de fremstår i risikoutredninger.

Miljørisikovurderingen som gjennomføres i denne rapporten, baserer seg på SFTs veiledning for risikovurdering av forurensset grunn, 99:01A [7]. Det antas en steds spesifikk arealbruk i veg og eventuelt en mindre følsom arealbruk ved mellomlager.

3.2 Trinn 2 - Beskrivelse av scenario med "standardveg"

Scenariet for en "standardveg" innebærer at konstruksjonen har en levetid på 50-100 år under konservative standardbetingelser for tekniske forhold, klima og hydrogeologi samt biologiske forhold og arealbruk.

I utførte risikokartlegging for gjenbruksmaterialer i dette prosjektet er følgende standardbetingelser (normalforhold) lagt til grunn:

1. *Området*. Standardvegen ligger nær fjell men på løsmasser som er moderat drenert. Overbygning er veldrenert og har et tett dekke (tykkelse 100 cm). Underbygning er også godt drenert (500 cm).
2. *Bakgrunn*: Bakgrunnskonsentrasjoner er antatt å være ren nedbør og saltinfiltrasjon fra veg. Det er antatt en nedbørmengde på 1000 mm/år.
3. *Støyvoll*: Sortert fraksjon bestående av stein eller grus. Omfanget på gjenbruksmaterialet er angitt til 10 m bred, 5 m tykk og 100 m lang.
4. *Overbygning*: Sortert fraksjon bestående av stein eller grus. Omfanget på gjenbruksmaterialet er angitt til 35 m bred, 1 m tykk og 500 m lang.
5. *Underbygning*: Usorterte fraksjoner. Antatt tilsvarende omfang på underbygningen som for overbygningen, dvs. ca. 35 m bred, 5 m tykk og 500 m lang. Grunnvann som strømmer gjennom underbygning er antatt å være rent.
6. *Transport (spredning og fortykning)*: Overbygning infiltreres på skulderen av vegen og delvis gjennom asfalt. Dette vurderes til maksimum å tilsvare 30 % av nedbøren over området. 30 % anses som et konservativt tilfelle.
7. *Biologiske forhold*: Mikroorganismer tilsvarende liv i mineraljord med lavt innhold av organisk karbon (< 1 %).
8. *Arealbruk*: Kvalitetskravene som skal overholdes er drikkevannskvalitet i grunnvann >50 m fra veg. En mindre overflatebekk leder vann fra nærområdet til resipient, bekken antas å ha en gjennomsnittlig vannføring tilsvarende ca. 5 l/s. Kvalitet i overflatevann skal tilfredsstillende tilstandsklasse II eller bedre [9].
9. *Eksponeeringsbetingelser*: Risiko for helse- og miljøeffekter ved eksponering til grunnvann og overflateresipient vektlegges. Helseeksponering skjer via drikkevann i grunnvannsbrønn og inntak av fisk fra resipient (10 % av normalinntak). Øvrige eksponeringsveger iht. SFT 99:01A vurderes [7]. Direkte eksponering til materialet forekommer kun i bygge- og rivefasen av vegen.

Der hvor gjenbruksmaterialer skal benyttes til andre konstruksjoner enn oppbygning av veg bør scenariet tilpasses hvert enkelt tilfelle. Støyvoll ved bruk av bildekk som materiale inngår som et egen risikovurdering under bildekkrapporten [4].

3.3 Trinn 3 - Karakterisering av skumglass

3.3.1 Type og opprinnelse

Skumglass fra produsenten HASOPOR produseres ved bruk av miljøvennlig teknologi for resirkulering av glassavfall, deriblant forurensset glassavfall¹. Glasset gjennomgår en renseprosess som reduserer innholdet av tungmetaller betydelig. Skumglassgranulat fra andre produsenter må måles i forhold til gjeldene tekniske og miljøtekniske krav.

¹ Råstoffet inneholder bl.a. industrielt slagg og flygeaske samt glass fra lamper, bilderør, laminert glass og batterier. Produksjonsmetoden er patentert.

I produksjonen blandes finkornet glass med en aktivator (silikakarbid). Pulveret plasseres på et varmebestandig transportbånd og varmes til >900°C. Oppvarmingsprosessen medfører frigjørelse av CO₂ i det smeltede glasset. Sluttproduktet er et størket skumglass som inneholder ca. 90 % porer. Skumglass er et alternativt materiale til andre lette fyllmaterialer som f.eks. Leca og EPS (expanded polystyrene) [11].

3.3.2 Total kjemisk sammensetning

Total kjemisk sammensetning av HASOPOR skumglass er dokumentert gjennom intern- og eksternkontroll av produksjonen. Produktkontrollen gjøres ved totalkjemisk analyse av ukeblandprøver fra produksjonen, samt årlig kontroll utført av akkreditert laboratorium.

Tabell 1 inneholder en sammenstilling av kjemiske analyser av tungmetaller i HASOPOR skumglass slik det er dokumentert gjennom Gjenbruksprosjektet [12, 13] og i analyser utført av SINTEF Kjemi i 2000, 2003, 2004 [14, 15] og 2006 [14]. I tillegg har produsenten utført egenkontroll fra produksjonen av skumglass i 2005 [13]. Metodene som er anvendt følger godkjent kontrollplan basert på både analyser utført av produsent og ved uavhengig laboratorium med akkreditert analysemetode. XRF metoden måler innholdet i en preparert tørr prøve, mens ICP og AAS metodene benytter prøvematerial løst i kongevann (sterk syre).

Tabell 1: Kjemisk sammensetning av HASOPOR skumglass. Tabellen viser resultatene fra kontrollanalyser i 2005 samt akkreditert ekstern kontroll av data [14]. Egen- og eksternkontroll utføres på ukeblandprøver fra produksjonen, her angitt med analysemetode, år og løpenummer. Analysen fra 2006 er av materiale som inngår i langtidsovervåkning ved Vegvesenets kontrollstasjon ved Taraldrud langs E6 [12].

Element (mg/kg)	Egenkontroll av produksjon 2005 - XRF					Akkrediterte analyser ICP og AAS samt XRF				
	Maks	Min	Gj.snitt	Std.avvik	StdAvvik [%]	ICP 2000 p169	ICP/AAS 2004 p274	XRF 2004 p274	ICP/AAS 2005 p321-322- 323	ICP 2006
Antall	49	49	49	49		2	2	1	1	1
Arsen	-	< 70	-	-	-	< 30	24	i.a	28	32
Kadmium	-	< 50	-	-	-	i.a	< 1,2	i.a	<1	1,3
Krom total	392	192	305	53	18 %	73	220	238	130	234
Kobber	-	< 75	-	-	-	83	144	187	150	163
Kvikksølv	i.a	i.a	i.a	i.a		0,150	0,085	i.a	0,080	
Nikkel	-	< 50	-	-	-	< 100	54	40**	32	19
Bly	1769	452	943	304	32 %	574,5	862	1090	240	841
Antimon	226*	< 70*	137*	136*	100 %	30	37.6	104**	i.a	52
Sink	234	< 75	49	77	155 %	68,5	136	151	130	i.a.
* Antimonanalysene er fra perioden 2003-2004**										
**Analysert innhold er <10 intern standard										
i.a: ikke analysert										
Kvikksølv er analysert ved atomabsorpsjon (AAS)										

Tabell 2 oppsummerer kjemisk innhold av tungmetaller slik det fremkommer fra produksjonskontroll med XRF-analyser og akkrediterte kontrollanalyser med ICP-analyser. Tabellen inneholder i tillegg en oppsummering av kjemisk innhold slik det vil anvendes i videre risikoberegning. Denne verdien baserer seg på den høyeste målte verdien fra kolonne A og B i tabellen.

Tabell 2: Totalkjemisk innhold slik det anvendes i risikovurderingen.

Element [mg/kg]	A: Kjemisk innhold XRF	B: Kjemisk innhold ICP	C: Kjemisk innhold Trinn 8
Arsen	<70	24-32	32
Bly	1254	240-862	1254
Kadmium	<50	<1-1,3	1,3
Kobber	<75	83-163	163
Krom totalt	358	73-234	358
Kvikksølv	-	0,08-0,15	0,15
Nikkel	<50	19-54	54
Sink	126	69-136	136
Antimon	-	30-52	52

A: Kjemisk innhold XRF er gjennomsnittlig konsentrasjon + standardavvik (Tabell 1).

