

# Teknologirapport nr. 2435

## GJENBRUKSPROSJEKTET

Prosjektrapport nr 14c:

**Miljøpåvirkning fra  
gjenbruksmaterialer i veg  
– Oppkuttete bildekk**



Mars 2007

Teknologiavdelingen



# Teknologirapport nr. 2435

## GJENBRUKSPROSJEKTET

Prosjektrapport nr 14c:

### Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg - Oppkuttete bildekk



#### 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.

Miljøpåvirkning fra oppkuttete bildekk er utført for anvendelse i en standardveg og en støyvoll. Miljørisikovurdering er gjennomført med bakgrunn i total kjemisk sammensetning og utlekking dokumentert ved felt- og laboratorieforsøk. I bildekk vil det være innhold av tungmetallene sink og kadmium, samt en del PAH-forbindelser og antioksidanter som fenolforbindelser som potensielt kan lekke ut og påvirke omgivelsene.

Den utførte miljørisikovurdering viser at det er liten fare for uakseptable belastning av helse eller miljø ved benyttelse av oppkuttete bildekk i oppbygningen av veger eller i støyvoller. Ved benyttelse av bildekk i spesifikke prosjekter, bør feltbetingelser knyttet til mengde infiltrert vann og lokale pH-forhold vurderes i forhold til standardvegscenarioet.

*Emneord:* Alternative materialer, miljøpåvirkning, risikovurdering, oppkuttete bildekk

*Seksjon:* TEK-T

*Saksbehandler:* Gordana Petkovic

*Dato:* Mars 2007



## 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 Teknologivdelingen 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, Gijs Breedveld og Stig Moen, NGI, med bidrag fra arbeidsgruppen.



## Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>INNLEDNING</b> .....	<b>6</b>
<b>2</b>	<b>MÅLSETNING OG STRATEGI</b> .....	<b>7</b>
<b>3</b>	<b>MATERIALKARAKTERISERING OG MILJØRISIKOVURDERING</b> .....	<b>9</b>
3.1	TRINN 1 – PROBLEMBESKRIVELSE .....	9
3.2	TRINN 2 BESKRIVELSE AV SCENARIO .....	9
3.3	TRINN 3 - KARAKTERISERING AV OPPKUTTEDE BILDEKK .....	10
3.3.1	<i>Type og opprinnelse av materiale</i> .....	10
3.3.2	<i>Totalkjemisk sammensetning</i> .....	11
3.3.3	<i>Fysiske egenskaper</i> .....	14
3.3.4	<i>Mekaniske egenskaper (styrke, permeabilitet, varmeledningsevne)</i> .....	15
3.3.5	<i>Kjemisk sammensetning og spesiering</i> .....	15
3.3.6	<i>Kjemiske egenskaper (reduksjonskapasitet, nedbrytbart organisk innhold)</i> .....	15
3.4	TRINN 4 - BESKRIVELSE/BESTEMMELSE AV FYSISKE OG KJEMISKE FORHOLD SOM PÅVIRKER UTLEKKING FRA OPPKUTTEDE BILDEKK .....	16
3.4.1	<i>Fysiske parametre</i> .....	16
3.4.2	<i>Kjemiske parametre</i> .....	16
3.5	TRINN 5 - MODELLERING AV UTELEKKING .....	20
3.5.1	<i>Metall</i> .....	21
3.5.2	<i>PAH</i> .....	21
3.5.3	<i>Fenolmodell</i> .....	23
3.6	TRINN 6 – VALIDERING .....	23
3.7	TRINN 7 – KONKLUSJON VEDR. DATAGRUNNLAGET FOR MILJØRISIKOVURDERING .....	25
3.8	TRINN 8 - MILJØRISIKOVURDERING .....	25
3.8.1	<i>Del A – Miljørisikovurdering iht SFT 99:01A</i> .....	26
DEL A TRINN 3 – UTVIDET RISIKOVURDERING .....		28
3.8.2	<i>Del B Inversberegning - Maksimalt totalinnhold</i> .....	30
3.8.3	<i>Del C Konklusjoner fra Trinn 8 Oppkuttete bildekk</i> .....	31
<b>4</b>	<b>KONKLUSJONER - OPPKUTTEDE BILDEKK</b> .....	<b>33</b>
<b>5</b>	<b>REFERANSER</b> .....	<b>34</b>

## 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) [25].
- Prosjektrapportene 14a–14d (Teknologirapporter nr 2433–2436) omhandler henholdsvis sementbaserte materialer [8], asfalt [21], oppkuttete bildekk [18] og skumglass [17].

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 oppkussning 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 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 og strategi

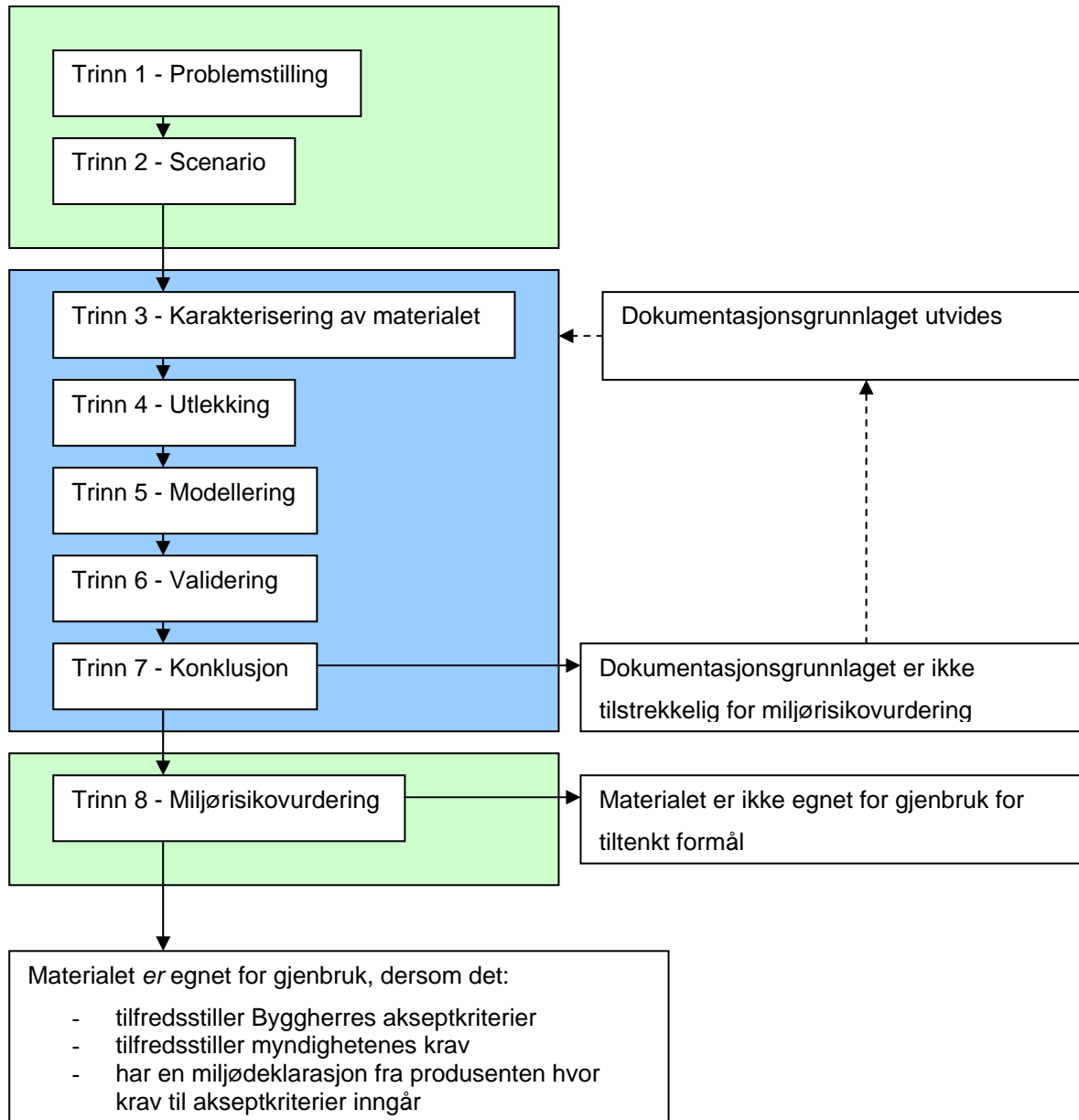
Målsetning for arbeidet har vært å definere grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer i de mest vanlige situasjoner ved vegbygging.

Følgende strategi ble valgt for dette arbeidet:

- Et ”standardvegscenarior” 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.
- Miljørisikovurdering utføres for denne ”standardvegen” og for de meste aktuelle kombinasjoner av materiale og bruksområdet. Materialparametere defineres gjennom totalinnhold eller utlekkingsegenskaper 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 [25].
- 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 utlekkning (hva materialet avgir av miljøfarlige stoffer til omgivelsene i et gitt tidsrom) [5]. 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 [27]. 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.

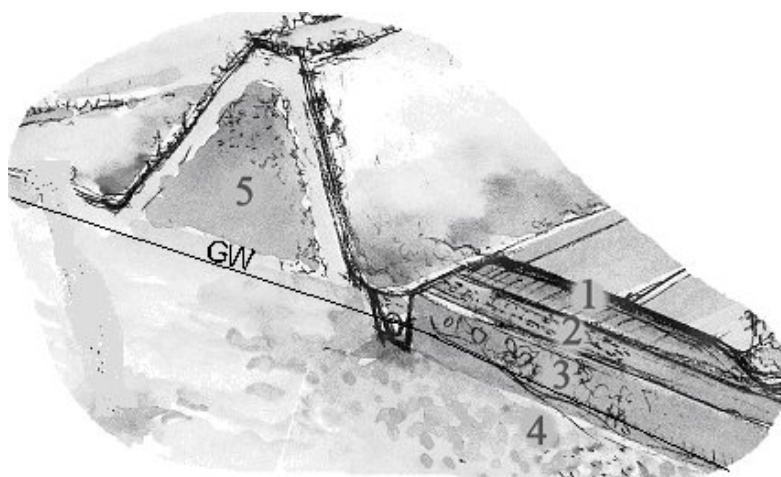


**Figur 1:** Flytskjema for beslutningsmodell basert på karakterisering av avfall iht ENV 12920 [5] (trinn 1 til trinn 7) og miljørisikovurdering iht SFT 99:01 [27] (lagt til som trinn 8). En utførlig beskrivelse av trinnene er gitt i hovedrapporten [25].

### 3 Materialkarakterisering og miljørisikovurdering

#### 3.1 Trinn 1 – Problembeskrivelse

I dette arbeidet antar man anvendelse av oppkuttete bildekk i forsterkningslag i vegens overbygning (2), i underbygning (3/4), samt i støyvoller (5). Mulig utlekking av metaller og organiske tilsetningsstoffer skal vurderes. I den grad det kan være relevant for sammenlikning med nærområdenes miljømål/akseptkriterier dokumenteres utlekking av mest relevante miljøgifter. Utlekking dokumenteres og verifiseres på en relevant måte som funksjon av tid og kjemiske betingelser.



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

Miljømål og akseptkriterier relateres til gjeldene forskrifter for drikkevann, vannkvalitet og jord. Risikoberegningen anvender akseptgrenser for helse slik de er anvendt i SFTs veileder 99:01A [27], og akseptgrenser for miljø slik de fremstår i tilstandsklasse 2 i SFTs veiledning 97:04 med ”God” vannkvalitet [26]. Denne vannkvaliteten tilsvarer kanadiske veiledende verdier [9] eller økotoksbaserte kriterier slik de fremstår i risikoutredninger. PNEC<sup>1</sup> anvendes som akseptgrense der andre mer egnete grenser ikke finnes.

Risikovurderingen antar at anvendelse av oppkuttete bildekk gjøres i et miljø med følsomme vannlevende organismer men mindre følsomt med henblikk for eksponering til menneske. Miljømål og akseptkriterier er nærmere omtalt i hovedrapporten om miljøpåvirkning, prosjektrapport nr 14.

