

# Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande

David Bendz, Ola Wik, Mark Elert, Karsten Håkansson



**Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggnings-  
byggande**

**- etapp 2**

**Environmental guidelines for reuse of ash in civil  
engineering applications**

**phase 2**

David Bendz  
Ola Wik  
Mark Elert  
Karsten Håkansson

Q4-238



---

## Abstract

I denna rapport presenteras ett förslag till modell för riskbedömning vid askanvändning som kan användas för att avgöra om en tänkt användning i anläggningsbyggande utgör ringa risk eller ej. Beräkningarna är baserade på definierade emissions- och spridnings-scenarion. Ringa risk innebär att påverkan i definierade exponeringspunkter inte överskrider förutbestämda miljö- och hälsokriterier. Bedömningssystemet inkluderar hälso- och miljörisk vid spridning av fasta partiklar och hälsorisk vid intag av grundvat-ten, miljöeffekt i ytvatten samt hälso- och miljöeffekt i postdriftfas. Ett 40-tal askor (ej farligt avfall) där data funnits tillgängliga har klassificerats i olika kategori-er/applikationer baserat på totala halter och lakbarhet. Kadmium, koppar, krom, kick-silver, nickel och zink har för den övervägande delen av askorna god marginal avseen-de beräknade riktvärden. För bly är marginalen till beräknade riktvärden liten. För kon-struktioner utan asfalt överskrider innehållet av arsenik de beräknade riktvärdena för totalhalt i för ett antal askor. Intag av växter som utsatts för damning synes vara den dominerande exponeringsvägen. Det kan därför inte uteslutas att innehållet av arsenik i askor utgör mer än ringa risk för vissa askor. Valet av miljökriterie för arsenik är där-med kritiskt. Lakbarheten för klorid och sulfat i ett antal askor överskrider beräknade riktvärden för konstruktioner utan asfalt eller där förutsättningar för grundvattenin-trängning föreligger.

## Förord

Ur ett resurshushållningsperspektiv finns det stora vinster att göra vid återanvändning av askor i anläggningsbyggande. Naturliga ballastmaterial kan sparas och i vissa fall kan askanvändning medföra en kortare transport. Under vilka förutsättningar som återanvändning av askor kan ske med ringa risk ur ett miljöskyddsperspektiv har återstått att klargöra. I den föreliggande rapporten presenteras ett system, en modell, för att göra en sådan bedömning

Utöver den föreliggande slutrapporten har inom ramen för detta projekt tre arbetsrapporter producerats. Syftet med att fortlöpande avrapportera projektets fortskridande i form av arbetsrapporter har varit att försöka göra processen transparent och att gjorda avgränsningar, förenklingar och antaganden skall framgå.

Projektgruppen har utgjorts av:

David Bendz och Ola Wik, Statens Geotekniska Institut  
Mark Elert, Kemakta  
Karsten Håkansson, Geo Innova

Klas Hansson, Uppsala Universitet har bidragit med den HYDRUS 2-D modellering som utförts inom projektet.

Projekthandläggare på Värmeforsk har varit Claes Ribbing. En referensgrupp har varit knuten till projektet och följande personer har medverkat:

Magnus Andersson, Ångpanneföreningen  
Jan Christiansson och David Hansson, Naturvårdsverket  
Annika Ekvall, Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut  
Johan Ericson, Vattenfall Värme  
Anders Kihl, Maria Nyholm, Eva Wall, Ragn-Sells  
Åsa Lindgren, Vägverket  
Linnea Lövgren, Stora Enso  
Hans Söderström, Stockholms gatu- och fastighetskontor

och som adjungerade medlemmar även:

Lars-Christer Lundin, Uppsala Universitet  
Peter Flyhammar, Lunds tekniska Högskola

Vi i projektgruppen vill framföra ett stort tack till Claes Ribbing och referensgruppen för stort engagemang och kloka synpunkter.

Malmö juni 2006

David Bendz, projektledare

## Sammanfattning

Bedömningsgrunder för restproduktanvändning har efterfrågats av såväl producenter, sektorsansvariga och myndigheter. Målsättningen med detta projekt är att arbeta fram ett förslag till miljöbedömningssystem för askanvändning, som kan användas för att avgöra om en tänkt användning som konstruktionsmaterial i anläggningsbyggande utgör ringa risk eller ej.

Projektet behandlar problematiken i ett avgränsat riskperspektiv. Övergripande avvägningar gentemot andra samhällsintressen, t.ex. resurshushållning, inkluderas ej i bedömningsmodellen. Projektet är fokuserat på de ämnen där det finns en utvecklad miljöpolicy och kunskap. Arbetsmiljöaspekter behandlas ej inom ramen för projektet.

Utgångspunkten vid riskbedömningen har varit att askor skall kunna användas som vilket byggmaterial som helst. Några särskilda skyddsåtgärder skall inte behöva vidtas vare sig i själva hanteringen eller val av plats till exempel när det gäller krav på att skydda konstruktionen från nederbörd i byggskedet eller att byggandet endast får ske med ett skyddsavstånd till närboende. Alla bedömningar som gjorts har haft som utgångspunkt att de skall vara försiktiga (konservativa) och innebära ringa risk från miljö och hälsoskyddssynpunkt. Beräkningarna är baserade på definierade emissions- och spridningsscenario och begreppet ringa risk innebär här att påverkan i definierade exponeringspunkter inte överskrider förutbestämda miljö- och hälsokriterier

Bedömningssystemet inkluderar hälso- och miljörisk vid spridning av fasta partiklar och hälsorisk vid intag av grundvatten, miljöeffekt i ytvatten samt hälso och miljöeffekt i postdriftfas. Exponeringen via partiklar beräknas i princip på samma sätt som i bedömningsgrunderna för förorenad mark [12]. Beräkningarna skall ge ett skydd på individnivå och under ogynnsamma exponeringsförhållanden. Exponeringsvägarna är inandning av damm, oralt intag, hudkontakt och intag via lokalt odlade eller vildväxande växter. För dessa exponeringsvägar är jämförelsegrunden totalhalt. För exponering via grund- och ytvatten är jämförelsegrunden lakparametrar.

Beräkning av riktvärden har gjorts genom en beskrivning av systemet, uppställande av en konceptuell modell inkluderande askkonstruktion, emissionsprocesser, exponeringsvägar och exponeringspunkter. Den konceptuella modellen har sedan beskrivits matematiskt och iterativa beräkningar av riktvärden har genomförts genom att beakta ansatta befintliga hälso- och miljökriterier i exponeringspunkterna. Beräkningar har utförts för två olika typer av konstruktioner, med eller utan slitlager av asfalt som motverkar infiltration och damning, som utsätts för nederbörd och risk för grund- eller ytvatteninträning.

Ett urval av askor (ej farligt avfall) där data funnits tillgängliga (ALLASKA, MALTE ) har klassificerats i olika kategorier/applikationer baserat på totala halter och lakbarhet, vilket kan sammanfattas enligt följande. Erforderligt dataunderlag saknas för att avgöra den risk som naftalen, bens(a)pyren, antimon och selen utgör. För antimon och selen har endast lakkriterier kunnat beräknas, vilka indikerar att en stor majoritet av askorna kla-

rar lakriktvärdena. Innehållet av kadmium, koppar, krom, kocksilver, nickel och zink i den övervägande delen av askorna har god marginal avseende beräknade riktvärden för både lakning och totalhalt. Totalhalterna och lakbarheten utgör därmed ringa risk vid anläggningsbyggande med dessa askor. Med avseende på lakning innebär arsenik och bly ringa risk, dock för vissa askor med knapp marginal för konstruktioner utan tätskikt eller då risk för grundvatteninträngning föreligger. För konstruktioner utan asfalt överskrider innehållet av arsenik de beräknade riktvärdena för totalhalt i ett antal askor. Det kan därför inte uteslutas att innehållet av arsenik i askor utgör mer än ringa risk i vissa askor. Det är intag av växter som utsatts för damning som synes vara begränsande, men brister i lämpliga beräkningsmetoder och data gör beräkningarna osäkra. Dessutom finns det svårigheter att ta fram kriterier för när man utan vidare åtgärder kan lämna askkonstruktioner kvar i marken efter användningens upphörande. Här är det riskerna vid intag av växter som vuxit på askan som är svår att beräkna, vilket tillsammans med oavsiktligt intag av aska är begränsande. Arsenik är det begränsande ämnet i samtliga fall och valet av miljökriterie för arsenik är därför kritiskt.

När det gäller mobila ämnen så pekar resultaten på att fluoridinnehållet i askor utgör ringa risk. Klorid och sulfat kan, i oskyddade konstruktioner, däremot innebära mer än ringa risk för påverkan på grundvattenkvaliteten. Dessa ämnen försämrar möjligheten att nyttja grundvatten som dricksvatten i en lokalt belägen brunn men utgör ingen hälso-risk..

Jämförelsen mellan de beräknade riktvärdena och tillgänglig askdata tyder på att de flesta askorna kan komma till användning i anläggningskonstruktioner utan att innebära mer än ringa risk. (för de generella scenarier som beräkningarna baseras på). I det askdatamaterial som funnits tillgängligt utgörs varje enskild kombination av bränsletyp och anläggningstyp i allmänhet av endast några data vilket inte gör det möjligt att göra generella bedömningar för olika asktyper.

Det framtagna bedömningssystemet är även lämpligt att utnyttja för platsspecifika riskbedömningar men bör i såfall utvecklas i de avseende där modellbeskrivningen är behäftade med betydande osäkerhet, t.ex exponering via damm.

Nyckelord: riskbedömning, aska, riktvärden, emission, exponering



---

## Summary

Producers, authorities and users have acknowledged the need for common environmental guidelines for residues. The objective of this project has been to develop a proposal for common environmental guidelines for reuse of ash in civil engineering applications. The project has a narrow risk assessment perspective and focus on a set of substances where a well developed environmental policy and knowledge are available. Health aspects for construction workers are not covered in the project.

The starting point in the risk assessment is the assumption that ashes may be used just like any conventional construction material. Special requirements or regulations regarding precautionary actions in the handling of ashes, regarding the site or surroundings will be avoided. The guiding principle has been the precautionary principle: reuse of ash is acceptable only if it constitute an insignificant risk to health and environment. The calculations are based on defined emission- and exposure scenarios. The concept of insignificant risk imply that the impact in the defined points of compliance does not exceed established health- and environmental criteria.

The model address health risks associated with spreading of particles and exposure by dust, oral intake, dermal contact and intake by vegetables or wild grown berries and consumption of ground water. Off-site environmental effects in surface waters and in soil as well as health- and environmental risks in the post use phase are also considered. Exposure by dust is addressed in the same way as in the Swedish Environmental Protection Agency's guidelines for contaminated soil [12]. The guidelines values for exposure by dust, oral intake, dermal contact and intake by vegetables or wild grown berries are total content, whereas the guidelines for exposure by consumption of ground water or environmental effects in surface waters are based on leaching properties of the ash.

The guidelines rely on a conceptual model, defined emissions and exposure scenarios including exposure pathways and points of compliance. Risk evaluation becomes an issue of comparing the estimated (-modeled) increased concentrations at specified target points with general human and environmental toxicological criteria. Guidelines have been calculated for two different types of constructions, with or without an impermeable (asphalt-) pavement that prevents rain water from infiltrating into the road. Also the possible exposure of intruding ground water has been taken into account.

A set of ashes, for which data on total content and leachability was available in the ALLASKA and MALTE database, have been classified according to three categories of applications/situations. The results show that due to lack of data it could not be assessed whether naphthalene, bens(a)pyren, antimony and selen in ashes imply an insignificant risk or not. Only guidelines for leachability could be calculated for antimony and selen, showing that 90% of the ashes fall below the guidelines and thus constitute an insignificant risk in a construction. Cadmium, copper, chromium, mercury, nickel and zinc show a large margin to the calculated guidelines for total content and leachability for most ashes. Thus, ashes in constructions constitute an acceptable risk with respect to

these elements. Arsenic and lead in ashes fall below the guideline values for leaching, although with small margins in some cases. However, the total content of arsenic in some ashes exceeds the guideline values when used in an unpaved construction. Accordingly, it can not be excluded that the reuse of some ashes in some applications may imply a certain risk. Spreading as dust, deposition on vegetables and the subsequent intake has revealed itself as an important exposure pathway. Little data, theory and models are available on dust generation and transport, the calculations made here are rough and conservative. Also, guidelines for the ash construction left in place in the postuse phase are difficult to determine. The health risk associated with intake of vegetables and accidentally oral intake are crucial. In both cases arsenic sets the limits. Model calculations indicate that fluoride constitute only an insignificant risk. Chloride and sulfate in ashes may, depending on the construction, constitute a certain risk with respect to the drinking water quality in a local well.

The comparison between the calculated guideline values and the ash data that was available showed that the majority of the ashes could be used in a road construction without implying a significant risk to health or environment. In the available set of ash data, each combination of incineration plant and fuel is only represented by few data. This makes it difficult to draw specific conclusions for a certain type of ash.

The model or framework for developing the general guidelines, presented herein, may also be used for site specific environmental risk assessments. If so, the model should be further developed to better describe the risk for exposure by dust.

Keywords: risk assessment, ash, guideline, emission, exposure

## Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>INLEDNING</b> .....	<b>1</b>
1.1	BAKGRUND OCH SYFTE .....	1
1.2	BESKRIVNING AV RAPPORTEN .....	2
<b>2</b>	<b>MILJÖBEDÖMNING</b> .....	<b>4</b>
2.1	BEDÖMNINGSNIVÅ .....	4
2.2	RISKBEDÖMNING .....	5
2.3	KEMISKA ÄMNEN .....	7
2.4	INTECKNING AV EFFEKTKRITERIER .....	10
<b>3</b>	<b>ANLÄGGNING, EMISSIONER, OCH EXPONERINGSVÄGAR</b> .....	<b>14</b>
3.1	SYSTEMGRÄNSER .....	14
3.2	ANLÄGGNING .....	15
3.3	EMISSIONER I EN ANLÄGGNINGS LIVSCYKEL .....	16
3.4	EXPONERAD PLATS .....	19
<b>4</b>	<b>PRINCIPER FÖR BERÄKNING AV RIKTVÄRDEN</b> .....	<b>20</b>
4.1	PRINCIPER FÖR BERÄKNING AV HÄLSO- OCH MILJÖRISK VID SPRIDNING AV FASTA PARTIKLAR (TOTALHALTSBASERADE EXPONERINGSVÄGAR) .....	21
4.2	PRINCIPER FÖR BERÄKNING AV HÄLSORISK VID INTAG AV GRUNDVATTEN, MILJÖEFFEKT I YTVATTEN SAMT HÄLSO- OCH MILJÖEFFEKT I POSTDRIFTFAS .....	22
<b>5</b>	<b>KRITERIER</b> .....	<b>24</b>
5.1	HÄLSORISK OCH MILJÖRISK FÖR PARTIKELBUREN SPRIDNING .....	24
5.2	HÄLSORISK VID INTAG AV GRUNDVATTEN (DRICKSVATTENNORMER) OCH MILJÖRISK I YTVATTEN .....	25
5.3	MARKKVALITET I POSTDRIFTFASEN .....	27
5.4	KRITERIER FÖR ACCEPTABEL ASKKVALITET FÖR ASKA SOM LÄMNAS KVAR I KONSTRUKTIONEN I EN POSTDRIFTFAS .....	27
<b>6</b>	<b>HÄLSORISK OCH PÅVERKAN PÅ MARKKVALITET FRÅN SPRIDNING AV ASKPARTIKLAR</b> .....	<b>28</b>
6.1	ÖVERSIKTLIG BESKRIVNING AV BERÄKNINGSMODELL OCH MODELLPARAMETRAR FÖR HÄLSO- OCH MILJÖRISK BASERAT PÅ FÖRORENINGSINNEHÅLL I ASKPARTIKLAR .....	28
6.2	PARAMETERDATA OCH MATEMATISK MODELLBESKRIVNING FÖR BERÄKNING AV HÄLSORISK .....	32
6.3	PARAMETERDATA OCH MATEMATISK MODELLBESKRIVNING FÖR BERÄKNING AV PÅVERKAN PÅ MARKKVALITET .....	47
6.4	SAMMANSTÄLLNING .....	49
<b>7</b>	<b>MODELLBERÄKNING AV HÄLSO- OCH MILJÖRISK BASERAT PÅ LAKBART INNEHÅLL</b> .....	<b>50</b>
7.1	INLEDNING .....	50
7.2	MODELLVERKTYG .....	50
7.3	EMISSIONSMODELL .....	51
7.4	EXPONERINGSMODELLERING .....	58
7.5	RESULTAT .....	64
<b>8</b>	<b>JÄMFÖRELSE MELLAN BERÄKNADE RIKTVÄRDEN OCH TILLGÄNGLIG ASKDATA</b> .....	<b>73</b>
8.1	ORGANISKA ÄMNEN - NAFTALEN OCH BENS(A)PYREN .....	74
8.2	ANTIMON OCH SELEN .....	74
8.3	ARSENIK .....	75
8.4	BLY .....	77

---

8.5	KADMIUM.....	79
8.6	KOPPAR .....	81
8.7	KROM .....	83
8.8	KVICKSILVER.....	85
8.9	NICKEL .....	87
8.10	ZINK .....	88
8.11	FLUORID.....	90
8.12	SULFAT .....	91
8.13	KLORID .....	92
9	<b>DISKUSSION.....</b>	<b>93</b>
10	<b>FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSARBETE.....</b>	<b>96</b>
11	<b>LITTERATURREFERENSER .....</b>	<b>98</b>

## **Bilagor**

- A**    **Normer och direktiv**
- B**    **Ämnen**
- C**    **Existerande närliggande riskbedömningssystem**
- D**    **Trafikgenererad bakgrundsbelastning**
- E**    **Lakbarhet av organiska ämnen för några olika restproduktmaterial - en jämförelse**
- F**    **Jämförelse 1-D och 2-D modellering av Grundvatten-transport**
- G**    **Riktvärden för kvarlämnade askkonstruktioner**

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund och syfte

Sedan ett tiotal år tillbaka vägleds det miljöpolitiska arbetet i Sverige av en vision om hållbar samhällsutveckling. Denna förutsätter att materialflödena i teknosfären i så stor utsträckning som möjligt inte stör de naturliga materialflödena i biosfären. Detta projekt tar sin utgångspunkt i den övergripande visionen i det miljöpolitiska arbetet om en hållbar samhällsutveckling. Användning av restprodukter (avfallsklassat material) ligger i linje med de övergripande målsättningarna för ekologisk hållbarhet: att *effektivisera användningen av naturresurser* och att *hushålla med icke förnybara resurser*. Samtidigt kan de miljömässiga effekterna av användning stå i kontrast med ett annat övergripande mål för ekologisk hållbarhet, *skyddet av miljön*, och olika miljökvalitetsmål såsom *grundvatten av god kvalitet* och en *giftfri miljö*. Bedömningsgrunder för restprodukter har efterfrågats av både producenter, sektorsansvariga och myndigheter.

Målsättningen med detta projekt är att arbeta fram ett förslag till generella miljöriktlinjer för askanvändning, som kan användas för att avgöra om en tänkt användning i anläggningsbyggande utgör ringa risk eller ej. Med hjälp av systemet ska riktvärden för den miljöpåverkan som erhålls i en tillämpning kunna beräknas utifrån förutbestämda miljö- och hälsokriterier. (Se vidare miljöbalken (1998:808) och förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, bilaga, punkt 90.007-1 resp. 90.007-2). Modellen skall också kunna användas för platsspecifika bedömningar. Målsättningen är också att detta projektet skall mynna i ett förslag till generella miljöriktlinjer:

- som uppfyller kraven i den nuvarande lagstiftningen,
- som är vetenskapligt grundade och
- som av handläggare på miljömyndigheter, askproducenter, potentiella användare och allmänheten upplevs som logiska och motiverade.

Projektet behandlar problematiken i ett avgränsat riskperspektiv och miljökvalitetsmålen betonas från ett lokalt perspektiv, övergripande avvägningar gentemot andra samhällsintressen inkluderas ej i modellen. Generella riktvärden beräknas för att inga oönskade miljö- och hälsoeffekter skall uppkomma på 20 meters avstånd från vägen. Den lagstiftning och det bedömningssystemet som utgjort referensramarna för projektet hanterar inte frågor om arbetsmiljö.

Riskbedömningssystem som utvecklats för förorenad mark och de acceptanskriterier för de olika avfallsdeponiklasserna som publicerats den 16 januari 2003 i annex II till deponeringsdirektivet 1999/31/EC utgör viktiga ramar för projektet. I egenskap av relevanta existerande bedömningsgrunder måste miljöriktlinjerna harmoniera med dessa. EU:s kemikaliepolicy, såsom den kommer till uttryck i ramdirektivet för vatten, byggproduktdirektivet och deponeringsdirektivet, kommer också att spela en stor roll för framtida miljöbedömningar av nyttiggörande av askor för anläggningsändamål. Dessa direktiv identifierar vissa ämnesgrupper och enskilda ämnen för vilka speciella krav

ställs. Bland dessa prioriterade ämnen återfinns välbekanta miljöstörande ämnen för vilka det också finns en utvecklad miljöpolicy i Sverige i form av bedömningsgrunder, riktvärden eller till och med åtgärder för att begränsa användning. För andra ämnen finns det endast begränsad kunskap och ingen utvecklad policy. Ett exempel på de förra ämnena är näringsämnen och de vanliga tungmetallerna, medan ett exempel på de senare är t.ex. många naturfrämmande organiska ämnen. För en del ämnen i den senare kategorin saknas även kunskap om vilka halter som man kan förvänta sig i naturliga miljöer i Sverige. Projektet är fokuserat på de ämnen där det finns en utvecklad miljöpolicy och kunskap.

I detta projekts inledande etapp, Etapp 1 [1] undersöktes hur lagstiftningen påverkar användningen av askor. Inledningsvis kan konstateras att för allt anläggningsbyggande gäller miljöbalkens portalparagraf (1 kap 1 §) och allmänna hänsynsregler (2 kap). Den generella utformning och de avvägningar med avseende på miljön som skall göras är alltså desamma oberoende av om konventionella byggmaterial används eller om askor används. Samma sak gäller oavsett om askorna som används i sammanhanget betraktas som avfall, kemisk produkt eller en vara. De formella kraven på förprovning hos myndigheterna och dokumentering av verksamheten skiljer sig dock kraftigt åt beroende hur askan betraktas.

## 1.2 Beskrivning av rapporten

Denna rapport är inte utplagd som en handbok. I rapporten beskrivs alla moment i arbete i att ta fram riktvärden för askanvändning på ett relativt ingående och detaljerat sätt. För att ge läsaren en viss vägledning vid läsningen så beskrivs rapportens innehåll och disposition översiktligt här.

Kapitel 2 är av en orienterande karaktär och beskriver:

- Relevant svensk miljöpolicy
- På vilken bedömningsnivå den riskbaserade bedömningen görs, vilka aspekter som vägs in i miljöriktlinjerna, vilka ämnen som beaktas och val av kriterier i exponeringspunkt.
- Befintliga relevanta normer och kriterier och vilka ämnen och kriterier som bedömts vara relevanta för miljöriktlinjerna.

Till grund för beräkningarna ligger beskrivning av systemet, exponeringsvägar, emissionsscenarier, etc. Detta kan sammantaget betraktas som den konceptuella modell som ligger till grund för (matematiska-) beräkningsmodellen. I kapitel 3 och 4 beskrivs de huvudtyper av konstruktioner, exponeringsvägar, yttre påverkan (randvillkor) och beräkningsprinciper i framtagandet av generella miljöriktlinjer.

I kapitel 4 definieras exponeringspunkterna och i kapitel 5 redovisas de hälso- och miljökritier som ansätts i de valda exponeringspunkterna.

I kapitel 6 och 7 *Modellberäkning totalhaltsbaserade exponeringsvägar respektive lakbarhetsbaserade exponeringsvägar* beskrivs hur modellberäkningarna genomförts och vilka parametervärde som valts. De förslagna riktvärdena presenteras i tabellform i kapitel 6 respektive 7 och jämförs i diagram med tillgänglig askdata i kapitel 8.

Beräkningskapitlen 6 och 7 är omfattande och den läsare som vill skaffa sig en snabb bild av vad som kommit fram i projektet kan hoppa över dessa kapitel och gå till resultaten vilka presenteras i tabell 30, tabell 41 och i kapitel 8

I kapitel 9 presenteras en generell riskklassning baserad på tillgänglig askdata och en diskussion om resultatens signifikans, genomförda förenklingar och antaganden och metodikens svagheter.