B: Kjemisk innhold ICP er maksimalt innhold bestemt med akkrediterte ICP-analyser.

C: Kjemisk innhold Trinn 8 er den høyeste målte verdien registrert i kolonne A og B. **Denne verdien vil bli benyttet i risikovurderingen (kapittel 3.8).**

Pågående feltforsøk ved E16 Taraldrud omfatter totalkjemisk analyse og lang tids overvåking av HASOPOR skumglass [12]. I forbindelse med dette arbeidet vil det fremkomme mer og sikrere kunnskap om langtids utlekking fra skumglassgranulat.

3.3.3 Fysiske egenskaper

Tekniske egenskaper for skumglass er dokumentert og rapportert i prosjektrapport nr 21 fra Gjenbruksprosjektet "Gjenbruk av avfallsglass som granulert skumglass i vegkonstruksjoner" [16]. Anvendelse av skumglassgranulat er beskrevet i Statens vegvesens Håndbok 018 [17]. Det foreligger en europeisk produktstandard ETA (European Technical Approval) fra 2005 på HASOPOR skumglass [8]. Det henvises til disse dokumentene for utfyllende teknisk og dimensjonerende dokumentasjon.

Densitet

Feltforsøk på skumglass viser at bulkdensitet etter komprimering kan forventes å være mellom 300 – 350 kg/m³. Bulkdensitet før komprimering av Lett HASOPOR Skumglass er ca. 180 kg/m³ og Standard HASOPOR Skumglass er ca. 225 kg/m³.

I geotekniske beregninger anbefaler Statens vegvesen å anvende 3,5 kN/m³ og 4 kN/m³ til dimensjonerende bulkdensitet for henholdsvis lett og standard skumglassgranulat [17].

Deformasjoner

Langtidsdeformasjon i en vegkonstruksjon med HASOPOR skumglass er 1-2 % av komprimerte tykkelse.

Porøsitet

En konstruksjon med skumglass har en porøsitet som kan sammenliknes med steinmateriale med kornstørrelse 10-50 mm (15-25 volum %). Hver bit med HASOPOR skumglass har i tillegg en porøsitet på >90 volum % hvor vannopptaket er opptil 15 volum %.

3.3.4 Mekaniske egenskaper (styrke, permeabilitet, varmeledningsevne)

Permeabilitet

Permeabiliteten til skumglass tilsvarer permeabiliteten for grov grus, dvs. 200-2000 m/dag.

Styrke og deformasjonsegenskaper

Materialets elastiske egenskaper er sammenlignbare med ordinær singel, som vanligvis benyttes som basismateriale i vegbygging. For bruk under gjentatte belastninger anbefales det å begrense det sykliske trykket til 75 kPa for å unngå knusing og permanent deformasjon.

Varmeledningsevne

Skumglassgranulat er godt egnet til varmeisolering og frostsbeskyttelse i både bygninger og til veger. Isoleringsegenskapene har blitt testet i laboratorium, og det er funnet en termisk konduktivitet på 0,11 W/mK ved + 10 °C for tørt og komprimert materiale.

Når skumglassgranulat anvendes som frostsbeskyttende lag i vegkonstruksjonen anbefales en overbygning tilsvarende den som legges oppå en underbygning av knust stein.

3.3.5 Mineralogi og kjemisk tilstand

HASOPOR skumglass er produsert ved > 900°C med god tilgang på oksygen. Materialet har et høyt innhold av ikke-krystalline silikater, et betydelig lavere innhold av oksider samt små mengder av forbindelser med klorid- og fluorid [14, 15].

3.3.6 Kjemiske egenskaper (reduksjonskapasitet, nedbrytbart organisk innhold)

Kjemiske egenskaper beskrives her ut fra resultatene fra laboratorieforsøk [14] og omfatter totalkjemisk analyse av HASOPOR skumglass (Tabell 1 ”p169”) og kjemisk analyse av eluat fra kolonneforsøk. Resultatene på kolonneforsøket er vist i Tabell 3. Det pågår feltforsøk med HASOPOR skumglass ved Taraldrud kontrollstasjon langs E6 [12]. Kjemisk sammensetting av dette materialet er vist i Tabell 3, mens pH-styrt utlekking av utvalgte metaller er vist i Figur 3 [13].

Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) er i laboratorieforsøk bestemt til å være ca. 0,1 mol/kg (pH intervall ca. 2,5-10) [12]. Knust betong har 10-20 ganger større ANC. Målinger i felt viser at pH det første året varierer mellom 7,6 og 8,6 [12].

Kolonneforsøket (NEN 7343) omfatter 7 eluater med L/S 0,1 til 11 hvor infiltrasjonsvannet er destillert vann med pH 4. Forsøket utføres på knust materiale hvor tilgjengelig overflate til kjemisk oppløsning er betydelig større enn for hele biter med granulat. Målsetningen i forsøket var å oppnå tilnærmet kjemisk likevekt mellom knust HASOPOR skumglass og vann. I løpet av forsøket sank pH i eluatet fra ca. 9 til ca. 8. Samtidig ble elektrisk ledningsevne redusert. Dette sammenfaller med at konsentrasjonen av øvrige elementer (ionestyrken) ble mer enn halvert.

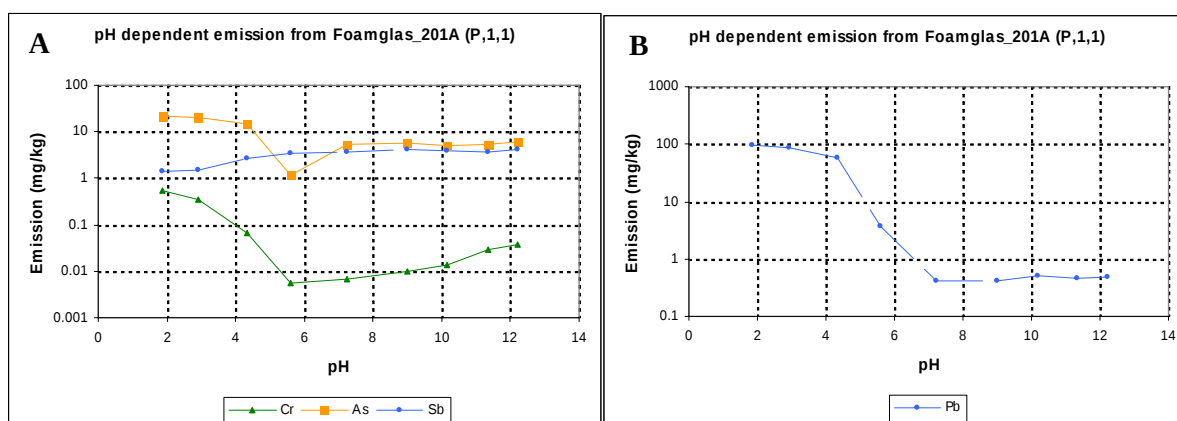
Tabell 3: Resultater fra kolonneforsøk med HASOPOR skumglass [15]. "Konsentrasjon" angir elementenes konsentrasjon i mg/l ved økende gjennomstrømning i kolonnen (fra L/S 1-5.2). "Utslipp" angir hvor mange mg av hvert element som har lekket ut av en kg med kolonnemateriale ved angitt L/S-forhold. Konsentrasjon viser at oppløsning avtar raskere for kalsium og natrium enn for tungmetaller som bly og antimon.