I materialkarakteriseringen og miljørisikovurderingen inngår organiske og uorganiske elementer fra materialet.

#### 3.2 Trinn 2 Beskrivelse av scenario

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:

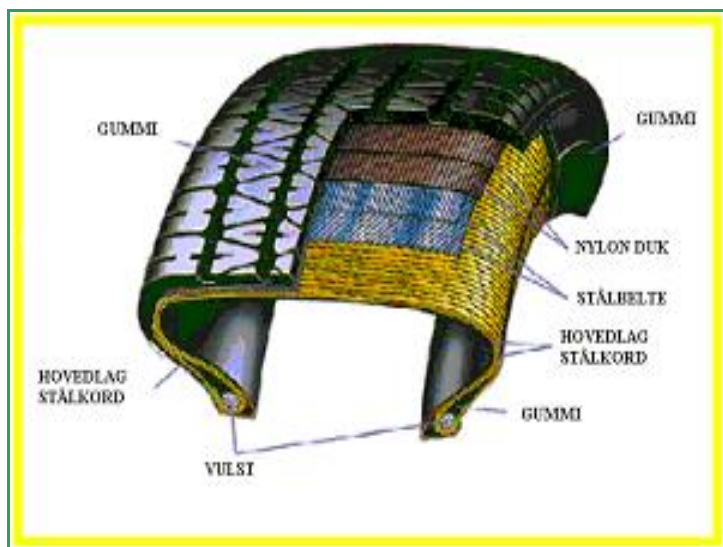
<sup>1</sup> PNEC = ”Predicted no effect concentration”, eller beregnet null effekt konsentrasjon relativt til en organisme

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 veggen 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 [26].
9. *Eksponeringsbetingelser*: 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 [27]. Direkte eksponering til materialet forekommer kun i bygge- og rivefasen av veggen.

### **3.3 Trinn 3 - Karakterisering av oppkuttete bildekk**

#### **3.3.1 Type og opprinnelse av materiale**

Et bildekk består av tre hoveddeler; dekkstamme, vulstring og slitebane. Dekkstammen bygges opp av gummibelagte kordlag av rayon, nylon eller polyester. Vulst betyr ringformet kant og vulsten langs kanten av bildekk har innstøpte ståltråder. Disse tjener til å holde dekket på plass på felgen. Kordlaget legges rundt vulstringen. Slitebanen har en gummiblanding med god slitestyrke, mens sideveggene har en relativt myk blanding. De enkelte elementene bygges sammen på en trommel og "rådekket" blir deretter vulkanisert i presser hvor det får sin endelige form og mønster. Tabell 1 viser en generell sammensetning av person- og lastebildekk mens Figur 3 angir oppbygning.



**Figur 3: Bildekkets oppbygning**

Gummikomponentene er vulkanisert sammen med carbon black<sup>2</sup> og kisel (silika), som til sammen utgjør ca. 70 % av et dekk. Svovel og sink i form av sinkoksid inngår som aktivatorer i gummiblandingen. Metallene foreligger i hovedsak i form av ståltråder, men kan i tillegg inngå som urenheter fra produksjon. Tekstilene består av en vevet duk som ikke inneholder stoffer som kan skade miljøet (rayon, nylon eller polyester). Pigmentstoffer kan inneholde metaller, men sort gummi inneholder normalt ikke slike pigmenter. Tilleggsstoffer utgjøres av stoffer som beskytter mot sollys, ozon og andre oksidanter.

### 3.3.2 Totalkjemisk sammensetning

#### *Metaller*

Tabell 1 viser totalinnhold av utvalgte stoffer i bildekk samt en sammenlikning med akseptabelt innhold i jord. Analysene viser varierende kjemisk innhold, både som følge av at stålkorde ikke er tatt ut i enkelte prøver, samt varierende innhold i selve gummiblandingen (funksjon av produsent, type dekk og produksjonsår). Av metaller inneholder gummiblandingen sinkforbindelser hvor det også inngår noe forurensning av kadmium. Dekket som helhet vil i tillegg inneholde metallene jern og mangan, samt varierende mengder arsen, krom, kobolt, kobber, nikkel og bly.

#### *Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)*

Polysykliske aromatiske hydrokarboner er en del av de høyaromatiske oljene (HA-oljene) som anvendes som mykgjørere for å bedre dekkens friksjonsegenskaper (Tabell 2), 25-30 vekt-%. Totalinnhold av PAH i oljene varierer fra 10 til 357 mg/kg [30].

Basert på kjent totalinnhold av PAH i en HA-olje og maksimalt prosentvis innhold av HA-olje i personbildekk ble innholdet av PAH i gummiblandingen beregnet, se Tabell 3. PAH utgjør <0,1 vekt % av gummiblandingen.

Det kan konservativt konkluderes med at gummiblandingen i oppkuttete bildekk inneholder <120 mg/kg PAH. Innholdet av benzo(a)pyren, som er en prioritert miljøgift, er <5 mg/kg (kapittel 3.5). PAH-forbindelsene blir bundet sammen med elastomere og carbon black når gummiblandingen vulkaniseres, og er dermed ikke tilgjengelig for utlekking før disse sterke bindingene brytes.

<sup>2</sup> Carbon Black er svært rent karbon som benyttes som reduksjonsmiddel bla i bilgummi og metallurgisk industri. Carbon Black kan framstilles fra naturgass ved dekomponering til karbon og hydrogen ved høy temperatur.

**Tabell 1: Innhold av ulike stoffer i personbil- og lastebildekk [6]**

Materiale	Personbil vekt %	Lastebil vekt %
Gummi/elastomerer	48	45
Carbon black (og kisel)	22	22
Metall	15	25
Tekstil	5	-
Sinkoksid	1	2
Svovel	1	1
Tilleggsstoffer	8	5

**Tabell 2: Totalinnhold av utvalgte metaller. (\* Prøven inneholder rester av wire )**

Parameter [mg/kg]	Dekk uten wire [mg/kg] [31]	Dekk uten wire* [mg/kg] [29]
Al		
As	< 9.95	4.1
Ca		1160
Cd	< 1.99	3.6
Cr	< 1.99	3.3
Co	< 1.99	107
Cu	32.1	30
Hg		0.1
Fe	452	4480
Mg		< 500
Mn	3.51	28
Ni	< 1.99	3.3
Pb	< 9.95	52
Ti		48
Zn	174	15500

**Tabell 3: Analysert og et konservativt beregnet innhold av PAH i gummiblanding. Høyaromatisk olje i bildekk kan også inneholde andre PAH-forbindelser.**

Undersøkelse og norsk norm PAH forbindelse	Innhold av PAH i gummi fra bildekk. Soxhlet ekstraksjon (n-hexan) [31] Enhet mg/kg gummi.	Eksempel på sammensetning av 100% PAH -olje [22] Enhet mg/l olje	Beregnet innhold av PAH i bildekk gummi ( $\rho=1.3$ ) basert på 30% HA-olje med 30% av PAH-oljen. Enhet mg/kg gummi
naftalen	0.55		
acenaftylene	5.6		
acenaften	0.3		
fluoren	<0.15		
fenantren	4.3		
antracen	0.83	4.6	
fluoranten	4.3	11	1.3
pyren	17	25.6	3.0
bens(a)antracen *	8.5	34.2	4.0
krysen*	6	395.3	46.3
bens(a)fluoren		0.9	0.11
bens(b)fluoranten*	3.3	72.9	8.5
bens(k)fluoranten*	2.5		
bens(a)pyren*	3	13.4	1.6
bens(e)pyren		113.2	13.2
dibens(ah)antracen*	< 0.47	5.7	0.67
benso(ghi)perylene	6	17.9	2.1
indeno(123cd)pyren*	0.21	6.2	0.73
antantren		6.6	0.77
$\Sigma$ PAH *	24	567	62
$\Sigma$ PAH	<b>62</b> ( $\Sigma$ 16 EPA)	707	<b>82</b>

*Fenoler (bis-, nonyl- og 4-t-oktylphenol og deres etoksilater)*

Det foreligger per i dag ikke data på totalinnhold av fenoler og deres etoksilater i gummiblanding til bildekk. Blandingen inneholder derimot i størrelseorden 1-2 % antioksidanter og antiozonanter. Et konservativt anslag vil være å anta at fenolene utgjør <0,25 %.

Stoffenes industrielle bruk, utslipp og fare for miljø og helse er utredet i stoffspesifikke miljørisikoutredninger [4, 10, 11], men generelle resultater er samlet i Gjenbruksprosjektets prosjektrapport 5 [15].

Antioksidanter er reaktive stoffer som beskytter dekkets overflate og ”sikrer” at gummiens kvalitet holder hele dekkets levetid. Norske myndigheter har valgt å sette fokus på nettopp disse stoffene som følge av at de er listet i kjemikalielisten over stoffer hvor utslipp er prioritert betydelig redusert eller fjernet.

Tabell 4 angir mengde fenol som lekker ut ved en ordinær ”ristetest” med væske-faststoff forhold på 10 (L/S = 10). Utlekking er høyest for bisfenol og etoksilater. Kun en liten del av totalinnholdet ble fjernet i løp av forsøket.

**Tabell 4: Fenol og total organisk karbon (TOK) fra utlekkingsstest ved naturlig nøytral pH med L/S 10 (CEN/TC292) fra oppkuttete bildekk [16] (5 cm x 5 cm). Tre parallelle prøver er testet.**

Stoff	L/S=10 innhold [mg/kg TS]	L/S=10 konsentrasjon [µ/l]
4-tert-Oktylfenol	0,002 – 0,05	2 - 5
Oktylfenoletoksilater (1-10)	0,01 – 0,03	1,5 – 2,4
4-n-Nonylfenol	$1,001 \times 10^{-5}$ - 0,003	0,01 – 0,03
iso-nonylfenol (teknisk)	0,005 – 0,007	0,5
Nonylfenoletoksilater (1-10)	0,14 – 0,18	13,8 – 16,5
Bisfenol-F	0,007 – 0,03	2,2 – 2,5
Bisfenol-A	0,02 - 0,06	5,6 – 14,3
Total organisk karbon (TOK)	53 - 61	2900 - 6100

### 3.3.3 Fysiske egenskaper

#### Densitet

Bulkdensiteten<sup>3</sup> til dekk for ulike forsøk er vist i Tabell 5. "Siktet PV grovklipp" inneholder dekk fra personbiler, "Blandet 50×50 mm<sup>2</sup>" inneholder oppkuttet materiale fra alle dekktyper, og "Blandet grovklipp" består av alle typer dekk kuttet i grovere biter. Densiteten til ukomprimert dekk "chips" ligger i intervallet 320-490 kg/m<sup>3</sup>, mens den for komprimert materiale kan forventes å ligge rundt 570-730 kg/m<sup>3</sup>. Spesifikk densitet til dekkklipp vil ligge i området 1,1 til 1,3 kg/m<sup>3</sup>.

Av resultatene i Tabell 5 ser vi at økt komprimering og belastning vil medføre høyere densitet. Økt kompaktering kan oppnås ved å utsette et volum med dekkklipp for vibrasjoner eller sammenpressing.

**Tabell 5: Densitetsmålinger for grov- ("shred") og finklippet ("chips") bildekk**

Størrelse [mm]	Vertikaltrykk [kPa]	Bulkdensitet [kg/m <sup>3</sup> ]
Siktet PV grovklipp [28]"Shred"	0 - 8.85	295 – 385
Blandet 50 × 50 [28] "Chips"	0 - 14.55	525 – 600
Blandet grovklipp [28]	0 - 11.4	395 – 460
50 × 50 [31]	0	440-450
50 × 50 [31]	30 – 50	500 – 700
50 × 50 [31]	400	810 – 990

Bulkdensiteten er vist å øke ved minkende størrelse av dekkklipp. Desto mer stålkord dekkmaterialet inneholder, desto høyere vil densiteten være. Densiteten til oppkuttete bildekk /dekkklipp brukt som konstruksjonsmateriale ligger mellom 1/2 og 1/3 av densiteten til jord. Den lave densiteten gjør dekkklipp godt egnet i lettfyllinger som for eksempel støyvoller på bløt grunn.