Utifrån de erfarenheter som gjorts i detta projekt så ges i detta det avslutande kapitlet 10 ett antal förslag på angelägna FoU uppgifter.

## 2 Miljöbedömning

### 2.1 Bedömningsnivå

En miljöbedömning av, i detta fallet, en vägkonstruktion kan göras på olika nivåer. Roth och Eklund [2] definierar fyra olika nivåer: materialnivå, lokal miljöskyddsnivå, begränsad LCA nivå och industriell systemnivå, se tabell 1.

Tabell 1 En översikt över de olika nivåerna på vilka miljöbedömningar av en restproduktkonstruktion kan göras och vilka typ av frågeställningar som bedömningen kan ge svar på (efter [2]).

	Materialnivå	Lokal miljöbedömningsnivå	Begränsad LCA nivå	Industriell systemnivå
Exempel på olika miljöaspekter	Totalhalt och lakningsegenskaper	Bidrag av antimon (Sb) från askan i anläggningskonstruktionen till den lokala föroreningsnivån	Förbrukning av energi och råvaror	Effekter på regional skala, t.ex ökade transporter
Behandlar bedömningssystemet föroreningsaspekten ?	Ja	Ja	Delvis	Delvis
Behandlar bedömningssystemet resursaspekten ?	Nej	Delvis	Ja	Ja
Exempel på verktyg och modeller	Kemisk analys	Materialflödesanalys, risk bedömning	Livscykelanalys, miljökonsekvensbeskrivning	Strategisk miljökonsekvensbeskrivning, Livscykelanalys

På *materialnivån* bedöms nyckelparametrar som totalhalt och lakegenskaper för askan i fråga. Ur denna aspekt bedöms endast den emission som återanvändning av aska kan medföra och vilket massflöde som man måste ta hänsyn till på de högre bedömningsnivåerna. På den *lokala miljöbedömningsnivån* tar man hänsyn till platsen där askan skall användas inklusive exponeringsförutsättningar, bakgrundshalter, övriga föroreningskällor och massflöden i omgivningen. På den *begränsade livscykelanalysnivån* lämnar man den spatiala dimensionen och har ett mer övergripande perspektiv. Här tar man t.ex hänsyn till uttag av naturgrus, energiförbrukning och generering av avfall. På den *industriella nivån* studeras frågeställningar på ett mycket övergripande plan. Exempelvis effekten av askanvändning i ett regionalt perspektiv och dess betydelse för trafikflödena, trafikanterna och producenten av askan.

Typiska bedömningsverktyg/metoder som används på de olika nivåerna är lakttest, riskbedömning, LCA respektive strategisk miljökonsekvensbeskrivning, se tabell 1.

Användningen av alternativa material medför nytta på flera sätt, både för samhället och för det enskilda företaget där en restprodukt uppkommer. Nyttan kan även uppkomma för det företag som använder en restprodukt. Nyttan för samhället uppkommer eftersom naturresurser sparas. Dels kan restprodukter ersätta en del av naturmaterial som bergkross



och naturgrus, dels eftersom anläggningar för deponering kan utnyttjas effektivare. Till dessa nyttoaspekter kommer eventuellt minskade transporter (pga av kortare transport avstånd mellan förbränningsanläggning och plats för användning) och påföljande störning på omgivningen, beroende på var restprodukten uppkommer och var den kommer att användas.

**I detta projekt har ett bedömningsverktyg som skall användas på den lokala bedömningsnivån utvecklats. De övergripande bedömningsnivåerna beaktas ej och bedömningssystemet tar ej hänsyn till de nyttoaspekter (t.ex minskat uttag av naturlig ballast) som är förenade med användning av aska i anläggningskonstruktioner.**

## 2.2 Riskbedömning

En generell struktur för riskbedömning inkluderar, se Figur 1 (efter [3], [4], [5], [6], [7], [8]):

- Problemformulering
- Identifiering av fara/oönskat scenario
- Emissionsanalys
- Exponeringsanalys
- Dos-respons analys
- Riskuppskattning
- Riskvärdering

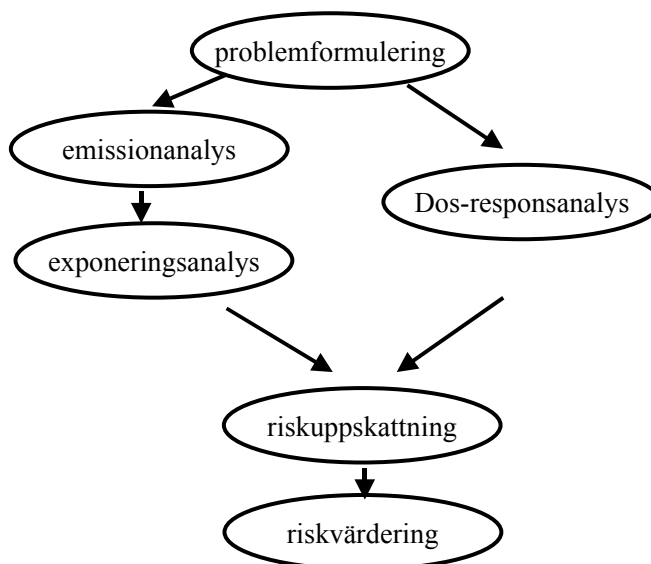
*Problemformulering och identifiering* av fara innebär en identifiering och formulering av vad man vill bedöma och varför. Sedan en kvalitativ bedömning av generering/en/närvaron, läckagescenario och potentiell effekt på miljö, människor och djur av en emission av ett specifikt ämne eller ämnesgrupp som identifierats vara av speciellt intresse. De ämnen och ämnesgrupper som kommer att vara i fokus för riskbedömningen inom ramarna för detta projekt beskrivs i kapitel 1.4.

*Emissionsanalysen* innebär en beskrivning och kvantifiering av potentialen för frigörelse av nyckelsubstanserna samt att ett läckage till omgivande miljö sker, se kap. 2.2.4. Ett viktigt hjälpmedel är modeller för emissionsprocessen och bedömning av resultatens signifikans. Emission av en specifik miljöstörande ämne förutsätter att:

- askan innehåller ämnet i fråga
- en transportväg mellan askan och den omgivande miljön existerar.
- en mobilisering och transport till systemets (t.ex vägbankens) rand sker. (Vid damning bryr vi oss inte om ifall ämnet är lakbart eller inte.)

Emissionsanalysen kan grovt delas upp i två steg:

- Karakterisering av materialet, med avseende på förekomst och lakbarhet av hälso- och miljöstörande substansernas.
- Beskrivning och kvantifiering av processerna då miljöstörande substanser mobiliseras och transporteras ut ur den tekniska konstruktionen.



Figur 1. Generell struktur för riskbedömning

Figure 1. General framework for environmental risk assessment

*Exponeringsanalysen* innefattar en beskrivning och kvantifiering av de sätt, transportvägar och under vilka förhållanden människor, djur och miljö kan exponeras för de miljöstörande substanserna. Exponeringsmodellen beskriver även vilken halt av ämnet kan förväntas erhålla i exponeringspunkten (spridningsmodell) och en modell för hur olika de bedömda organismerna exponeras för ämnet i exponeringspunkten.

*Dos-responsanalys* innebär en beskrivning och kvantifiering av relationen mellan en specificerad exponering av ett ämne och en resulterande hälso/miljöeffekt.

I *riskuppskattning* utvärderas risken för oönskat scenario genom integrering och utvärdering av resultaten från emissions-, exponerings- och dos-responsanalysen.

Fram till och med den sista punkten ovan är målsättningen att riskhanteringsprocessen skall vara objektiv. Det är emellertid oundvikligt att andra hänsynstagande (miljöpolitiska, ekonomiska etc) inkluderas redan i *problemformuleringen* och *identifieringen av fara/oönskat scenario*. Först i steget *Riskvärdering* utvärderas betydelsen av den uppskattade risken genom beaktande av krav som ställts upp från naturvetenskapliga, tek-

niska, politiska, ekonomiska, etiska och sociala aspekter. Detta steg följs av beslutsfattande och förslag till åtgärder.

**I detta projekt har riskvärderingen gjorts på ett förenklat sätt genom beaktande av befintliga normer och toxikologiska data som representerar acceptabla hälso- och miljöeffekter för respektive exponeringsväg (se kapitel 4).** Den generella strukturen för riskbedömning kan därför förenklas till:

- Problemformulering
- Identifiering av fara/oönskat scenario
- Emissionsanalys
- Exponeringsanalys
- Riskvärdering

### 2.3 Kemiska ämnen

Miljöriktlinjerna omfattar en grupp ämnen som omfattas av miljöskyddsbaserade och/eller hälsoskyddsbaserade rikt- och gränsvärden. I projektet har följande normer och kriterier gått igenom:

- Rådets beslut till deponeringsdirektiv med svenska föreskrifter NFS 2004:10
- Dricksvattenkriterier
- Ramdirektivet för vatten
- Riktvärden för förorenad mark
- Miljökvalitetsnormer
- Bedömningsgrunder för miljö kvalitet
- Byggprodukt direktivet

Ovanstående normer och kriterier beskrivs översiktligt i Bilaga A.

Flera av ovannämnda normsystem grundar sig på liknande information om toxicitet eller spridning men har olika fokus när det gäller skyddet för hälsa eller skydd för miljö. När det gäller Rådets beslut till deponeringsdirektivet och dricksvattenkriterierna så är målet i huvudsak att uppfylla acceptabla halter i dricksvattnet (hälsomässiga aspekter i rådets beslut, och även estetiska och tekniska aspekter i dricksvattenkriterierna), medan det för Ramdirektivet för vatten och Bedömningsgrunder för förorenad mark ingår också miljömässiga aspekter. Även Miljökvalitetsnormerna och bedömningsgrunder för miljö kvalitet innehåller både hälsomässiga och ekotoxikologiska miljöaspekter.

Införandet av ett EU-direktiv innebär att det finns miljö kvalitetsnormer för ett antal ämnen i särskilt utpekade fiskevatten – däribland Zn och Cu. Trots att regeringen sedan länge tillbaka gett uppdraget att ta fram fler miljö kvalitetsnormer för tungmetallhalter i vattendrag för vattendrag saknas sådana. Frågan har skjutits till genomförande av Ramdirektivet för vatten.

I bilaga B redovisas de kemiska ämnen som beaktas i de olika normerna och direktiven. Alla ämnen är inte relevanta för askor. I vissa kriterierna ingår mikrobiella parametrar samt ämnen som bekämpningsmedel och vissa lösningsmedel som inte förväntas finnas i askor. För andra typer av restprodukter kan dessa emellertid vara relevanta och bör då inkluderas i en generell modell för miljöriktlinjer.

Man kan identifiera tre olika kategorier av ämnen:

1. ämnen för vilka svenska hälso- och miljökriterier existerar och där tillräcklig kunskap om förekomst, lagnings och transportegenskaper finns.
2. ämnen där antingen svenska hälso- och miljökriterier eller tillräcklig kunskap om förekomst, lagnings och transportegenskaper saknas. (Sannolikt är bedömningen av miljö- och hälsoeffekter mycket osäkert och det största problemet).
3. ämnen där både hälso- och miljökriterier och tillräcklig kunskap om förekomst, lagnings och transportegenskaper saknas.

**De föreslagna miljöriktlinjerna innehåller endast ämnen från den första gruppen. I tabell 2 presenteras de ämnen som beaktats i de föreslagna miljöriktlinjerna. I tabellen har även markerats om dessa ämnen även beaktats i aktuella föreskrifter, normer och vattendirektiv (se bilaga A.3). När det gäller organiska ämnen så har modellberäkningar endast utförts på PAH; (naftalen) och bens(a)pyren. Dessa är viktiga som modellsubstanser i riktvärden för förorenad mark (grupperna övriga PAH och cancerogena PAH).**

Anledningen till att relativt få organiska ämnen ingår i det föreliggande förslaget till miljöriktlinjerna är att det ofta är ämnen som tillhör kategori 3 ovan, bl. a saknas standardiserade lagningstester för organiska ämnen. Vanligen undersöks inte organiska ämnen i någon större omfattning i aska, undantaget summaparametrar som TOC eller DOC. Kunskapen i övrigt om vanligt förekommande organiska ämnen i askor har fram till nyligen varit låg [9]. En stor del av det organiska kolet kommer troligen från cellulosa, växtfiber eller plastmaterial som vanligen undgår analys. Undersökningarna inriktas vanligen på ämnen som av olika anledningar betraktas som miljöfarliga eller hälsoskadliga (se tabell i bilaga B).

Dioxiner är en substansgrupp som ofta uppmärksammas i samband med askor. Ämnesgruppen som sådan berörs inte i de juridiska normer och system som varit underlag för urval av substanser. Endast i det svenska bedömningssystemet för förorenad mark [11] finns förslag på riktvärden för dioxiner.

Dioxiner hör till gruppen naturfrämmande ämnen som uppvisar mycket hög toxicitet, persistens och bioakumulerbarhet (inklusive stor biomagnifierbarhet), se tabell 3. Sådana ämnen har i samråd med projektets referensgrupp ansetts vara olämpliga att riskbedömma med det strikt lokala riskperspektiv som tillämpats. Inom ramen för EU:s POP-förordning (Europaparlamentets och rådets förordning (eg) nr 850/2004 av den 29 april 2004 om långlivade organiska föreningar) pågår ett arbete med att ta fram riktlinjer och riktvärden för hantering av avfall som innehåller dioxiner.

I ett projekt utfört på *bottenaska* vid Dåva kraftvärmeverk [10] undersöktes ett antal av organiska ämnen, nämligen PCB, ftalater, PAH, bensen, toluen, etylbensen och xylen (BTEX), klorfenoler, klorbensener, övriga fenoler och kresoler, bromerade flamskyddsmedel, PCDD/F dioxiner/furaner. I den fasta fasen från bottenaskan detekterades en ftalat; Di(2-etyhexyl)ftalat (DEHP), några tyngre PAHer, samt dioxin- och furan i låga halter. Halterna av BTEX, klorfenoler, klorbensener, övriga fenoler och kresoler, bromerade flamskyddsmedel översteg inte detektionsgränserna. Screeninganalys utfördes med icke-derivatiserat och derivatiserat extrakt. Vid dessa analyser detekterades kvalitativt i huvudsak fettsyror, någon ytterligare ftalat och några steroider. Vid screening av icke-derivatiserat extrakt detekterades alkaner. Förekomst av dessa kan vara orsakade av uppstart av pannan med diesel, eller mer troligt orsakade av en analys som inte är tillräckligt specifik för att skilja alkaner från fettsyror. I laktlösningarna från bottenaskan påträffades någon PAH (acenaften), bensen och toluen i låg halt, alifater samt en större mängd fettsyror. Vid den kvalitativa screeninganalysen detekterades ämnen som i huvudsak kan knytas till livsmedelsförpackningar som t.ex. tillsatsmedel, mjukgörare, aromämnen och smakämnen. De ämnen som översteg detektionsgräns i fastfas, respektive översteg detektionsgränsen i vattenfasen har markerats i tabell i bilaga B.

Tabell 2 Ämnen som beaktas i miljöriktlinjerna

	Rådets beslut Svenska föreskrift (NFS 2004:10)	Gränsv. dricksv. (SLVFS 2001:30)	Vatten-direktiv (2000/60/EG) prioriterade. farliga ämnen	Riktlinjer föroren mark [11]	Bedömn. Grunder miljökvalitet
Antimon	X	X			
Arsenik	X	X		X	X
Bly	X	X	(X)	X	X
Kadmium	X	X	X	X	X
Kobolt				X	X
Koppar	X	X		X	X
Krom	X	X			
Kvicksilver	X	X	X	X	X
Nickel	X	X		X	X
Selen	X	X			
Zink	X			X	X
Fluorid	X	X			X
Klorid	X	X			X
Sulfat	X	X			X
PAH canc 1)	X	X	X	X	
PAH övriga 2)	X	X	X	X	

1) Modellsustans: Bensoapyren 2) Modellsustans: Naftalen

## 2.4 Inteckning av effektkriterier

De effektkriterier som utnyttjas i riskbedömningen utgör ett mått på den högsta acceptabla koncentrationen i ett recipientmedium (jord, vatten eller luft) eller den högsta acceptabla totala dosen som en individ kan exponeras för. De ämnen som omfattas av riskbedömningen är alla naturligt förekommande ämnen vilket gör att människor och miljö exponeras för dessa oberoende av eventuella emissioner från askkonstruktioner. För de flesta ämnena är också exponeringen på grund av andra antropogena aktiviteter betydande. Det innebär att en del av det tillgängliga utrymmet som ryms inom ramen för effektkriteriet redan är intecknat och att det bidrag som emissioner från askkonstruktioner ger upphov till endast får utgöra en del av effektkriteriets värde. Den tillgängliga andelen av ett effektkriterie beror främst på typen av ämne och lokala förhållanden. I vissa fall kan man tänka sig att den lokala belastningen redan är så stor att ytterligare tillskott inte kan accepteras.

**I modellsystemet finns möjlighet att ta hänsyn till den bakgrundsbelastning som kan finnas av vissa hälsofarliga ämnen och i även den särskilda belastning som drift av väganläggningar innebär av ämnen som kan påverka människors hälsa samt kvaliteten på mark, grundvatten och ytvatten.**

### ***2.4.1 Inteckning på grund av allmän exponering***

För vissa ämnen är den allmänna exponering så stor att ansatta effektkriterier för miljö eller hälsa till en del redan är intecknade. När det gäller hälsomässiga effekter finns i [12] en justering för allmän exponering av ämnena bly, kadmium, kvicksilver, nickel. Denna justering tillämpas även i föreliggande modellsystem.

### ***2.4.2 Inteckning på grund av lokal exponering***

Den särskilda platspecifika exponering som följer av vägdrift, andra lokala föroreningskällor eller lokalt förhöjda bakgrundshalter kan motivera en justering av effektkriterierna. I den föreliggande rapporten har inga sådana justeringar gjorts då syftet varit att utveckla generella riktvärden och riktlinjer. Det är dock möjligt att med de modeller som tagits fram göra en platspecifik beräkning och då ta hänsyn till en känd bakgrundsbelastning. När det gäller trafikrelaterad bakgrundsbelastning har en faktasammanställning gjorts som kan utnyttjas som underlag för sådana anpassningar se bilaga D.

### ***2.4.3 Inteckning på grund av miljöpolitisk policy***

Målsättningen för det politiska miljömålet för Giftfri miljö är att ”Miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Enligt regeringens bedömning skall detta bl.a innebära följande i ett generationsperspektiv:

- Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrundsnivåerna.
- Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll.
- Den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen är nära noll och för övriga kemiska ämnen inte skadliga för människor.
- Förorenade områden är undersökta och vid behov åtgärdade.
- Särskilt farliga ämnen skall utfasas och nyproducerade varor skall bl.a vara fria från långlivade och bioackumulerande organiska ämnen, kvicksilver, kadmium och bly. Redan befintliga varor som innehåller dessa ämnen ska hanteras på ett sådant sätt att ämnena inte läcker ut i miljön.

De ämnen som behandlas i föreliggande rapport berörs varierande grad av av de miljöpolitiska målen. Med utgångspunkt från grundvattendirektivet och miljökvalitetsmålet giftfri miljö så har följande distinktioner mellan olika grupper av ämnen och principer för omgivningspåverkan identifierats, se tabell 3:

Tabell 3 Ämnesgrupper och principer för omgivningspåverkan

Grupp	Ämnen (ex.)	Princip
1. Ämnen med låg toxicitet och utan bioakumulerande egenskaper. men som trots detta på grund av mycket höga halter i aska kan påverka negativt (tekniskt, estetisk, biologisk mångfald etc)	SO <sub>4</sub> , Cl, Ba	Balans (industriella nivåer), men med hänsyn till kritisk halt. Kritiska halter kan möjligen få överstigas lokalt under kortare tidsperioder. Barium har placerats i denna grupp eftersom förekomsten av sulfat i askor och naturlig miljö normalt innebär att barium ej är tillgängligt.
2. Naturliga ämnen med hög toxicitet	Cu, Zn, Mo, Cr, F, Sb, Co, Cr, Ni, Se, V	Balans (naturliga nivåer), men med hänsyn till kritisk halt.
4. Naturliga ämnen som är särskilt farliga	Cd, Pb, Hg, As, PAH	Den lägsta möjliga halten utifrån balansprincip (naturliga nivåer) eller kritisk halt. (I princip utfasningsämnen men eftersom de förekommer naturligt måste ändå en viss halt tillåtas).
6. Naturfrämmande ämnen som har mycket hög toxicitet och är särskilt farliga (långlivade och mycket bioackumulerbara och/eller biomagnifierbara)	PCDD/PCDF, PCB, HCB	Inga ämnen i denna grupp kommer att riskbedömas i föreliggande rapport. Ämnenas egenskaper (hög toxicitet, persistens och biomagnifierbarhet) gör dem mindre lämpliga att riskbedöma på en lokal nivå. Miljöpolitiska förutsättningar gör att riktvärden snarare bör fastställas från en lägsta möjliga nivå från ett tekniskt/politiskt perspektiv.

#### **2.4.4 Övriga anpassningar**

En strikt tillämpning av en riskbedömningsmodell kan i vissa situationer ge ”orimliga” slutresultat. Exempelvis kan det beräknade riktvärdet vara betydligt lägre än

- bakgrundshalter för ämnet i naturlig jord.
- den belastning som accepteras från allmänt förekommande konstruktionsmaterial.

Ofta beror sådana resultat på att modellsystemet och den matematiska beskrivningen är en konservativ förenkling av verkliga förhållanden. Avvikelse mellan kemiska, fysikaliska eller toxikologiska indata – som ofta baseras på labb- eller modellförsök - och de naturliga förhållandena är också en förklaring. Avvikelsen kan också bero på att samhället i allmänhet är mer eller mindre medvetet beredd att acceptera en större risk för det aktuella ämnet än den som legat som grund för riskbedömningen eller anser att nyttan med användningen av ämnet överväger de effekter som ämnet ger. Ett sådant exempel är den saltning av vägar som görs för att förhindra olyckor.

På samma sätt som för Naturvårdsverkets beräkningsmodell för riktvärden för förorenad mark [12] kan en justering av de beräknade riktvärdena göras i förhållande till svenska normala bakgrundsvärden i jord.

Ytterligare justering eller gränser för beräkningsresultat kan behövas för att förhindra att geologiskt eller geokemiskt orimliga förhållanden beräknas. Den parameterisering som utnyttjas vid beräkningarna förutsätter att materialegenskaper befinner sig inom vissa gränser. Beräkningsresultat som ger värden utanför dessa gränser bör därför kontrolleras och justeras.

Ytterligare gränser för systemet kan ha sin utgångspunkt från etablerade regelsystem som lagar och förordningar eller ”sunt förnuft”: Sådana gränser kan vara haltgränser i form av:

- gränser för farligt avfall
- acceptanskriterierna enligt rådets beslut för deponering på en deponi för farligt avfall.



### **2.4.5 Slutsats**

Villkor och justeringar för att ta hänsyn till faktorer som avgör vad som är acceptabel förorenings-spridning från tekniska askkonstruktioner innebär ett flertal avvägningar. I det generella fallet utan kunskap om platsspecifika förhållanden är sådana villkor och justeringar ytterst en ren värderingsfråga. Även när kunskap föreligger om den lokala situationen blir värderingar av avgörande betydelse. Till exempel kan lokalt förhöjda bakgrundshalter av ett ämne både tas som intäkt såväl för att ytterligare tillskott måste begränsas som att ytterligare tillskott kan accepteras om tillskottet i det senare fallet inte innebär någon avsevärd försämring av den befintliga situationen.