Element	Konsentrasjon L/S 1.0 [mg/l]	Konsentrasjon L/S 5.2 [mg/l]	Konsentrasjon L/S 11.6 [mg/l]	Utslipp L/S 5.2 [mg/kg]	Utslipp L/S 11.6 [mg/kg]
Aluminium	0.074	0.072	0.065	0.38	0.81
Arsen	0.089	<0.08	<0.08	<0.42	<0.94
Barium	0.038	0.03	0.017	0.16	0.27
Kalsium	9.8	6.1	3.8	37.9	62.4
Kadmium	<0.0016	<0.0016	<0.0016	<0.0083	<0.019
Krom total	0.017	<0.0015	<0.0015	<0.02	<0.029
Kobber	0.0077	<0.0067	<0.0067	<0.038	<0.081
Jern	0.057	0.025	0.015	0.18	0.27
Kalium	0.36	0.26	0.14	1.45	2.37
Magnesium	0.61	0.37	0.28	2.32	4.1
Molybden	0.045	0.028	0.013	0.17	0.25
Natrium	17.1	11.9	6.8	68.9	113
Nikkel	<0.0028	<0.0028	<0.0028	<0.015	<0.033
Bly	0.0123	0.011	-	<0.12	-
Svovel	5	2.7	1.04	17.7	24.4
Antimon	0.36	0.22	-	1.38	-
Wolfram	0.057	0.025	0.015	0.54	1.01
Sink	0.22	<0.0124	<0.0124	<0.19	<0.27
Hg	<0.00007	<0.00007	<0.00007	<0.00036	<0.00081
pH _{inn} / pH _{ut}	4.0 / 8.4	4.0 / 8.9	4.0 / 7.9		
Kond. µS/cm	150	97	58		

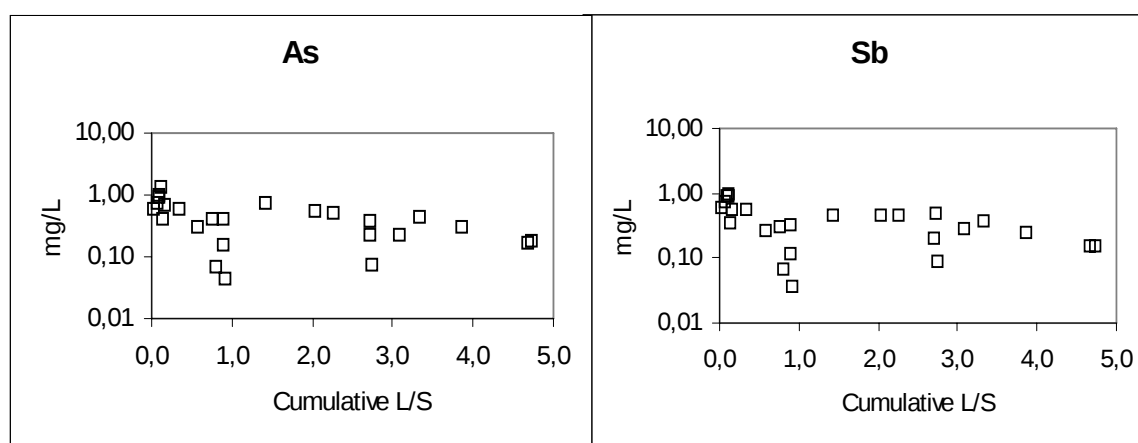
Forsøket viser at utlekking av metaller avtar ettersom vann strømmer gjennom kolonnen (Figur 3). Konsentrasjonene av elementene kalium (K), natrium (Na), kalsium (Ca) og magnesium (Mg) mer enn halveres fra L/S 1 til 11. Dette gjelder også tungmetallene arsen (As), krom (Cr), kobber (Cu) og sink (Zn). Konsentrasjonene av elementene aluminium (Al), bly (Pb) og til en viss grad antimon (Sb) avtar betydelig mindre.

Totalinnholdet av bly og antimon i er kolonnematerialet er henholdsvis 572 og 30 mg/kg. Tabellen viser at antimon under de gitte betingelsene er tilgjengelig i størrelsesorden 1,38 mg/kg, mens bly er tilgjengelig i mengder < 0,12mg/kg. I eluatet er konsentrasjonen av antimon 20-30 ganger større enn konsentrasjonen til bly. Dette tyder på at antimonmineralene i skumglass er betydelig mer løselig enn blymineralene.

Laboratorieforsøk med pH-avhengig utlekking (Figur 3) viser at utslippet av arsen og antimon ved pH >5 er <5 mg/kg, mens utslippet av krom da er <0,05mg/kg [14]. HASOPOR skumglass som er anvendt i dette forsøket er også anvendt i feltforsøket ved Taraldrud. Kjemisk analyse av porevann fra konstruksjonen viser etter 14 måneder at utlekking av bly er <15µg/l og krom <2µg/l, mens arsen og antimon henholdsvis har konsentrasjoner i området 40-700µg/l og 20-600µg/l [13]. I overvåkingsperioden var pH i felt ca. 8.



Figur 3: pH-avhengig utlekking fra HASOPOR skumglass ([13]). Kurvene viser utslipp av metall (mg/kg) ved en bestemt pH for A; krom (Cr), arsen (As), antimon (Sb) og B; bly (Pb) (mg/kg) ved en bestemt pH for A; krom (Cr), arsen (As), antimon (Sb) og B; bly (Pb).



Figur 4: Utlekking (mg/l) av arsen (As) og antimon (Sb) fra HASOPOR ved forsøksfeltet på Taraldrud [13]. Prøvene representerer første 14 måneders av pågående feltforsøk. Konsentrasjonene for bly (Pb) og krom (Cr) var i samme periode henholdsvis <0,015mg/l og <0,002mg/l.

3.4 Trinn 4 - Beskrivelse/bestemmelse av fysiske og kjemiske forhold som påvirker utlekking

Det har pågått et kontinuerlig arbeid for å forbedre materiale siden produksjonsstart i 1999. Resultatet er forbedret porestruktur, lavere densitet og høyere styrke enn det originale produktet, med forbedrede funksjonsegenskaper i vegbygging /anleggsegenskaper.

Som nevnt i kap 3.3.5, er HASOPOR skumglass produsert ved > 900°C med rikelig tilgang på oksygen. Materialet har et høyt innhold av ikke-krystalline silikater, et betydelig lavere innhold av oksider samt små mengder av forbindelser med klorid- og fluorid. Produksjonsmetoden gjør at mineralene som inngår i skumglassgranulat alle er oksiderte. Det forventes at materialet avgir basisk pH i mer enn ett år, men at avrenningen i løpet av konstruksjonens levetid får en pH som er lik infiltrasjonsvannet. Dette innebærer at anvendelse under sure jordarter vil medføre sur avrenning.

3.5 Trinn 5 - Modellering av utlekking

Det forventes at den totale utlekking fra materialet relativt sett avtar raskere enn en del av tungmetallene (Tabell 3) som i løpet av kolonneforsøket kun har en relativt liten reduksjon i konsentrasjon (se f.eks kalsium og natrium sammenliknet med bly og antimon). Dette dokumenteres

med pågående feltforsøk hvor det er påvist at felt pH kan sammenliknes med naturlig knust stein, mens konsentrasjonen av enkelte tungmetaller viser en relativt uforandret konsentrasjon gjennom 14 måneder [13]. Ut fra dette vil det være tilstrekkelig å anvende en modell som er basert på en enkel likevekt. Til dette formål anvendes likningen til fordelingskoeffisienten K_d som angir konstant forhold mellom metall i fast stoff (C_s) og i vannet (C_w) [7]. For materialer med lavt innhold av flyktige stoffer gjelder en forenklet likning:

$$C_w = \frac{C_s}{K_d}$$

Grunnlaget for K_d som er brukt i SFT 99:01A er forurensning i jord. Kjemiske bindinger i et skummglassgranulat vil gjøre en stor del av miljøgiftene svært lite tilgjengelig for utvasking. I de fleste tilfeller vil derfor de beregnede porevannskonsentrasjonene være høyere enn ”likevektskonsentrasjonene” i eluat fra utlekkings tester (EN 14429) og feltforsøk. Tabell 4 viser beregningsgrunnlag og K_d -verdier slik de fremkommer når ”likevektskonsentrasjoner” fra kolonneforsøket legges til grunn for beregning av fordelingskoeffisient.

Fordelingskoeffisient til antimon inngår ikke i SFT 99:01A og den beskrives derfor her. Ut fra kolonneforsøket beregnes en $K_d=83$ l/kg. I det pågående feltforsøket har K_d for antimon variert mellom 80 og 2500 l/kg.

Det foreligger en risikoutredning [18] for antimon som konkluderer med at man i risikovurderinger generelt skal benytte en K_d for sandig jord som er lik 30 l/kg mens K_d for leirjord er ca. 80 l/kg.

Tabell 4:

A: Beregnet log K_d verdier for HASOPOR skumglass basert på kolonneforsøk [14] i 2000.

B: Beregnet K_d -verdier for HASOPOR skumglass basert på feltforsøk ved Taraldrud [12].