#### Porøsitet

Porøsiteten i konstruksjonen vil i likhet med densiteten være en funksjon av påført trykk. Porøsitet av oppkuttete bildekk er i størrelsesorden 50-60 %.

#### Adsorpsjon

Kapillært bundet vann vil være neglisjerbart på grunn av bulkmaterialets lave andelen av hårrørsporer. Rapporterte verdier for adsorpsjon (vannopptak) ligger på rundt 2-4 % basert på tørrvekt av dekkklipp. Dette er vann som i hovedsak "suges" opp av tekstilen i selve dekkbitene.

<sup>3</sup> Bulkdensitet = vekt i forhold til løst volum.



### 3.3.4 Mekaniske egenskaper (styrke, permeabilitet, varmeledningsevne)

#### Styrke

Oppkuttete bildekk vil være tøyelig og vise liten styrke. Under deformasjon komprimeres materialet og får en matris av dekkbiter som holdes sammen av friksjon mellom dekkbitene. En slik konstruksjon vil være stabil i en svært bratt (vinkelrett) skråning.

#### Permeabilitet

Permeabiliteten til dekkfraksjoner avhenger av fraksjonenes størrelse, densitet og trykket dekkklipp utsettes for i et gitt volum. Permeabiliteten til oppklippet bildekk vil være høy ved lav belastning, og avta ved økt belastning. Permeabiliteten til dekkklipp er av samme eller høyere størrelse enn for grus. Mengden kapillært bundet vann er neglisjerbart, og materialet vil være egnet som dreneringsmateriale.

### 3.3.5 Kjemisk sammensetning og spesiering

Et vanlig personbildekk veier ca. 8 kg. Av disse er omtrent 0,4 kg tekstilfiber, 1 kg stål og 6,6 kg gummiblanding. Under dekkproduksjonen tilsettes dekk blant annet høyaromatiske oljer som kjemisk mykgjørere. Lastebildekk har en gummiblanding med liknende sammensetning, men med mer sinkoksid og mindre tilsetningsstoffer. Høyaromatiske oljer anvendes som regel ikke i gummiblandingen som anvendes i lastebildekk. Tabell 6 viser hvilke bestanddeler som anvendes i en gummiblanding. Av disse bestanddelene er det særlig kjemiske mykgjørere, aktivatorer, antioksidanter og akseleratorer som medfører utslipp som kan ha negativ effekt på helse og miljø.

**Tabell 6: Bestanddeler i gummiblanding (vekt %). [2, 22]. Bestanddeler som inneholder komponenter som kan være miljøfarlige er understreket.**

Bestanddeler	Innhold (vekt %)
Polymer (natur- og syntetisk-gummi)	40 - 60%
Forsterkningsmiddel (carbon black, silika)	25 - 35%
Mykgjører (oljer, <0.1% PAH)	<u>25 - 30%</u>
Aktivator (f.eks. sinkoksid, amin)	<u>2 - 5%</u>
Antioksidant (f.eks. parafenyldiaminer, fenoler) og antiozonanter (f.eks. voks)	<u>1 - 2%</u>
Vulkaniseringsmiddel (svovel)	1 - 2%
Akselerator (f.eks. sinksalt av thiofosfat)	<u>0,5 - 2%</u>
Herder (f.eks. svovel og svoveldonorer)	0 - 3%
Fordrøyningsmiddel	< 1%
Annet	< 1%

### 3.3.6 Kjemiske egenskaper (reduksjonskapasitet, nedbrytbart organisk innhold)

Bildekk ble betraktet som et problem i deponier ettersom dekkene generelt ikke brytes ned, og fra 2006 er deponering ikke tillatt. Metalltråder vil normalt oksideres og går over til metallhydroksider som er i likevekt med vannfasen. Under reduserende geokjemiske forhold (uten oksygen) vil en betydelig større andel av metallene være løst i vannfasen.

Gummiblandingen er svært lite reaktiv og innholdet av aktivt karbon er høyt. Det er ikke påvist vesentlig utlekking av komponenter fra den vulkaniserte delen av gummiblandingen. Derimot er det påvist utlekking av mindre mengder antioksidanter. Antioksidantene er reaktive stoffer som beskytter dekkets overflate og ”sikrer” at gummiens kvalitet holder hele dekkets levetid.

Oppkuttete bildekk gir i laboratorie- og feltforsøk avrenning med en nøytral pH. Syrenøytraliserende (ANC) kapasitet er ikke kjent, men antas å være liten da gummiblandingen generelt er lite reaktiv i kontakt med vann.

### **3.4 Trinn 4 - Beskrivelse/bestemmelse av fysiske og kjemiske forhold som påvirker utlekking fra oppkuttete bildekk**

#### **3.4.1 Fysiske parametre**

Oppkuttete bildekk skal i en vegkonstruksjon ha en fordeling av fragmenter hvor fraksjon 10x30 cm dominerer (ref standard/bildekk rap). Innholdet av finstoff og grove biter skal være lavt og i henhold til gjeldene standard [6]. Når dekkene sammenpresses vil andelen bundet vann øke proporsjonalt med at andelen av hårrørsporer øker. Oppkuttete bildekk har generelt svært høy permeabilitet ( $\geq$ grus). Vann som infiltrerer fra mindre permeabel masse (jord eller sand) vil derfor raskt trenge gjennom de oppkuttete bildekkene og følgelig ha svært kort oppholdstid i materialet.

#### **3.4.2 Kjemiske parametre**

Oppkuttete bildekk anvendes i konstruksjoner som ligger over grunnvann og infiltreres av oksygenholdig vann. Gummiblandingen har derfor noe tilgang på oksygen og ingen tilgang på lys, noe som kan redusere biologisk og kjemisk nedbryting. Metaller vil oksidere og danne oksider. Metalloksidenes løslighet i vann er avhengig av pH.

Målinger viser at oppkuttete bildekk avgir et pH-nøytralt vann. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) er ikke kjent. Redusert pH vil medføre økt mobilisering av metaller. Gummiblandingen inneholder noe CaO som bidrar til å nøytralisere vannet.

Hydrofobe (upolare) organiske stoffer i vulkanisert gummi (f.eks. PAH) vil bindes til karbonen i gummiblandingen.

Antioksidanter og antiozonanter hindrer kjemisk oksidasjon av gummiblandingen. Disse polare stoffene har følgelig en aktiv beskyttende funksjon i blandingen og avgis til vannfasen. Slik det oppkuttete bildekk anvendes vil mobilisering av disse stoffene være betydelig mindre enn ved normal bruk som bildekk. Stoffene forventes å være aktive i hele dekkets levetid.

##### *Metaller*

Utlekking av metaller er dokumentert fra laboratorie- og feltforsøk. Undersøkelsene har hatt som mål å dokumentere massetransport av metaller fra bildekkene. De fleste analysene er derfor utført på ufiltrerte vannprøver. Metallene er bundet både i bildekkenes gummi og stål.

Anvendelse av bildekk over grunnvann vil ha et geokjemisk miljø hvor mobilitet av metaller i hovedsak varierer med pH i infiltrert vann/porevann. Generelt kan det sies at metallene er minst mobile ved nøytral pH og tildels lav pH (Tabell 7). Saltkonsentrasjonen i vannet som infiltrerer materialet vil også påvirke mobilitet av metallene; økt konsentrasjon vil gi økt mobilitet.

Tabell 7 viser laboratorieresultater fra vann med nøytral og basisk pH. Humphrey [12] dokumenterer utlekking fra oppkuttete bildekk plassert i grøfter hvor det strømmet gjennom grunnvann fra henholdsvis torv- (sur), morene- (mindre sur) og leirjord (nøytral). I de tre årene det ble analysert på jern, mangan og sink. Konsentrasjonen i porevann fra bildekkene var relativ lik, mens konsentrasjon nedstrøms (spredning) var betydelig høyere når grunnvannet beveget seg i torvjord (ikke vist i tabell).

**Tabell 7: Utlekking av metaller fra bildekk (µg/l, filtrert). (IP = ikke påvist)**

Parameter [µg/l]	[31] L/S 10, pH 7 Laboratorium	[31] L/S 10, pH 13,6 Laboratorium	[12], Vedlegg 6 L/S 10 , pH 6.8 Laboratorium	[12] Torvjord / Leirjord / Morenejord Feltforsøk i GV, etter tre år 6/1997
As	2,27	1,69	1	
Cd	0,078	0,12	0,52	
Co	5,33	5,81	5	
Cr	2,95	5,96	<5	
Cu	5,77	383	6,2	
Fe	284	462	705,2	49600/ - / 21800
Mn	56,4	5,57	74,8	619 / 376 / 780
Ni	4,31	1,37	<5	
Pb	8,44	48,8	<10	
Zn	1310	7050	188,4	14 / IP / IP
Al	8,49	901		
Ba	10,6	8,08		
Ca	3460	<600		
Hg	< 0,02	0,0386		
K	1430	9140		
Mg	125	<270		
Na	3090	22200 000		
S	25000	10100		

Feltforsøk hvor oppkuttete bildekk anvendes over grunnvann, viser betydelig lavere konsentrasjon av de samme metallene. Det kan ved nøytral pH og moderat saltkonsentrasjon forventes et innhold av jern på ca. 700 µg/l, mangan ca. 30 µg/l og sink ca. 50 µg/l [19].

#### *Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)*

Laboratorie- og feltforsøkene viser at utlekking av PAH forekommer i svært lave konsentrasjoner, og da med lette komponenter som er relativt lett nedbrytbare, se Tabell 8. I gummiblandingen er forbindelsene kjemisk bundet og vil i liten grad frigjøres.

En ”ristetest” (CEN/TC 292) med væske-faststoff forhold på 10 (L/S=10) viste ingen vesentlig frigjøring av PAH-forbindelser. Konsentrasjonen var for enkelte forbindelser 0,02 µg/l.

Overvåkningsresultater fra feltforsøk viser i enkelte målinger frigivelse av lett nedbrytbart naftalen.

En støyvoll med kjerne av hele dekk ble bygget tidlig på 1990-tallet. Konstruksjon ligger på leire og er dekket av leirholdig fyllmasse. Noe av nedbør som infiltrere gjennom konstruksjonen samles opp inne i bildekkene. Analysene er utført på vann som ikke er filtrert.