**Föreliggande miljöbedömning baseras på etablerade dataunderlag när det gäller potentiella miljöeffekter och spridning i ett lokalt perspektiv. För att så långt som möjligt undvika att värderingsfrågor byggs in i redovisade beräkningar har inte någon justering eller inteckning av utnyttjade effektkriterier gjorts (Men det är viktigt att vara medveten om att sådana avvägningar kan redan vara gjorda i använda effektkriterier.) Ett undantag från denna princip görs dock när det gäller hälsomässiga effekter vid spridning av fasta partiklar (se kap 6) då en justering för allmän exponering av ämnena bly, kadmium, kvicksilver, nickel används i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsmodell [12].**

### 3 Anläggning, emissioner, och exponeringsvägar

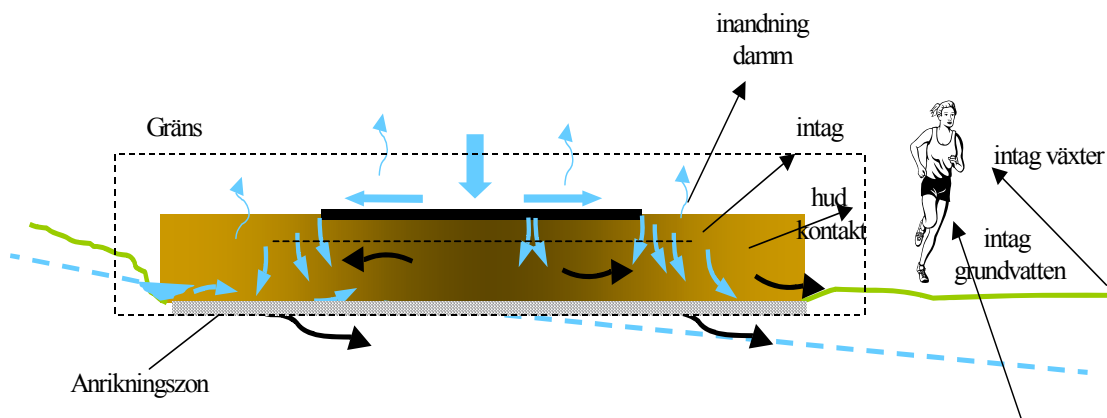
#### 3.1 Systemgränser

Bedömningssystemet omfattar emissioner och exponeringsbedömning från askkonstruktioner i form av vägar under hela den tekniska konstruktionens livslängd, inklusive anläggning, drift och underhåll. Även den exponering som kan uppstå i samband med att anläggningen rivs efter driftfasen inkluderas. Modellen omfattar endast användningen av material i obundna applikationer.

Modellsystemet syftar även till att omfatta en förenklad bedömning och vägledning av acceptabla risker i det fall konstruktionerna tas ur drift utan att anläggningen rivs.

Bedömningssystemet omfattar endast riskbedömning av ett enskilt objekt på lokal miljöbedömningsnivå. Den sammanlagda effekten av flera olika objekt eller andra näraliggande punktkällor som kan påverka människors eller miljöns exponering tas hänsyn till genom att säkerhetsfaktorer utnyttjats i förhållande till existerande miljö och hälsokriterier.

Risker förknippade med katastrofer (vägen spolats bort) eller en direkt olaglig eller felaktig hantering (materialet används i en sandlåda eller på odlingsmark) etc kan inte bedömas med det modellsystem som byggs upp inom ramen för projektet utan kräver andra riskvärderingssystem som inte omfattas här.



Figur 2. Schematisk bild av modellsystemets omfattning.

Figure 2. Schematic illustration of the scope of the model system

I Figur 2 redovisas en schematisk bild av modellsystemets omfattning. Någon direkt exponering i själva konstruktionen bedöms inte vara relevant (det är ett arbetsmiljöproblem utanför ramen för projektet). All exponering av betydelse förväntas ske utanför

själva konstruktionen. Emissionssystemet omfattar hela den tekniska markkonstruktionen med vägbanken inklusive vägdikets botten.

De geokemiska förhållandena i en askbaserat konstruktionsmaterial skiljer sig i allmänhet på många sätt från de geokemiska förhållandena som finns i underlagrande naturlig mark. Främst är det pH-förhållanden som avviker. Ämnen som frigörs från konstruktionsmaterialet och transporteras ut ur konstruktionen möter en annan kemisk miljö och kan då fastläggas. I fastläggningszonen kommer även partiklar som vandrar ner genom vägkonstruktionen att läggas fast. Fastläggningszonen är sannolikt relativt begränsad i tjocklek och antas här vara i storleksordningen 5 cm.

Vägbank och vägdike utgör en teknisk och juridisk enhet med vägkonstruktionen. Underhåll av dessa sker av väghållaren. Vägverket (publ 98:008) har särskilda rutiner för omhändertagande av sådana schaktmassor som uppstår vid underhåll av vägdiken.

### 3.2 Anläggning

Konstruktionens uppbyggnad och ingående material har stor betydelse för på vilket sätt som askan i konstruktionen exponeras för vatten och atmosfär och på vilket sätt som utlakning och dammmission kan ske. Både materialegenskaper och den tekniska konstruktionen motverkar i varierande grad damning och fördröjer exponeringen för vatten och den resulterande utlakningen. I de generella miljöriktlinjerna beaktas två olika typer av konstruktioner:

- Grusad skogsbilväg, konstruktion utan tätskikt (endast grustäckt), där aska använts som förstärkningslager. I konstruktionens driftfas beräknas att en påtaglig infiltration av nederbörd sker och även att partiklar kan spridas från asklagret. Grustäckningen förväntas inte helt kunna förhindra att askpartiklar migrerar upp i konstruktionen varför partikelspridning förväntas ske av aska även under konstruktionens driftfas. Asklagrets tjocklek förutsätts vara maximalt 0,5 m och vägens bredd 10 m. För denna konstruktion beräknas även ett riktvärde baserat på förutsättningen att konstruktionerna tas ur drift utan att anläggningen rivs.
- Asfalterad landsväg, konstruktion med tätskikt, aska har använts som förstärkningslager. I konstruktionens anläggningsfas beräknas en påtaglig infiltration. I konstruktionens driftfas beräknas att infiltrationen av nederbörd genom vägbanan är försumbar och att exponering för vatten endast kan äga rum via vägens flanker eller genom grundvatteninträngning. Risken för spridning av partiklar genom damning antages vara begränsad till vissa faser i vägens livslängd. Asklagrets tjocklek förutsätts vara 0,5 m och vägens bredd 10m.

### 3.3 Emissioner i en anläggnings livscykel

De potentiella emissionen från en markkonstruktion varierar under en konstruktions livscykel. Vissa exponeringsvägar är endast aktiva i en viss fas under vägens tekniska livslängd. I tabell 4 framgår hur en vägkonstruktions livscykel fördelar sig på olika faser. Längden på de aktiva perioderna är antaganden som gjorts i samråd med projektets referensgrupp.

Tabell 4 Faser i vägkonstruktionens livscykel.

Fas	Händelse	Aktiv period dagar/år
År 1	Anläggning	7
År 1-31	Drift	365
År 1-31	Underhåll	0,5
År 31-32	Rivning	7

Enligt tidigare resonemang så bedöms i huvudsak inte någon direkt exponering i själva konstruktionen vara relevant utan exponering av betydelse förväntas ske utanför själva konstruktionen. En viss begränsad exponering förväntas dock kunna ske i konstruktionens anläggnings- och rivningsfas.

Tabell 5 Sammanställning av de exponeringsvägar som beaktas i miljöriktlinjerna. Ett plustecken betyder att exponeringsvägen är sannolikt och två plustecken betyder att exponeringsvägen är mycket sannolik.

	Signifikans exponeringsväg för respektive konstruktion		Beaktas i föreliggande rapport
	Utan tät-skikt	Med tätskikt	
Hälsoeffekter:			
Intag via föda	++	+	ja
Direktintag aska	++	+	ja
Hudkontakt	++	+	ja
Damm (inandning)	++	+	ja
Ånga <sup>1)</sup>	-	-	nej
Intag grundvatten	++	++	ja
Miljöeffekter:			
Mark (pga damm)	++	+	ja
Ytvatten	++	++	ja

<sup>1)</sup> För studerade ämnen i askor bedöms förångning vara av underordnad betydelse.

Som tidigare beskrivits så omfattar emissionssystemet hela den tekniska markkonstruktionen inklusive en eventuell grund (<5cm) fastläggningszon i den naturligt lagrade marken direkt under konstruktionen och vägbanken inklusive vägdikets botten. Fastläggningszonen, vägbank och vägdiken anses inte vara delar av den exponerade omgivningsmiljön för vilken det är relevant att tillämpa toxikologiska hälso- och miljökriterier. I tabell 5 har de exponeringsvägar som beaktats redovisats. Plustecken betecknar graden av sannolikhet att en viss emissionsväg är aktiv i ett visst skede av vägens livslängd och den bedömning som gjorts är mycket översiktlig. En grov kvalitativ rangordning av sannolikheten har gjorts genom att beteckna en högre grad av sannolikhet med två plustecken.

### ***3.3.1 Emission av damm***

Emission av damm till omgivning kan uppstå vid samtliga skeden i en markkonstruktions livscykel. Störst risk för emissionerna är under skeden då materialet hanteras såsom i anläggningsfasen, rivningsfasen och i någon mån även då underhåll sker men i gengäld sker dessa under en begränsad period. Målsättningen har inte varit att utveckla en matematisk modell som beskriver damning under olika skeden av en markkonstruktions livscykel utan att istället att söka empiriska data för att dimensionera hur stor emissionen av damm är till omgivningen.

### ***3.3.2 Spill av konstruktionsmaterial***

Spill av konstruktionsmaterial till omgivningen på grund av brister i hanteringen eller olyckor kan ske vid anläggning, rivning och underhåll. Storleken av ett sådant spill är omöjlig att modellera matematisk och svår att uppskatta generellt. Någon sådan emission ingår därför inte i modellsystemet utan det förutsätts att hantering sker så att spill av betydelse förhindras.

### ***3.3.3 Emission av partiklar via erosion***

Vattenburen transport av partiklar från vägkonstruktionen (erosion) eller brister i konstruktionen kan medföra att partiklar förs till vägdiket. Där kan partiklarna fastläggas eller transporteras vidare till en nedströms liggande ytvattenrecipient. Någon betydande partikeltransport förväntas inte ske utanför dikessystemen. Ingen av de riskbedömningsmodeller som utgör underlag för arbetet innehåller en spridningsmodell som direkt kan tillämpas på de aktuella emissionsförhållandena. Dikessystem i anslutning till vägen anses höra till vägkonstruktionen och någon riskbedömning av denna emissionsväg har därför inte genomförts.

### ***3.3.4 Emission av lakvatten***

Vatten kan ta sig in i exempelvis en vägkonstruktion på flera sätt. Nederbörd som faller på vägytan kan rinna av från ytan och infiltrera i dräneringslagren, magasineras i gropar

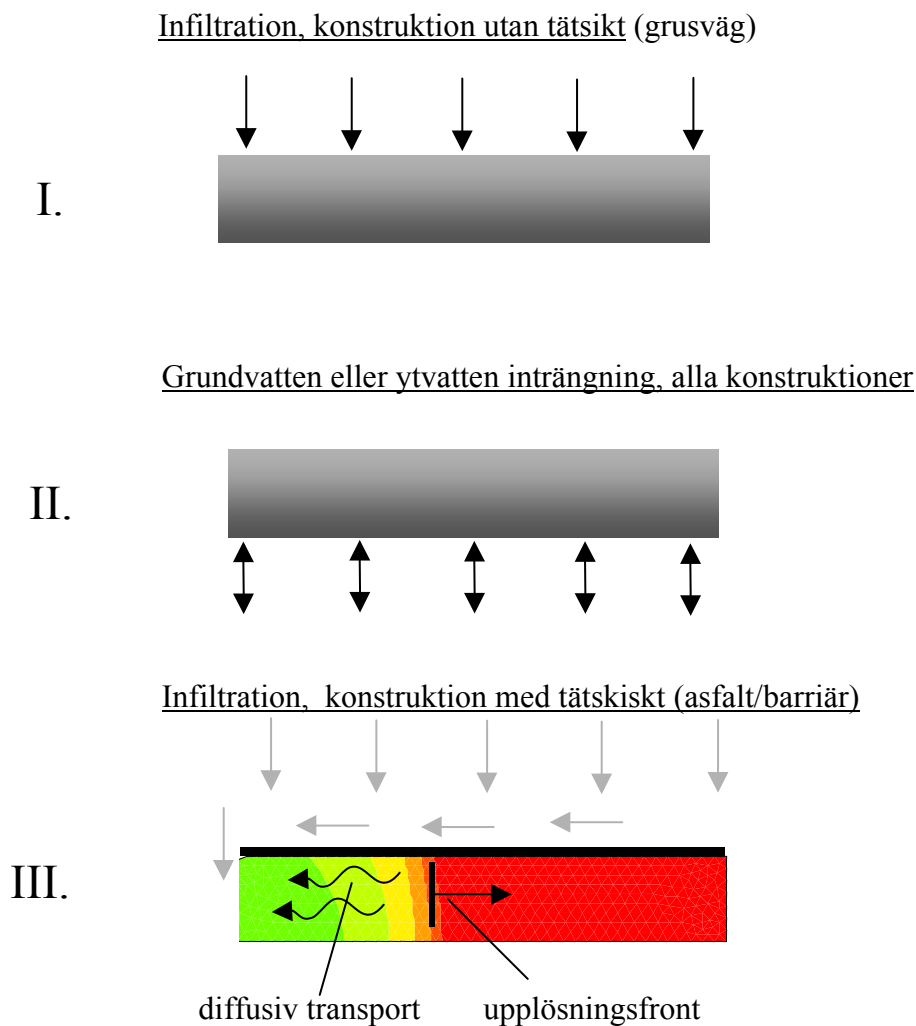
på ytan, avdunsta eller infiltrera genom ytan in i underliggande materiallager. Infiltrationskapaciteten beror på vägmaterialets permeabilitet och förekomsten av icke vattentäta skarvar och sprickor [13]. Lokala skador och sprickbildning av asfalt kan avvatta stor ytor och lokalt ge en hög infiltration. Regnvatten som avbördas från vägbanan som ytavrinning infiltrerar i väggroppens flanker och kan också tränga in under vägbanan driven av en kapillär potential [14][13]. Fukthalten i väggroppens flanker styrs av nederbörd, evaporation och eventuell transpiration. Fukthalten kan därmed variera kraftigt i jämförelse med väggroppens inre regioner. Fluktuationer i fukthalt kan leda till en potentialskillnad mellan väggroppens inre och yttre regioner vilken driver en horisontell fuktransport. Under fuktig väderlek är fukthalten i väggroppens yttre regioner högre jämfört med fukthalten mitt under vägen vilket resulterar i en fuktransport in i väggroppen. Under torr väderlek kan effekterna bli de omvända. Vatten kan dessutom tränga in i väggroppen direkt från omgivande yt- och grundvatten. Dräneringssystemet skall avleda vatten från vägkonstruktionen, både grundvatten och infiltrerande yt- och regnvatten. Dräneringssystemets effektivitet kan minska genom utfällningar och igen-sättning. I andra fall har man iakttagit att vatten kan ta sig in i vägkonstruktionen genom dräneringssystemet.

Fältförsök har bekräftat betydelsen av vägens flanker för utlakningen [15][16]. Advektiv transport och utspolning är den dominerande transportmekanismen i vägflanken medan masstransporten under asfaltsbeläggningen styrs av horisontella koncentrationsgradienter, diffusion och kapillärt vattenflöde.

De scenarier för exponering för vatten och resulterande utlakning som beaktas i de generella miljöriktlinjerna är:

Scenario I:	Infiltration genom bärlager, endast konstruktion utan tätskikt
Scenario II:	Yt- och grundvatteninträning, alla konstruktioner
Scenario III:	Infiltration i vägens slänter och horisontell kapillär fukttransport in i väggroppen, endast konstruktion med tätskikt.

Ovanstående scenarier illustreras schematiskt i figur 3.



Figur 3. Scenarier för exponering för vatten och resulterande lakvattenbildning

Figure 3. Scenarios for infiltration or intrusion of water and the resulting production of leachate

### 3.4 Exponerad plats

Den exponerade platsen antas vara naturlig skogsmark och tomtmark som ligger i direkt anslutningen till vägen. Tomtmarken antas vara ett område inom ett avstånd av 20 m från vägbanan där marken utnyttjas på ett sätt som motsvarar de förhållande som i antagits i [12] gälla vid beräkning av generella riktvärden för känslig markanvändning.

## 4 Principer för beräkning av riktvärden

I figur 4 redovisas bedömningssystemet översiktligt. Som framgår av figuren är beräkningen av riktvärden för askan uppdelad i hälsoeffekter och miljöeffekter. Vilka avgränsningar som gjorts med avseende på exponeringsvägar har redovisats i tidigare kapitel 3.

Beräkningen av hälsoeffekterna är uppdelad i beräkningarna för de exponeringsvägar där jämförelsegrunderna är totalhaltsbaserade, vilka är:

- intag via föda
- direkt intag aska
- hudkontakt
- inandning damm

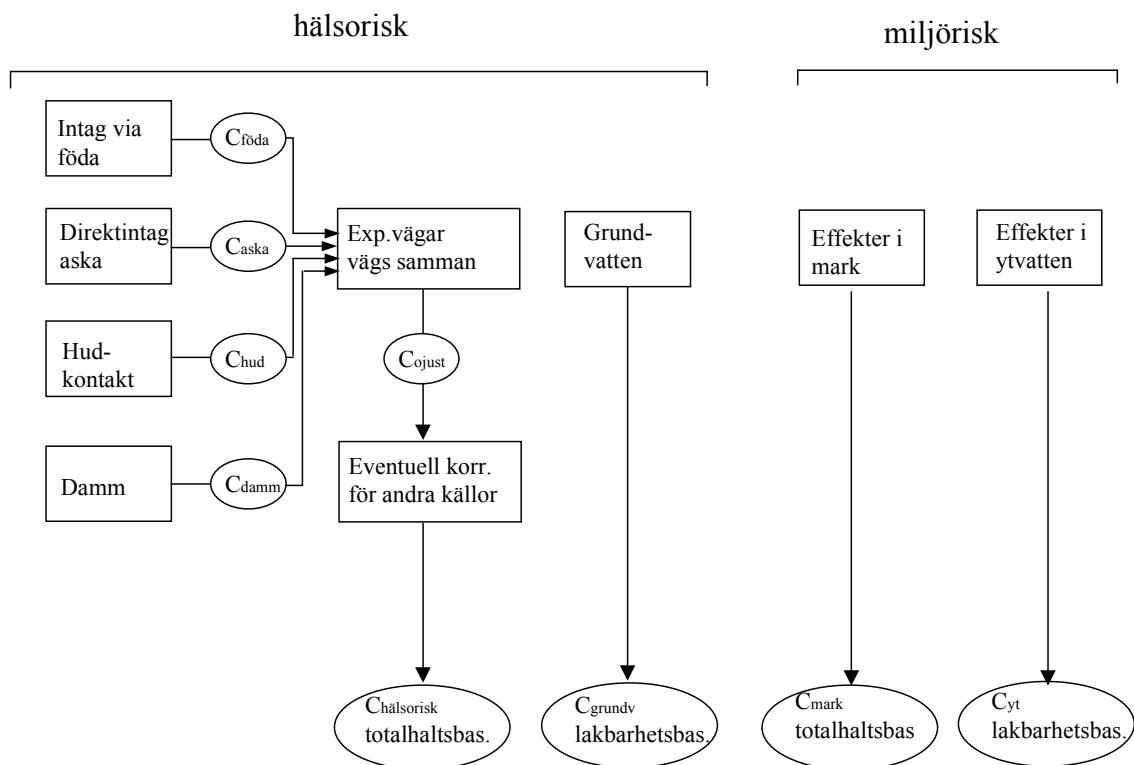
samt en exponeringsväg där jämförelsegrunden kommer att vara lakbarhetsbaserad,

- intag av grundvatten.

Vid beräkningen av miljöeffekter kommer jämförelsegrunden att vara lakbaserad när det gäller effekter i ytvatten och naturlig mark som underlagrar konstruktionen samt totalhaltsbaserad för effekter i mark pga dammspridning.

De totalhaltsbaserade hälsokriterier kan ej på ett enkelt sätt vägas samman med de lakbaserade kriterierna. Riskerna för dessa två grupper av exponeringsvägar måste bedömas separat. Det lakbaserade hälsokriteriet utgår från att dricksvattnormerna ej skall överskridas i en definierad exponeringspunkt och eftersom dricksvattnets bidrag till det totala intaget av ett visst ämne utgör en liten andel av den tolerabla humana exponeringen från samtliga exponeringsvägar (10-20 %) så är dess bidrag till en sammanvägd hälsoeffekt begränsad (med undantag av arsenik). De miljöriskbaserade exponeringsvägar kan heller ej vägas samman på ett enkelt sätt utan kommer att bedömas separat gentemot övriga exponeringsvägar.





Figur 4. Översiktlig illustration av bedömningsystemets komponenter

Figure 4. Illustration of the assessment system and its components

## 4.1 Principer för beräkning av hälso- och miljörisk vid spridning av fasta partiklar (totalhaltsbaserade exponeringsvägar)

### 4.1.1 Hälsorisk

Exponeringen via de totalhaltsbaserade exponeringsvägarna kommer i princip att beräknas på samma sätt som i bedömningsgrunderna för förorenad mark [12], se vidare kapitel 6. Beräkningarna skall ge ett skydd på individnivå och under ogynnsamma exponeringsförhållanden. Den exponerade zonen antages ligga i direkt anslutning till konstruktionen: 0-20 m från vägens kant.

### 4.1.2 Markkvalitet

Två typer av totalhaltsbaserade riktvärden för miljörisk beaktas i bedömningssystemet för markkvalitet:

- Markmiljön i anslutning till en konstruktion dit aska sprits genom damning och deposition. Även här antages den exponerade zonen ligga i direkt anslutning till konstruktionen: 0-20 m från vägens kant.
- Ett kvarlämnat asklager i en övergiven konstruktion.

Den markmiljö som avses i det första fallet är det översta skiktet av mark den som ligger i anslutning till, men utanför, anläggningens/konstruktionens fysiska systemgränser. Själva konstruktionen bedöms inte ha något ekologiskt skyddsvärde i driftfasen och eventuella miljöeffekter i konstruktionen beaktas därför ej. Enligt kap 2.5 ingår även eventuellt ett anrikningsskikt under vägen samt vägens diken i konstruktionen. Själva konstruktionen bedöms inte ha något ekologiskt skyddsvärde och eventuella miljöeffekter i konstruktionen beaktas därför ej. Det markkvalitetskriterie som utnyttjas är beräknade generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) enligt [12]. I föreliggande rapport definieras recipienten för markmiljö som ett 1 dm ytligt marklager. Acceptabel belastningen från vägkonstruktionen förutsätts få ge ett tillskott till denna markzon med en kvantitet som motsvarar riktvärdet för KM. Användning av andra bedömningssystem som belastnings- och flödesberäkningar baserade på det naturliga massflöde under en livscykel eller bakgrundsbelastning pga atmosfärisk deposition har övervägts under arbetets gång men utslutits på grund av den stora bristen på data för olika ämnen i sådana bedömningssystem.

Den markmiljö som avses i det senare fallet är det fall där konstruktionen överges utan att konstruktionsmaterialen (askan) omhändertas och återvinns. För detta fall görs en särskild beräkning av den exponering som kan uppstå och de risker det kan medföra i enlighet med den svenska beräkningsmodellen för förorenad mark [12], se bilaga G.

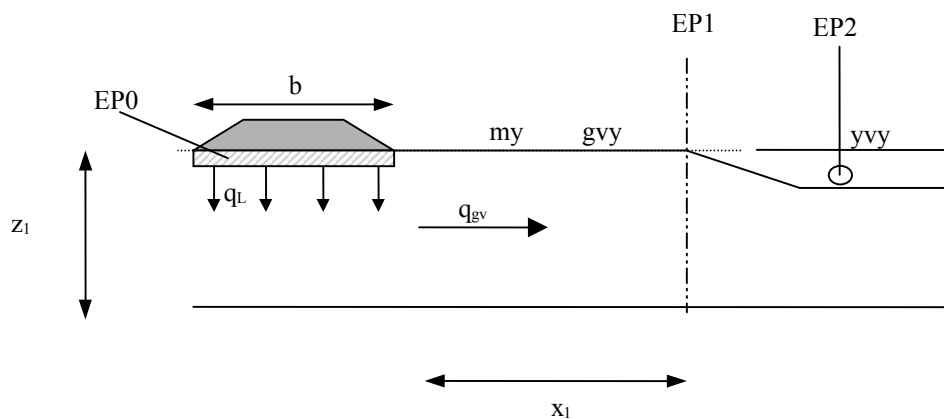
### 4.2 Principer för beräkning av hälsorisk vid intag av grundvatten, miljöeffekt i ytvatten samt hälso- och miljöeffekt i postdriftfas

Beräkningar av hälsoeffekter via intag av grundvatten och miljöeffekter i angränsande ytvatten är scenariobaserade. Riskvärderingen av hälsoeffekter pga av intag av grundvatten görs genom att ansätta dricksvattenkriterier i vald exponeringspunkt (EP1). Riskvärderingen av miljöeffekter i angränsande ytvatten görs genom att i vald exponeringspunkt (EP2) ansätta ett kvalitetskriterium för ytvatten som baserar sig på svenska och utländska kvalitetskriterier, riktvärden och normer för skydd av akvatiska ekosystem enligt samma modell som i [12].