A	Kolonne	Kolonne	Kolonne	B	Kolonne	Felt	Felt
	2000	2000	2000		2006	2005-06	2005-06
Element	XRF	L/S 1.0	K_d	Element	ICP	14mnd	K_d
	mg/kg	mg/l			mg/kg	mg/l	
Arsen	30	0,089	337	Arsen	32	0,04-0,70	800-50
Kadmium	<1	0,0016	-	Krom	234	<0,002	>100 000
Krom	73	0,017	4 294	Bly	841	<0,01	>80 000
Kobber	84	0,0077	10 909	Antimon	51	0,02-0,600	2 500-80
Kvikksølv	0.15	<0,00007	-				
Nikkel	<100	<0,0028	-				
Bly	575	0,0123	46 747				
Antimon	30	0,36	83				
Sink	70	0,22	318				

3.6 Trinn 6 - Validering

Beregnet porevannskonsentrasjon valideres mot målte konsentrasjoner der målsetningen er å vise om modellen er tilstrekkelig konservativ til å anvendes for miljørisikovurdering av skummglassgranulat. Til sammenlikningen er det anvendt L/S 5,2 fra kolonneforsøket. Disse konsentrasjonene skal representere ”likevekt” etter flere års utlekking. Beregnet porevannskonsentrasjon forventes å være representativ både for kort tids utlekking og lang tids utlekking. Korttidsutlekking diskuteres i risikovurderingen (Tabell 8).

Valideringen er en sammenligning mellom beregnede porevannskonsentrasjon basert på totalinnhold (Tabell 2) og målt utlekking (Tabell 3 og Figur 4). Standard K_d verdiene som angitt i SFT 99:01 er

benyttet i miljørisikovurderingen for å beregne porevannskonsentrasjoner. Antimon inngår ikke i SFTs veileder for risikovurdering. For antimon er det derfor benyttet en K_d på 80 l/kg (Tabell 4) til å beregne porevannskonsentrasjon. Denne fordelingskoeffisienten samsvarer med anbefalinger i risikoutredning fra EU på antimontrioksider [17] og er en konservativ tilpasning til K_d slik den er beregnet fra laboratorie- og feltforsøk.

Man må ved en slik sammenstilling være klar over at anvendt beregningsmodell, laboratorieforsøk og feltforsøk har forskjellige kjemiske forutsetninger:

1. Beregningsmodellen antar likevekt mellom material og vann (konstant pH).
2. Kolonneforsøkene anvender knust materiale og vannmetning for å etterstrebe kjemisk likevekt med materialbestemt pH (Tabell 3), mens pH-avhengig utlekking anvender kolber hvor likevekt etterstrebes med konstant pH holdes (Figur 3).
3. Feltforsøkene foregår med infiltrasjon av naturlig nedbør gjennom et lag med knust stein. Nedbørens pH, kjemisk forvitring i steinlaget og i skumglassgranulatet vil da påvirke pH i infiltratet.

Tabell 5: Totalinnhold av metaller med beregnet porevannskonsentrasjon sammenlignet med påviste utlekkingsverdier fra kolonneforsøk. Sammenlikningen er angitt som forholdet mellom "beregnet"/"målt" konsentrasjon. Kadmium og nikkel er ikke påvist (i.p.). Alle analysene er fra samme kolonneforsøk [14].

Element	Kjemisk innhold [mg/kg]	Koeffisient K_d [l/kg]	Beregnet porevann [µg/l]	Målt porevann L/S 5.2 [µg/l]	Faktor mellom [Beregnet] [Målt]
Arsen	30	30	1000	<80	>10
Kadmium	<1	30	<30	<1.6	i.p.
Krom	73	30	2433	<1,6	>1000
Kobber	84	500	168	<6.7	>20
Kvikksølv	0.15	200	1	<0,07	10
Nikkel	<100	100	<1000	<1.5	i.p.
Bly	575	1000	575	11	>50
Sink	70	100	700	<12,4	>50
Antimon	30	83	361	220	1.5

Tabell 5 viser at de beregnede porevannskonsentrasjonene er høyere enn konsentrasjonene påvist i eluatene fra utlekkingstesten [14]. For antimon (Sb) er den beregnede porevannsverdien 1,5 ganger høyere enn hva som måles i kolonnetesten.

Resultatene fra feltstasjonen ved Taraldrud etter 14 måneder gir en liknende konklusjon med porevannskonsentrasjoner av bly <10 µg/kg, krom <0,02µg/l, arsen 40-700µg/l og antimon 20-600µg/l [12].

Vår dokumentasjon på utlekking fra HASOPOR skumglass er basert på kolonneforsøk og akkrediterte analyser supplert med en analyseserie på 49 ukesprøver fra 2005, samt dokumentasjon fra pågående feltforsøk med tilhørende materialanalyse fra 2006. Internkontrollanalysene fra 2005 er tatt med da disse er utført med nytt XRF instrument. Analysene samsvarer relativt bra med akkrediterte kontrollanalyser. Antimon analysene er hentet fra produksjonsperioden 2003-2004. XRF-metoden gjør at deteksjonsgrense er ca. 70 mg/kg (tilsvarer $Sb_2O_3 \approx 0,01\%$) og alle analysene er <5 ganger deteksjonsgrensen. Følgelig er analyseusikkerheten ved XRF-metoden stor. I det videre arbeidet brukes derfor kun analyseresultater fremskaffet med ICP eller AAS metode.

3.7 Trinn 7 – Konklusjon vedr. datagrunnlaget for miljørisikovurdering

Dokumentasjon på utlekking fra HASOPOR skumglass er basert på kolonneforsøk, feltforsøk og akkrediterte analyser supplert med ukesprøver fra produksjonskontroll. Dokumentasjon på

total kjemisk sammensetning er god og statistisk representativ. Total kjemisk innhold av antimon er hentet fra analyser hvor ICP-metode er anvendt. I den videre risikovurdering anvendes resultater fra akkrediterte ICP- og AAS-analyser.

Modellen anvender en konstant sammensetning for hele livsløpet, mens materialet i virkeligheten gradvis får redusert innhold av lett løselige elementer. Fordelingskoeffisientene som anvendes til å beregne utlekking vil gi en større utlekking enn det som forventes å være representativt ved anvendelse av materialet i en vegkonstruksjon med livstid 50-100 år. Dette begrunnes bl.a. med at SFTs veileder 99:01A anvender konservative utlekkingskonstanter for jord (Tabell 5), samt at fordelingskoeffisienten for antimon i feltforsøket vil være >80 l/kg (Tabell 4).

Datagrunnlaget for HASOPOR skumglass anses å være tilstrekkelig pålitelig til å gå videre med en miljørisikovurdering basert på data beskrevet i kapittel 3.4. Det må utføres egen vurderinger for antimon da dette elementet ikke inngår i SFT 99:01A.

3.8 Trinn 8 – Miljørisikovurdering av skumglassgranulat

Trinn 8 inneholder en vurdering av miljørisiko for bruk av skumglass i ”standardvegen” under forutsetningene og med datagrunnlaget beskrevet i de første 7 trinn. Formålet ved risikovurderingen er å avklare om det foreligger risiko for uønskede effekter på helse og miljø fra gjenbruksmaterialene i den planlagte anvendelse. Miljørisikovurderingen gjennomføres iht SFT 99:01A *Risikovurdering av forurenset grunn* [7]. Effekten på miljøet bestemmes og sammenlignes med akseptkriterier ut fra økotoksikologiske hensyn. Etter det justeres materialparametre i forhold til miljøeffekten slik at man finner ut hvilke totalinnhold miljøet tåler. For en mer utfyllende beskrivelse av fremgangsmåten se hovedrapporten om miljøpåvirkning [1].

Materialenes karakterisering gitt i kapittel 3.3 og det generelle scenarioet for standardvegen i kapittel 3.2 blir lagt til grunn for risikovurderingen. Risikoberegningene er utført med de etablerte regnearkene for risikovurderingen fra [7] og i 3 trinn (Del A, trinn I – III). Den er etterfulgt av inversberegning av maksimalt tillatt innhold av miljøfarlige stoffer for det gitte scenariet (Del B) og konklusjoner vedrørende grenseverdier på totalinnhold av skumglass (Del C).

3.8.1 Del A – Trinnvis risikovurdering

Del A - Trinn I Skumglass sammenliknet mot normverdier for mest følsomt arealbruk

Trinn I i risikovurdering omfatter en sammenligning av totalinnhold av forbindelser i skumglass mot gjeldende normverdier for mest følsomt arealbruk [7]. Mest følsomt arealbruk tar hensyn til alle potensielle eksponeringsveier. Dette vil si at materialer som tilfredsstiller disse krav kan anvendes uten restriksjoner.