**Tabell 8: Utlekking av PAH fra bildekk.**

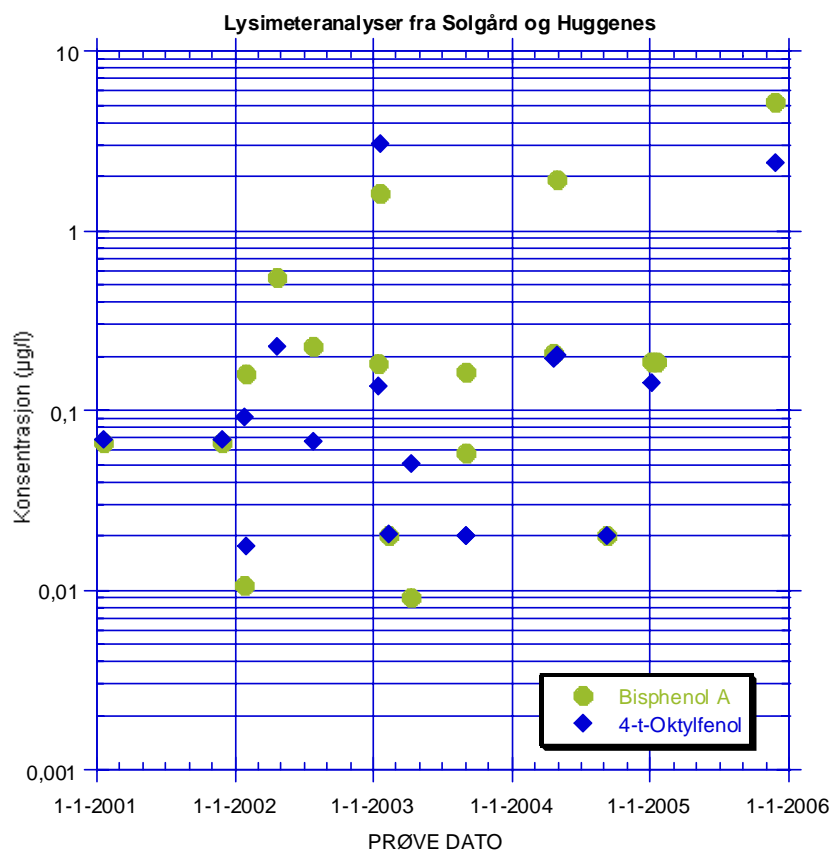
PAH forbindelse [µg/l]	[31] L/S 10, pH 7	[31] L/S 10, pH 13.6	[16] (1 test) L/S 10, pH 6.9	[20] Knapstad Dekkring
Naftalen	11	< 0.29	0.02	0.7
Acenaftylen	< 0.14	0.46	< 0.02	0.03
Acenaften	< 0.5	< 0.5	0.02	0.23
Fluoren	< 0.2	2.8	0.02	0.1
Fenantren	0.1	< 0.05	< 0.02	0.02
Antracen	< 0.01	< 0.01	< 0.02	0.04
Fluoranten	< 0.01	0.09	< 0.02	0.07
Pyren	< 0.05	< 0.06	0.02	0.08
Benso(a)antracen*	0.03	< 0.01	< 0.02	< 0,02
Krysen*	< 0.01	< 0.01	< 0.02	< 0,02
Benso(b)fluoranten*	< 0.01	< 0.04	< 0.02	< 0,02
Benso(k)fluoranten	< 0.01	< 0.01	< 0.02	< 0,02
Benso(a)pyren*	< 0.01	< 0.02	< 0.02	< 0,02
Dibenso(ah)antracen*	< 0.01	< 0.01	< 0.02	< 0,02
Benso(ghi)perylene	< 0.05	< 0.06	< 0.02	< 0,02
Indeno(123cd)pyren*	< 0.01	< 0.01	< 0.02	< 0,02
PAH Σ16 (EPA)	11	3.4	0.3	1.18
PAH (carcinogen)*	0.03	< 0.05	< 0.02	< 0.02

### Fenoler

Undersøkelsen hvor oppkuttete bildekk ble gjennomstrømmet av grunnvann fra henholdsvis torv-, leir- og morenejord dokumenterer også utlekking av blant annet sum fenoler [13]. Lengre tids utlekking av fenol fra oppkuttete bildekk i grunnvann viste i første del av undersøkelsen (1994-95) opp til 50 µg/l. I perioden 1995-97 var innholdet <10 µg/l (deteksjonsgrense). Deteksjonsgrensene til fenol analysene som er vist i Tabell 9 er til sammenlikning 0,001 til 0,02 µg/l. Analysert innhold av fenol varierer fra ca 13 til 25 µg/l. Dette utgjøres i hovedsak av bisfenol og etoksyliater. Konsentrasjonene av bisfenol er betydelig lavere i feltforsøkene og etoksyliatene kan ofte ikke påvises.

Til sammenlikning viser feltanalyser fra Solgård og Huggenes konsentrasjoner som i hovedsak er lavere enn akseptgrense for overflatevann (Figur 4). Akseptgrensen for bisfenol-A og 4-t-oktylfenol i resipient er oppgitt å være henholdsvis 1,6 µg/l og 0,12 µg/l [4, 11]. Resultatene fra ”dekkningen” ved Knapstad viser konsentrasjoner på 0,09 og 0,19 µg/l for henholdsvis 4-n-oktylfenol og bisfenol-A.

Dette indikerer at halveringstiden for fenolene vil være høy når materialet anvendes i en vegkonstruksjon. Lange nonylfenol og oktylfenol etoksyliater vil i naturlige miljø brytes ned til kortere etoksyliater. Under aerobe forhold brytes etoksyliatene raskt ned til nonylfenol eller oktylfenol, for så etter hvert å gjennomgå en fullstendig mineralisering.



**Figur 4: Konsentrasjon av fenoler og etoksilater i avrenning fra oppkuttete bildekk, Solgård ved Moss [19].**

Oppkuttete dekk vil i vegkonstruksjoner alltid ha tilgang på oksygen og dermed være utsatt for oksidasjonsprosesser. Vann fra nedbør som infiltreres i oppkuttete dekk vil få økt konsentrasjon av fenoler. Konsentrasjoner i avrenning vil i hovedsak avhenge av kontakttid og kontaktflate når vannet infiltrerer gjennom konstruksjonen. Nedbrytning og mengder medfører at det i første rekke er bisfenol og oktylfenol som kan nå resipienten og påvirke følsomme organismer. Måleresultatene fra feltlysimetrene kan variere med en faktor 10. Dette antar vi skyldes nedbrytning og mineralisering av fenolene. Innsamlingstiden har variert fra 1 til 6 uker. Det antas at utlekkingen som følge av utvasking fra dekkene vil stabilisere seg på et nivå tilsvarende de laveste målingene på <math><0,1 \mu\text{g/l}</math>.

**Tabell 9: Generalisert fenol- og etoksilatkonsentrasjon i laboratorium  $L/S=10$  [16] eluat og feltmåling [19] ( $L/S \ll 1$ ).**

Stoff	Laboratorium [ $\mu\text{g/l}$ ]	Felt [ $\mu\text{g/l}$ ]	PNEC – vann [ $\mu\text{g/l}$ ]
4-tert-Oktylfenol	$\approx 1$	$\approx 1 - 0.1$	0.12
Oktylfenoletoksilat (1-10)	$\approx 1$	$< 0.02$	-
4-n-Nonylfenol	$\approx 0.01$	$< 0.02$	0.33 - 6
iso-nonylfenol (other)	$\approx 1$	$< 0.2$	(0.33 - 6)
Nonylfenoletoksilates (1-10)	$\approx 10$	$< 0.02$	-
Bisfenol-A	$\approx 10$	$\approx 1 - 0.1$	1.6

Fenolforbindelsene bindes i det naturlige miljøet til partikler hvor de vil brytes ned (halveringstid <math><1</math> år). Det er ikke påvist forhøyet konsentrasjon av de undersøkte fenolene i overflatevann (resipient).

### Andre organiske stoffer

Feltforsøk viser at grunnvann i kontakt med oppkuttete bildekk vil inneholde flere flyktige og mindre flyktige organiske stoffer [13]. Prøvetaking og analyser ble foretatt i perioden 1994-97. Analysene påviste mindre mengder med kloroetan, 4-metyl-2-pentanone, aceton, bensen, anilin, fenol og m/p creosol. Stoffene ble ikke påvist i overvåkningsstasjon utenfor forsøksfeltet.

Vulkaniseringsakselerator og stoffer som beskytter mot nedbryting utgjør 1-1,5% av bildekket. De vanligste stoffene er 6-PPD (N-(1,3 dimetylbutyl)-N'-fenyl-p-fenylendiamine) og CBS (N-Cyclohexyl-2-benzotiazole sulfenamide), kan medføre irritasjon på hud hos mennesker og er skadelig og svært giftig for akvatisk miljø (merket R50/53) [3, 7].

### Biologisk nedbryting

Lange nonylfenol-n-etoksylder og oktyl-n-etoksylder vil i naturlige miljø brytes ned til kortere kjeder. Under aerobe forhold brytes etoksyldene raskt ned til nonyl- og oktylfenol for så etter hvert å gjennomgå en fullstendig mineralisering. Oktylfenol minimaliseres langsommere enn nonylfenol.

Bisfenol-A ansees å være biologisk nedbrytbart, og vil brytes raskt ned under aerobe forhold [11]. Halveringstid i jord er beregnet til å være 30 dager. Nonylfenol brytes langsommere enn nonylfenoletoksyldene, og vil adsorberes på organiske partikler. Halveringstiden for 4-n-nonylfenol og 4-n-oktylfenol er ca. 150 dager, men ved biologisk nedbrytning i jord er halveringstiden 300 dager [4, 10]. Rapportert halveringstid varierer mye, men vil trolig i de fleste tilfeller være betydelig mindre enn 1 år.

Sammenlikning mellom prøveserier hvor infiltrert vann er samlet innenfor perioder på noen dager og opp til en måned viser betydelig forskjell i fenolkonsentrasjon. Dette kan tyde på en betydelig biologisk nedbryting og en forventet rask halveringstid.

De PAH-forbindelsene som påvises i porevann er sammenliknet med fenolene større eller i like stor grad biologisk nedbrytbare.

## 3.5 *Trinn 5 - Modelling av utlekking*

Modellering av utlekking omfatter både modeller som beskriver den kjemiske sammensetningen (geokjemisk spesiering) på porevannet/utlekkingsvannet og massetransporten. Man kan enten benytte målte likevektskonsentrasjoner og fordelingskoeffisienter ( $K_d$ ) i en enkel analytisk modell [27] eller det kan være mer avanserte spesieringsmodeller som tar i bruk tilgjengelige termodynamiske databaser.

For asfalt har man tatt utgangspunkt i likevektsfordeling mellom faststoff og porevann (iht SFTs risikoveileder, SFT 99:01A). Dette er en konservativ tilnærming der modellering baserer seg på fordelingskoeffisienter mellom fast stoff og porevann for hver enkelt parameter. Videre transport fra porevann / grunnvann og overflatevann blir så beregnet ut fra steds spesifikke transport parametere.

Modelleringen av spredningen fra bildekk er derfor begrenset til beregning av porevannskonsentrasjoner basert på totalinnholdet, hvor dette beregnes i henhold til ligning (1):

$$C_w = C_s \cdot \left[ K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right]^{-1} \quad (1)$$

der

$C_w$  = konsentrasjonen i porevann ved kilden (mg/l).

$C_s$  = konsentrasjonen i jord eller fast stoff (mg/kg).

$K_d$  = jord/vann fordelingskoeffisient (l/kg).

$\theta_w$  = vanninnhold i jord (l vann/l jord).

$\theta_a$  = luftinnhold i jord (l luft/l jord).

$H$  = Henrys konstant.

$\rho_s$  = jordas densitet (kg/l).

For materialer med veldig lite innhold av flyktige stoffer vil leddet med overgangen mellom jord/luft falle bort.

Empiriske modeller på utlekking fra oppkuttete bildekk i vegkonstruksjoner er basert på data fra både laboratorium og felt.

### 3.5.1 Metall

Gummiblandingen inneholder sinkforbindelser (se Tabell 7) hvor det også inngår noe forurensning av kadmium. Dekket som helhet vil i tillegg inneholde metallene jern og mangan, samt varierende mengder arsen, krom, kobolt, kobber, nikkel og bly.

For metaller forenkler man ligningen (1) til:

$$K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \approx K_d \quad (2)$$

Dette gir for metaller:

$$C_w = \frac{C_s}{K_d} \quad (3)$$

Vi ser fra (3) at porevannskonsentrasjonen er proporsjonal med konsentrasjonen i jord eller (totalinnhold) hvor stigningskoeffisienten er  $\frac{1}{K_d}$ . Grunnlaget for  $K_d$  som er brukt er forurensning i

jord. Binding i en bildekkmatrix vil gjøre en stor del av de kjemiske forbindelser utilgjengelig for fasefordeling mellom faststoff og væske. I de fleste tilfeller vil derfor de beregnede porevannskonsentrasjoner være høyere enn de korresponderende likevektskonsentrasjoner målt ut fra utlekkingstester (EN 14429).

$K_d$  er i praksis ikke konstant og vil være avhengig av pH og tilgang på oksygen rundt bildekkene. Når bildekk anvendes i en veg eller støyvoll vil det til enhver tid være tilgang på oksygen. Utvasking av metaller vil derfor være en funksjon av surheten til det infiltrerte vannet og deretter pH i den resipienten dette vannet transporteres til. Bildekk gir vannet en nøytral pH, men dette forventes ikke å ha vedvarende syrenøytraliserende kapasitet. Metallene i bildekkene vil gradvis oksidere, bli til sekundærmineraler (f.eks. hydroksider) som i sin tur kan løses og transporteres avhengig av vanntransport og pH. Feltnåling og laboratorieforsøk er derfor foretatt ved en nøytral pH under oksiderende betingelse.