Ytterligare ett kriterium med avseende på totalhalt i jorden ansätts för det jordlager som underlagrar konstruktionen och anrikningszonen. I denna exponeringspunkt (EP0) får belastningen ge ett tillskott till denna markzon med ett kvantitet som motsvarar det ge-

nerella riktvärdet för känslig markanvändning [12]. Vägen skall kunna grävas bort vid vilket tillfälle som helst utan att belastningen till den underliggande jorden som lämnas kvar på platsen överstiger detta kriterium (postdriftfas). Den markzon där EP0 kriteriet ansätts ligger alltså under den grunda fastläggnings/anrikningszon som beskrivits i kap 3.1.

Den konceptuella modell som ligger till grund för beräkningen av spridning via grundvattnet är illustrerad i figur 5.



Figur 5. Konceptuell modell för hälsoeffekter för exponering via dricksvatten och miljöeffekter i ytvatten.

Figure 5. Conceptual model for exposure through drinking water and ecological impact in surface water

Exponeringsmodellering för spridning och intag av grundvatten och miljöeffekter i ytvatten baseras på denna konceptuella modell.

## 5 Kriterier

### 5.1 Hälsorisk och miljörisk för partikelburen spridning

Kriterier för hälsorisker i direkt anslutning till konstruktionen (0-20 m från vägens kant) baserar sig på de data som används för beräkning av generella riktvärden för förorenad mark [12]. För ett stort antal ämnen har dock data har uppdaterats och anpassats till de exponeringsförhållanden som råder vid askanvändning.

Tabell 6 Kriterier för bedömning av hälsorisk vid spridning av damm från konstruktionen till den närmaste omgivningen. Värden är hämtade från Naturvårdsverket [12] om inte annat anges.

Ämne	Oralt intag		Inandning	
	Tolerabelt dagligt intag (TDI) mg/(kg,dag)	Riskbaserat tolerabelt intag för genotoxiska ämnen mg/(kg,dag)	Toxikologisk referenskoncentration mg/m3 luft	Riskbaserad koncentration för genotoxiska ämnen, mg/m3 luft
Arsenik	0,0011	0,000006	0,00003 <sup>1)</sup>	0,0000067
Bly	0,0035		0,0005	
Kadmium	0,001		0,000005	0,0000056
Koppar	0,5		0,001	
Zink	1		0,06 <sup>3)</sup>	
Krom	1		0,06 <sup>2)</sup>	
Kvicksilver	0,00047		0,001	
Nickel	0,005		0,000025	
Kobolt	0,0014		0,0005 <sup>2)</sup>	
Vanadin	0,009		0,001	
Benso(a)pyren		0,000023		0,00000011
Naftalen	0,02		0,003	

1) [17]

2) [18].

3) [19]

Som underlag för begränsning av påverkan på markkvaliteten i direkt anslutning till konstruktionen utnyttjas på samma sätt som vid begränsning av påverkan på markkvaliteten i postdriftfasen (se kap 4.3) de generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) som anges i tabell 9.

## 5.2 Hälsorisk vid intag av grundvatten (Dricksvattennormer) och miljörisk i ytvatten

I tabell 7 redovisas de kriterier som ansatts för att beräkna hälsorisk vid intag av grundvatten tillsammans med de kriterier som ansatts i modellberäkningarna som låg till grund för rådets beslut (NFS 2004:10) och Naturvårdsverkets kriterier för bedömning av tillstånd hos grundvatten. Det finns fem klasser, men endast de tre lägsta klasserna återfinns i tabellen: *mycket låg*, *låg* och *måttlig* halt. Med *mycket låg* halt avses metallhalter som motsvarar förhållanden i områden som ej varit utsatta för mänsklig påverkan. Med *låg* halt avses metallhalter som är förhöjda genom utsläpp från lokala källor men som ej är tillräckligt höga för att orsaka mätbara biologiska effekter. Med *måttlig* halt ökar risken för biologiska effekter.

Tabell 7 *Kriterier miljöriktlinjer samt svenska dricksvattennormer, kriterier som används i modellberäkningar som ligger till grund för rådets beslut till deponeringsdirektivet (NFS 2004:10) och Naturvårdsverkets kriterier för bedömning av tillstånd hos grundvatten samt sjöar och vattendrag. Halterna är i µg/l om inget annat anges.*

Ämne	Valt kriterie miljöriktlinjer	Gränsv. dricksv. (SLVFS 2001:30)	Rådets beslut (NFS 2004:10)	Tillstånd grundvatten (NV)		
				klass 1	klass 2	klass 3
Antimon	5	5	5			
Arsenik	10	10	10	<1	1-5	5-10
Bly	10	10	10	<0.2	0.2-1	1-3
Kadmium	5	5	4	<0.05	0.05-0.1	0.1-1
Koppar	50	2 mg/l	<sup>2</sup> 50			
Krom	50	50	50			
Kvicksilver	1	1.0	1.0			
Nickel	20	20	20			
Selen	10	10				
Zink	100		<sup>2</sup> 100	<5	5-20	20-300
Fluorid	1500	1500	1500			
Klorid	100 000	<sup>1</sup> 100 000	<sup>1</sup> 250 000	<20 mg/l	20-50 mg/l	50-100 mg/l
Sulfat	100 000	<sup>1</sup> 100 000	<sup>1</sup> 250 000			
Naftalen	-					
Benso(a)-pyren	0,01	0.01				

1) Tekniskt grundad anmärkning

2) Justerat värde för att upptag från vattenledningsrör ej sker

Bedömningen av hälsorisk vid intag av grundvatten baserar sig på att de svenska dricksvattenskriterierna (SLVFS 2001:30) skall uppfyllas i de valda exponeringspunkterna.

Vid beräkning av hälsorisk vid intag av grundvatten ansätts de svenska dricksvattenkriterierna (SLVFS 2001:30) i de valda exponeringspunkterna för de ämnen som tagits upp i de svenska föreskrifterna (NFS 2004:10). I detta projekt som handlar om riktlinjer för hälsa och miljö skiljs på tekniska/estetiska aspekter från hälsomässiga, eftersom syftet är att undersöka i vilken grad ett bildat lakvatten kan innebära risker för hälsa. De justeringar som gjorts i TAC-modellen (för att upptag från vattenledningsrör ej sker) av Cu och Zn har också gjorts här. Både sulfat och klorid saknar gränsvärde ur hälsoaspekt. Koncentrationer på kloridhalter över 100 mg/l föranleder teknisk anmärkning. Vid halten för teknisk anmärkning kan korrosionsangrepp påskyndas och vid estetisk anmärkning, 300 mg/l, kan kloridjonerna ge upphov till salt smak.

För miljörisker i ytvatten så ansätts kriterier i enlighet med bedömningsgrunderna för förorenad mark [12], se tabell 8.

Tabell 8 Ytvattenkriterie: Beräkningsmodell riktvärden för mark [12] och Miljöriktlinjer för askanvändning. Halterna i  $\mu\text{g/l}$ .

Ämne	Kriterie miljöriktlinjer	Beräkningsmodell Riktvärden för mark Remissversion [12]
Antimon	-	-
Arsenik	0,6	0,6
Barium	Ej aktuellt	
Bly	1	1
Kadmium	0,05	0,05
Kobolt	0,6	0,6
Koppar	2,5	2,5
Krom	0,8	0,3 (Cr VI) 0,8 (Cr III)
Kvicksilver	0,01	0,01
Nickel	0,8	0,8
Selen	<sup>1)</sup> 1	
Vanadin	0,6	0,6
Zink	6	6
Fluorid	<sup>2)</sup> 200	-
Klorid	<sup>2)</sup> 100 000	-
Sulfat	<sup>3)</sup> 50 000	-
Naftalen	1,1	1,1
Benso(a)pyren	0,005	0,005

1) [20]

2) [21] (150 mg/l som NaCl)

3) [22]

### 5.3 Markkvalitet i postdriftfasen

I exponeringspunkten EP0 (jordlager som underlagrar konstruktionen och anrikningszonen) samt i mark i anslutning till konstruktionen ansätts Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) som kriterier. Avsikten är att totalhalten i den underliggande jorden som lämnas kvar på platsen efter att vägen blivit bortgrävd ej får begränsa markens framtida användningsområde. De generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) anges i tabell 9 som mg/kgTS.

Tabell 9 Generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) [11]

Ämne	Generella riktvärden KM [12] (mg/kgTS)
Antimon	-
Arsenik	10
Barium	-
Bly	120
Kadmium	3
Kobolt	20
Koppar	100
Krom	120
Kvicksilver	2
Nickel	25
Selen	-
Vanadin	100
Zink	250
Fluorid	-
Klorid	-
Sulfat	-
Naftalen	10
Benso(a)pyren	0,25

### 5.4 Kriterier för acceptabel askkvalitet för aska som lämnas kvar i konstruktionen i en postdriftfas

I bilaga G redovisas en modellberäkning av den acceptabla koncentrationen av föroreningar i aska som kvarlämnas i en konstruktion. Beräkningarna är gjorda i enlighet med de kriterier som tillämpas i Naturvårdsverkets modell för riskbedömning av förorenad jord [12].

## 6 Hälsorisk och påverkan på markkvalitet från spridning av askpartiklar

### 6.1 Översiktlig beskrivning av beräkningsmodell och modellparametrar för hälso- och miljörisk baserat på föroreningsinnehåll i askpartiklar.

#### 6.1.1 Princip beräkningsmodell

Exponeringen via de totalhaltsbaserade exponeringsvägarna beräknas enligt samma huvudprinciper som i bedömningsgrunderna för förorenad mark [12]. Beräkningarna skall ge ett skydd på individnivå och under ogynnsamma exponeringsförhållanden. I beräkningarna för de totalhaltsbaserade exponeringsvägarna ingår följande parametrar:

- R den genomsnittliga exponeringen för askpartiklar i kontaktmediet (jord, luft, damm eller odlade grönsaker), t.ex. inandning av askpartiklar per kg kroppsvikt och dag.
- BTF* är en tillgänglighetsfaktor som anger hur stor andel av föroreningshalten i kontaktmediet som tas upp och ger en toxisk effekt. Denna tillgänglighetsfaktor har endast tagits med för exponering vid hudkontakt i enlighet med [12].
- f<sub>exp</sub>* är en tillgänglighetsfaktor som anger hur stor den aktuella exponeringen för kontaktmediet är. Det kan vara att andelen vistelsetid på platsen är begränsad.
- TRV det toxikologiska referensvärdet för föroreningen, (till exempel TDI - tolerabelt intag av förorening i enheten mg/kg kroppsvikt och dag).

I möjligaste mån har valda parametervärden hämtas från Naturvårdsverket [12]. Efter som spridningsmodellen i föreliggande riskbedömning har en helt annan utformning krävs dock data för en mängd parametrar som saknas i [12]. Valet av parametervärden har då fått uppskattas genom en ”expertbedömning” och kommer i många fall att styras både av konstruktionstypen, vilken fas (anläggning, drift och underhåll eller rivning) konstruktionen befinner sig i och konstruktionens placering/plats.

Den halt av ett ämne i askan (*C*) som ger en exponering motsvarande det toxikologiska referensvärdet (TRV) för varje enskild exponeringsväg (*i*) och fas i vägen livscykel (*j*) beräknas enligt:

$$C_{i,j} = \frac{TRV_i}{R_{i,j} \cdot BTF_i \cdot f_{exp,i}} \quad (6.1)$$

Vid exponering för ämnen med kroniska toxiska effekter, integreras exponeringen över ett 1 år. Integrering sker med hänsyn till tiden som exponeringsvägen är aktiv under respektive *respektive fas*. Separata beräkningar görs för hälsorisker för vuxna och barn. Den fas som då får det lägsta integrerade hälsoriskvärdet blir styrande för vilken halt av föroreningar som kan tillåtas i askan.



För cancerogena ämnen som kan skada arvsmassan (genotoxiska ämnen) integreras över samtliga *exponeringsvägar och faser* till ett livstidsmedelvärde för individens hela livstid. Detta beräknas utgående från den tidsviktade medel exponeringen för ett barn (0-6 år) och exponeringen för en vuxen (7-64 år). En kritisk grupp är individer som är barn vid tidpunkten då konstruktionen anläggs och som bor vid vägen under hela sin vuxna livstid.

Ett integrerat hälsoriskvärdet,  $C_{\text{justerat}}$  [mg/kg], som tar hänsyn till samtidig exponering via alla exponeringsvägar och vägens faser ( $j$ ), beräknas som den inverterade summan för alla exponeringsvägar enligt [12]:

$$C_{\text{justerat}} = \frac{I}{\frac{I}{C_{\text{inandning}}} + \frac{I}{C_{\text{oralt}}} + \frac{I}{C_{\text{hud}}} + \frac{I}{C_{\text{odlad, grönsak}}}} \quad (6.2)$$

För ett antal ämnen justeras det beräknade integrerade hälsoriskvärdet för att ta hänsyn till att delar av det tolerabla dagliga intaget (TDI) redan är in-tecknat genom annan exponering. Det justerade integrerade hälsoriskvärdet,  $C_{\text{hälsa}}$  [mg/g] för ett specifikt ämne beräknas enligt [12]:

$$C_{\text{hälsa}} = C_{\text{justerat}} \cdot (1 - \text{andel av TDI från andra källor}) \quad (6.3)$$

### **6.1.2 Generella antaganden och överväganden vid val av modellparametrar**

I följande avsnitt ges en sammanfattning av de viktigaste beräkningsförutsättningarna och avvikelserna i förhållande till riktvärden för förorenad mark [12].

En förutsättning för arbetet har varit att genom relativt grova approximationer och överslagsbedömningar skapa ett översiktligt underlag för vilka exponeringsvägar som kan ha avgörande inflytande på exponering för föroreningar i askor som används i konstruktionerna. Som tidigare beskrivits så kan spridning av damm från en vägkonstruktion till omgivningen vara en potentiellt betydande spridningsvektor som påverkar intag via flera exponeringsvägar:

- Intag av föda genom att odlade grönsaker eller frukter förorenas av damm
- Inandning av damm
- Hudkontakt med damm som deponeras
- Oralt intag av dammpartiklar som fastnar i luftvägar och sedan sväljs

För de två senare exponeringsvägarna finns även en möjlighet till direktkontakt med aska från själva konstruktionen i samband med byggande, rivningsåtgärder och underhåll. För dessa två fall har därför förutom exponering för spridda dammpartiklar även en direkt exponering för aska förutsatts ske kunna i enlighet med de beräkningsförutsätt-

ningar som gäller i [12] under kortare perioder då det sker en bearbetning av vägen (anläggning, underhåll, rivning).

Det råder stor brist på empiriska data om dammspridning från nyttjande av askor i vägbyggande. Flera av de undersökningar som finns avser i första hand yrkesmässig exponering och ger därför oftast inte den typ av information som krävs för en bedömning av yttre miljö- och hälsorisker. Endast enstaka data har funnits tillgängliga i detta skede. I Finland har dammhalter från anläggningsskedet av vägar med kolflygaska uppmäts motsvarande  $0,4 \text{ mg/m}^3$  på 45 m avstånd under för dammspridning gynnsamma meteorologiska förhållanden (stor potential för spridning) och ej mätbara på 60 m avstånd under ogynnsamma (liten potential för spridning) meteorologiska förhållanden [23]. I ett pågående Värmeforskningsprojekt Q4-290 har vid en grusad vägkonstruktion med aska uppmäts halter av inandningsbara partiklar  $\text{PM}_{10}$  på  $0,05\text{-}0,1 \text{ mg/m}^3$  och en emission av deponerade partiklar motsvarande ca  $2 \text{ g/m}^2$  under en dag med måttligt gynnsamma dammspridningsförhållanden men med hög trafikintensitet (ca 50 fordon per timme). Resultaten pekar på att trafikintensitet och meteorologiska förhållanden starkt påverkar emissionen. Det är dock inte helt klarlagt hur stor andel av de emitterade partiklarna som utgörs av aska. I stadsmiljö kan partikelhalter  $\text{PM}_{10}$  på uppemot ca  $0,5 \text{ mg/m}^3$  uppmätas vid enskilda tillfällen medan medelhalten är ca 10 ggr lägre. Dessa värden avser dock partikelspridning av belagda vägars ytskikt men ger ändå en indikation på vilka partikelhalter som kan uppstå. Som jämförelse kan nämnas att det vid beräkning av generella riktvärden för förorenad mark [12] har antagits att dammhalten i medeltal är  $0,041 \text{ mg/kg}$ .

Det finns matematiska modeller som kan användas för att beräkna dammspridning och dess miljö- och hälsoeffekter vid lagring och hantering av fasta material (exempel på sådana beräkningar finns i [24]). Sådana modeller är dock beroende av en mängd olika indata avseende meteorologiska förhållanden, askornas egenskaper, hanteringens intensitet mm. Data för vilket det saknas kunskap om byggande med askor i dagsläget. Det har därför inte bedömts relevant att i detta skede utnyttja sådana modeller.

Både materialet och konstruktionen kan under ogynnsamma förhållande orsaka stora emissioner av damm. Som ett försiktigt antagande förutsätts att gynnsamma dammspridningsförhållanden råder vid hantering av aska. Modellberäkningarna inbegriper två scenarier

- asfaltväg byggd med slaggrus i bärlager
- grusväg byggd med flygaska i bärlager.

Det har antagits att emissionerna av askpartiklar från en vägyta bestående av aska uppgår till  $0,5 \text{ g/m}^2$  för slaggrus och  $1 \text{ g/m}^3$  för flygaska under drifts och meteorologiska förhållanden som är gynnsamma för damning. Partikelemissioner i samband med bearbetning av vägen och hantering av aska som ett vägbyggnadsmaterial (anläggning, underhåll och rivning) har antagits öka emissionerna med en faktor 10. Under bruk av vägen minskar emissionerna av aska med 50% om ytan skyddas av ett grusslitlager medan partikelemissioner helt förutsätts förhindras om ytan är belagd med asfalt. Därutöver är det orimligt att gynnsamma dammspridningsförhållanden alltid råder vid bruk av vägen

varför dammemission i medeltal antas minska med en faktor (se ekv. 6.5) i driftsituationen.

Den antagna dammemissionen motsvarar för en grusvägskonstruktion ca 0,3 kg aska per m<sup>2</sup> väg under en vägs livscykel (ca 30 år) eller 0,4 mm av asklagrets tjocklek under samma period.

Dammhalten (av aska) i exponeringszonen har uppskattas till ca 0,6 mg/m<sup>3</sup> i samband med bearbetning och hantering av aska. Vid drift av vägen (ej hårdgjord) erhålls en medelkoncentration i omgivande luft av ca 0,03 mg/m<sup>3</sup>. Den respirabla fraktionen har antagits vara 10 % av askdammhalten i luft (i [12] antas den respirabla fraktionen vara 75%). Vid oralt intag har det förutom direktexponering enligt ovan antagits att 10% av den beräknade askdammhalten i luft sväljs.

Huvuddelen av alla trafikgenererade partiklar som emitteras från vägar deponeras inom ca 20 m från vägen [25] vilket motsvarar exponeringszonen (EP1) i beräkningarna. Ett generellt antagande har gjorts där det förutsätts att den årliga depositionen inom 20 m avstånd från vägen (EP1) motsvarar 75 % den mängd som emitteras från vägen. Deponerat damm ger upphov till en exponering via hud eller via grödor som odlas i exponeringszonen. Den beräknade exponeringen via grödor baseras på att 30% av den årliga konsumtionen odlas i exponeringszonen. Odlingssäsongen har antagits uppgå till 60 dagar med skörd vid två tillfällen. Den mängd aska som deponerats under denna period har justerats med en faktor på 0,1 för att ta hänsyn till att endast en del av deponerade föroreningar i askan tas upp i eller på de växter som konsumeras. Den justerade depositionen har använts som underlag för att beräkna den mängd föroreningar som via damm kan transporteras till växter i omgivningen som konsumeras (se kapitel 6.2.5).

Den aktiva perioden för olika faser av vägens livscykel har beskrivits tidigare (se 3.3). Eftersom de toxikologiska referensvärdena för kronisk exponering avser en period av 1 år har en integrering gjorts där det förutsätts att drift sker under resten av året för de faser som endast utgör en mindre andel av ett helt år. För genotoxiska ämnen där en integrerad exponering beräknas för en livstid av 64 år förutsätts att vägen bryts upp och nyanläggs en gång med aska som konstruktionsmaterial.

## 6.2 Parameterdata och matematisk modellbeskrivning för beräkning av hälsorisk

### 6.2.1 Spridningsmodell för dammpartiklar

I tabell 10 summeras de parametrar som används för beräkning av spridning av damm från vägen till omgivningen.

Tabell 10 Parametrar för beräkning av spridning av damm från vägen till omgivningen.

	Grusväg	Asfaltväg
B – Vägkonstruktionens bredd (m)	10	10
x <sub>1</sub> – Zon inom vilken exponering sker. Avstånd från vägkant (m)	20	20
E <sub>d</sub> – Antagen standardemission av <u>askpartiklar</u> emitterat till omgivande luft från en yta byggd av aska (g/m <sup>2</sup> ,d). Värdet är konservativt valt för att återspegla en situation för en vägyta som trafikeras av 10 fordon per dygn och med meteorologiska förhållanden gynnsamma för att sprida damm mot den sida av vägen där exponeringsobjektet befinner sig	1	0,5
T <sub>väg</sub> – Livstid för en väg innan den rivs upp och nyanläggs (år)	32	32
T <sub>växt</sub> – Tiden för en växtsäsong (dagar)	60	60
T <sub>anl</sub> – tid för att anlägga en väg (exponeringsdagar)	7	7
T <sub>riv</sub> – tid för att riva en väg (exponeringsdagar)	7	7
T <sub>uh</sub> – tid för att underhålla en väg (exponeringsdagar)	1	1
T <sub>uhf</sub> – Den tidperiod som går mellan underhållsåtgärder (år)	5	5
f <sub>emanl</sub> – Faktor för den ökade damning i förhållande till E <sub>d</sub> som erhålls under det anläggningsarbeten pågår	10	10
f <sub>emriv</sub> – Faktor för den ökade damning i förhållande till E <sub>d</sub> som erhålls under det rivningsarbete pågår	10	10
f <sub>emuh</sub> – Faktor för den ökade damning i förhållande till E <sub>d</sub> som erhålls under det underhållsarbete pågår	10	10
f <sub>embr</sub> – Faktor för den minskade damning i förhållande till E <sub>d</sub> som erhålls vid bruk av vägen då den är försedd med aktuellt ytskikt.	0,5	0
f <sub>lte</sub> – Faktor för den minskade damning i förhållande till E <sub>d</sub> som erhålls vid långtidsemmissioner	0,1	0,1
h <sub>damm</sub> - Medelluftnivå (höjd) inom vilken dammet sprider sig (m)	2	2
v – Medelvindhastighet (m/s)	1	1
f <sub>in/ut</sub> – Faktor för hur koncentrationen av dammpartiklar inomhus beror av koncentrationen utomhus [12] <sup>1</sup>	1,26	1,26
f <sub>t-inne</sub> – Andel av tiden inomhus [12]	0,88	0,88
f <sub>dep</sub> – Andel av dammet som antas deponeras (dimlös)	0,75	0,75

<sup>1</sup> Faktorn  $f_{in/ut}$  har uppskattats med utgångspunkt för de värden som används i [12] avseende koncentrationen av förorenade partiklar respektive vistelsetiden inomhus kontra utomhus.