Tabell 6 viser innholdet av tungmetaller i skumglassgranulat sammenliknet med normverdiene for jord. Stedsspesifikke akseptverdier slik de fremkommer i ”standardvegscenariet” er også visst i tabellen (se neste kapittel).

Tabellen viser at totalinnholdet av arsen, bly og krom ble påvist >5 ganger normverdien, mens det øvre konsentrasjonsintervallet av kobber og sink overskrider normverdiene maksimalt tre ganger. Antimon (Sb) er ikke inkludert i de etablerte normverdiene [7], men er påvist i nivå fra 30-50 mg/kg i utførte analyser. Imidlertid er terrestrisk PNEC verdi for antimon vurdert til 6,7 mg Sb/kg våtvekt i EUs risikovurdering [18].

Del A – Trinn II Stedsspesifikk risikovurdering av skumglass

Siden skumglass er planlagt benyttet i oppbygning av en veg hvor materialet er tildekket uten direkte eksponering, er mulige eksponeringsveier begrenset. Til beregning av stedsspesifikke akseptverdier er eksponeringsveier inntak av grunnvann som drikkevann samt inntak av fisk i overflate resipient

nedstrøms vegen (10 % av årlig inntak). I eksponeringsscenariet har standard parametere i SFT 99:01A blitt tilpasset på følgende måte:

- Vanninnhold og luftinnhold i umettet sone er justert til en grusfraksjon,
- fraksjonen organisk karbon for skumglass er satt til 1 %,
- infiltrasjon av nedbør er satt til 30 % av total nedbøren. Dette har betydning for mengde porevann som vil påvirke grunnvannet nedstrøms vegen. 30 % ansees som en konservativ andel da vegen i sin helhet vil være dekket av en tett flat eventuelt med sprekker som da vil utgjøre et begrenset areal.

Tabell 6: Trinn I og II: Konsentrasjonsintervall av tungmetaller i HASOPOR skumglass, normverdier for mest følsomt arealbruk [7] og stedspecifikke akseptverdier (trinn II).

Element	¹ HASOPOR	Normverdi SFT 99:01A	Stedspecifikke akseptverdier SFT 99:01A
	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Arsen	<32	2	³ 20
Bly	240-862	60	1 400
Kadmium	<1,3	3	14
Kobber	22-163	100	⁴ <10 000
Krom totalt	252-358	25	⁴ <10 000
Kvikksølv	0,09-0,15	1	230
Nikkel	19-54	50	1 700
Sink	<69-136	100	⁴ <10 000
Antimon	30-52	² 6,7	-

1. ICP eller AAS analyse

2. Terrestrisk PNEC verdi fra EUs risikovurdering av Antimontrioksider [18].

3. Basert på anbefaling fra NGU for barnehagejord [19].

4. Ingen uakseptabel eksponering forventes for konsentrasjoner <10.000 mg/kg

Sammenligning av det påviste totalinnholdet i skumglassgranulat mot de stedspecifikke akseptverdiene for standardvegen (Tabell 6) viser at innholdet i hovedsak er vesentlig lavere enn akseptverdiene med unntak av arsen. Akseptkriteriet for arsen er imidlertid det samme som normverdi (2 mg/kg) da den er basert på de strenge krav som stilles til inntak av mulige organiske arsenforbindelser via fisk. Siden vi kan anta at det som lekker ut fra skumglass materialer er uorganiske arsenforbindelser, kan akseptkriteriet heves til 20 mg/kg. Denne grenseverdien er utarbeidet for jord i barnehager [19]. Når materialet anvendes under tildekking kan grensen heves ytterligere.

I trinn II er det utført stedspecifikke beregninger av spredning fra skumglassgranulat i scenario "standardvegen". Beregningene er utført med de samme totalinnholdene som angitt i Tabell 5. I dette scenariet vil spredning forekomme som utvasking av metall til porevann og videre spredning med grunnvann mot en antatt bekk. For skumglass lagt i oppbygningen av en veg er det beregnet en fortynningsfaktor mellom porevann og grunnvann på ca. 237 og ytterligere en fortynning på ca. 3 ganger mellom grunnvann og overflatevann. Beregnede eksponeringskonsentrasjoner fra skumglass materialet skal da ikke overskride valgte vannkvalitetskriterier [9, 13,20].

Tabell 7 viser de beregnede konsentrasjonene i grunnvann og overflatevann samt med kvalitetskriterier for grunnvann og overflatevann.

Tabellen viser at det forventes overskridelse for konsentrasjonen av bly og krom (total) for de satte vannkvalitetskriteriene i overflatevann, mens innholdet ikke forventes å overskride kravet i grunnvannet. Arsen er nær akseptgrensen. De andre metallene forventes ikke å nå konsentrasjoner som vil kunne overskride akseptkriteriene. Antimon vurderes i trinn 3 "Utvidet risikovurdering".

Tabell 7: Beregnet spredning av metaller fra skumglassgranulat i ”standardvegen” (stv) er sammenliknet med akseptkriterier for drikkevann [20] og overflatevann [9, 10]. Akseptkriterium for antimon er hentet fra en EU-utredning [18] og Drikkevannsforskriften [20] .

Element	Beregnet (stv) Grunnvann µg/l	Beregnet (stv) Overflatevann µg/l	Drikkevanns forskriften µg/l	Overflatevann Tilstandskl. II µg/l
Arsen	3,9	1,4	10	1,5
Bly	4,9	1,7	10	1,2
Kadmium	0,13	0,05	5	0,1
Kobber	1,2	0,4	100	1,5
Krom totalt	46	16	50	2,5
Kvikksølv	0,0017	0,0006	0,5	0,005
Nikkel	1,6	0,55	20	2,5
Sink	13	4,6	100	20
Antimon	-	-	5	113

Del A Trinn III – Utvidet risikovurdering av skumglass

Risikovurderingen i trinn I og II er basert på konservative antagelser med hensyn til løselighet og spredning av miljøgifter. I trinn III av risikovurderingen brukes resultater fra utlekkingstester i laboratoriet, konsentrasjoner påvist i porevann tatt ut under prøvefeltet med skumglass på Klemetsrud, samt beregnede porevannskonsentrasjoner ut fra påviste kjemisk innhold (fra Tabell 2). Ved en slik sammenstilling må man være klar over at utlekkingstester representerer en forenkling av virkeligheten. Utlekking blir endret som følge av forskjeller i pH og mengdeforhold mellom væske og reaktivt fast stoff. Utlekking vil i praksis være særlig avhengig av andel finstoff, kjemiske bindinger i materialet, pH, oksygeninnhold samt gjennomstrømningshastighet av vann.

Det er utført utlekkingstester av HASOPOR i form av kolonnetest (Tabell 3) og utlekking ved konstant pH (Figur 3). Feltforsøket hvor man måler avrenning fra feltet med skumglass har vært i drift i over 400 dager (Figur 4). Konsentrasjonsintervallene og pH området fra utlekking av tungmetaller er også vist i Tabell 8 sammen med utlekkingstestene.

Tabell 8 viser porevannskonsentrasjoner fra laboratoriet, felt og modellberegning.

Tabellen viser at de påviste konsentrasjonene fra laboratoriet og generelt også fra felt ligger vesentlig lavere enn de beregnede porevannskonsentrasjonene. Beregnet porevannskonsentrasjon for arsen og antimon viser derimot tilsvarende og noe lavere konsentrasjoner enn det som er målt i feltforsøket. Feltverdiene etter eksponering over 400 dager tyder på at utlekkingen fra et tildekket skumglassgranulat gir en lav langtidsutlekking med konsentrasjoner under beregnet porevannskonsentrasjon. Dette indikerer at beregningsmodellen gjør et konservativt estimat av potensiell lang tids utlekking og at det trolig kun er en liten andel av metallene i HASOPOR skumglass som er tilgjengelig for utvasking.

Tabell 8: Metallkonsentrasjoner i porevann fra kolonneforsøk (Tabell 3), feltforsøk [12] og trinn II modellberegning (SFT 99:01A).