### 3.5.2 PAH

Beregningen av overgangen fra fast stoff til porevann for PAH forbindelsene er utført etter ligning 1. For organiske stoffer er imidlertid  $K_d$  verdien sterkt avhengig av totalinnholdet av organiske materiale

i bildekkene eller jorden som bildekkene ligger i. Følgende sammenheng anvendes for å ta hensyn til varierende innhold av organisk karbon:

$$K_d = K_{OC} \times f_{OC} \quad (4)$$

Dersom det ikke foreligger verdier for  $K_{OC}$  kan disse estimeres fra oktanol/vann fordelingskoeffisienten ( $K_{OW}$ ), for fenoler kan følgende ligning anvendes [1]:

$$\text{Log } K_{OC} = 1,04 \times \text{Log } K_{OW} - 0,84 \quad (5)$$

hvor

$K_d$  = jord/vann fordelingskoeffisient (l/kg).

$K_{OC}$  = organisk karbon / vann fordelingskoeffisient (l/kg)

$f_{OC}$  = fraksjon av organisk karbon i jord

$K_{OW}$  = oktanol/vann fordelingskoeffisienten

**Tabell 10: Innhold av PAH i gummiblanding**

Vurdert innhold i gummiblanding	PAH forbindelser (mg/kg)
PAH forbindelse	
<b>naftalen</b>	<b>1</b>
acenaftylen	5
acenaften	0.5
Fluoren	0.15
fenantren	5
antracen	1
fluoranten	5
<b>pyren</b>	<b>20</b>
bens(a)antracen*	10
Krysen*	50
bens(a)fluoren	0.1
bens(b)fluoranten*	4
bens(k)fluoranten*	3
<b>bens(a)pyren*</b>	<b>5</b>
bens(e)pyren	15
Dibens(ah)antracen*	1
benso(ghi)perylene	2
Indeno(123cd)pyren*	1
antantren	1
$\Sigma$ PAH *	89
<b><math>\Sigma</math> PAH 16</b>	<b>114</b>

Bildekk har et forhøyet organisk karbon innhold og man har derfor i videre beregning (Kapittel 3.8) benyttet et innhold av organisk karbon på 5% for bildekk scenarioet. Innholdet av ”carbon black” vil alltid være >15 %.

Innholdet av PAH i bildekk er avhengig av gummitype. En konservativ vurdering av PAH innholdet i gummi fra personbildekk er visst Tabell 10. Det er dette innholdet av naftalen, pyren, benso(a)pyren og sum PAH som anvendes videre i miljørisikovurdering. Innholdet fremkommer fra grunnlagsdata i Tabell 10. Innhold av enkeltkonsentrasjoner er i Tabell 10 konservativt avrundet og summert til totalinnhold av PAH på 114 mg/kg.



### 3.5.3 Fenolmodell

Fenolforbindelsene er ikke inkludert i SFTs risikoverktøy og det foreligger ikke laboratoriedata som kan dokumentere utlekking av fenol fra bildekk over tid og/eller ved varierende pH.

Fenolkonsentrasjon er også beregnet på samme måte som for PAH. Det er da anvendt fordelingskoeffisienter fra risikoanalyser utført i regi av EU [4, 11].

Feltdata fra lysimeterforsøk indikerer at variasjoner i vanntilførsel og/eller vannets oppholdstid i lysimerer før analyse medfører variasjon i konsentrasjon. Feltmålingene viser at det er 4-t-oktylfenol og bisfenol A som over tid vil avgis fra bildekkene [16, 19].

Felt og laboratorieforsøk har alle vist en nøytral pH. Målinger langs veg og i lysimeter viser at konsentrasjonene av oktylfenol og bisfenol-A i feltmåling av porevann hovedsakelig ligger under 0,2 µg/l. Høyere konsentrasjoner forventes å forekomme når infiltrert vann skyller ”friske” gummiflater. Konsentrasjonene kan da øke med en faktor på 10 eller mer. Dette skjer alltid like etter at materialet er lagt ut samt i perioder med mye nedbør og ekstra høy avrenning fra alle deler av konstruksjonen. Det forventes ikke at utlekkingen av disse stoffene vil forverre seg over tid, heller stabilisere seg på et nivå under <0,2 µg/l, slik vannanalyser fra en konstruksjon fra tidlig på 1990-tallet har vist [19].

## 3.6 *Trinn 6 – Validering*

Beregnet porevannskonsentrasjon valideres mot målte konsentrasjoner hvor målsetningen er å vise om modellen er tilstrekkelig konservativ til å anvende for miljørisikovurdering av oppkuttete bildekk.

Validering er i tilfelle bildekk utført etter en sammenligning mellom beregnede porevannskonsentrasjoner og målt utlekking i laboratoriet.

Fordelingskoeffisientene ( $K_d$ ) som angitt i SFT 99:01A er benyttet sammen med totalinnhold fra bildekkene for å beregne porevannsverdier, etter ligning 1. Disse er sammenlignet med målte utlekkingsverdier. Tabell 11 viser grunnlaget som er benyttet videre i miljørisiko beregningen (trinn 8).

Man må ved en slik sammenstilling være klar over at beregnede verdier, utlekkingstester og feltverdier representerer vesentlig forskjeller med både pH og mengdeforhold mellom væske / fast stoff. Også kontakttiden vil være forskjellig fra laboratorieforsøk. Utlekking vil i praksis være særlig avhengig av kjemiske bindinger i materialet, pH, oksygeninnhold samt gjennomstrømningshastighet av vann.

Datasettet som ligger til grunn for de empiriske tallene for feltkonsentrasjoner i porevann er basert på analyse av vann og jord hentet fra vegkonstruksjoner, beregnet og analysert totalkjemisk sammensetning, samt enkle utlekkingsforsøk [16, 32]. Verdier for innhold av PAHer, metaller og fenoler er konservativt vurdert og hevet i forhold til eksisterende datasett.

Løselighetsberegningene i risikoberegningsverktøyet er i seg selv konservative for de fleste elementer og tilpasset generelle betingelser for jord. I forhold til ”jordsmonn”, som ligger til grunn for risikoberegningen, vil oppkuttete bildekk forventes å ha en sterkere binding av de organiske og metalliske komponentene i gummiblandingen og på lengere sikt ha en tilsvarende løselighet for sekundærmineralene som dannes ved oksidasjon av metallkord.

Tabell 11 viser at de beregnede porevannskonsentrasjonene for tungmetaller fra påvist maksimalt innhold er vesentlig høyere enn konsentrasjonene i eluater fra utlekkingstester. De beregnede konsentrasjonene ligger en ca. faktor 8-1500 ganger høyere for tungmetaller enn det som er påvist i en utlekkingstest. For PAH forbindelsene er imidlertid beregnet porevannskonsentrasjon lavere enn påviste utlekkingsverdi for total PAH, noe som skyldes innholdet av naftalen i elutatet. Utlekking av PAH er imidlertid påvist å være ca. 0,01-0,02 µg/l (L/S ca. 0,5) som er deteksjonsgrense for enkeltkomponenter. I ”likevekt” med gummiblanding kan konsentrasjon i nye dekk komme opp i 10

µg/l mens det i 10 år gammelt material er målt til 1 µg/l i felt. Konsentrasjon i avrenning fra en vegkonstruksjon forventes derfor å være relativt konstant og mindre enn 0,1 µg/l.

Laboratoriekonsentrasjonene er sammenliknbare med de konsentrasjoner som forventes i porevann like etter at oppkuttete bildekk er anlagt i en vegkonstruksjon, og er følgelig høyere enn det som forventes i vegens driftsperiode. Biologisk nedbrytning og tilbakeholdelse på partikler vil bidra til å redusere utlekking fra vegkonstruksjonen. Konservativ sikkerhetsfaktorer for porevann relativt til akseptkriterier (overflatevann) vil variere fra 0-10.

**Tabell 11: Beregningsgrunnlag(trinn 8) for metaller (a) og organiske miljøgifter (b) med beregnet og målt utlekking.**

a) Parameter	Benyttet påvist totalinnhold [mg/kg]	Fordelingskoef. fastst./porevann $K_d$ [l/kg]	Beregnete porevannskonsentrasjon [µg/l]	Utlekkingsverdier fra , [31]Eluat L/S 10, pH 7 [µg/l]	<i>Faktor mellom beregnet/utlekking</i>
As	4,1	30	137	2,3	60
Pb	52	1000	52	8,4	6
Cd	3,6	30	120	0,08	1500
Cu	32	500	64	5,8	11
Cr (totalt)	3,3	30	110	3,0	37
Hg	0,1	200	0,5	<0,02	>25
Ni	3,3	100	33	4,3	8
Zn	15500	100	154973	1310	118

b) Parameter	Benyttet påvist tot.innh. [mg/kg]	Fordelingskoef. fastst./porevann $K_d$ [l/kg]	Beregnete porevannskonsentrasjon [µg/l]	Utlekkingsverdier fra [31], Eluat L/S 10, pH 7 [µg/l]	Feltverdier fra Nannestad [µg/l]	<i>Faktor mellom beregnet/utlekking</i>
PAH (16)	114	45800	<b>2,5</b>	11	0,01	<1
B(a)P	5	45800	0,11	<0,01	<0,02	<11
Naftalen	1	100	<b>10</b>	11	0,01	<1
Pyren	5	5250	3,8	<0,05	<0,02	>76
4-tert-oktylfenol*	3,9	139**	28	≈ 1	≈ 1- 0.1	28
Bisfenol-A*	8	21***	379	≈ 10	≈ 1- 0.1	38

\*  $K_d$  verdiene for organiske komponentene er beregnet ut ifra sammenhengen mellom organisk karbon-vann hvor  $K_d = K_{oc} * f_{oc}$ , hvor  $f_{oc}$  er fraksjonen av organisk karbon i jord, for bildekk satt til 5%.

\*\*  $K_d$  for 4-T-oktylfenol er beregnet fra oktanol-vannfordelingskoeffisienten som er satt til 4,12 (Log Kow) ([4])

\*\*\*  $K_d$  for Bisfenol A er beregnet fra oktanol-vannfordelingskoeffisienten som er satt til 3,32 (Log Kow) ([11])

Fenolene inngår ikke i risikovurdering etter SFT 99:01A. Utlekking fra laboratorieforsøk er sammenliknet med forskjellige feltforsøk og akseptkriterier og det ble konkludert med at det etter en tids utlekking kun er konsentrasjonen av 4-tert-oktylfenol som grenset til akseptkriteriet for resipienten [32]. Konsentrasjon av fenolforbindelser i porevann forventes derfor med god sikkerhet å være gyldig som en konservativ verdi.

**Tabell 12: Dokumentert forventet konsentrasjon av fenol etter kort tids utlekking i vegkonstruksjon (1-2 år) [32]**

<b>Stoff</b>	L/S10 lab. [µg/l ]	Porevann felt. [µg/l ]	PNEC – ferskvann [µg/l]
4-tert-Octylphenol	≈ 1	≈1 - 0.1	0.12
Octylphenoletoxilates (1-10)	≈ 1	≈ 0.01	-
4-n-Nonylphenol	≈ 0.01	< 0.01	0.33 - 6
iso-nonylphenol (other)	≈ 1	≈ 1	(0.33 – 6)
Nonylphenoletoxilates (1-10)	≈ 10	< 0.01	-
Bisphenol-A	≈ 10	≈1 - 0.1	1.6

### 3.7 Trinn 7 – Konklusjon vedr. datagrunnlaget for miljørisikovurdering

Kvaliteten i angitt utlekkingsmodell tilfredsstillende de forutsetninger som ligger til grunn for beregningsgrunnlaget i SFTs risikomodel for forurenset grunn. En konservativ total kjemisk sammensetning med maksimalt innhold benyttes for transportberegningen. For utlekking er best tilgjengelig data benyttet, samt overvåkningsprogram tilpasset anvendelse i veg med deteksjonsgrenser og parametervalg som er tilpasset følsomme resipienter.