Koncentration av damm [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ], inomhusluft	0,055	$f_{in/ut} = \frac{0,055 \cdot 0,8}{0,07 \cdot 0,5} \approx 1,26$
Koncentration av damm [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ], utomhusluft	0,07	
Andel damm från förorenad jord [%], inomhusluft	80	
Andel damm från förorenad jord [%], utomhusluft	50	

### 6.2.1.1 Damm i inandad luft

Koncentrationen av damm i utomhusluften vid vägen för respektive fas beräknas med följande ekvation:

$$C_{dut,fas} = \frac{E_d \cdot f_{emfas} \cdot b}{v \cdot h_{damm}} \cdot \frac{1000}{60 \cdot 60 \cdot 24}, \text{ (mg/m}^3\text{)} \quad (6.4)$$

där index *fas* anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (*anl*, *riv*, *uh*).

Medan ovanstående faser i vägens livscykel pågår under några få dagar vid varje enskilt tillfälle så antas att vägen brukas under 365 dagar om året. För bruksfallet blir det därmed orimligt att anta att meteorologiskt gynnsamma dammspridningsförhållande råder under hela perioden. För att ta hänsyn till detta införs en faktor där dammemissionen justeras ner med en faktor  $f_{lte}$  i förhållande till den antagna emissionsfaktorn enligt:

$$C_{dut,br} = \frac{E_d \cdot f_{lte} \cdot f_{emfas} \cdot b}{v \cdot h_{damm}} \cdot \frac{1000}{60 \cdot 60 \cdot 24}, \text{ (mg/m}^3\text{)} \quad (6.5)$$

För att kunna beräkna genomsnittliga dagliga exponeringen för damm måste damkoncentrationen i luft integreras över aktuell exponeringstid vilket är minst 1 år med hänsyn till kronisk humantoxisk effekt. För faser som endast utgör en liten del av ett år eller en livstid (anläggning och rivning) måste därför ett tidsvägt årsmedelvärde beräknas enligt följande:

$$C_{dut,anl}^{\text{år}} = \frac{C_{danl} \cdot T_{anl} + C_{dbr}^{\text{år}} \cdot (365 - T_{anl})}{365}, \text{ Årsmedelhalt (mg/m}^3\text{)} \quad (6.6)$$

$$C_{dut,riv}^{\text{år}} = \frac{C_{driv} \cdot T_{riv} + C_{dbr}^{\text{år}} \cdot (365 - T_{riv})}{365}, \text{ Årsmedelhalt (mg/m}^3\text{)} \quad (6.7)$$

Underhållsfasen integreras i bruksfasen så att ett värde erhålls gemensamt för bruk och underhåll av vägen erhålls:

$$C_{dut,uhbr}^{\text{år}} = \frac{C_{duh} \cdot T_{uh} / T_{uhf} + C_{dbr}^{\text{år}} \cdot (365 - T_{uh} / T_{uhf})}{365} \cdot f_{lte}, \text{ Årsmedelhalt (mg/m}^3\text{)} \quad (6.8)$$

I tabell 11 redovisas de beräknade halterna av askpartiklar i utomhusluften vid vägen baserat på parametervärden från tabell 10.

Tabell 11. Beräknade halter av askpartiklar i utomhusluften vid vägen.

GRUSVÄG	Period	Medelhalt $C_{dut,fas}$ (mg/m <sup>3</sup> )	Integrerings- period	Årsmedelhalt $C_{dut,fas}^{\text{år}}$ (mg/m <sup>3</sup> )
<b>Anläggningsfas</b>	7 dagar	0,58	1 år	0,014
<b>Underhålls och bruksfas</b>	1 dag underhåll vart 5:e år		30 år	0,0032
<b>Rivningsfas</b>	7 dagar	0,58	1 år	0,014
<b>ASFALTVÄG</b>				
<b>Anläggningsfas</b>	7 dagar	0,29	1 år	0,0055
<b>Underhålls och bruksfas</b>	1 dag underhåll vart 5:e år		30 år	0,00016
<b>Rivningsfas</b>	7 dagar	0,29	1 år	0,0055

Den integrerade dammkoncentrationen vid vistelse både utomhus och inomhus beräknas för de olika faserna enligt :

$$C_{dfas} = C_{dut,fas} \cdot (1 - f_{t-inne}) + C_{dut,fas} \cdot f_{in/ut} \cdot f_{t-inne}, \text{ (mg/m}^3\text{)} \quad (6.9)$$

### 6.2.1.2 Damm som deponeras i exponeringszonen

Den mängd damm som deponeras inom exponeringszonen beräknas enligt:

$$F_{dep,fas} = \frac{E_d \cdot b \cdot f_{emfas} \cdot f_{dep}}{x_l} \cdot 1000, \text{ (mg/m}^2\text{,d)} \quad (6.10)$$

där index *fas* anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (*anl*, *riv*, *uh*).

Medan ovanstående faser i vägens livscykel pågår under några få dagar vid varje enskilt tillfälle så antas att vägen brukas under 365 dagar om året. För bruksfallet blir det därmed orimligt att anta att meteorologiskt gynnsamma dammspridningsförhållande råder under hela perioden. För att ta hänsyn till detta så införs även här (se ekv. 6.5) en faktor där dammemissionen justeras ner med en faktor  $f_{lte}$  i förhållande till den antagna emissionsfaktorn enligt:

$$F_{dep,br} = \frac{E_d \cdot f_{lte} \cdot b \cdot f_{emfas} \cdot f_{dep}}{x_l} \cdot 1000, \text{ (mg/m}^2\text{,d)} \quad (6.11)$$

Som underlag för påverkan på kvaliteten hos odlade eller vilda växter som konsumeras beräknas den genomsnittliga depositionen under en växtsäsong vilken antas vara 2 månader. För faser som endast utgör en liten del av ett år eller en livstid (anläggning och rivning) måste därför ett tidsvägt växtsångsmedelvärde beräknas enligt följande:

$$F_{dep,anl}^{växt} = F_{dep,anl} \cdot T_{anl} + F_{dep,br} \cdot (T_{växt} - T_{anl}), \text{ totaldeposition (mg/m}^2\text{) under en växtsäsong} \quad (6.12)$$

$$F_{dep,riv}^{växt} = F_{dep,riv} \cdot T_{riv} + F_{dep,br} \cdot (T_{växt} - T_{riv}), \text{ totaldeposition (mg/m}^2\text{) under en växtsäsong} \quad (6.13)$$

Underhållsfasen integreras i bruksfasen så att ett värde gemensamt för bruk och underhåll av vägen erhålls:

$$F_{dep,uhbr}^{växt} = F_{dep,uh} \cdot T_{uhf} + F_{dep,br} \cdot (T_{växt} - T_{uhf}), \text{ totaldeposition (mg/m}^2\text{) under en växtsäsong} \quad (6.14)$$

I tabell 12 redovisas den beräknade deposition av askpartiklar under en växtsäsong baserat på parametervärden från tabell 10.

Tabell 12 Beräknad deposition av askpartiklar under en växtsäsong.

GRUSVÄG	Period $T_{fas}$	Deposition under fasen $F_{dep,fas}$ (mg/m <sup>2</sup> )	Integreringsperiod $T_{växt}$	Deposition under en växtsäsong $F_{dep,fas}^{växt}$ (mg/m <sup>2</sup> )
<b>Anläggningsfas</b>	7 dagar	26000	60 dagar	27000
<b>Underhålls och bruksfas</b>	1 dag underhåll vart 5:e år		60 dagar	1900
<b>Rivningsfas</b>	7 dagar	26000	60 dagar	27000
<b>ASFALTVÄG</b>				
<b>Anläggningsfas</b>	7 dagar	13000	60 dagar	13000
<b>Underhålls och bruksfas</b>	1 dag underhåll vart 5:e år		60 dagar	380
<b>Rivningsfas</b>	7 dagar	13000	60 dagar	13000

Som underlag för påverkan på marken i vägens närhet beräknas den totala depositionen under två hela livscyklar för vägen (dvs den anläggs år 1 och drivs till år 32 då den rivs varefter den nyanläggs med samma konstruktion år 33 och drivs fram till år 64 då den åter rivs) enligt följande

$$F_{dep}^{tot} = F_{dep,anl} \cdot T_{anl} \cdot 2 + \frac{F_{dep,uh} \cdot T_{uh} \cdot (T_{väg} - 2)}{T_{uhf} \cdot 2} + F_{dep,riv} \cdot T_{riv} \cdot 2 + F_{dep,br} \cdot T_{väg} \cdot 2, \text{ (mg/m}^3\text{)} \quad (6.15)$$

Tabell 13. Beräknad totaldeposition av askpartiklar under två hela livscyklar (64 år) för vägen

	Aktiv tid under två hela livscyklar	Beräknad deposition för respektive fas (mg/m <sup>2</sup> )
<b>GRUSVÄG</b>		
Anläggningsfas	14 dagar	53000
Bruksfas	64 år	438000
Underhållsfas	12 dagar	45000
Rivningsfas	14 dagar	53000
$F_{dep}^{tot}$ Totaldeposition under två vägcykler		588000
<b>ASFALTVÄG</b>		
Anläggningsfas	14 dagar	26000
Bruksfas	64 år	0
Underhållsfas	12 dagar	22000
Rivningsfas	14 dagar	26000
$F_{dep}^{tot}$ Totaldeposition under två vägcykler		75000

### 6.2.2 Inandning av damm

För beräkning av exponering på grund av inandning av damm används en metod som baseras på ett toxikologiskt kriterium för tolerabel eller en cancerriskbaserad luftkoncentration (toxikologisk referenskoncentration,  $RfC$ ) för respektive ämne. För de ämnen som omfattas av [12] saknas ofta sådana data. I [12] används i sådana fall en alternativ riskberäkning baserat på tolerabelt dagligt intag (TDI). I denna studie har istället kompletterande data rörande referenskoncentrationer identifierats för föreliggande riskbedömning (se tabell 6) vilket i samtliga fall ger en mer konservativ bedömning av hälsorisen.

I tabell 14 redovisas de parametrar som använts för att beräkning av riktvärde för föroreningsinnehåll i dammande askpartiklar som inandas,  $C_{id,fas}^{\text{ämne}}$  (mg/m<sup>3</sup>) (se ekv 6.9).

Tabell 14 Parametrar för beräkning av riktvärde för föroreningsinnehåll i dammande askpartiklar som inandas,  $C_{id,fas}^{\text{ämne}}$ .

	Grusväg		Asfaltväg	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
$f_{resp}$ – Respirabel fraktion av damm	0,1	0,1	0,1	0,1
$BTF_{idamm}$ – Biotillgänglighetsfaktor [12]	1	1	1	1
$f_{expdamm}$ – Exponeringstid [d/år] [12]	365	365	365	365

För ämnen som orsakar cancerrisk måste ett integrerat dammexponeringsvärde beräknas i proportion hur stor del vare fas utgör under en livstidexponering motsvarande 64 år:



$$C_{d,int} = \frac{C_{d,anl} \cdot 2 + C_{d,riv} \cdot 2 + C_{d,uhbr} \cdot 60}{64} \quad (6.16)$$

I tabell 15 redovisas resultatet från beräkning av årsmedelhalt av inandad damm, med hänsyn taget till respirabel fraktion och exponeringstid.

Tabell 15 Årsmedelhalt för inandad damm, med hänsyn taget till respirabel fraktion och exponeringstid.

Fas	Integreringsperiod	Grusväg ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Asfaltväg ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
		totalt	respirabelt	totalt	respirabelt
Anläggning eller rivning	1 år	17	1,7	6,8	0,68
Drift och underhåll	30 år	3,9	0,39	0,19	0,019
Livstidsintegrerat	64 år	4,8	0,48	0,61	0,061

För varje ämne beräknas en specifik envägskoncentrationen i aska för inandning,  $C_{id}$  [mg/kg], enligt [12]:

$$C_{id,fas}^{\text{ämne}} = \frac{RfC \cdot 365}{f_{\text{expdamm}} \cdot C_{d,fas} \cdot BTF_{idamm}} \cdot 10^6 \quad (6.17)$$

där index  $fas$  anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande ( $anl$ ,  $riv$ ,  $uhbr$  eller  $int$ ).

$RfC$  är det toxikologiska referensvärdet [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ], dvs. Toxikologisk referenskoncentration för icke genotoxiska ämnen eller Riskbaserad koncentration för genotoxiska ämnen, se tabell 6.

$BTF_{idamm}$  är den ämnesspecifika tillgänglighetsfaktorn för inandning. Den har ansats till 1 för samtliga ämnen.

### 6.2.3 Oralt intag

Oralt intag av aska kan ske genom att aska tas direkt i munnen, eller att fingrar eller föremål som varit i kontakt med askan stoppas i munnen. I exponeringsanalysen förutsätts det att barn eller vuxna under faser i vägens livcykel då aska kan ligga direktexponerat (anläggning, underhåll eller rivning) under 20 % av exponeringstiden får i sig aska på samma sätt som beskrivs i [12]. Därutöver antas det att en andel av partiklar som inandats sväljs.

I tabell 16 redovisas de parametrar som använts för beräkning av riktvärde för oralt intag.

Den viktbaseerade dagliga årsmedelxponeringen för respektive fas beräknas genom att addera direktexponering och exponering via nedsvalda inandade partiklar till ett integrerat årsmedelvärde  $R_{od,fas}$  (mg aska/kg,d). För ämnen som orsakar cancerrisk måste ett integrerat damexponeringsvärde beräknas i proportion hur stor del vare fas utgör under en livstidsexponering motsvarande 64 år där .

$$R_{od,int} = \frac{R_{od,anl}^{Barn} + R_{od,uhr}^{Barn} \cdot 6 + R_{od,anl}^{Vuxen} + R_{od,riv}^{Vuxen} \cdot 2 + R_{od,uhr}^{Vuxen} \cdot 54}{64} \quad (6.18)$$

Tabell 16 Parametrar för beräkning av riktvärde för oralt intag,  $C_{od,fas}^{\text{ämne}}$ .

	Grusväg		Asfaltväg	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
<b>Intag via direktexponering:</b>				
<b>Dagligt intag av aska vid direktexponering (mg/d) [12]</b>	150	50	150	50
<b>f<sub>expdirekt</sub> – Exponeringstid (d/år)</b>	Anl/riv	1,4	1,4	1,4
	Uhbr	0,04	0,04	0,04
<b>m - Kroppsvikt (kg) [12]</b>	15	75	15	75
<b>Intag via nedsvalda inandade partiklar:</b>				
<b>Årsmedelhalt för totalt inandad damm (mg/m<sup>3</sup>)</b>	Se tabell	se tabell	se tabell	se tabell
	11	11	11	11
<b>f<sub>or</sub> – Oralt nedsvald fraktion</b>	0,1	0,1	0,1	0,1
<b>BR – Andningshastighet (m<sup>3</sup>/d) [12]</b>	7,6	20	7,6	20
<b>m - Kroppsvikt (kg) [12]</b>	15	75	15	75

I tabell 17 redovisas den beräknade dagliga årsmedelexponeringen vid oralt intag av askpartiklar  $R_{od,fa.s}$ .

För varje ämne beräknas en specifik envägskoncentrationen i aska för oralt intag,  $C_{od,fas}^{\text{ämne}}$  [mg/kg], enligt [12]:

$$C_{od,fas}^{\text{ämne}} = \frac{TRV}{R_{od,fas} \cdot BTF_{damm}} \quad (6.19)$$

där index *fas* anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (*anl*, *riv*, *uhr* eller *int*) och:

$TRV$  är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. *TDI* för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen, se tabell 6

$BTF_{damm}$  är den ämnesspecifika tillgänglighetsfaktorn för oralt intag. Den har ansats till 1 för samtliga ämnen.

Tabell 17 Beräknad daglig årsmedel exponering vid oralt intag av askpartiklar  $R_{od,fas}$ 

	Grusväg (mg aska /kg,d)		Asfaltväg (mg aska /kg,d)	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
<b>Intag via direkt exponering:</b>				
<b>Anläggning eller rivning</b>	0,038	0,0026	0,038	0,0026
<b>Underhåll och bruk</b>	0,0011	0,00007	0,0011	0,00007
<b>Totalt intag via direkt exponering och ned-svalda inandade partiklar:</b>				
<b>Anläggning eller rivning</b>	0,039	0,0032	0,039	0,0032
<b>Underhåll och bruk</b>	0,0013	0,00019	0,0011	0,00019
<b>Livstidsintegrerat</b>	0,010		0,00088	

#### 6.2.4 Hudkontakt

När aska fastnar på huden kan immission ske genom upptag av hälsostörande ämnen genom huden. Hälsoeffekten är en funktion av storleken av den exponerade hudytan, mängden aska på hudytan, graden av upptag genom huden och exponeringstiden. I exponeringsanalysen förutsätts det att barn eller vuxna under faser i vägens livcykel då aska kan ligga direkt exponerat (anläggning, underhåll eller rivning) under 20 % av exponeringstiden får i sig aska på samma sätt som beskrivs i [12]. Därutöver antas det att askpartiklar i form av damm fastnar på hår, hud och kläder och att dessa dammpartiklar också ger upphov till en hudkontakt. Denna exponering uppskattas genom att den beräknade deponering av damm som sker under den aktuella exponeringstiden multipliceras med den exponeringsyta som antas för hudkontakt i [12]. I tabell 18 redovisas de parametrar som används för beräkning av riktvärde för inandning av dammande partiklar.

Den viktbaserade dagliga årsmedel exponeringen för respektive fas beräknas genom att addera direkt exponering och exponering via dammpartiklar till ett integrerat årsmedelvärde  $R_{hd,fas}$  (mg aska/kg,d). För ämnen som orsakar cancerrisk måste ett integrerat dammexponeringsvärde beräknas i proportion hur stor del varje fas utgör under en livstidsexponering motsvarande 64 år där .

$$R_{hd,int} = \frac{R_{hd,anl}^{Barn} + R_{hd,uhbr}^{Barn} \cdot 6 + R_{hd,anl}^{Vuxen} + R_{hd,riv}^{Vuxen} \cdot 2 + R_{hd,uhbr}^{Vuxen} \cdot 54}{64} \quad (6.20)$$

Tabell 18 Parametrar för beräkning av riktvärde för föroreningsinnehåll i dammande askpartiklar som inandas,  $C_{hd,fas}^{ämne}$ .

		Grusväg		Asfaltväg	
		Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
<b>Direkt hudexponering:</b>					
$f_{exphud}$ – Exponeringstid (d/år)	Anl/riv	1,4	1,4	1,4	1,4
	Uhbr	0,04	0,04	0,04	0,04
Ytexponering (mg aska/m <sup>2</sup> ,d) [12]		5100	5100	5100	5100
Storlek av exponerad hudyta (m <sup>2</sup> ) [12]		0,28	0,17	0,28	0,17
m - Kroppsvikt (kg) [12]		15	75	15	75
<b>Exponering via dammpartiklar som fastnar på hår, hud och kläder:</b>					
Exponeringstid [d/år] <sup>1</sup>		60	60	60	60
Medelhalt för deponerat damm under exponeringstiden(mg/m <sup>2</sup> )	se tabell	se tabell	se tabell	se tabell	se tabell
Storlek av exponerad hudyta (m <sup>2</sup> ) [12]		0,28	0,17	0,28	0,17
m - Kroppsvikt (kg)		15	75	15	75

Resultatet av beräkningen av den viktbaseade dagliga årsmedelxponeringen för respektive fas redovisas i tabell 19.

Tabell 19 Beräknad daglig hudexponering med askpartiklar  $R_{hd,fas}$

	Grusväg (mg aska /kg,d)		Asfaltväg (mg aska /kg,d)	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
<b>Hudkontakt via direktexponering:</b>				
Anläggning eller rivning	0,37	0,048	0,37	0,048
Underhåll och bruk	0,014	0,00074	0,014	0,00074
<b>Total hudkontakt via direktexponering och deponerade askpartiklar:</b>				
Anläggning eller rivning	1,8	0,23	1,0	0,13
Underhåll och bruk	0,066	0,0043	0,032	0,0021
Livstidsintegrerat	0,045		0,026	

<sup>1</sup> I Naturvårdsverket 2005 tillämpas en exponeringstid på 80 dagar för barn och 45 dagar för vuxna. Exponeringstiden 60 dagar har valts för att den överensstämmer med en växtsäsong och därmed underlättar beräkningarna

För varje ämne beräknas en specifik envägs-koncentrationen i aska för hudkontakt,  $C_{hd,fas}^{\text{ämne}}$  [mg/kg], enligt [12]:

$$C_{hd,fas}^{\text{ämne}} = \frac{TRV}{BTF_{hud} \cdot R_{hd,fas}} \quad (6.21)$$

där index *fas* anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (*anl*, *riv*, *uhbr* eller *int*) och:

$TRV$  är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. *TDI* för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen, se tabell 6.

$BTF_{hud}$  är den ämnesspecifika relativa absorptionsfaktorn för upptag genom huden [dimensionslös]. Data för storleken på denna faktor har hämtats från [12].

### 6.2.5 Intag via lokalt odlade eller vildväxande växter

Intag via föda antas ske genom intag av grönsaker, bär och svamp som kontaminerats pga spridning och deposition av damm på de växter som kommer att konsumeras i konstruktionens närområde. Upptag av föroreningar från aska via rotsystemet antas vara av underordnad betydelse och har inte inkluderats i beräkningarna. Detta är en betydande avvikelse jämfört med [12] där man gjort det motsatta antagandet och enbart tar hänsyn till upptag via rotsystemet och förutsätter att nyttjade konservativa upptagsfaktorerna även täcker in damning. Askpartiklar som deponeras på växterna förorenar dessa. Deposition av damm på odlade bladgrönsaker uppskattas med hjälp av depositionshastigheten och den effektiva bladytan per kg torr växt [26][27]. Data för partiklar ligger i intervallet:

- för torrdeposition värden i storleksordningen 0,5 – 1 m<sup>2</sup>/kg TS
- För våtdeposition värden på ca 2 m<sup>2</sup>/kg TS

Totalt bedöms ett värde på 1 m<sup>2</sup>/kg TS vara en rimlig uppskattning. Beräknat på våtvikt erhålls ca 5 ggr lägre värden, dvs 0,2 m<sup>2</sup>/kg.

Den minskning av partiklar som sker naturligt genom att partiklar sköljs bort av nederbörd sker enligt [27] med halveringstid på ca 21 dagar. Den avsköljning som sker i samband tillredning kan för finpartikulärt stoft variera kraftigt från 0-80 % [26]. I föreliggande beräkningar har den damning som kan ske i samband kortvariga anläggnings-, underhålls- och rivningsprocesser relativt stor betydelse. När dessa damningsepisoder inträffar i förhållande till skörd och konsumtion har därför stor betydelse för effekten av naturlig avsköljning. Å andra sidan så kan en intensivare sköljning innan tillredning förväntas om växterna är synbart dammiga och sköljningen är också effektivare om en stor andel utgörs av relativt grova partiklar. I föreliggande beräkningar antas att 90 % av deponerade ämnen sköljs bort antingen av nederbörd eller vid tillredning. I tabell 20 redovisas de parametrar som använts för att beräkna riktvärden för föroreningsinnehåll i växter.

Tabell 20 Parametrar för beräkning av riktvärde för föroreningsinnehåll i växter som konsumeras.

	Grusväg		Asfaltväg	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
<b>Växtsäsong (d/år)</b>	60	60	60	60
<b>Medelhalt för deponerat damm under växtsäsongen (mg/m<sup>2</sup>)</b>	se tabell	se tabell	se tabell	se tabell
<b>A<sub>växt</sub> – Genomsnittlig exponerad växyta (m<sup>2</sup>/kg)</b>	0,2	0,2	0,2	0,2
<b>N<sub>skörd</sub> – Antal gånger som växter skördas under en växtsäsong</b>	2	2	2	2
<b>f<sub>skölj</sub> – Faktor som anger hur stor del av deponerat damm som sköljs bort innan växten konsumeras</b>	0,1	0,1	0,1	0,1
<b>Genomsnittligt dagligt intag av växter (kg/d) [12]</b>	0,15	0,29	0,15	0,29
<b>Andel av konsumtionen som hämtas inom exponeringszonen (%) [12]</b>	30	30	30	30
<b>m - Kroppsvikt (kg) [12]</b>	15	75	15	75

Den viktbaseerade dagliga årsmedel exponeringen för respektive fas beräknas till ett integrerat årsmedelvärde  $R_{vd,fas}$  (mg aska/kg,d). För ämnen som orsakar cancerrisk måste ett integrerat damexponeringsvärde beräknas i proportion hur stor del vare fas utgör under en livstidexponering motsvarande 64 år där

$$R_{vd,int} = \frac{R_{vd,anl}^{Barn} + R_{vd,uhr}^{Barn} \cdot 6 + R_{vd,anl}^{Vuxen} + R_{vd,riv}^{Vuxen} \cdot 2 + R_{vd,uhr}^{Vuxen} \cdot 54}{64} \quad (6.22)$$

Resultatet redovisas i tabell 21.