Element	Kolonneforsøk			Feltforsøket	Beregnet porevannskons.
	pH=7,9-8,9			Konsentrasjons intervall	SFT 99:01
	L/S 1.0 µg/l	L/S 5.2 µg/l	L/S 11.6 µg/l	pH 6,8-8,8 µg/l	µg/l
Arsen	89	<80	<80	68 - 1000	999
Bly	12,3	11	-	<0,1-15	1254
Kadmium	<1,6	<1,6	<1,6	<0,01 – 3,67	43
Kobber	7,7	<6,7	<6,7	0,7 - 53	326
Krom (III+VI)	17	<15	<15	<0,3 – 0,6	11926
Krom (III)					180
Kvikksølv	<0,07	<0,07	<0,07	< 0,02	0,7
Nikkel	<2,8	<2,8	<2,8	5 - 33	540
Sink	220	<12,4	<12,4	< 0,5 - 13	1360
Antimon	360	220	-	70 - 1000	625*

* Beregnet fra en K_d på 83 l/kg,

Antimon påvises i relativt høye konsentrasjoner både fra utlekkings-testene og i feltverdiene. Antimon er ikke inkludert i risikoveilederen fra SFT. Fra EU foreligger det imidlertid et utkast til risikovurdering av antimontrioksider [18]. I risikovurderingen er tilgjengelige toksisitetsdata og PNEC verdier for antimon vurdert. For vannmiljø er ferskvanns PNEC vurdert til 113 µg Sb/l basert på laveste NOEC fra fisk og med en sikkerhetsfaktor på 10 siden man har testet tre trofiske nivåer.

Konsentrasjonen målt i kolonneforsøket utført i gjenbruksprosjektet viser et nivå fra 220-360 µg/l, mens feltverdiene varierer mellom 70-1000 µg/l. Dette er i størrelses orden 2-9 ganger over vurderte PNEC verdi. Imidlertid må disse verdiene anses å være porevannskonsentrasjoner og ikke forventede konsentrasjoner i resipient. Dersom man benytter fortynningsverdiene fra porevann /grunnvann og grunnvann /overvann vil man da tilnærmet ha en grunnvannskonsentrasjon på 1,5-4,2 µg/l og 0,5-1,4 µg/l som overvann. Dette er vesentlig under den foreslåtte PNEC verdi og også under drikkevannsnormen for antimon, som er 5 µg/l.

3.8.2 Del B – Inversberegning – fra porevann til skumglassgranulat

I standardvegscenariet strømmer vann fra skumglassgranulat i vegen og videre gjennom grunnen til en grunnvannsbrønn og til en bekk. Inversberegning innebærer at en antatt vannkjemi i resipient (akseptkriterier) benyttes til å beregne total kjemisk sammensetning til materiale som vil innebære en akseptabel miljørisiko.

Denne beregnede sammensetningen vil da ikke overskride akseptkriteriene i resipientene slik de fremstår i standardvegscenariet. Beregningen er utført med grunnlag i SFT 99:01A ved at man øker totalinnholdene for verdiene i risikoberegningen inntil man når et av kvalitetskriteriene for grunnvann eller overflatevann.

Tabell 9 viser inversberegnet total kjemisk innhold der vannkvalitetskriteriene overholdes for drikkevann og overflatevann. Den beregnede porevannskonsentrasjonen er sammenliknet med tilsvarende målinger fra felt hvor det sammenliknes med feltforsøk som har pågått >400 dager [12].

Tabell 9: Inversberegnet innhold av tungmetaller i skumglassgranulat (standardvegscenariet). Beregnet konsentrasjon for porevann og resipient er vist sammen med målt maks. innhold i HASOPOR skumglass og påvist maksimal konsentrasjon i porevann.

Forklaring: **Uthevet skrift:** akseptgrenser
Uthevet og understreket: "Kontroll" > "Beregnet"
Understreket: "Kontroll" ≈ "Beregnet"

Element	Beregnet.				Kontroll.	
	Innhold Invers [mg/kg]	Utlekking porevann [ug/l]	Utlekking grunnvann [ug/l]	Utlekking overvann [ug/l]	Innhold HASOPOR [mg/kg]	Porevann pH=6,8-8,8 [ug/l]
Arsen	<u>33</u>	1091	4,2	1,5	<u>32</u>	<u>1000</u>
Bly	<u>873</u>	873	3,4	1,2	<u>862</u>	<15
Kadmium	2,2	73	0,28	0,1	<1,3	3,7
Kobber	546	1091	4,2	1,5	163	53
Krom total (III+VI)	<u>55</u>	1819	7,0	2,5	<u>358</u>	<2
Kvikksølv	0,7	4	0,01	0,005	0,15	<0,002
Nikkel	182	1818	7,0	2,5	54	33
Sink	1455	14547	56,4	20	136	13
Antimon*	100	1185	5	1,7	50	<u>1000</u>

* Drikkevannskriteriet på 5 µg/l settes som et krav i grunnvannet, fortynningsfaktoren mellom porevann/grunnvann er 237. Fortynningsfaktoren mellom grunnvann/overflatevann er 3. Fordelingskoeffisienten for antimon er $K_d = 83$ l/kg.

Tabell 9 viser at det i hovedsak er kriteriet for overflatevann som begrenser akseptabelt innhold av metaller. Unntaket er antimon hvor Drikkevannsforskriften angir en grense på 5 µg/l. Kriteriet for overflatevann er 113 µg/l.

Tabell 9 viser at påvist innhold av metaller er lavere enn det som kan aksepteres. Innholdet av krom, arsen og bly er generelt over eller nær beregnet maksimalnivå og kan teoretisk forårsake utlekking som gir overskridelser av overflatevannskriteriet. I feltforsøk blir det imidlertid observert vesentlig lavere porevannskonsentrasjoner av både krom og bly enn hva beregningene viser.

Maksimumskonsentrasjonene av arsen og antimon er henholdsvis 9 % og 18 % lavere enn beregnet utlekking. Feltforsøket viser at arsen- og antimonkonsentrasjonen raskt avtar (Figur 4) og at de høye konsentrasjonene kun forekom i en kortere periode etter utlegging.

Inversberegningen anvender fordelingskoeffisienter som er tilpasset en nøytral pH. Når pH med tiden blir surere vil dette medføre økt total utlekking. Da en slik endring skjer gradvis vil ikke dette nødvendigvis medføre at konsentrasjonene overskrider verdiene som er angitt i Tabell 9. Figur 4 viser at utslipp av metallene arsen, bly og krom øker betydelig med synkende pH, mens tilgjengeligheten til antimon avtar med synkende pH. Ved en redusert pH i avrenningen vil utlekking av arsen kunne overskride akseptkriteriet for overflatevann. Utlekkingen av antimon vil derimot avta.

3.8.3 Del C - Konklusjoner fra Trinn 8 Skumglass

Den utførte miljørisikovurderingen viser at det er liten fare for uakseptabel miljøbelastning når HASOPOR skumglass anvendes i en vegkonstruksjon. Det totale innholdet av tungmetaller i skumglass overskrider riktignok normverdier for mest følsomt arealbruk (ttrinn I og ttrinn II, Tabell 6). Forhøyede verdier er for trinn I her avdekket for elementene arsen, bly, kobber, krom, nikkel, sink og antimon, mens det i den stedsspesifikke beregningen (standardvegen) kun er innholdet av arsen som overskrider helsekriteriet. Dette skyldes de strenge krav som stilles til å begrense inntak av organiske arsen forbindelser fra fiskekjøtt.

I inversberegningen (Tabell 9) er det arsen, bly, krom og antimon som viser kjemisk innhold eller porevannskonsentrasjon som er nær beregnet høyest innhold av metaller. Disse elementene vurderes derfor nærmere, mens øvrige elementer ansees å ikke medføre noe isolert miljørisiko.

Arsen: Inversberegningen viser at skumglass kan inneholde 33 mg/kg arsen (Tabell 9). Det ansees som svært lite sannsynlig at uorganisk arsen fra skumglassgranulat fra Standardveg scenariet omformes til organisk arsen. Sammenlikning mellom felt- og laboratorieforsøk (trinn III, Tabell 8) viser at beregnet porevannskonsentrasjon tilsvarer de høyest målte feltkonsentrasjonene i porevann (1000 µg/l). Gjennomsnittkonsentrasjonen for 14 måneder er 300 µg/l. Følgelig vil et akseptkriterium på 40 mg/kg være konservativt og tilfredsstillende akseptkriteriene for drikkevann og overflatevann. Dersom surhetsgraden i infiltrert vann synker til pH 5-5,5 tyder pågående forsøk på at dette ikke vil medføre økt utlekking av arsen (Figur 3).