Den likevektsmodellen som anvendes i videre risikoberegning gir porevannskonsentrasjoner som er større enn eller lik det som er målt både i felt og i laboratorium. Fenolene er beregnet ved bruk av fordelingskoeffisienter samtidig som at de sammenlignes med etablerte akseptkriterier.

Valideringen viser at man i miljørisikovurderingen som utføres i kapittel 3.8 ikke vil underestimerer farene for eksponering i resipienter. Derimot kan det være riktig å fremskaffe bedre dokumentasjon for lang tids utlekking av PAH, samt utlekkingshengighet av pH.

### 3.8 Trinn 8 - Miljørisikovurdering

Trinn 8 inneholder en vurdering av miljørisiko for bruk av oppkuttete bildekk 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* [27]. 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 [24].

Materialenes karakterisering gitt i kapittel 3.3 og det generelle scenarioet for standardvegen i kapittel 3.2 blir lagt til grunn for risikovurderingen. Man gjennomfører også en risikovurdering av oppkuttete bildekk benyttet i en støyvoll. Risikoberegningene er utført med de etablerte regnearkene for risikovurderingen fra SFT [27] 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 oppkuttete bildekk (Del C).

### 3.8.1 Del A – Miljørisikovurdering iht SFT 99:01A

#### **Del A - Trinn I Oppkuttete bildekk sammenlignet mot normverdier for mest følsomt arealbruk**

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

Bildekk inneholder hovedsakelig natur- og syntetisk gummi, carbon black (Tabell 1) og spormengder av tungmetaller (Tabell 2) og organiske miljøgifter. Av organiske miljøgifter er det hovedsakelig PAH-forbindelser som påvises (Tabell 3), men også fenol forbindelser som påvises i lave konsentrasjoner (Tabell 4).

Tabell 13 viser påviste mengder av tungmetaller sammenlignet mot eksisterende normverdier for mest følsomt arealbruk. Tabellen viser at for de uorganiske forbindelser så er det totalinnholdet av arsen, kadmium og sink overskrider normverdier for mest følsomt arealbruk. Arsen og kadmium er påvist like over normverdien, mens sink er påvist høyt over normverdien i enkelte analyser.

Tabell 14 viser det maksimale innholdet av PAH forbindelser som en kan forvente i bildekk. Innholdet av enkelte PAH komponenter og total PAH i bildekk er generelt høyere enn SFTs normverdier for mest følsomt arealbruk.

Ut fra sammenlikning mellom totalinnhold i bildekk og normverdier for følsomt arealbruk er det innholdet av arsen, kadmium, sink og PAH-komponenter som er for høyt til at materialet kan anvendes uten restriksjoner.

#### **Del A – Trinn II Stedsspesifikk risikovurdering av oppkuttete bildekk**

Eksponeringsveier som har blitt anvendt til å beregne stedsspesifikke akseptverdier for bruk av bildekk i vegoppbygningen og i støyvoller er inntak av grunnvann nedstrøms, samt inntak av fisk i overflateresipient nedstrøms. Potensiale for direkte eksponering til mennesker er begrenset ettersom bildekkene vil være tildekket med andre masser i konstruksjonene.

Eksponeringsscenariet har blitt tilpasset i forhold til standard parametre i SFT 99:01A på følgende måte:

- Vanninnhold og luftinnhold i umettet sone er justert til en grusfraksjon,
- Fraksjonen av organisk karbon er satt til 5%
- Infiltrasjon av nedbør er satt til 30% av den totale nedbøren ved bruk av bildekkene i en vegoppbygning og 50% ved bruk i en støyvoll.

En sammenligning av det målte totalinnholdet i bildekk med de stedsspesifikke akseptverdiene for begge bruksområdene er totalinnholdet av tungmetaller lavere enn akseptkriteriet. Akseptkriteriet for arsen er imidlertid det samme som normverdi, da den er basert på de strenge krav en stiller til inntak av organiske arsenforbindelser via fisk. Siden vi kan anta at det vil være uorganiske arsen forbindelser som kan lekke fra bildekk, kan akseptkriteriet heves til 20 mg/kg. Denne grenseverdien er utarbeidet for jord i barnehager [23].

Totalinnholdet av PAH er noe lavere enn stedsspesifikke akseptverdiene for bildekk benyttet i veg. For scenarioet med støyvoll er innholdet av PAH noe høyt. Ved bruk av bildekk både i støyvoller og i veg bør derfor PAH-innholdet vurderes spesifikt opp mot lokale infiltrasjonsforhold. En begrensning av nedbøren som infiltrerer gjennom støyvollen vil begrense potensialet for utlekking vesentlig.

Bortsett fra mengden nedbør som infiltrerer gjennom materialene, samt at lengden på støyvollen er noe mindre enn for standardvegen, er resipienten og de andre stedsspesifikke vurderingene like for de to scenariene. Spredningsveiene som er aktuell ved benyttelse av oppkuttete bildekk er utvasking til

porevann og videre spredning med grunnvann mot en antatt bekk. For bildekk lagt i oppbygningen av en veg er det beregnet en fortynningsfaktor mellom porevann og grunnvann på ca. 237 og ytterligere en fortykning på ca. 3 ganger mellom grunnvann og overflatevann. Beregnede eksponeringskonsentrasjoner fra de oppkuttete bildekk skal da ikke overskride valgte vannkvalitetskriterier. Beregnede verdier fra risikovurderingen sammenlignes mot drikkevannsforskriften og tilstandsklasse II (Moderat forurenset) i klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann [26].

Tabell 15 viser beregnede konsentrasjoner fra risikoveilederen sammenlignet med de valgte kvalitetskriteriene. Beregnede grunnvannskonsentrasjoner viser at konsentrasjonene vil kunne overskride drikkevannskriteriene for sink og naftalen, mens kriteriene for overflatevann vil kunne overskrides for kadmium og sink.

Det høye sinkinnholdet stammer fra wirene i bildekkene, beregnede utlekkingsverdier ansees imidlertid å være konservativt høye i og med at bindingen av sink i wire og bildekk matriksen er betydelig sterkere enn i forurenset grunn. Dermed blir utlekkningen i realiteten vesentlig mindre.

For PAH-forbindelsene, utenom naftalen, oppnås lave konsentrasjoner i grunnvann og overflatevann (bekk). Det eksisterer ikke akseptkriterier for forbindelsene i drikkevannsforskriften eller kvalitetskriteriene for overflatevann slik at man her har valgt å sammenligne beregnede verdier mot kanadiske grenseverdier for ferskvann [9]. Beregnet grunnvannsverdi for pyren i støyvoller overskrider her de kanadiske grenseverdiene noe. Dette er imidlertid en forbindelse som brytes ned under aerobe forhold.

**Tabell 13: Totalinnhold av metaller i bildekk i forhold til normverdier for følsomt arealbruk og steds spesifikke akseptkriterier for standardveg og standard støyvoll langs vegen.**

Parameter Metall	Bildekk	Følsomt arealbruk	Standardvegen. Steds spesifikke	Støyvoll. Steds spesifikke
	Totalinnhold mg/kg	Normverdi mg/kg	verdier mg/kg	verdier mg/kg
As	<b>4,1</b>	2	2	2
Pb	52	60	1.432	818
Cd	<b>3,6</b>	3	14	10
Cu	32	100	40.000	34.000
CrIII	-	-	>100.000	>100.000
Cr (totalt)	3,3	25	100.000	38.000
Hg	0,1	1	230	104
Ni	3,3	50	1.700	645
Zn	<b>174-15.500</b>	100	166.000	89.000

**Tabell 14: Totalinnhold av PAH-forbindelser fra bildekk og normverdier for mest følsomt arealbruk, samt steds spesifikke akseptverdier for standardveg og standard støyvoll langs vegen.**

Parameter Organisk	Bildekk*	Følsomt arealbruk	Standardvegen. Steds spesifikke	Støyvoll. Steds spesifikke
	Totalinnhold mg/kg	Normverdi mg/kg	verdier mg/kg	verdier mg/kg
Naftalen	<b>1</b>	0,8	10.000	4.300
Pyrene	<b>20</b>	0,19	19.500	16.000
Benso(a)pyren	<b>5</b>	0,1	7,7	6,5
Total PAH	<b>114</b>	2	123	<b>104</b>

\* Innholdet av PAH er beregnet konservativt ut fra kjent mengde PAH i gummi.

**Tabell 15: Spredningspotensiale fra bildekk benyttet i scenariene ”standardveg” og ”støyvoll” beregnet med SFT99:01A og sammenlignet med vannkvalitetskriteriene for overflatevann og drikkevann. Uthevet tall angir tilfeller hvor beregnet konsentrasjon er større enn vannkvalitetskriterium.**

Parameter:	Beregnet spredningspotensiale ved SFT 99:01A				Vannkvalitetskriterie	
	Grunnvann Standardveg µg/l	Overfl.bekk Standardveg µg/l	Grunnvann Støyvoll µg/l	Overfl.bekk Støyvoll µg/l	Drikkevanns normen µg/l	Overvann Tilst, kl.III µg/l
As	0,5	0,2	1,6	0,2	10	1,5
Pb	0,2	0,07	0,6	0,07	10	1,2
Cd	0,5	<b>0,2</b>	1,4	<b>0,2</b>	5	0,1
Cu	0,2	0,08	0,7	0,09	100	1,5
Cr (tot)	0,4	0,1	1,3	0,2	50	2,5
Hg	0,002	0,001	0,006	0,001	0,5	0,005
Ni	0,1	0,04	0,4	0,05	20	2,5
Zn	<b>600</b>	<b>201</b>	<b>1786</b>	<b>219</b>	100	20
Organisk						
Naftalen	0,04	0,013	0,12	0,014	-	1,1*
Pyrene	0,016	0,005	<b>0,044</b>	0,005	-	0,025*
B(a)P	0,0005	0,00014	0,0013	0,00015	0,01	-
Tot PAH 16	0,01	0,003	0,03	0,004	0,1	-

\* Kanadiske CCREM [9]

### Del A Trinn 3 – Utvidet risikovurdering

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 og resultater fra feltforsøk til å estimere den reelle utlekkingen en kan forvente. Man må ved en slik sammenstilling være klar over at også utlekkingstester representerer en forenkling av virkeligheten der det kan være forskjell i pH og mengdeforhold mellom væske/fast stoff.

#### Metaller og PAH:

Tabell 16 viser påviste konsentrasjoner i utførte utlekkingstester og observerte konsentrasjoner i felt sammenlignet mot de beregnede porevannskonsentrasjonene fra risikoveilederen (trinn II). For feltverdier er det benyttet de maksimalt observerte konsentrasjonene nærmest bildekkene fra overvåkningsprogram som utføres fra lokaliteter med bildekk [14]. Ved Huggenes er det benyttet bildekk i støyvoll, mens på Nannestad er bildekk benyttet i oppbygningen av et banedekke på en ridebane.