Tabell 21 Beräknad daglig exponering via konsumerade växter  $R_{vd,fas}$

Fas:	Grusväg (mg aska /kg,d)		Asfaltväg (mg aska /kg,d)	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
<b>Anläggning eller rivning</b>	4,1	1,7	2,0	0,82
<b>Underhåll och bruk</b>	0,73	0,30	0,28	0,12
<b>Livstidsintegrerat</b>	0,47		0,19	

För varje ämne beräknas en specifik envägs koncentrationen i aska för exponering via konsumerade växter  $C_{vd,fas}^{\text{ämne}}$  [mg/kg], enligt [12]:

$$C_{vd,fas}^{\text{ämne}} = \frac{TRV}{R_{vd,fas} \cdot BTF_{oralt}} \quad (6.23)$$

där index *fas* anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (*anl*, *riv*, *uhbr* eller *int*) och:

- TRV* är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. *TDI* för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen, se tabell 6.
- BTF<sub>oralt</sub>* är den ämnesspecifika tillgänglighetsfaktorn för oralt intag. Den har ansats till 1 för samtliga ämnen.

### 6.2.6 Beräkningsresultat totalhaltsbaserade riktvärden för hälsa

Här redovisas resultatet från beräkningen av totalhaltsbaserade riktvärden för grusväg (tabell 22, 24) och för asfaltbelagd väg (tabell 25 och 27). De olika exponeringsvägar-  
nas relativa andel av det integrerade riktvärdet har också beräknats och redovisas i tabell 23 respektive tabell 26.

#### 6.2.6.1 Beräkningsresultat för grusväg

Tabell 22 Beräknade riktvärde för att begränsa hälsoriskerna i enlighet med de kriterier i som anges i kapitel 5.1 och de beräkningsprinciper som angivits i kapitel 6.1.

Riktvärden (mg/kg TS)	Ojusterat	Bak.gr.exp %-TDI	Justerat för allmän bakgrundsexponering
Arsenik	110	0%	110
Bly	4000	33%	2700
Kadmium	690	25%	520
Koppar	290000	0%	290000
Krom	-	0%	Ingen begränsning
Kvicksilver	500	0%	150
Nickel	2800	70%	1400
Kobolt	1600	50%	1600
Zink	-	0%	Ingen begränsning
Naftalen	19000	0%	19000
Benso(a)pyren	140	0%	140

Som framgår av tabell 23 så utgör konsumtion av växter som kontaminerats med damm från vägen den helt dominerande exponeringsvägen.

Tabell 23 Redovisning av respektive exponeringsvägs relativa andel av det integrerade riktvärdet.

	Oralt intag	Hudkontakt	Inandning damm	Konsumtion av växter
Arsenik	1,8 %	2,1 %	0,76 %	95 %
Bly	4,5 %	1,2 %	1,4 %	93 %
Kadmium	2,7 %	17 %	24 %	57 %
Koppar	2,2 %	2 %	49 %	47 %
Krom				
Kvicksilver	4,1 %	9,3 %	0,085 %	86 %
Nickel	2,2 %	34 %	19 %	45 %
Kobolt	4,4 %	3,9 %	0,53 %	91 %
Zink				
Naftalen	3,8 %	17 %	1,1 %	78 %
Benso(a)pyren	0,62 %	4,9 %	61 %	33 %

Tabell 24 Redovisning av separat beräknade kroniska riktvärden för olika faser av vägens livscykel samt för genotoxiska ämnen även det integrerade riktvärdet för livstidsexponering över samtliga olika faser.

Beräknade riktvärden (mg/kg TS)	Anläggande+bruk 1 år		Bruk+underhåll 30 år		Bruk+Rivning 1 år	
	Barn	Vuxen	Barn	Vuxen	Barn	Vuxen
Arsenik	1100	2700	19000	29000	1100	2700
Bly	4000	9900	61000	130000	4000	9900
Kadmium	690	1400	16000	9800	690	1400
Koppar	290000	420000	Ej begr	Ej begr	290000	420000
Krom						
Kvicksilver	500	1300	8000	20000	500	1300
Nickel	2800	6500	73000	49000	2800	6500
Kobolt	1600	4000	24000	57000	1600	4000
Zink						
Naftalen	19000	53000	330000	760000	19000	53000
Benso(a)pyren	-	-	-	-	-	-

Styrande riktvärde för askanvändning (mg/kg TS)	Kronisk exponering 1 år Min(Vuxna;Barn)	Livstidsexponering 64 år genotoxiska ämnen
Arsenik	1100	110
Bly	4000	
Kadmium	690	12000
Koppar	290000	
Krom		
Kvicksilver	500	
Nickel	2800	
Kobolt	1600	
Zink		
Naftalen	19000	
Benso(a)pyren		140



### 6.2.6.2 Beräkningsresultat för asfaltbelagd väg

Tabell 25 Beräknade riktvärde för att begränsa hälsoriskerna i enlighet med de kriterier i som anges i kapitel 5.1 och de beräkningsprinciper som angivits i kapitel 6.1.

Riktvärden (mg/kg TS)	Ojusterat	Bak.gr.exp %-TDI	Justerat för allmän bakgrundsexponering
Arsenik	290	0%	290
Bly	7900	33%	5300
Kadmium	1400	25%	1100
Koppar	630000	0%	630000
Krom		0%	Ingen begränsning
Kvicksilver	970	0%	290
Nickel	5400	70%	2700
Kobolt	3100	50%	3100
Zink		0%	Ingen begränsning
Naftalen	37000	0%	37000
Benso(a)pyren	620	0%	620

Tabell 26 Redovisning av respektive exponeringsvägs relativa andel av det integrerade riktvärdet.

	Oralt intag	Hudkontakt	Inandning damm	Konsumtion av växter
Arsenik	4,3 %	3,4 %	0,67 %	92 %
Bly	8,7 %	1,4 %	1,1 %	89 %
Kadmium	5,4 %	20 %	19 %	55 %
Koppar	4,9 %	2,6 %	43 %	50 %
Krom				
Kvicksilver	8 %	11 %	0,066 %	81 %
Nickel	4,2 %	39 %	15 %	42 %
Kobolt	8,5 %	4,6 %	0,42 %	87 %
Zink				
Naftalen	7,2 %	19 %	0,84 %	73 %
Benso(a)pyren	2,4 %	12 %	34 %	51 %

Som framgår av tabell 26 så utgör konsumtion av växter som kontaminerats med damm även för den asfaltsbelagda vägen den dominerande exponeringsvägen.

Tabell 27 Redovisning av separat beräknade kroniska riktvärden för olika faser av vägens livscykel samt för genotoxiska ämnen även det integrerade riktvärdet för livstidsexponering över samtliga olika faser.

Beräknade riktvärden (mg/kg TS)	Anläggande+bruk 1 år		Bruk+underhåll 30 år		Bruk+Rivning 1 år	
	Barn	Vuxen	Barn	Vuxen	Barn	Vuxen
<b>Arsenik</b>	2300	5600	86000	200000	2300	5600
<b>Bly</b>	7900	20000	280000	720000	7900	20000
<b>Kadmium</b>	1400	3100	69000	110000	1400	3100
<b>Koppar</b>	630000	980000	Ej begr	Ej begr	630000	980000
<b>Krom</b>						
<b>Kvicksilver</b>	970	2700	36000	98000	970	2700
<b>Nickel</b>	5400	14000	280000	560000	5400	14000
<b>Kobolt</b>	3100	8200	110000	290000	3100	8200
<b>Zink</b>						
<b>Naftalen</b>	37000	110000	Ej begr	Ej begr	37000	110000
<b>Benso(a)pyren</b>						

Styrande riktvärde för askanvändning (mg/kg TS)	Kronisk exponering 1 år Min(Vuxna;Barn)	Livstidsexponering 64 år genotoxiska ämnen
<b>Arsenik</b>	2300	290
<b>Bly</b>	7900	
<b>Kadmium</b>	1400	92000
<b>Koppar</b>	630000	
<b>Krom</b>		
<b>Kvicksilver</b>	970	
<b>Nickel</b>	5400	
<b>Kobolt</b>	3100	
<b>Zink</b>		
<b>Naftalen</b>	37000	
<b>Benso(a)pyren</b>		620

### 6.3 Parameterdata och matematisk modellbeskrivning för beräkning av påverkan på markkvalitet

Depositionen av askpartiklar i vägens närhet kan ge upphov till en anrikning av föroreningar i den kringliggande markens ytlager. Organismer som lever i marken inom exponeringszonen antas påverkas av denna anrikning. Dessutom påverkas markens kvalitet även med avseende på nyttjande potentiellt odlingssubstrat etc. Påverkan förväntas i första hand ske i markens övre organiska skikt med en tjocklek av ca 0,1 m. För att beräkna ett riktvärde med avseende på en acceptabel deposition utnyttjas de beräkningar av askdeposition som gjorts avseende risk för eventuella hälsoeffekter i depositionszonen (0-20 m från vägdiket), se tabell 13. För en grusväg beräknas den ackumulerade depositionen av askpartiklar uppgå till ca 80 g/m<sup>2</sup> för en belagd väg och ca 600 g/m<sup>2</sup> för en grusväg under en period som svarar mot två väglivscykler (64 år). I tabell 22 redovisas de parametrar som använts i beräkningarna.

Tabell 28 Parametrar för beräkning av riktvärde för påverkan på omgivande marks markkvalitet

	Grusväg	Asfaltväg
<b>Exponeringstid (två vägcykler, år)</b>	64	64
$F_{dep}^{tot}$ <b>Mängd deponerat damm under exponeringstid (mg/m<sup>2</sup>)</b>	se tabell 13	se tabell 13
$\Delta z_1$ <b>Påverkat marklagers tjocklek (m)</b>	0,1	0,1
$\rho_{jord}$ <b>densitet underliggande jordlager (kg/m<sup>3</sup>) [12]</b>	1500	1500

Andelen aska i marken beräknas enligt:

$$R_{markkvalitet} = \frac{F_{dep}^{tot}}{\Delta z_1 \cdot \rho_{jord}} \quad (6.24)$$

och den beräknade andelen aska (i viktsprocent) i ett påverkat markskikt  $R_{markkvalitet}$ , för två vägcykler (64 år) är 0,39% för grusväg och 0,051% för asfaltväg.

För varje ämne beräknas ett specifikt riktvärde rörande påverkan på markkvalitet,

$C_{markkvalitet}^{\text{ämne}}$ : enligt

$$C_{markkvalitet}^{\text{ämne}} = \frac{TRV}{R_{markkvalitet} \cdot BTF_{markkvalitet}} \quad (6.25)$$

där:

*TRV* är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg TS jord], riktvärden för känslig markanvändning KM [12] se tabell 9.

*BTF<sub>markkvalitet</sub>* är den ämnesspecifika tillgänglighetsfaktorn för damms påverkan på markkvalitet. Den har ansatts till 1 för samtliga ämnen.

Om det tillåtna ackumulerade depositionen av partikelburna föroreningar beräknas enligt kapitel 6.3 erhålls ett riktvärde för askanvändning som innebär ringa risk i enlighet med tabell 29 nedan.

*Tabell 29 Beräknade riktvärden avseende markkvalitet vid användning av aska i grusväg och belagd väg ( $C_{markkvalitet}^{ämn$ ). Gråskuggade värden anger att dessa är lägre än motsvarande hälsomässigt beräknade riktvärde och att markkvalitetsvärdet blir styrande.*

Riktvärde för askanvändning (mg/kg TS)	Grusväg	Asfaltväg
<b>Arsenik</b>	2600	20000
<b>Bly</b>	31000	240000
<b>Kadmium</b>	770	6000
<b>Koppar</b>	26000	200000
<b>Krom</b>	31000	240000
<b>Kvicksilver</b>	510	4000
<b>Nickel</b>	6400	50000
<b>Kobolt</b>	5100	40000
<b>Zink</b>	64000	500000
<b>Naftalen</b>	2600	20000
<b>Benso(a)pyren</b>	64	500

## 6.4 Sammanställning

I tabell 30 har resultaten sammanställts av riktvärdesberäkningar för hälso- och miljörisk för de scenarier där aska sprids via dammpartiklar till omgivning. Riskerna har endast bedömts i ett lokalt perspektiv och för konstruktioner i form av vägar med en bredd av 10 m. Beräkningarna har utförts med försiktiga bedömningar för nyttjade parametrar och för att motsvara ringa hälso- och miljörisk utan att några särskilda skyddsåtgärder vidtas vid användning av materialet som ett konstruktionsmaterial eller vid lokalisering av konstruktionen. I tabellen indikeras om det är hälso (H)- eller miljörisk (M) som begränsar det redovisade riktvärdet.

*Tabell 30 Sammanställning av riktvärden för den risk spridning av aska via damm kan utgöra. Värdena har beräknats för att motsvara ringa miljörisk vid användning av aska som konstruktionsmaterial i en 10 m bred konstruktion utan att vidtagna särskilda skyddsåtgärder.*

	Hälsa/Miljö	Grusväg	Asfaltväg
		mg/kg TS	mg/kg TS
Antimon <sup>1)</sup>		-	-
Arsenik	H	110	290
Bly	H	2700	5300
Kadmium	H	520	1100
Koppar	M	26000	200000
Krom	M	31000	240000
Kvicksilver	H	150	290
Nickel	H	1400	2700
Selen <sup>1)</sup>		-	-
Zink	M	64000	500000
Fluorid <sup>2)</sup>		-	-
Klorid <sup>2)</sup>		-	-
Sulfat <sup>2)</sup>		-	-
Naftalen	M	2600	20000
Benso(a)pyren	M	64	500

- 1) Riktvärde har inte beräknats på grund av brist på bakgrundsdata.
- 2) För dessa ämnen har riktvärden inte beräknats eftersom spridning till omgivning genom transport bundet till dammpartiklar bedömts vara av försumbar betydelse från hälso- och miljösynpunkt.

## 7 Modellberäkning av hälso- och miljörisk baserat på lakbart innehåll

### 7.1 Inledning

I detta kapitel beskrivs modellberäkningar för hälso- och miljörisk baserat på lakbart innehåll. Som tidigare beskrivits i kapitel 4 görs riskvärderingen av hälsoeffekter, pga av intag av grundvatten, genom att ansätta dricksvattenkriterier i vald exponeringspunkt (EP1). Riskvärderingen av miljöeffekter i angränsande ytvatten görs genom att ansätta miljökriterier i vald exponeringspunkt (EP2). Kriteriet för postdriftfasen ansätts för det jordlager som underlagrar konstruktionen (EP0). Den konceptuella modell som ligger till grund för beräkningarna finns beskriven i kapitel 3.

### 7.2 Modellverktyg

En jämförelse mellan två olika modellansatser vid beräkning av koncentrationen i grundvattnet vid ett visst avstånd från konstruktionen har genomförts och redovisas i Bilaga F. Det finns stora fördelar med att använda en modell med analytisk lösning. Hur väl en endimensionell modell kan beskriva transporten jämfört med en tvådimensionell modell har därför jämförts i detta projekt. De modellansatser som jämförts är:

- (i) beskrivning av transporten av lösta ämnen med ett endimensionellt analytiskt modellverktyg (STANMOD/CXTFIT). I STANMOD ingår en analytisk lösning av advektions-dispersions-ekvationen i 1-D (CXTFIT).
- (ii) beskrivning av transporten med ett tvådimensionellt numeriskt modellverktyg (HYDRUS 2-D) ([28]).

Slutsatsen av jämförelsen är att den endimensionella modellansatsen fungerar väl för att beskriva transporten i grundvattnet och koncentrationen (integrerad över hela akvifärens djup) över tiden. Överensstämmelsen mellan den endimensionella och tvådimensionella modellen visade sig vara mycket god när det gäller transport av lösta icke-retarderande ämnen i grundvattnet. Ej förvånande blir dispersionen något större vid den tvådimensionella modelleringen. Skillnaden mellan modellresultaten från den endimensionella respektive tvådimensionella modellen är större för retarderande ämnen, men skillnaden avtar med transportsträckan.

## 7.3 Emissionsmodell

### 7.3.1 Allmänt

Modellberäkningarna inbegriper tre olika emissionsscenarier (se även kap. 2.2.4):

- Scenario I: *Infiltration konstruktion utan tätskikt (grusväg)*
- Scenario II: *Grund- eller ytvatteninträngning konstruktion med eller utan tätskikt.*
- Scenario III: *Infiltration, konstruktion med tätskikt (asfaltväg)*

Vid modelleringen av lakvattenemissionen görs ingen skillnad mellan scenario I och scenario II. Koncentrationen i det första lakvattnet som uppkommer i scenario I och II antas representera jämvikt mellan fast fas och porvatten och betecknas,  $C_{eq}$ .

Scenario III: antages skilja sig från de övriga genom att utlakningen kan begränsas av diffusion. I detta fall kommer koncentrationen i lakvattnet att styras av diffusionshastigheten och vara lägre jämfört med de övriga scenarierna. Den utlakade mängden i samtliga scenarier förväntas konvergera mot samma totala mängd för tillräckligt lång tid. Ingen hänsyn tas till att även kapillärt flöde kan vara en viktig transportmekanism i detta scenario.

Modellberäkningarna inkluderar två olika modellansatser för att beskriva emissionen i scenario I och II:

- Fyrkantspuls, dvs koncentrationen i lakvattnet antages vara konstant under en viss tid,  $T$  (se kapitel 7.3.2.1). För de lättlösliga ämnena så tas hänsyn till att den totala infiltrationen och lakvattenbildningen kan ske under en begränsad del av året. Tidpunkten för detta varierar, från Skåne där huvuddelen av grundvattenbildningen ske under höst och vintermånader, till norra delen av Sverige där den mest intensiva infiltrationen sker på våren i samband med snösmältningen. För de retarderande ämnena, dvs de ämnen som kan förväntas sorbera i marken vid transport med grundvattnet, så tas däremot ingen hänsyn till detta. Även om lakvattenbildningen är säsongberoende så kommer detta att ha en liten påverkan i EP 1 för de retarderande ämnena eftersom pulserna kommer att överlagras under transporten i grundvattenzonen.
- Exponentiell modell, vilket innebär att koncentrationen antages klinga av exponentiellt med tiden (se kapitel 7.3.2.2). Denna modell har använt bl.a i den sk TAC modellen för framtagande av mottagningskriterier för deponering (se bilaga A.1).

För scenario III så beskrivs emissionen med en:

- Diffusionsmodell, denna modell beskriver diffusionstransport ut ur en vägkonstruktion där infiltration endast sker i kanten (se kapitel 7.3.3).

För samtliga scenarier (I, II, III) görs följande antaganden:

- Den ackumulerade nettonederbörden och lakvattenbildningen under året är 300 mm. Som exempel kan nämnas att den årliga nettonederbörden representerar två (2) porvolymmer för en konstruktion som är 0.5 meter tjock med porositeten 0.3 enligt följande uttryck:

$$\text{antal porvolymmer} = \frac{q_L t}{h \varepsilon} \quad (7.1)$$

där  $h$  är tjockleken på det upplagda lagret av aska (m),  $\varepsilon$  är porositeten  $q_L$  är lakvattenbildning (m/år) och  $t$  är längden på den aktuella tidsperioden (här är  $t=1$  år).

- Som beskrivits tidigare (kapitel 2) så görs beräkningen för en tidsperiod på 30 år, vilket antages motsvara en vägs livslängd. Om man beaktar att

$$LS = \frac{q_L t \cdot 1000}{h \rho} \quad (7.2)$$

där  $\rho$  är densiteten för asklagret ( $\text{kg/m}^3$ ), så representerar en tidsperiod på 30 år  $LS=12$ , för ett 0.5 meter tjockt asklager ( $\rho=1500 \text{ kg/m}^3$ ).

- En jämviktskoncentration inställer sig i vätskefas i direkt kontakt med den fasta fasen efter en viss tid. I samtliga scenarier antages att porvattnet vid emissionsmodelleringens början är i jämvikt med den fasta fasen vid koncentrationen  $C_{eq}$ . Om ekvation 7.1 och 7.2 kombineras så får man att 1 porvolym motsvarar  $LS=0,2$ . Dvs, den vattenvolym antas ha koncentrationen  $C_{eq}$ . motsvarar  $LS=0,2$ . I detta sammanhang görs sedan antagandet att denna jämviktskoncentration representeras av koncentrationen hos det första lakvattnet i ett kolonnlaktest ( $C_0, LS=0,1$ ).

De olika angreppssätten för att modellera emissionen sammanfattas i tabell 31 och beskrivs utförligt i kapitel 7.2.2 och 7.2.3.

Tabell 31 Sammanfattning av de olika angreppssätten för att modellmässigt beskriva emissionen som redovisas i detta kapitel.

Scenario	Modell	Lättlösliga ämnen (Kd=0)	Retarderande ämnen
I & II	Fyrkantspuls	Lakvattenbildningen sker som årlig 90 dagars fyrkantspuls. Koncentrationen i lakvattnet antages vara konstant.	Lakvattenbildningen är konstant under 10950 dagar lång (30år) och koncentrationen är konstant.
	Exponentiell	Koncentrationen beskrivs med en exponentialmodell med parametrar från TAC modell.	
III	Diffusionsmodell	Lakvattenbildningen är konstant under 10950 dagar (30år) och koncentrationen i lakvattnet beskrivs med diffusionsmodell.	



### 7.3.2 Modell emissionsscenario I och II

#### 7.3.2.1 Fyrkantspuls

Med fyrkantspulsmodellen så beskrivs koncentrationen i lakvattnet,  $C_L$  (mg/l), från askkonstruktionen enligt:

$$C_L(t) = C_{eq}, \quad 0 < t < T, \quad (7.3)$$

Där  $T$  är den tid under vilken emissionen äger rum. Koncentrationen i lakvatten är hela tiden  $C_{eq}$  och representerar en jämviktskoncentration mellan porvatten och den fasta fasen (eller den maximala koncentrationen som uppkommer i porvattnet då utlakningen styrs av tillgängligheten).

För icke retarderande ämnen (Cl och  $SO_4$ ) ansätts  $T = 90$  dagar vilket representerar den mest regnintensiva perioden på året. Den totala lakvattenbildningen antas ske under denna period och uppgå till 300 mm.

För retarderande ämne så tas ingen hänsyn tas till att infiltration/lakvattenbildningen är säsongsvärande, eftersom pulserna kommer att överlagras varandra pga av retardationen och den långa transporttiden till EP1. Här ansätts  $T = 10950$  dagar (30år).

#### 7.3.2.2 Exponentialmodell

Med denna modell så beskrivs koncentrationen i lakvattnet,  $C_L$  (mg/l), från askkonstruktionen med en exponentialfunktion enligt:

$$C_L(t) = C_{eq} e^{-kt} \quad (7.4)$$

där  $C_{eq}$  (mg/l) är den initiella koncentrationen i lakvattnet vilken antas vara i jämvikt med den fasta fasen,  $k$  är en modellparameter som styr hastigheten med vilken koncentrationen avklingar med tiden,  $t$ , och  $b$  är konstruktionens bredd (m) i grundvattenflödesriktningen (x-led). Den massa,  $m$  (g/m), som lakar ut ur konstruktionen per längdmeter (vinkelrätt mot grundvattenriktningen) under tiden  $T$  blir då

$$m = q_L b \cdot \int_0^T C_{eq} e^{-kt} dt = q_L b \cdot \frac{C_{eq}}{k} (1 - e^{-kT}) \quad (7.5)$$

Om (7.2) och (7.5) kombineras så kan den utlakade mängden (mg/kg),  $S$ , uttryckas som en funktion av  $L/S$  (l/kg), dvs den ackumulerade lakvattenbildningen (l) per mängd (kg) aska :

---

$$S = \frac{q_L}{\rho h} \cdot 1000 \cdot \frac{C_{eq}}{k} \left( 1 - e^{-\frac{k \cdot L / S \cdot h \cdot \rho}{q_L \cdot 1000}} \right) \quad (7.6)$$

För lång tid konvergerar den utlakade mängden mot

$$S = \frac{q_L}{\rho h} \cdot 1000 \cdot \frac{C_{eq}}{k} \quad (7.7)$$

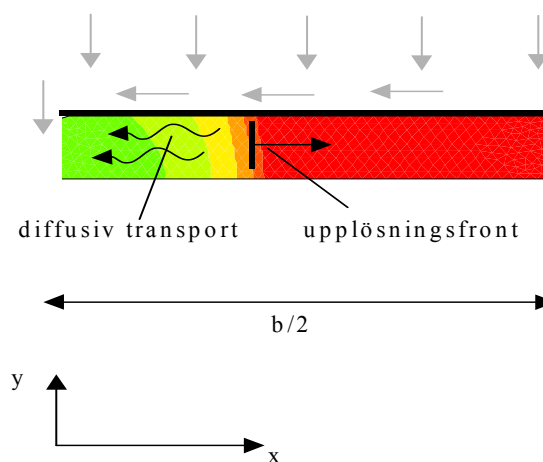
eller

$$\frac{C_{eq}}{k} = \frac{Sh\rho}{1000q_L} \quad (7.8)$$

För att studera effekten av det sätt på vilket en viss utlakad mängd är fördelad i tiden så kan man variera modellparametrarna  $C_{eq}$  och  $k$  så att villkoret (7.8) är uppfyllt.