Bly: Inversberegningen viser at skumglassgranulat kan inneholde 873 mg/kg med bly. Det er dokumentert at innholdet kan være nær denne verdien. Tabell 9 viser derimot at målt utlekking maksimalt er 15 µg/l, mens beregnet er >50 ganger større. Dette tilsier at akseptgrensen konservativt kan settes til 1000 mg/kg. Beregnet akseptkriterium er likevel konservativt selv når pH synker. Dersom surhetsgraden i infiltrert vann synker til pH 5-5,5 forventes utslippet av bly å øke (Figur 3), men uten betydelig risiko for at akseptkriteriet overskrides.

Krom: Ut fra en vurdering av helserisiko kan innholdet av krom være svært høyt. Akseptkriteriet for overflatevann overskrides derimot når konsentrasjonen i vann beregnes (Tabell 7) med et innhold på 354 mg/kg. Feltmålingene viser derimot at beregnet konsentrasjon er >10.000 ganger større det som er påvist i felt (Tabell 8). Beregnet akseptkriterium kan derfor uten risiko være 10 ganger resultatet av inversberegningen, altså 550 mg/kg (hvor seksverdig krom er antatt å utgjøre 10 %). Dersom surhetsgraden i infiltrert vann synker til pH 5-5,5 forventes utslippet av krom å øke (Figur 3), men uten at det er risiko for at akseptkriteriene overskrides.

Antimon: Antimon inngår ikke i SFT 99:01, men er elementet er inkludert i scenariet ved å beregne konsentrasjon i grunnvann og overflatevann. Tabell 8 viser at beregnet porevannskonsentrasjon er >1,5 ganger målt porevannskonsentrasjon, følgelig er beregningsmodellen konservativ. Inversberegningen viser at skumglassgranulat kan inneholde 100 mg/kg med antimon før drikkevannskriteriet på 5 µg/l overskrides. Dersom surhetsgraden i infiltrert vann synker til pH 5-5,5 forventes utslippet av antimon forventes utlekkingen å avta (Figur 3). 150 mg/kg kan følgelig velges som akseptgrense.

Risikovurderingen peker ut arsen sammen med antimon som de elementene som er trolig kan være mest kritisk for miljøet. Risikovurderingen viser derimot at det er svært lite sannsynlig at angitte akseptkriterier overskrides når et skumglassgranulat HASOPOR anvendes i en vegkonstruksjon tilsvarende ”standardvegen”.

4 Konklusjoner – Skumglass

Tabell 10 oppsummerer beregningene gjort i kapittel 3 og konkluderer med et valg av grenseverdier for aksept av skumglass som materiale i vegbygging. Beregningene er gjennomført i henhold til metoden beskrevet i denne rapporten, for ”standardvegen” slik den er beskrevet i kapittel 3.1 og for scenariet beskrevet i 3.2.

For hvert grunnstoff/organisk forbindelse ble følgende verdier sammenlignet og sammenligningen brukt som grunnlag for valg av grenseverdiene:

- påvist maksimum totalinnhold i prøvene behandlet i denne rapporten
- normverdi for jord i følsomme arealer (se 3.8.1)
- stedsspesifikk akseptverdi (se 3.8.1)
- verdier fra inversberegningen som overholder kriterier for grunnvann og overflatevann (se 3.8.2)

De valgte grenseverdier for aksept av skumglass til vegbygging er basert på dagens kunnskap og tilgjengelig datagrunnlag og må stadig vurderes i forhold til nye erfaringer.

Tabell 10 presenterer de valgte grenseverdiene sammen med dokumentert innhold og andre beregnede akseptkriterier.

Tabell 10: Forslag til grenseverdier

Parameter	Konsentrasjon (mg/kg)					Kommentar Avgjørende kriterium for valgt grenseverdi for aksept
	Maks. dokum. totalinnh. Akkredit. analyse	¹ Norm- verdi jord SFT99:01 Trinn I	¹ Steds- spesifikk aksept- verdi SFT99:01 Trinn II	² Maks verdi fra invers- beregning	Grense- verdier . gjenbruks materialer	
As	32	2	³ 20	33	40	Inversberegning. – overflatevann ⁹
Pb	862	60	1400	873	⁴ 1000	Inversberegning. – overflatevann ⁹ for pH > 5,5
Cd	1,3	3	14	2,2	2	Inversberegning. – overflatevann
Cu	163	100	⁵ < 10.000	546	200	maks. dok. innhold
Cr tot	354	25	⁵ < 10.000	⁶ 55	⁷ 550	Inversberegning. – overflatevann
Hg	0,15	1	230	0,7	1	Trinn I – kriterier for jord
Ni	54	50	1.700	182	50	Trinn I – kriterier for jord
Zn	136	100	⁵ < 10.000	1455	200	maks. dok. innhold
Sb	⁸ 52	-	-	100	150	Inversberegning. – grunnvann ⁹

1. Humantoksikologisk vurdering, scenario trinn I ”følsom arealbruk” og trinn II ”standardvegen”

2. Human- og økotoksikologisk vurdering, scenario ”standardvegen”

3. Verdien er tatt ut fra NGUs anbefalinger [19]

4. Grenseverdien på 1000 mg/kg er trygg for pH-nivåer over 5. For lavere pH (sur jord eller surt grunnvann), utvidet karakterisering anbefales.

5. Ingen uakseptabel eksponering er forventet for konsentrasjoner <10 000 mg/kg.

6. Antatt å være Cr VI

7. Grenseverdi for totalinnhold av Cr med antakelsen om maks. 10 % Cr VI

8. Kun fire serier er tilgjengelig

9. Inversberegning er justert opp som følge av dokumentert lav utlekking (se kapittel 3.8.3)

5 Referanser

- ¹ Petkovic G. et al: *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg*, Prosjektrapport nr 14 fra Gjenbruksprosjektet /Teknologirapport 2432, Statens vegvesen 2006
- ² Engelsen C.J. et al: *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg – Sementbaserte materialer*, Prosjektrapport nr 14a fra Gjenbruksprosjektet /Teknologirapport 2433, Statens vegvesen 2006
- ³ Jørgensen, J. et al: *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg – Gjenbruksasfalt*, Prosjektrapport nr 14b fra Gjenbruksprosjektet /Teknologirapport 2434, Statens vegvesen 2006
- ⁴ Håøya, A.O. et al: *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg – Oppkuttete bildekk*, Prosjektrapport nr 14c fra Gjenbruksprosjektet /Teknologirapport 2435, Statens vegvesen 2006
- ⁵ Håøya, A.O. et al: *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg – Skumglass*, Prosjektrapport nr 14d fra Gjenbruksprosjektet /Teknologirapport 2436, Statens vegvesen 2006
- ⁶ CEN, ENV 12920: *Characterization of waste - Methodology guideline for the determination of the leaching behaviour of waste under specified conditions*. 1996. (Publisert som EN 12920, mars 2006)
- ⁷ SFT, V.E.A. & B.G.: Risikovurdering av forurenset grunn., SFT Veiledning 99:01A (TA-1629), SFT, Oslo 1999.
- ⁸ Byggforsk, European Technical Approval No. ETA-05/0187, in European Organisation for Technical Approval. 2005, Byggforsk: Oslo. p. 13.
- ⁹ SFT, *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann*. TA: 1468/1997, 1997.
- ¹⁰ CCME, *Canadian Environmental Quality Guidelines*, C.C.o.m.o.t., 2002.
- ¹¹ Aabøe, R., Tor-Erik Frydenlund, Even Øiseth, Jörgen Hägglund, *Gjenbruk av avfallsglass som granulert skumglass i vegkonstruksjoner*, in *Gjenbruksprosjektet*. in press, Statens vegvesen Vegdirektoratet: Oslo.
- ¹² Engelsen, C.J., H. A. van der Sloot, C.J., G. Petkovic, G. Wibetoe, E. Stoltenberg-Hansson, W. Lund. Constituent release predictions for recycled aggregates at field site in Norway. in WASCON 2006 (Sixth International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials) 2006. Beograd, Serbia og Montenegro.
- ¹³ Engelsen, C.J., M. Bjerke, G. Wibetoe, pH dependent leaching of major, minor and trace elements from Foam Glass. in preparation.
- ¹⁴ Rudstad, I., *Karakterisering av skumglass, Hasopor*. 2000, SINTEF: Trondheim. p. 10.
- ¹⁵ Hägglund, J., Analyseresultater fra produksjon og kontroll av Hasopor, Hasopor, 2004-2006.
- ¹⁶ Skumglassrapporten Aabøe, Frydenlund
- ¹⁷ Statens vegvesen Håndbok 018 Vegbygging
- ¹⁸ KEMI, Draft; DIANTIMONY TRIOXIDE (CAS No: 1309-64-4). RISK ASSESSMENT, in European Union Risk Assessment Report. 2005, Swedish Chemicals Inspectorate, Box 2, S-172 67, Sundbyberg, SWEDEN
- ¹⁹ NGU, *Helserisikovurdering av arsen, bly og PAH fra jord og sand i barns lekemiljø. Forslag til tiltak*. 1999, Norges Geologiske Undersøkelse: Trondheim. p. 19.
- ²⁰ Lovdata, *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften)*. in www.lovdata.no. 2001: Oslo.