**Tabell 16: Analyserte konsentrasjoner fra utlekkingsforsøk i laboratoriet og feltmålinger sammenlignet med beregnet porevannskonsentrasjon fra trinn II (scenario for standardveg). Uthevet tall angir tilfeller hvor målte konsentrasjon er større enn beregnet konsentrasjon.**

Parameter:	Utlekkingstester Laboratorium [31]		Feltmålinger [14]		Trinn II Beregnet
	L/S 10 pH 7 µg/l	L/S 10 pH 13,6 µg/l	Huggenes pH ca 7 µg/l	Nannestad pH ca 7 µg/l	Porevann µg/l
As	1-2,3	1,7	<2		137
Pb	8,4-10	48,8	18	0,23	52
Cd	0,08-0,52	0,12	0,12	0,15	120
Cu	5,8-6,2	<b>383</b>	17	1,8	64
Cr (tot)	3-5	6	5	0,23	110
Hg	<0,02	0,04	i.m	i.m	0,5
Ni	4,3	1,4	13	13	330
Zn	1310	7050	940	5,6	155 000
Organisk					
Naftalen	11	<0,3	0,09	0,01	10
Pyrene	<0,05	<0,06	0,07	<0,02	3,8
B(a)P	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	0,11
PAH 16	11	3,4	0,27	0,01	2,5

Tabell 16 viser at de påviste konsentrasjoner både fra utlekkingsforsøk i laboratoriet og feltforsøk (lysimeter og porevann under konstruksjon) ligger lavere enn de beregnede porevannskonsentrasjonene. Spesielt for sink og kadmium ser man at målingene er vesentlig lavere enn hva som ble beregnet i trinn II. Dette viser at modellen gjør et konservativt estimat av potensiell utlekking og at det i virkeligheten kun er en liten andel av disse metallene som er tilgjengelig for utvasking.

For kobber påvises en høy verdi under utlekkingsforsøk ved ekstrem pH på 13,6, dette er imidlertid en urealistisk høy pH ved vanlig anvendelse i veg eller støyvull. Feltforsøkene viser en vesentlig lavere konsentrasjon.

For total PAH så ser man at utlekkingsverdiene for både pH 7 og pH 13,6 er noe høyere enn hva som beregnes, imidlertid påvises det lave PAH-konsentrasjoner i feltforsøkene, dette kan skyldes avdampning og rask nedbrytning av naftalen, som utgjør største parten av PAH-en i utlekkingsvannet.

De fordelingskoeffisienter som anvendes i beregningsmodellen i trinn I og II virker konservativ i forhold til den reelle observerte utlekkingen. Dette viser at modellen som er presentert i SFT 99:01 virker etter hensikten også for gjenbruksmaterialet bildekk. Reelle konsentrasjoner i resipienten må derfor antas å bli vesentlig lavere enn beregnede konsentrasjoner i grunnvann og overflatevann. Følgelig er det svært liten risiko for at PAH eller metaller ved anvendelse av bildekk i standardveg eller støyvull medfører miljø eller helserisiko.

#### **Fenoler:**

Antioksidantene i bildekk består blant annet av en type fenoler som myndighetene har stor fokus på. Konservativt anslås det at fenoler kan utgjøre opp til 0,25% i bildekk. Spesiell fokus er det på bisfenol-A, samt oktylfenol og nonylfenol og deres etoksilater. I en fylling av oppkuttete bildekk vil infiltrasjon av vann i konstruksjonen kunne føre til utlekking av disse forbindelsene. Disse stoffene inngår ikke i SFTs risikoveileder. For å vurdere risiko for utlekking og evt. miljømessige effekter er det derfor valgt å sammenlikne utlekkingsresultater fra oppkuttete bildekk med stoffspesifikke PNEC (Predicted no effect concentration) verdier hentet fra eksisterende litteratur [4, 10, 11].

Tabell 17 viser konsentrasjoner fra utlekkingsstester i laboratoriet og fra lysimeterforsøk i felt, like under konstruksjonen, samt PNEC konsentrasjoner for stoffene oktylfenol, nonylfenol og deres etoksilater samt bisfenol-A.

**Tabell 17: Alkylfenol og etoksilat konsentrasjon i utlekkingsforsøk i laboratoriet og observert fra feltmålinger sammenlignet mot eksisterende PNEC verdier.**

Parameter:	Laboratorie	Konstruksjon	Konstruksjon	Resipient
Fenol	L/S 10 pH 7 [µg/l]	Huggenes 05 støyvoll [µg/l]	Solgård 03 fylling [µg/l]	Akseptgrense= PNEC (vann ) [µg/l]
4-tert-Oktylfenol	≈ 2-5	≈ <b>0.2 - 2</b>	<0,02	0.12
Oktylfenoletoksilat (1-10)	≈ 1,5-2,4	0.01	<	-
4-n-Nonylfenol	≈ 0.01-0,03	< 0.02	<0,02	0.33 - 6
Nonylfenoletoksilates (1-10)	≈ 13,8-16,5	< 0.01	<	-
Bisfenol-A	≈ 5,6-14,3	≈ 0.2 - <b>2</b>	0,16	1.6

Tabellen viser at de påviste konsentrasjonene i støyvollen etter 3 år drift kan være opp til 20 ganger over akseptgrensen for oktylfenol. Dette kan være et resultat av nedbrytningen av etoksilatene. Konsentrasjonene for nonylfenol og bisfenol-A er imidlertid i samme periode hovedsakelig under akseptgrensen. Langs vegen er det påvist oktylfenol som stammer fra biltrafikken i tilsvarende mengde som under konstruksjonen (0.2 - 2 µg/l).

I bildekkfyllingen ved Solgård påvises kun lave konsentrasjoner. Dette er også infiltrert vann samlet under bildekkene i et basseng av grus. Både mektighet av fyllingen, oppholdstiden til vannet og mulig nedbrytning kan forklare de lave verdier som er observert.

Risikoberegning for følsomt arealbruk og standardvegen vil selv i et scenario med liten vannføring i bekken, hvor alt vannet kommer fra veg og støyvoll, ha en fortynning som medfører at oktylfenol ikke vil kunne påvises i kjemiske analyser. I tillegg vil den relativt lave tilførselen medføre at stoffene vil bindes i grunnen og kunne brytes ned før det tilføres resipienten. Det er for eksempel påvist oktylfenol i avrenning langs vegen (E6), men ikke i innløpet til overvannsbassenget ved Huggens.

### 3.8.2 Del B Inversberegning - Maksimalt totalinnhold

For å kunne vurdere hvilket maksimalt innhold man kan akseptere i et aktuelt gjenbruksmateriale er det utført en invers beregning av miljørisiko. Maksimalinnholdet av tungmetaller og enkelte organiske parametere er beregnet ved bruk av risikoverktøyet i SFT99:01A. Et maksimalt totalinnhold skal da ikke føre til overskridelser av akseptkriteriene i resipientene som er drikkevannsnormen i grunnvannet eller tilstandsklasse III i overflatevannet. Beregningen er utført ved at man øker totalinnholdene i risikoverktøyet til man når et av kvalitetskriteriene i grunnvannet eller overflatevannet.

Inversberegningen er i prinsippet materialuavhengig siden man benytter samme scenario, bortsett fra for bildekk, hvor man benytter en høyere andel av organisk karbon for å beregne fordelingskoeffisient faststoff/porevann. Dette gir spesielt utslag i totalmengden av organiske komponenter som kan holdes tilbake i massene. For bildekk er det beregnet hvilke maks innhold man kan akseptere for scenarioet med bildekk i standardveg. Tabell 18 viser maksimal totalinnhold som tangerer kvalitetskriteriene i enten drikkevannsnormen eller overflatevannet, samt hvilken utlekking dette tilsvarer.

For PAH-forbindelsene er de påviste totalinnholdene vesentlig under maksimal nivåene som kan aksepteres ut ifra spredningsvurderingen. For PCB er det ikke utført noen målinger for bildekk, siden PCB ikke inngår som en komponent i bildekkene. For fenolene ser man at om man benytter PNEC-verdiene som et absolutt maksimum i grunnvannet vil dette tilsvare konsentrasjoner i overvannet som er i størrelsesorden lik de observerte porevannsverdier fra feltforsøk. Feltforsøkene viser at observerte utlekkingsverdier fra fenolforbindelser ikke overskrider PNEC verdiene selv umiddelbart under konstruksjonen.

Usikkerheten i den utførte inversberegningen knytter seg til fortynningsfaktorer som anvendes. Modellen beregner porevannskonsentrasjonen basert på totalinnhold i materialet og



fordelingskoeffisienten, men videre fortykning fra porevann til grunnvann og overflatevann baserer seg på en fortykningsfaktor som vil variere med de lokale forhold der materialet skal anvendes. Verdiene er valgt slik at de skal være konservative og innebærer en sikkerhet i forhold til det en kan forvente i felt.

Tabell 18 viser at for tungmetallene er det overflatevannskriteriet som begrenser akseptabelt totalinnhold og for de organiske komponentene er det hovedsakelig de benyttede drikkevannskriteriene. Generelt sett er de faktiske målte totalinnholdene i oppkuttete bildekk vesentlig lavere enn maksimal nivåene som kan aksepteres. Kun enkelte analyser av sink og kadmium er observert over maksimalt akseptert totalinnhold. For sink er dette relatert til om dekkwirene bidrar i totalinnholdet eller ikke.

**Tabell 18: Beregnet akseptert maksimalinnhold ved benyttelse av bildekk i vegoppbygningen uten overskridelser av akseptkriteriene i resipient. Tabellen viser også tilsvarende beregnet utlekking sammenlignet mot faktiske målte totalinnhold og utlekkingsverdier.**

**Forklaring: Uthevet =akseptgrenser. Uthevet understreket: "Kontroll" > "Beregnet". Understreket: "Kontroll" ≈ "Beregnet".**

Parameter	Beregnet				Kontroll	
	Beregnet maksimalt totalinnhold [mg/kg]	Beregnet utlekking			Dokumentert totalinnhold [mg/kg]	Dokumentert utlekking porevann [µg/l]
		Porevann [ug/l]	Grunnvann [ug/l]	Overvann [ug/l]		
Arsen	33	1091	4,2	<b>1,5</b>	4.1	<u>≤2</u>
Bly	873	873	3,4	<b>1,2</b>	52	18
Kadmium	2,2	73	0,28	<b>0,1</b>	<b><u>3,6</u></b>	0,12
Kobber	546	1091	4,2	<b>1,5</b>	32	17
Krom totalt (III + VI)	55	1819	7,0	<b>2,5</b>	3.3	5
Kvikksølv	0,7	4	0,01	<b>0,005</b>	0.1	i.m
Nikkel	182	1818	7,0	<b>2,5</b>	3.3	13
Sink	1455	14547	56,4	<b>20</b>	174- <b><u>15 500</u></b>	940
Naftalen	28	284	<b>1,1</b>	0,4	1	0,01
Benzo(a)pyren	118	2,58	<b>0,01</b>	0,0035	20	<u>&lt;0,02</u>
Pyrene	34	6	<b>0,025</b>	0,01	17	<u>&lt;0,02</u>
PAH totalt	1182	26	<b>0,10</b>	0,04	114	0,01
PCB CAS1336-36-3	2,1	0,3	<b>0,001</b>	0,0004	i.a	i.m
4-T-oktylfenol*	3,9	28	<b>0,12</b>	0.04	i.a	<u>&lt;0,02-2</u>
Bisfenol A*	8	379	<b>1,6</b>	0.53	i.a	<u>&lt;0,02-2</u>

i.m = ikke målt, i.b = ikke beregnet, i.a = ikke analysert

\* For 4-tert-oktylfenol og Bisfenol A, som ikke inngår i SFTs risikoverktøy, er det benyttet PNEC verdiene fra Tabell 17 og fortykningsfaktorene fra porevann/grunnvann 237 og fra grunnvann/overflatevann på 3. Videre er overgangen mellom fast stoff til porevann ( $K_d$ ) beregnet ut ifra en oktanol-vann fordelingskoeffisient slik de er angitt i Tabell 11b)

### 3.8.3 Del C Konklusjoner fra Trinn 8 Oppkuttete bildekk

Den utførte miljørisikovurdering viser at det er liten fare for uakseptable belastning av helse eller miljø ved benyttelse av oppkuttete bildekk i oppbygningen av veger eller i støyvoller.

Med unntak av sink og til dels kadmium er tungmetallinnholdet i bildekk ned mot SFTs normverdier for mest følsomt arealbruk og anvendelse av bildekk vil derfor ikke medfører vesentlig miljømessig belastning. Spesifikke vurdering av bidrag av sink og pH forhold bør imidlertid kontrolleres steds spesifikt, grunnet det normalt høye innholdet fra wirene i bildekkene.