### 7.3.3 Modell emissionsscenario III

För emissionsscenario III beräknas lakvattenkoncentrationen genom att beakta att masstransporten ut ur konstruktionen styrs av diffusion och lösligheten för respektive ämne. Då det regnvatten som avbördas på vägytan infiltrerar längs asfaltens kant kommer en koncentrationsgradient att uppstå som driver masstransporten ut ur konstruktionen. Under antagandet om lokal jämvikt kommer en upplösningssfront att bildas och röra sig horisontellt in i konstruktionen vilket illustreras i Figur 6.



Figur 6. Emissionsscenario III: Upplösningssfront som bildats och rör sig horisontellt in i konstruktionen. Diffusionstransport av lösta ämnen till väggkanten där borttransport sker med advektion.

Figure 6. Emission scenario III: Dissolution front propagating horizontally into the construction. Dissolved elements are transported by diffusion to the edge of the construction where they are carried away with advection.

Massbalansvillkoret för den rörliga randen (fronten) som befinner sig i position  $X(t)$ , med origo i konstruktions kant och  $x$ -axeln orienterad mot vägens mitt kan formuleras enligt:

$$\rho S 1000 \frac{dX(t)}{dt} = \theta D_e \frac{\partial C(x,t)}{\partial x}, \quad x = X(t) \quad t > 0 \quad (7.9)$$

Där  $D_e$  är en effektiv diffusionskoefficient ( $m^2/s$ ) och  $\theta$  är vatteninnehållet ( $m^3/m^3$ ). Den effektiva diffusionskoefficienten inkluderar effekter av det porösa mediets geometri och vatteninnehåll. Den huvudsakliga fysikaliska parametern som påverkar den ef-

effektiva diffusionen är vatteninnehållet men beroendet är komplext. Ett lågt vatteninnehåll ger inte bara en mindre effektiv (våt) area (vinkelrätt mot diffusionen) utan också längre diffusionsvägar (tortuositet). En sammanställning av experimentella observationer av den effektiva diffusionskoefficientens,  $D_e$ , beroende av vattenhalten har presenterats av [35]. Sammanställningen visar tydligt en icke-linjär relation mellan effektiv diffusionskoefficient och vattenhalt. Den effektiva diffusionskoefficienten avtar med en lägre vattenhalt och konvergerar mot  $D_e=10^{-9}$  m<sup>2</sup>/s för volumetriska fukthalter högre än 0.25. Dessutom beror förhållandet  $D_e/D_0$  (där  $D_0$  är diffusionskoefficienten för diffusion fritt i vatten) också på det porösa mediets struktur, t.ex så är kvoten för en finkornig jord lägre än för en grovkornig jord [35].

Enligt nedanstående randvillkor antas att porvattenkoncentrationen vid konstruktionens kant är noll på grund av utspädningen med ytavrinningen från vägbanan som infiltrerar i vägslänten. Detta är ett konservativt antagande eftersom antagandet ger en maximal koncentrationsgradient och masstransport ut ur konstruktionen.

$$C(x,t) = 0, x = 0 \quad t > 0 \quad (7.10)$$

Initial villkor:

$$\begin{aligned} C(x,t) &= C_{eq}, 0 \leq x \leq b \quad t = 0 \\ X(t) &= 0, t = 0 \end{aligned} \quad (7.11)$$

Om upplösningsfronten rör sig långsamt erhålls en linjär koncentrationsprofil mellan fronten och konstruktionens kant. Under antagande om stationaritet kan en approximation av frontens hastighet beräknas (se t.ex [36]) enligt:

$$C(x,t) = \frac{C_{eq}}{X(t)} x \quad (7.12)$$

Derivering av (7.12) ger

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{C_{eq}}{X(t)} \quad (7.13)$$

Insättning av (7.13) i ekvation (7.9) ger

$$\rho S \frac{dX(t)}{dt} = \theta D_e \frac{C_{eq}}{X(t)}, x = X(t) \quad t > 0 \quad (7.14)$$

Genom att integrera (7.14) erhålls

$$\int X(t)dX(t) = \int \frac{\theta D_e C_{eq}}{\rho S} dt \quad (7.15)$$

Genom att beakta initialvillkoret (7.11) ges lösningen för utlakningsfrontens läge och hastighet som

$$X(t) = \sqrt{2 \frac{\theta D_e C_{eq}}{\rho S 1000} t} \quad (7.16)$$

$$\frac{dX(t)}{dt} = \sqrt{\frac{\theta D_e C_{eq}}{2 \rho S 1000 t}} \quad (7.17)$$

Masstransporten,  $J$  (g/m<sup>2</sup>s), horisontellt ut ur konstruktionen vid ena kanten ( $x=0$ ) kan då skrivas

$$J(t) = D_e \frac{C_{eq}}{X(t)} = \sqrt{\frac{\theta D_e C_{eq} \rho S 1000}{2t}} \quad (7.18)$$

Under de konservativa antaganden om att :

- koncentrationen vid vägens rand är noll så att en maximal koncentrationsgradient kan upprätthållas (ekv 7.10)
- hela masstransporten ut ur konstruktionen tillförs grundvattenzonen ,

så kan den resulterande koncentrationen i grundvattnet beräknas genom att ta hänsyn till utspädningen med det regnvatten som avbördas på vägytan och infiltrerar längs asfaltkanten,  $I$  (m/år). och grundvatten flödet  $q$  (m/år)

$$C_{x_0}(t) = 2 \frac{J(t)h}{Ib + qz} = 2 \sqrt{\frac{\theta D_e C_{eq} \rho S 1000}{2t}} \frac{h}{(Ib + qz)} \quad (7.19)$$

Lägg märke till multipliceringen med 2 för att ta hänsyn till att masstransporten sker ut ur vägens båda sidor.

Upplösningsfrontens hastighet bestäms av storleken på den utlakbara mängden,  $S$  (mg/kg). Ju större  $S$  desto långsammare rör sig upplösningsfronten in i konstruktionen, vilket innebär att koncentrationsgradienten kommer att vara stor under lång tid. Allt eftersom upplösningsfronten rör sig in i vägen kommer koncentrationsgradienten och det diffusiva massflödet ut ur konstruktionen att minska.

Den totala massan,  $m$  (g/m), som transporterats ut ur konstruktionen per längdmeter under en viss tid,  $0 < t < t_1$ , kan beräknas enligt

$$m(t_1) = 2h \int_0^{t_1} \sqrt{\frac{\theta D_e C_{eq} \rho S 1000}{2t}} dt = 2h \sqrt{2\theta D_e C_{eq} \rho S 1000} t_1 \quad (7.20)$$

## 7.4 Exponeringsmodellering

### 7.4.1 Modell för beräkning av koncentration i EP 1

Följande antaganden har gjorts vid exponeringsmodelleringen:

- Ingen infiltration sker längs transportvägen från askkonstruktionen till vald exponeringspunkt. Detta är ett konservativt antagande eftersom infiltration längs transportvägen ger en högre utspädning.
- Askkonstruktionen ligger i kontakt med grundvattnet (ingen omättad zon), vilket också är ett konservativt antagande.

Tillvägagångssättet vid den endimensionella modelleringen av koncentrationen i EP 1 inklusive utspädning med grundvatten ( $z_1 q_{gv}$ ) och i ytvattenrecipient ( $Q_{yt}$ ) kan beskrivas schematiskt enligt Figur 7. Figuren illustrerar hur lakvattenflödet med koncentrationen  $C_L(t)$  blandas med grundvattenflödet med koncentrationen  $C=0$  och den resulterande koncentrationen blir  $C_{x_0}(t)$  (se ekv. 7.22). Därefter sker transport under inverkan av retardation till EP1. Den resulterande koncentrationen i EP1 beräknas med modellverktyg. Grundvattnet strömmar sedan ut i ytvattnet och ytterligare en utspädning sker (se ekv. 7.23).

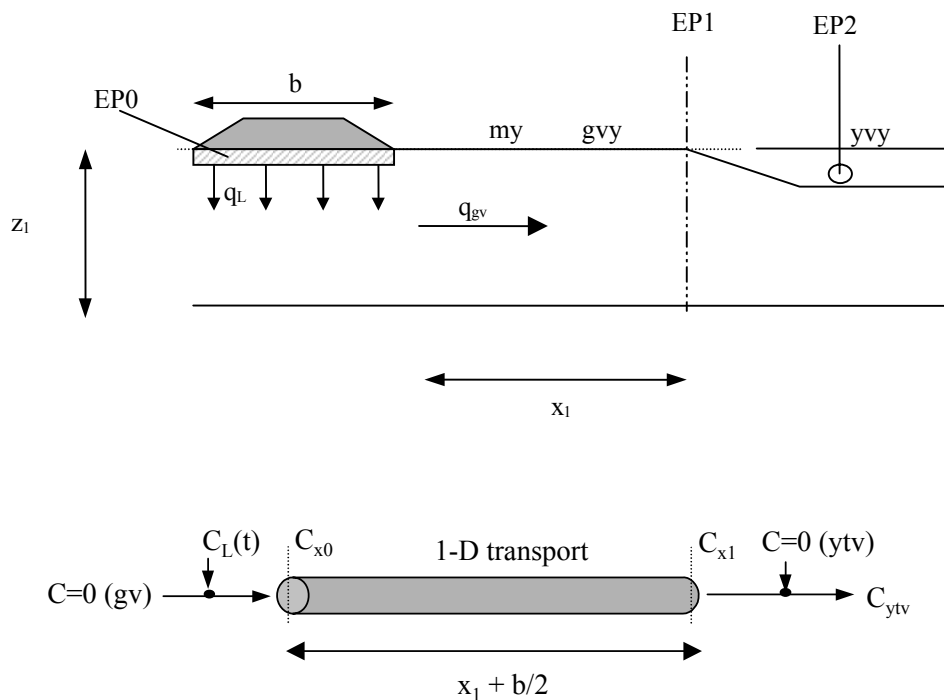
Enligt ovanstående antagande ligger vägkonstruktionen direkt i kontakt med grundvattnet och den utspädning som sker av lakvattnet från konstruktionen ( $q_L$ ) kan formuleras:

$$\text{Utspädningsfaktor} = \frac{z_1 q_{gv} + b q_L}{b q_L} \quad (7.21)$$

Koncentrationen i grundvattnet efter utspädning under askkonstruktionen,  $C_{x_0}(t)$  blir

$$C_{x_0}(t) = \frac{b q_L C_L(t)}{z_1 q_{gv} + b q_L} \quad (7.22)$$

För modelleringen av transporten av lösta ämnen användes det endimensionella analytiska modellverktyget STANMOD/CXTFIT med parametervärden enligt kapitel 7.3.4.



Figur 7. Schematisk illustration av 1-D modelleringen av koncentrationer i EP 1 och EP 2.

Figure 7. Schematic illustration of the 1-D modelling of the concentration in EP1 and EP2.

## 7.4.2 Modell för beräkning av koncentration i EP 2

### 7.4.2.1 Transport via grundvattnet

I ett förenklat fall då hela massflödet i EP1 antas tillföras ytvattnet så kan koncentrationen i ytvattnet (EP 2) beräknas enligt:

$$C_{ytv}(t) = \frac{qz_2L \int_0^{z_2} C(x,t) dz}{Q_{ytv}}, \quad x = x_2, \quad t > 0 \quad (7.23)$$

där

$$\frac{Q_{ytv}}{qz_2L} = \text{utspädningsfaktor (grundvatten- ytvatten)} \quad (7.24)$$

Enligt denna ekvation räknas koncentration över tiden i ytvattnet ut genom att skala om koncentrationen i EP1 med en skalfaktor (utspädningsfaktor grundvatten-ytvatten) (7.24).

I bedömningsgrunderna för förorenad mark används följande flöde i ytvattenrecipient vid beräkningen av generella riktvärden:  $Q_{yt} = 1\,000\,000$  m<sup>3</sup>/år. Samma ytvattenflöde väljs här. Askkonstruktionens längd,  $L$ , parallellt med ytvattnet på avståndet  $x_3$  sätts till 1000 m.

#### 7.4.2.2 Transport via ytavrinning

I vissa fall kan lakvattnet från konstruktionen rinna av ytligt och transporteras via ytavrinning (t.ex i dike) direkt till det närliggande ytvattnet utan att passera mark- och grundvattenzonen. En sådan exponeringsväg antas inte vara aktiv kontinuerligt, utan endast under korta tidsperioder (vid extrem nederbörd, översvämning etc). Denna exponeringsväg har ej beaktats vid framtagandet av dessa generella riktlinjer.

#### 7.4.3 Modellering av koncentration i EP 0

Beräkning av halten i jorden,  $\bar{C}$  (mg/kg), i exponeringspunkten EP0 som ett integrerat värde i det översta jordlagret  $0-\Delta z$  (m) direkt under askkonstruktionen vid en tidpunkt då vägen eventuellt grävs bort:

$$\bar{C}(x,t) = \frac{1}{h} \int_0^{\Delta z} \bar{C}(x,z,T) dz, \quad -b \leq x \leq 0 \quad (7.25)$$

För de ämnen där fastläggningen förväntas ske, så beräknas den högsta möjliga totalhalten (mg/kg) för ett visst ämne i det översta jordlagret  $0-\Delta z$  (m) direkt under askkonstruktionen som

$$\bar{C}_0(x,t) = \frac{q_L \cdot 1000}{\rho_{jord} \Delta z} \int_0^T C(x,t) dt, \quad -b \leq x \leq 0 \quad (7.26)$$

där  $T$  är vägens maximala livslängd. Dvs den totala utlakade mängden antas läggas fast i det översta jordlagret. Vägen skall kunna grävas bort vid vilket tillfälle som helst utan att totalhalten i den underliggande jorden som lämnas kvar på platsen överstiger ett visst uppställt kriterie. Här ansätts kriteriet för känslig markanvändning (KM),  $C_{krit}$  (se kapitel 5.3). Riktvärdet för den total utlakbar mängden,  $S$ , som kan tillåtas vid det  $L/S$  som motsvarar vägens livslängd kan utifrån ovanstående resonemang beräknas som:

$$S = \frac{C_{krit} \Delta z \rho_{jord}}{h \rho_{aska}} \quad (\text{mg/kg}) \quad (7.27)$$



#### 7.4.4 Summering modellparametrar

Modellparametrarna som användes vid modellberäkningarna redovisas i tabell 32 och 33. En mängd empiriska modeller för den effektiva diffusionskoefficienten finns publicerade. I brist på data för den effektiva diffusionkoefficienten i askor som funktion av fukthalten så väljs här konservativt  $D_e = 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$  [35].

Tabell 32 Modellparametrar-geometri och hydrologi

parameter	värde	förklaring
<b>b (m)</b>	10	konstruktionens bredd
<b><math>x_1</math> (m)</b>	20	avstånd väggkant - exponeringspunkt i grundvatten (EP1)
<sup>1)</sup> <b><math>z_1</math> (m)</b>	5	djup grundvattenakvifär
<b><math>\varepsilon</math></b>	0.3	porositet aska
<b><math>\theta</math> (<math>\text{m}^3/\text{m}^3</math>)</b>	0.25	vattenhalt aska
<b><math>\rho_{\text{aska}}</math> (<math>\text{kg}/\text{m}^3</math>)</b>	1500	densitet aska
<b><math>\rho_{\text{jord}}</math> (<math>\text{kg}/\text{m}^3</math>)</b>	1500	densitet underliggande jordlager
<b><math>\Delta z</math> (m)</b>	0.5	tjocklek underliggande jordlager där jordkvalitetskriterie ansätts
<b><math>q_L</math> (m/år)</b>	0.3	årlig lakvattenbildning
<sup>1)</sup> <b><math>q_{\text{gv}}</math> (m/år)</b>	10	grundvattenflöde
<sup>1)</sup> <b><math>\phi</math></b>	0.3	porositet grundvattenakvifär
<sup>1)</sup> <b><math>K_s</math> (m/s)</b>	1.4 E-4	hydraulisk konduktivitet grundvattenakvifär
<sup>1)</sup> <b><math>D_0</math> (<math>\text{m}^2/\text{s}</math>)</b>	1.0 E-9	diffusion i fritt vatten
<b><math>\lambda</math> (m)</b>	2	dispersivitet i grundvattenakvifär
<b><math>Q_{\text{yt}}</math> (<math>\text{m}^3/\text{år}</math>)</b>	1 000 000	ytvattenflöde
<b>L (m)</b>	1000	Askonstruktionens längd parallellt med ytvattnet

<sup>1)</sup> Parametervärde hämtad från TAC-modellen

De ämnesspecifika retardationsparametrarna för oorganiska ämnen,  $K_d$  värden, har hämtats från TAC-modellen, se tabell 33.

Tabell 33 Ämnesspecifika modellparametrar (från TAC- modellen)

Ämne	Kd (1/kg)
As	50
Ba	2
Cd	20
Cr	100
Cu	14
Hg	100
Mo	10
Ni	50
Pb	50
Sb	5
Se	5
Zn	30
Klorid	0
Fluorid	2
Sulfat	0

#### 7.4.5 Modellparametrar organiska ämnen

Organiska ämnen kan i betydligt högre grad än oorganiska vara flyktiga vilket innebär att parametrar som beskriver avgång till luft behövs. Nedbrytning av organiska ämnen är ytterligare en faktor som skiljer dem från oorganiska ämnen. Nedbrytningshastigheten antas ofta ske enligt nollte eller första ordningens reaktionskinetik. Det finns åtskillig data som publicerats inom detta område t.ex. [29], med mikrobiella halveringstider för både aeroba och anaeroba förhållanden. I [30] finns en litteraturöversikt över aerob nedbrytning av både bens(a)pyren och naftalen och i [31] finns en litteraturöversikt över anaerob nedbrytning som tar upp nedbrytning av naftalen. Studier relaterade till förorenad mark visar att första ordningens reaktionskinetik kan överskatta nedbrytningen vid höga halter [30]. Det är rimligt att utgå från att halterna kommer att vara betydligt lägre i en askkonstruktion. Här görs därför bedömningen att en försiktigt satt nedbrytningshastighet enligt första ordningens reaktion inte kommer att överskatta nedbrytningshastigheten.

Den nedbrytning som rapporterats i litteraturen kan bero på dåligt kontrollerade syrehalter i laboratorie- eller fältförsök [31]. För aerob nedbrytning av naftalen rapporterar [30] en första ordningens nedbrytningskonstant på 0,0064 till 5,0 per dag, med de flesta värdena mellan 0,1 – 1 per dag motsvarande halveringstider på 1 -108 dagar.

För bens(a)pyren verkar nedbrytning ske mycket långsamt jämfört med övriga PAH:er. Median värde för nedbrytning var 0,0027 per dag enligt sammanställningen i [30]. I kreosotförorenad grundvatten återfanns den maximala nedbrytningshastigheten. I vissa försök märks ingen nedbrytning alls, vilket gör att en konservativ bedömning för denna PAH är att nedbrytning inte sker.

Halten organisk kol (TOC) har stort inflytande på utlakningen av organiska föroreningar eftersom TOC är den dominerande sorbenten i materialet. Beräkningen av frigörelse av organiska föroreningar i beräkningsmodellen för förorenad jord baseras direkt på TOC-halten. I beräkningsmodellen för förorenad jord är halten av organiskt kol satt till 2 %. Detta representerar en organisk halt av ungefär 4 % och kan allmänt sett sägas vara ett normalt värde för askor. För biobränsleaskor kan emellertid värdena för organisk halt i vissa fall ligga betydligt högre, medan för vissa anläggningar förbränningen är effektivare. I TAC-modellen användes följande värden för skrymdensitet, vattenhalt och andel porluft [33].

Tabell 34 Jordparametrar TAC-modell

	TAC-modell
<b>Skrymdensitet</b>	1,5 kg/dm <sup>3</sup>
<b>Halt organisk kol</b>	0,001 - 0,03 kg/kg
<b>Vattenhalt</b>	0,1 dm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup>
<b>Andel porluft</b>	0,2 dm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup>

För naftalen respektive bens(a)pyren kommer samma värden som i förorenad markmodellen att användas. Då aktuella värden för organiskt kol finns sätts dessa in i modellen. Om fördelningen mellan organiskt kol och vatten är känd ( $K_{oc}$ ) använd denna och  $K_d$ -värdet beräknas genom multiplikation med halten organiskt kol.

Som ingångsvärden ( $C_0$ ) för bens(a)pyren och naftalen föreslås för bens(a)pyren 1 µg/l och naftalen 10 µg/l vilket är de högsta värdena som presenterades i Hansen (2004) vid lakning av krossade lerduvor.  $K_d$ -värden för bens(a)pyren och naftalen baserar sig på data från RIVM (2001) och en halt organiskt kol på 2%. Detta ger ett  $K_d$ -värde på 1300 l/kg för bens(a)pyren och 20 l/kg för naftalen.

## 7.5 Resultat

Om man utgår från de parametervärde som hittills använts (tabell 32-34) så blir utspädningsfaktorn lakvatten-grundvattnet (enligt ekv 7.21 ) = 18. Enligt ekvation (7.24) så erhålls en utspädning mellan grundvatten-ytvatten=20. Den sammanlagda utspädningen lakvatten-ytvatten blir följaktligen  $18 \cdot 20 = 380$ . Resultat från de genomförda modellberäkningar redovisas i detta kapitel och redovisas sammanställda i tabell 41. Vid beräkningen har ingen justering för bakgrundsvärde genomförts vid ansättning av kriterierna.

För de retarderande ämnena så visar modellberäkningarna att det är den utlakade mängden som är dimensionerande. Fördelningen av emissionen under vägens livslängd (30 år) har ringa betydelse. Detta beror på att den tidsperiod under vilken emissionen sker är kort i jämförelse med transporttiden till EP1 för de retarderande ämnena. För de icke-retarderande ämnena klorid, sulfat och i viss mån fluorid ( $K_d=2$ ) får däremot emissionens fördelningen i tiden stor betydelse.

### 7.5.1 Scenario I och II

För scenario I och II så redovisas resultatet från beräkningar i tabell 35 och 37 för de olika emissionsmodellerna. Som framgår av tabell 35 och 37 är de beräknade riktvärdena för  $S$  mycket lika för den exponentiella emissionsmodellen och fyrkantspulsen för retarderande ämnen. Man kan därför dra slutsatsen att för retarderande ämnen är det den totala mängd som lakar ut under vägens livslängd  $S$  som är dimensionerande. Hur denna emission fördelar sig under vägens livslängd är av mindre betydelse. Detta är en viktig slutsats eftersom den gör att valet av emissionsmodell för de retarderande ämnen inte är kritisk. Anledningen till detta är att vägens livslängd är mycket kortare än transporttiden för de retarderande ämnen från konstruktionen till EP1. Som exempel kan nämnas att det tar i storleksordningen 150 år innan koncentrationen av bly ( $K_d=50$ ) når sitt maxvärde i EP1 och i storleksordningen 350 år innan krom ( $K_d=100$ ) når sitt maxvärde i EP1.

För samtliga ämnen, utom arsenik och kicksilver är  $\kappa$ -värdena (TAC-värden) så stora att hela massflödet sker under 30 år. För arsenik och kvicksilver sker cirka 60 % respektive 80% av massflödet under 30 år. Detta gör  $S$  riktvärdena för den exponentiella modellen för arsenik och krom (tabell 35) är påtagligt lägre jämfört  $S$  riktvärdena för fyrkantspulsmodellen.