VEDLEGG

GJENBRUKSPROSJEKTET



VEDLEGG 1: DELPROSJEKT 2 "MILJØPÅVIRKNING"III

VEDLEGG 2: RAPPORTOVERSIKT STATENS VEGVESENS GJENBRUKSPROSJEKT 2002-2005
.....V

GJENBRUKSPROSJEKTET



VEDLEGG 1: DELPROSJEKT 2 "MILJØPÅVIRKNING"

Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer er et prioritert tema i Gjenbruksprosjektet. Selv de teknisk minst krevende anvendelser av gjenbruksmaterialer kan stoppe opp på grunn av vår manglende kontroll over miljøpåvirkning. SFT stiller klare krav til hva som skal karakteriseres som farlig avfall, og har også definert normverdier for tillatt innhold av forurensning i jord i følsomme arealer. Det er imidlertid ikke formulert noen grenser for miljøpåvirkning mellom disse to ytterligheter. Miljøpåvirkning er av SFT definert som tiltakshaverens ansvar.

Målet med DP2 er å utarbeide en enkel modell for vurdering av miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer for de mest vanlige tilfeller av deres anvendelse i vegbygging. Ved å utføre grundig arbeid for slike "standardtilfeller", ønsker man å komme fram til praktiske akseptkriterier for gjenbruksmaterialer eller kriterier for begrensning av bruksområder for gjenbruksmaterialer.

Delprosjekt 2 Miljøpåvirkning er delt inn i tre aktiviteter:

DP2-1 Miljødeklarasjon

DP2-2 Miljøriskovurdering

DP2-3 Akseptkriterier for gjenbruksmaterialer i vegbygging

DP2-1 Miljødeklarasjon

Målet for denne aktiviteten er å definere gjenbruksmaterialenes utlekkingspotensial, samt vurdere muligheter for en jevnlig kontroll av miljøegenskaper som gir grunnlag for en miljødeklarasjon. Gruppen ser på eksisterende systemer for miljødeklarasjon av materialer og vurderer muligheter for deres anvendelse eller tilrettelegging for gjenbruksmaterialer..

DP2-2 Miljøriskovurdering

Aktivitetens mål er å utvikle en modell for vurdering av miljørisiko knyttet til gjenbruksmaterialer i vegbygging. Metodikken for det er basert på SFTs retningslinjer for risikovurdering (SFT 99:01) og europeisk standard for dokumentasjon av avfall (ENV 12920).

DP2-3 Akseptkriterier for gjenbruksmaterialer i vegbygging

Målet er å utnytte resultater fra DP2-1 og -2 på en praktisk måte. En mulighet er å formulere grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer på grunnlag av laboratorietester. En annen mulighet er å formulere begrensninger med hensyn til bruksområde.

GJENBRUKSPROSJEKTET



VEDLEGG 2: RAPPORTOVERSIKT STATENS VEGVESENS GJENBRUKSPROSJEKT 2002-2005

Prosjekt-rapport nr.	Intern rapport nr. ¹⁾	Tittel	Del-prosjekt	Utarbeidet av
1	2309	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 1: Gjenbruk av knust betong og tegl i vegbygging Testing av mekaniske egenskaper – Erfaringsinnsamling	DP3	Joralf Aurstad, SINTEF
2	2310	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 2: Bruk av bildekk i støyvoller – Livsløpsvurdering	DP2 / DP5	Karin Synnøve Østby, stud. techn. NTNU
3	2350	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 3: Varm asfaltgjenvinning i verk	DP4	Olav Ruud, ATI et al.
4	2351	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 4: Kontroll og dokumentasjon av returafalt	DP4	Olav Ruud, ATI
5	2357	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 5: Gjenbruk av bildekk i vegbygging – Tekniske og miljøtekniske vurderinger	DP5	Arnt-Olav Håøya, Rambøll AS og Roald Aabøe, Statens vegvesen
5A	2375	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 5A: Miljøovervåkning av 3 pilotprosjekter med oppkuttete bildekk 2001-2003	DP5	Arnt-Olav Håøya og Guro Thue Unsgård, Rambøll AS
6	2408	Erfaringer fra feltstrekninger med kaldblandet gjenbruksasfalt - Vurdering av tilstandsutvikling og dekkelevetid	DP4	Joralf Aurstad, SINTEF et al.
7	2420	Materialeegenskaper for kaldblandet gjenbruksasfalt - vannfølsomhet og styrkeparametere	DP4	Johnny Stenshagen, Mesta as, Øivind Moen, Veidekke ASA et al.
8	2421	Feltforsøk med ubundet asfaltgranulat - Avsluttende undersøkelser på forsøksstrekningene på Fornebu	DP4	Ragnar Bragstad, ATI et al.
9	2410	Materialstrøm for gjenvunnet asfalt	DP4	Ragnar Evensen, Via Nova et al.
10	2411	Frostbestandighet av resirkulert tilslag	DP3	Synnøve A. Myren, Statens vegvesen og Jacob Mehus, NBI /Standard Norge
11	2422	Gjenbruk av knust betong i vegbygging. Mekaniske egenskaper og testmetoder for resirkulert tilslag	DP3	Joralf Aurstad, SINTEF et al.
12	2423	Gjenbruksvegen E6 Melhus	DP6	Jostein Aksnes og Dag Atle Tangen, Statens vegvesen
13	2431	Materialdeklarasjon av resirkulert tilslag. Uttesting av deklarasjonsordning	DP3	Synnøve A. Myren, Statens vegvesen og Jacob Mehus, NBI /Standard Norge
14	2432	Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging	DP2	Gordana Petkovic, Statens vegvesen et al.
14A	2433	Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging – sementbaserte materialer	DP2	Christian J. Engelsen, NBI /Sintef Byggforsk et al.
14B	2434	Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging – asfalt	DP2	Torbjørn Jørgensen, Statens vegvesen et al.
14C	2435	Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging – oppkuttete bildekk	DP2	Arnt-Olav Håøya, Rambøll AS et al.
14D	2436	Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging – Skumglass	DP2	Arnt-Olav Håøya, Rambøll AS et al.
15	2437	Finstoffinnhold i gjenbruksbetong	DP3	Joralf Aurstad, Statens

				vegvesen et al.
16	2438	Kjemisk nedbrytning av resirkulert tilslag. Forsøk med akselerert vanngjennomstrømning	DP3	Christian J. Engelsen, NBI /SINTEF Byggforsk et al.
17	2439	Konstruksjonsbetong med resirkulert tilslag	DP3	Synnøve A. Myren, Statens vegvesen og Jacob Mehus, NBI /Standard Norge
17A	2440	Støttemur ved E6 Taraldrud. Anleggstekniske erfaringer med bruk av knust betong i nye betong	DP3 /DP6	Dag Atle Tangen, Brobyggern AS /Statens vegvesen
18	2441	Gjenbruksvegen E6 Klemetsrud – Assurtjern	DP6	Dag Atle Tangen, Brobyggern AS /Statens vegvesen
19	2442	Reelle muligheter for gjenbruk – status ved avslutning av Gjenbruksprosjektet	DP7	Gordana Petkovic, Statens vegvesen
20	2377	Utradisjonelle gjenbrukstiltak – Eksempelsamling	DP8	Dag Atle Tangen, Brobyggern AS /Statens vegvesen
21	2445	Gjenbruk av avfallsglass som granulert skumglass i vegkonstruksjoner	DP5	Roald Aabøe, Statens vegvesen et al.
22	2446	Flyveaske fra papirproduksjon brukt i kalksementpeler	DP5	Guro Brendbekken, Optimal geoteknikk et al.

¹⁾ Teknologivdelingens rapportserie (Internrapporter, fra juni 2005 Teknologirapporter)