Bildekk inneholder også en del PAH-forbindelser og antioksidanter som fenolforbindelser. Utlekkingstester og feltmålinger har ikke avdekket at disse elementene belaster omgivelsene uakseptabelt. Imidlertid bør man ved benyttelse av bildekk i spesifikke prosjekter vurdere feltbetingelser knyttet til mengden av infiltrert vann og lokale pH-forhold.

Dersom dette utføres, anses benyttelse av bildekk i enten oppbygningen av veger eller som støyvoller, lite problematisk med hensyn på tilførsel av miljøgifter til det ytre miljø.

## 4 Konklusjoner - Oppkuttete bildekk

Tabell 19 oppsummerer beregningene gjort i kapittel 3 og konkluderer med et valg av grenseverdier for aksept av oppkuttete bildekk som gjenbruksmateriale i vegbygging. Beregningene er gjennomført iht metoden beskrevet i denne rapporten, for ”standardvegen” beskrevet i 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)

For sammenligning med andre gjenbruksmaterialer omfattet av Gjenbruksprosjektet, vises det til hovedrapporten om miljøpåvirkning, prosjektrapport nr 14 [25].

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

**Tabell 19: Forslag til grenseverdier for oppkuttete bildekk til bruk i veg**

Parameter	Konsentrasjon (mg/kg)					Kommentar  Avgjørende kriterium for valgt grenseverdi for aksept
	Maks påvist totalinnhold	<sup>1</sup> Normverdi jord Trinn I	<sup>1</sup> Steds-spesifikk akseptverdi Trinn II	Maks verdi fra inversberegning <sup>2</sup>	Grenseverdier for gjenbruksmaterialer	
As	4,1	2	<sup>3</sup> 20	33	<sup>3</sup> 20	Trinn II
Pb	52	60	1400	873	60	Trinn I – kriterier for jord
Cd	3,6	3	14	2,2	5	Inversberegning x 2,5 - feltnmålinger
Cu	32	100	<sup>6</sup> < 10.000	546	100	Trinn I – kriterier for jord
Cr tot	3,3	25	<sup>6</sup> < 10.000	<sup>4</sup> 55	<sup>5</sup> 25	Trinn I – kriterier for jord
Hg	0,1	1	230	0,7	1	Trinn I – kriterier for jord
Ni	3,3	50	1700	182	50	Trinn I – kriterier for jord
Zn	174	100	<sup>6</sup> < 10.000	1455	250	maks. dok. x 1,5
PAH 16	114	2	116	1182	120	Trinn II
B(a)P	5	0,1	7,2	118	7	Trinn II
Naftalen	1	0,8	9.339	28	2	maks. dok. x 1,5 (avrundet)
Pyren	<sup>7</sup> 20	0,19	<sup>6</sup> < 10.000	34	30	maks. dok. x 1,50
PCB	-	0,01	0,72	2,1	0,01	Trinn I – kriterier for jord
4-T-oktylfenol	-	-	-	3,9	2	Inversberegning x 0,5 – grunnvann
Bisfenol A	-	-	-	8	4	Inversberegning x 0,5 – grunnvann

1. Beregnet ut fra humantoksikologiske kriterier og økologisk effekt på flora og fauna
2. Beregnet ut fra kvalitetskriterier for grunn- og overflatevann
3. Basert på anbefaling fra NGU (1999) for As i mineralske materialer
4. Antatt å være Cr VI
5. Grenseverdi for aksept for total Cr med antakelsen om maks. 10% CrVI
6. Ingen uakseptabel eksponering forventes for konsentrasjoner < 10.000 mg/kg
7. Avrundet fra 17 pga begrenset dokumentasjonsgrunnlag

## 5 Referanser

1. Abdul, A.S., T.L. Gibson, D.N. Rai, *Statistical correlations for predicting the partition coefficient for non polar organic conterminants between aquifer oranic carbon and water*. Hazardous Wast & Hazardous Materials, 1987(4): p. 211-222
2. Abele M., C. Albrecht, H. Bertram, I. Dane, H. Esser, F. Haas, W. Hofmann, T. Kempermann, WKniege, S. Koch, W. Tedetzky, G. sinn, W. Wolf, *Manual for the rubber industry*. 1.5. 1972 ed, ed. Sigrid Koch. 1970: Farbenfabriken Bayer AG, Leverkusen, Germany
3. BLIC, *Life cycle assessment on an average European car tyre.*, Brussels. Bureau de Liaison des Industries du Caoutchouc (BLIC), Editor. 2001
4. Brooke, D. , C Watts, R Mitchell & I Johnson, *ENVIRONMENTAL RISK ASSESSMENT REPORT: 4-TERT-OCTYLPHENOL (CAS NO: 140-66-9) DRAFT*, UK Environment Agency, Editor. 2003, National Centre for Ecotoxicology and Hazardous Substances
5. CEN\_ENV-12920, *Characterization of waste - Methodology guideline for the determination of the leaching behaviour of waste under specified conditions*. 1996, in (Publisert som EN 12920 i mars 2006). 2006
6. Comité Européen de Normalisation, CEN, *Workshop Agreement. Post-consumer Tyre Materials and Applications*. CWA 14243:2002E. 2002: Brüssel. p. 113
7. Edeskär, T., *Civil Engineering Application of Rubber from Post-consumer Tyre Materials, Literature review*. DRAFT. 2003, Department of Civil Engineering, Luleå University of Technology. p. 52
8. Engelsen, C.J. et al., *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg - Sementbaserte materialer*, Gordana Petkovic, Editor. 2006, Statens Vegvesen: Oslo
9. Environment\_Canada, *Canadian Water Quality Guidelines*. 2002.  
<http://www.ec.gc.ca/CEQG-RCQE/English/Ceqg/Water/default.cfm>
10. EuropeanUnion, *Risk-Assessment Report on: 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol*. 2002, European Chemicals Bureau. <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
11. EuropeanUnion, *Risk Assessment Report on: 4,4'-isopropylidenediphenol (bisphenol-A)*. CAS No: 80-05-7. EINECS No: 201-245-8. 2003, European Chemicals Bureau.  
<http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
12. Humphrey, D.N., Lynn E. Katz. *Field Study of Water Quality Effects of Tire Shreds placed below the Water Table*. in *Conference on Beneficial Use of Recycled Materials in Transportation Applications*. 2001. Pittsburg, PA: Air and Waste Management Association
13. Humprey, Dana N., L. Katz. *Field study of water quality effects of tire shreds placed below the water table*. in *Beneficial Use of Recycled Materials in Transportation Application*. 2001. Arlington, Virginia: Recycled Material Resource Center, Univ. of new Hampshire, Durham, New Hampshire, USA
14. Håøya, A. O og Unsgård, G. T., *Miljøovervåkning av 3 pilotprosjekter med oppkuttete bildekk 2001-2003*, in *Gjenbruksprosjektet*, Gordana Petkovic, Editor. 2005, Statens vegvesen, Vegdirektoratet: Oslo
15. Håøya, A. O., G.T., Unsgård, G. T., Kibsgård, I., Johnsen, G., Petkovic, R., Aabøe, *Prosjektrapport 5. Gjenbruk av bildekk i vegbygging- Tekniske og miljøtekniske vurderinger*, Gordana Petkovic, Editor. 2004, Statens vegvesen Vegdirektoratet: Oslo.  
<http://www.gjenbruksprosjektet.net/article/archive/119/>
16. Håøya, A.O., *E6 Rygge Kommune - Miljørisikovurdering ved bruk av kvernet*, Scandiaconsult AS, Editor. 2002, Statens vegvesen, Vegdirektoratet
17. Håøya, A.O. et al., *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg - Skumglass*, Gordana Petkovic, Editor. 2006, Statens Vegvesen: Oslo
18. Håøya, A.O. et. al, *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg - Oppkuttete bildekk*, Gordana Petkovic, Editor. 2006, Statens Vegvesen: Oslo
19. Håøya, A.O., G.T. Unsgård, *Miljøovervåknig 2001-03 - Avrenning fra kvernet bildekk*. 2004, Scandiaconsult AS. [www.gjenbruksprosjektet.net](http://www.gjenbruksprosjektet.net)

20. Johnsen, Iselin, *Arbeidsrapport nr 01/DP5. Kvernedede bildekk som gjenbruksmateriale i støyvoller*, in *Gjenbruksprosjektet*, Vegdirektoratet Statens Vegvesen, Editor. 2004, NTNU, Trondheim, Norway.  
<http://www.gjenbruksprosjektet.net/article/darchive/78/?Ref=/article/darchive/20&dpnr=5>
21. Jørgensen, J., et al., *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg - Asfalt*, Gordana Petkovic, Editor. 2006, Statens Vegvesen: Oslo
22. KEMI, *HA-oljor i bildäck –förutsättningar för ett nationellt förbud – förutsättningar för ett nationellt förbud. Rapport från ett regeringsuppdrag*. 2003, Kemikalieinspektionen. p. 104.  
<http://www.kemi.se/>
23. NGU, *Helserisikovurdering av arsen, bly og PAH fra jord og sand i barns lekemiljø. Forslag til tiltak*. 1999, Norges Geologiske Undersøkelse: Trondheim
24. Petkovic, C.F. Engelsen, A-O Håøya, , G.D. Bredfeld, *Arbeidsrapport nr 01/DP2: Metodikk for miljørisikovurderinger av vegkonstruksjoner*, in *Gjenbruksprosjektet*. 2003, Statens vegvesen Vegdirektoratet: Oslo. <http://www.gjenbruksprosjektet.net/article/archive/125/>
25. Petkovic, G. et. al, *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging*, in *Teknologirapport nr. 2432*. 2006, Statens vegvesen: Oslo
26. SFT, *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. TA: 1468/1997*, Statens forurensningstilsyn, Editor. 1997
27. SFT, *Risikovurdering av forurenset grunn.*, Statens forurensningstilsyn, Editor. 1999.  
<http://www.sft.no/publikasjoner/kjemikalier/1629/ta1629.pdf>
28. Sjøbergh, Olov, *Ragnsells – densitetsbestämning av klippta däck i fältförsök*. 2001, Scandiaconsult Sverige AB, Region Väst, Geoteknik. p. 9
29. Tatlisoz, N., Edil, T., Benson, C., Park, J., and Kim, J., Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Wisconsin-Madison., *Review of Environmental Suitability of Scrap Tires*. 1996. <http://www.uwgeotech.org/publications.htm>
30. THE SCIENTIFIC COMMITTEE ON TOXICITY, ECOTOXICITY AND THE ENVIRONMENT (CSTEE), *Questions to the CSTEE relating to scientific evidence of risk to health and the environment from polycyclic aromatic hydrocarbons in extender oils and tyres*”, EUROPEAN COMMISSION HEALTH & CONSUMER PROTECTION DIRECTORATE-GENERAL, Editor. 2003. [http://ec.europa.eu/health/search\\_en.htm](http://ec.europa.eu/health/search_en.htm)
31. Westerberg, B, Mácsik, J., *Laboratorieprovning av gummiklipps Miljögeotekniska egenskaper*. Luleå Tekniska Universitet. 2000, Universitetet i Luleå. Institutionen för Väg- och vattenbyggnad. Avdelningen för Geoteknik
32. Aabøe, R, A.O., Håøya, T., Edeskär. *Leaching of Phenol from tire shreds in a noise barrier*. in *Sustainable Waste Managment and Recycling: Used/Post-Consumer Tyres*. 2004. Kingston University, School of Engeneering, London: ThomasTelford



# 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 ytterlighetene. 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 Miljørisikovurdering

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 Miljørisikovurdering**

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 laborietester. En annen mulighet er å formulere begrensninger med hensyn til bruksområde.



# GJENBRUKSPROSJEKTET



## VEDLEGG 2: RAPPORTOVERSIKT STATENS VEGVESSENS GJENBRUKSPROSJEKT 2002-2005

Prosjekt-rapport nr.	Intern rapport nr. <sup>1)</sup>	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 returASFALT	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: Miljøovervåking 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.

<sup>1)</sup> Teknologivdelingens rapportserie (Internrapporter, fra juni 2005 Teknologirapporter)