För de icke retarderande ämnena är emissionsmodellen, och en eventuell säsongsvariation i lakvattenbildningen, av stor betydelse för koncentrationen som funktion av tiden i EP1. För klorid och sulfat så utvärderades fallet att infiltrationen och lakvattenbildningen från konstruktionen sker under en begränsad del av året. ( $T=90$  dagar) vilket beskrivits tidigare (kapitel 7.3.2.1). Transporttiden till EP 1 är relativt snabb och pulserna från efterföljande år kommer därför att endast i mycket begränsad omfattning att över-

lagra tidigare pulser. Av denna anledning är ett S-riktvärde inte relevant. I tabell 36 anges endast ett  $C_0$ -riktvärde för klorid och sulfat.

**Tabell 35** Scenarie I och II: Riktvärde hälso- och miljörisk baserat på lakbart innehåll för emissionsmodellerna: Fyrkantspuls ( $T=30$  år) och Exponential modell (med  $\kappa$ -värden från TAC modell). Dimensionerande riktvärden är gråmarkerade.

	Fyrkantspuls ( $T=30$ år / LS 12)					Exponential modell (TAC)				
	Krit. EP0 S (mg/kg)	Hälsa S (LS 12)	Miljö S (LS 12)	Hälsa Co (mg/l)	Miljö Co (mg/l)	Hälsa S (LS 12)	Miljö S (LS 12)	Hälsa Co (mg/l)	Miljö Co (mg/l)	$\kappa$ (år <sup>-1</sup> )
Antimon		1,1	130	0,09	11	0,84	100	0,24	29	0,11
Arsenik	10	11	13	0,9	1,1	7,3	8,7	0,92	1,1	0,03
Bly	120	11	22	0,9	1,8	11	21	7,2	14	0,27
Kadmium	3	2,4	0,48	0,20	0,04	2,2	0,43	2,7	0,54	0,5
Koppar	100	17	17	1,4	1,44	15	15	11	11	0,28
Krom	120	104	33,6	8,70	2,80	100	33	47	15	0,18
Kvicksilver	2	2,0	0,42	0,17	0,035	1,7	0,34	0,27	0,054	0,05
Nickel	25	2,2	1,7	0,18	0,14	2,1	1,7	1,5	1,2	0,29
Selen	1,2	2,2	4,3	0,18	0,36	1,2	2,4	1,1	2,3	0,38
Zink	250	64	77	5,3	6,4	64	77	45	54	0,28
Fluorid	<sup>3)</sup>	320	860	27	72	120	320	65	175	0,22
Klorid	<sup>3)</sup>	<sup>4)</sup>	<sup>4)</sup>	<sup>4)</sup>	<sup>4)</sup>	1800	35000	2500	50400	0,57
Sulfat	<sup>3)</sup>	<sup>4)</sup>	<sup>4)</sup>	<sup>4)</sup>	<sup>4)</sup>	2700	27000	2200	22000	0,33
Naftalen <sup>1)</sup>	10	-	1,0	-	0,085	-	-	-	-	-
Bensoa- pyren <sup>2)</sup>	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-

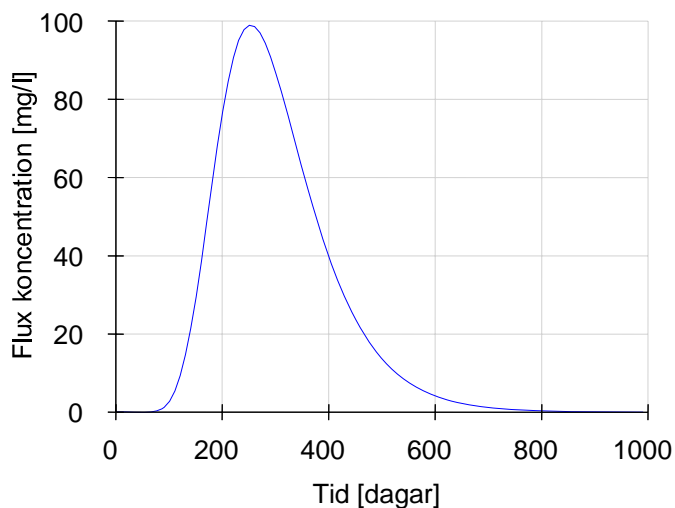
- 1) Beräkning har här genomförts utan att ta hänsyn till nedbrytning. Beräkningar där hänsyn tagits till nedbrytning visar att transporttiden är tillräckligt lång för att total nedbrytning skall kunna ske innan EP1.
- 2) Pga det höga  $K_d$ -värdet når inte plymen EP1 inom en överskådlig tidsrymd. Endast EP0 kriteriet har därför angetts.
- 3) Fluorid, klorid och sulfat förväntas inte fastläggas i marken under konstruktionen.
- 4) Endast riktvärde med avseende på  $C_0$ , se tabell 36

I tabell 35 har de dimensionerade riktvärdena (dvs de lägsta då riktvärde för hälso- och miljörisk respektive miljörisk jämförs) för respektive emissionsmodell markerats i grått.

**Tabell 36** Scenarie I och II: Riktvärde för klorid och sulfat, hälso- och miljörisk baserat på lakbart innehåll för emissionsmodell: Fyrkantspuls ( $T=90$  dagar)

	Fyrkantspuls( $T=90$ dagar)	
	Hälsa Co (mg/l)	Miljö Co (mg/l)
<b>Klorid</b>	4500	90000
<b>Sulfat</b>	4500	45000

Figur 8 visar koncentrationen i EP1 för klorid eller sulfat med riktvärden enligt tabell 36. Transporttiden för fronten att nå EP1 är mindre än 200 dagar, men endast en mycket begränsad överlagring kommer ske av pulsen från nästa år.

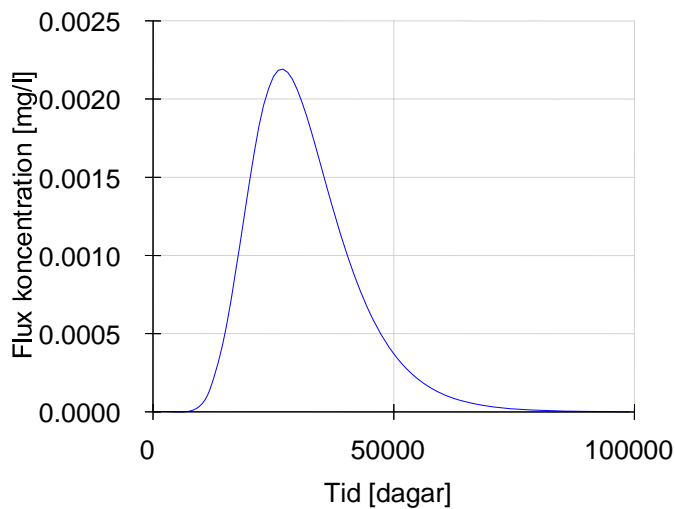


Figur 8. Koncentration i EP1 för klorid eller sulfat efter utlakning med en 90 dagars puls enligt tabell 36.

*Figure 8. Concentration in EP1 for chloride and sulphate after emission with a 90-day pulse according to table 36.*

För Bensoapyren har endast det riktvärde som stipuleras av EP0 kriteriet kunnat beräknas. Enligt modellberäkningen så når inte plymen EP1 inom en överskådlig tidsrymd ( $\gg 1000$  år) pga det höga  $K_d$ -värdet ( $K_d=1300$ ). Endast EP0 kriteriet har därför angetts i tabell 35.

I modellberäkningen för naftalen togs hänsyn till nedbrytning enligt en nollte ordningens kinetik med en nedbrytningskonstant på  $0.1 \text{ (dag}^{-1}\text{)}$  (aeroba förhållanden, se kap 7.3.5). Modellberäkningen visar att med ett  $K_d$ -värde på 20 är transporttiden tillräckligt lång för att total nedbrytning skall kunna ske innan EP1. Modellberäkningen genomfördes också för ett konservativt fall där ingen nedbrytning (anaeroba förhållanden, se kap 7.3.5) antas ske (med fyrkantspulsen som emissionsmodell) och riktvärden för miljöeffekter bestämdes, Figur 9. Pga avsaknaden av kriterier för hälsoeffekter kunde en sådan beräkning ej utföras.



*Figur 9. Naftalenkoncentration i EP2 för scenario I och II med fyrkantspulsmodellen ( $T=30$  years) utan att ta hänsyn till nedbrytning). Riktvärden enligt tabell 35.*

*Figure 9. Koncentration of Naphtalen in EP2 for scenario I and II with the square pulse model (without considering degradation), Guideline values according to table 35*

Samtliga riktvärden för utlakbar mängd,  $S$ , i tabell 35 motsvarar LS:12 (30 år). För att underlätta jämförelser med standardiserade skak eller kolonnlaktest vid  $L/S$  10 så har en omräkning skett och resultatet presenteras i tabell 37. För den exponentiella modellen så är skillnaden mellan LS 10 och LS 12 liten pga exponentialfunktionen klingar av relativt snabbt med de aktuella  $\kappa$ - värdena.

Även här har de dimensionerande riktvärdena för  $S$  markerats med grått.

Tabell 37 Scenarie I och II: Riktvärde S vid LS 10 för hälso- och miljörisk

	Fyrkantspuls		Exponentiell modell	
	Hälsa S (LS 10)	Miljö S (LS 10)	Hälsa S (LS 10)	Miljö S (LS 10)
Antimon	0,9	110	0,8	98
Arsenik	9,2	11	6,5	7,7
Bly	9,2	18	11	21
Kadmium	2	0,4	2,2	0,4
Koppar	14	14	15	15
Krom	87	28	100	33
Kvicksilver	1,7	0,35	1,5	0,3
Nickel	1,8	1,4	2,1	1,7
Selen	1,8	3,6	1,2	2,4
Zink	53	64	64	77
Fluorid	270	720	120	317
Klorid	-	-	-	-
Sulfat	-	-	-	-
Naftalen	-	0,85	-	-
Bensoapyren	-	-	-	-

### 7.5.2 Scenario III

Modellberäkningarna för att ta fram riktvärden för scenario III kan genomföras på många alternativa sätt, dvs det finns ett obegränsat antal kombinationer av parametrarna *Co* och *S* värden som är möjliga för att uppfylla de kriterier som ansätts i EP 1 och EP2.

Modellberäkningar visar att scenario III kan ge *S* riktvärden som är så höga att de riskerar att de står i konflikt med annan miljöpolicy beroende på att endast en liten del kommer att hinna laka ut under 30 år. Höga riktvärden för *S* innebär i praktiken en deponeringsfilosofi. Här görs därför bedömningen att ett riktvärde för *S* bestämmas utifrån andra kriterier än modellberäkning med hänsyn till att (i) inte komma i konflikt med annan miljöpolicy (ii) risken att barriären inte uppfyller avsedd funktion, vilket skulle kunna innebära oönskad påverkan på hälsa och miljö .

#### 7.5.2.1 Retarderande ämnen

För retarderande ämnen väljs det riktvärde för *S* som beräknats utifrån det jordkvalitekriterie som ansätts i EP0 (se kapitel 4.2). Utifrån detta görs sedan en beräkning av ett *Co* riktvärde för att inte de kriterier som ansätts i EP1 och EP 2 skall överskridas. Detta betyder att oavsett vilken funktion som konstruktionens barriär verkligen kommer att ha och oavsett om konstruktionen kommer att utsättas för en oförutsedd exponering av vatten (ex. grundvatteninträngning) så riskerar man ej att överskrida det ansatta jordkvalitekriteriet.

Som påpekats tidigare (kap 7.5.1) så är de beräknade mängderna av ett ämne som tillåts lakas ut under vägens livslängd i stort sett oberoende av vilken emissionmodell som



använts. Vi väljer här att utgå från denna maximala acceptabla mängd enligt de tidigare beräkningarna (scenario I&II) när vi räknar ut ett  $C_0$  kriterie för emissionsscenario III. Den totala mängd per meter väg (g /m) som lakas ut under 30 år enligt fyrkantpulsmodellen är:

$$m^{fyr}(30) = q_L C_0^{fyr} \cdot b \cdot 30 \quad (7.28)$$

Enligt de riktvärden för  $C_0^{fyr}$  som beräknats och som redovisats i tabell 35 så motsvarar detta följande utlakade mängder i gram per meter i längdriktningen av konstruktionen enligt ekvation 7.24 (se tabell 38):

Tabell 38 Utlakade mängder per meter konstruktion (g/m) enligt riktvärden för fyrkantpulsmodellen (scenario I och II)

	hälsa	miljö
	$m_{exp}(30\text{år})$ (g/m)	$m_{exp}(30\text{år})$ (g/m)
Antimon	8,1	972
Arsenik	82,5	97,5
Bly	82,5	165
Kadmium	18	3,6
Koppar	130	130
Krom	783	252
Kvicksilver	15,3	3,2
Nickel	16,2	12,6
Selen	16,2	34,2
Zink	477	576

Enligt tidigare beskriven emissionsmodell för scenario III (ekv. 7.20) är den totala mängd (g /m) som lakas ut under 30 år:

$$m(30) = 2h\sqrt{2\theta D_e C_{eq} \rho S 1000 \cdot 30} \quad (7.29)$$

Genom att kombinera ekvation 7.28 och 7.29 kan ett  $C_0$  riktvärde (mg/l) för scenario III beräknas enligt:

$$C_0 = \frac{\left(\frac{m^{fyr}(30)}{2h}\right)^2}{2\theta D_e \rho S 1000 \cdot 30} \quad (7.30)$$

Det  $C_0$  riktvärde som beräknas enligt ekvation 7.30 innebär att under 30 år kommer samma totala mängd av ett visst ämne att laka ut ur vid scenario III som scenario I&II. Resultatet från beräkningarna redovisas i nedanstående tabell 39.

Tabell 39 Scenario III: Riktvärde hälso- och miljörisk baserat på lakbart innehåll

	Riktvärde hälsa	Riktvärde miljö
	Co (mg/l)	Co (mg/l)
Antimon	1)	1)
Arsenik	959	1340
Bly	80	320
Kadmium	152	6,1
Koppar	237	237
Krom	7200	746
Kvicksilver	165	7,0
Nickel	15	8,9
Selen	308	1233
Zink	1283	1870

1) Riktvärde har ej kunnat beräknats eftersom jordkvalitekriterie i EP0 saknas

Även i tabell 39 så har de styrande riktvärdena markerats med grått.

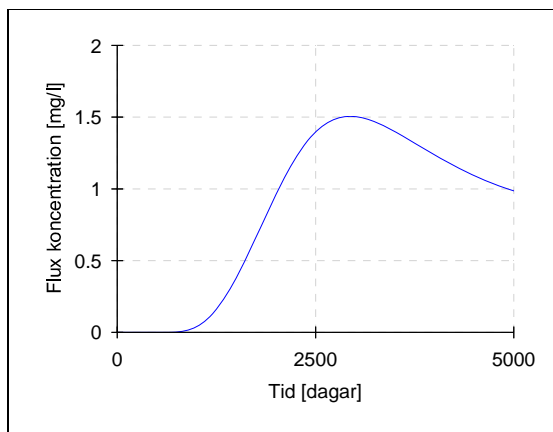
### 7.5.2.2 Icke retarderande ämnen

Äver för för fluorid, klorid och sulfat visar det sig att man kan tillåta sig mycket höga *Co* och *S* riktvärden utan att överskrida kriterierna i EP1 och EP2. Man riskerar att komma i konflikt med annan miljöpolicy. För fluorid, klorid och sulfat är det inte relevant att definiera ett *S* riktvärde baserat på ett jordkvalitekriterium som tidigare pga att dessa ämnen är mobila och kommer inte att läggas fast i jorden under konstruktionen. Istället väljer vi här att definiera ett *S* riktvärde utifrån mottagningskriterierna för deponering på en deponi för farligt avfall (NFS 2004:10). I tabell 40 redovisas de beräknade *Co* riktvärdena samt mottagningskriterierna för deponering på en deponi för farligt avfall.

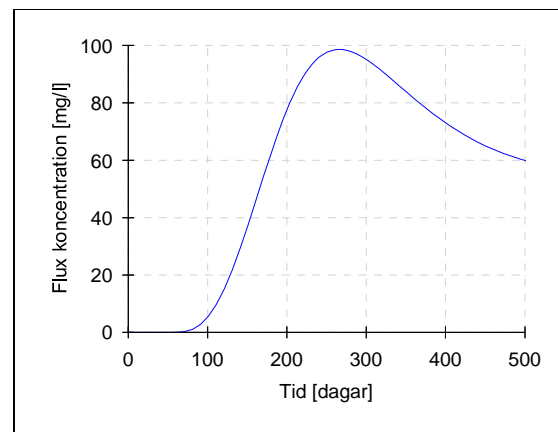
Tabell 40 Riktvärde Mottagningskriterier för deponering på deponi för farligt avfall (NFS 2004:10)

	Riktvärde hälsa	NFS 2004:10	
	Co (mg/l)	Co (mg/l)	S (mg/kg)
Fluorid	7900	120	500
Klorid	62000	15000	25000
Sulfat	32000	17000	50000

I Figur 10 och Figur 11 redovisas resultatet av dessa beräkningarna, som koncentrationen av fluorid och klorid i EP1. I samtliga fall är det dricksvattenkriterierna i EP1 som är styrande vilka är 1,5 mg/l för fluorid och 100 mg/l för klorid och sulfat (se tabell X).



Figur 10. Fluoridkoncentration i EP1 för scenario III ( $C_0=7900$  mg/l,  $S=500$ mg/kg)



Figur 11. Kloridkoncentration i EP1 för scenario III ( $C_0=62000$  mg/l,  $S=25000$ mg/kg)

Figure 10. Koncentration of fluoride in EP1 for scenario III ( $C_0=7900$  mg/l,  $S=500$ mg/kg)

Figure 11. Koncentration in EP1 for scenario III ( $C_0=62000$  mg/l,  $S=25000$ mg/kg)

### 7.5.3 Sammanställning

Resultaten av riktvärden för hälso- och miljörisk baserat på lakbarhet har sammanställts i tabell 41. I tabellen redovisas de styrande (hälso vs miljö) riktvärdena för *Co* och *S* för respektive scenario. För emissionsberäkningen i scenario I och II har exponentialmodellen använts därför att bedömningen har gjorts att den emissionsmodellen beskriver ett mer sannolikt förlopp utifrån erfarenheter från utlakning i kolonn och lysimeterskala.

*S* riktvärdena i scenario III har för retarderande ämnen definierats utifrån EP0 kriteriet och för icke retarderande ämnen (F, Cl och SO<sub>4</sub>) enligt mottagningskriterierna för farligt avfall, enligt tidigare resonemang. I kolumn två från vänster indikeras om det är hälso (H)- eller miljörisk (M) som är styrande.

Tabell 41 Sammanställning riktvärden

	Hälso/ Miljö	Scenario I och II		Scenario III	
		S (LS 10) (mg/kg)	Co (mg/l)	S (LS 10) (mg/kg)	Co (mg/l)
Antimon	H	0,84	0,24		
Arsenik	H	6,5	0,92	10	960
Bly	H	11	7,2	120	80
Kadmium	M	0,4	0,54	3	6,1
Koppar	H/M	15	11	100	240
Krom	M	33	15	120	750
Kvicksilver	M	0,35	0,054	2	7,0
Nickel	M	1,7	1,2	25	8,9
Selen	H	1,2	1,1	1,2	310
Zink	H	64	45	250	1300
Fluorid	H	120	65	500	7900
Klorid	H	1800	2500	25000	62000
Sulfat	H	2800	2200	50000	32000
Naftalen <sup>1)</sup>		10		10	
Bensoa- pyren <sup>2)</sup>		0,25	-	0,25	-

- 1) Transporttiden är tillräckligt lång för att total nedbrytning skall kunna ske innan EP1. Endast S riktvärde baserat på EP0 kriteriet har därför angetts.
- 3) Pga det höga Kd-värdet når inte plymen EP1 inom en överskådlig tidsrymd. Endast S riktvärde baserat på EP0 kriteriet har därför angetts.

## 8 Jämförelse mellan beräknade riktvärden och tillgänglig askdata

Baserat på de riktvärden som beräknats har en jämförelse gjorts med tillgängliga data från olika undersökta askor. Insamling av data har gjorts från två olika databaser. En publik databas (ALLASKA) som kan laddas ner från Värmeforsk hemsida och en intern databas vid SGI (MALTE). Ytterligare några enstaka värden från enskilda avslutade eller pågående projekt har utnyttjats. Direkta kontakter har därutöver tagits med Renhållningsverksföreningen (RVF) som insamlat data rörande förbränningsanläggningar för hushållsavfall i Sverige till den databas som innehas av DHI Water & Environment i Danmark (DHI). Dessa data har dock inte utnyttjats dels på grund av problem att erhålla data med korrekt format dels på grund av att dessa data hänförde sig till ofullständigt karakteriserade askor som helt saknade värden för  $L/S=0,1$  (dvs kolonnlakningsdata).

Samtliga lakdata har mätts enligt standardiserade skak (SS-EN 12457) och kolonntest (CEN/TS 14405). I två fall har värden för  $L/S 10$  med skaktest uppmätts med enstegslakning istället för tvåstegslakning.

Totalt har data rörande ca 40 olika askor från drygt 20 st olika pannanläggningar utvärderats. Inga askor där det varit känt att de klassats som farligt avfall har tagits med. Tillgängliga lakdata vid kolonnlakning  $L/S 0,1$  är dock mycket få och finns (för ett varierande antal ämnen) endast tillgängliga för 20 st olika askor huvudsakligen sk "pannsand" (dvs aska från BFB och CFB-anläggningar) och en anläggning med huvudsakligen biobrännleddad rooster. De flesta anläggningarna har en blandad mix av bränslen där någon typ av avfall ingår (hushållsavfall, RT-flis, däck, utsorterat industriavfall etc). Mot bakgrund det begränsade dataunderlaget har endast en grov uppdelning av datamaterialet i olika typer av askor kunnat göras enligt följande.

### Bottenaska från avfallsförbränning (B.avfall)

Bottenaska från roosteranläggningar för förbränning av hushållsavfall

### Bottenaska (B.aska)

Bottenaska från andra typer av anläggningar än ovanstående. Askorna representerar ett brett spektrum av olika förutsättningar när det gäller bränsletyp och förbränningsteknik - från fluidbäddpannor eldade med exempelvis trä, returträ (RT) och hushållsavfall till roosterpannor eldade med exempelvis bark eller däck+RT. En stor andel av data rör sk panssand från BFB- eller CFB-anläggningar. Varje enskild kombination av bränsletyp och anläggningstyp representeras dock i allmänhet av endast ett eller ett par data.

### Flygaska (F.aska)

Flygaska som representerar olika typer av pannor och bränslen (ej hushållsavfall).

### Ej specificerade (E.Spec)

Aska från anläggningar där det saknas kunskap om anläggningens utformning och askans ursprung.

I följande avsnitt redovisas för respektive ämne en grafisk representation av de riktvärden som beräknats för totalhalt (se tabell 30) respektive lakbarhet (se tabell 41). Riktvärdena redovisas på så sätt att tre olika kategorier av applikationer kan urskiljas enligt följande:

- Kategori A: Infiltration av nederbörd och inträngning av grundvatten kan ske helt fritt i konstruktionen. Inga extra åtgärder för att förhindra damning utförs. Denna kategori motsvarar scenariot ”Grusväg” för dammspridning (kap 6) samt scenariot I och II för lakvattenemission (kap 7)
- Kategori B: Inträngning av grundvatten kan ske helt fritt i konstruktionen. Avgång av partiklar genom damning förhindras helt under drift av vägen men kan ske i samband med anläggandet samt underhåll och rivning av vägen. Denna kategori motsvarar scenariot ”Asfaltväg” för dammspridning (kap 6) samt scenariot II för lakvattenemission (kap 7)
- Kategori C: Inträngning av lakvatten eller nederbörd förhindras. Urlakning kan endast ske genom diffusion i vägbanken. Avgång av partiklar genom damning förhindras under drift av vägen men kan ske i samband med anläggandet samt underhåll och rivning av vägen. Denna kategori motsvarar scenariot ”Asfaltväg” för dammspridning (kap 6) samt scenariot III för lakvattenemission (kap 7)

För samtliga kategorier gäller, som tidigare nämnts, att beräkningarna har utförts för en vägkonstruktion med ett asklager som har en tjocklek på 0,5 m och bredd på 10 m.

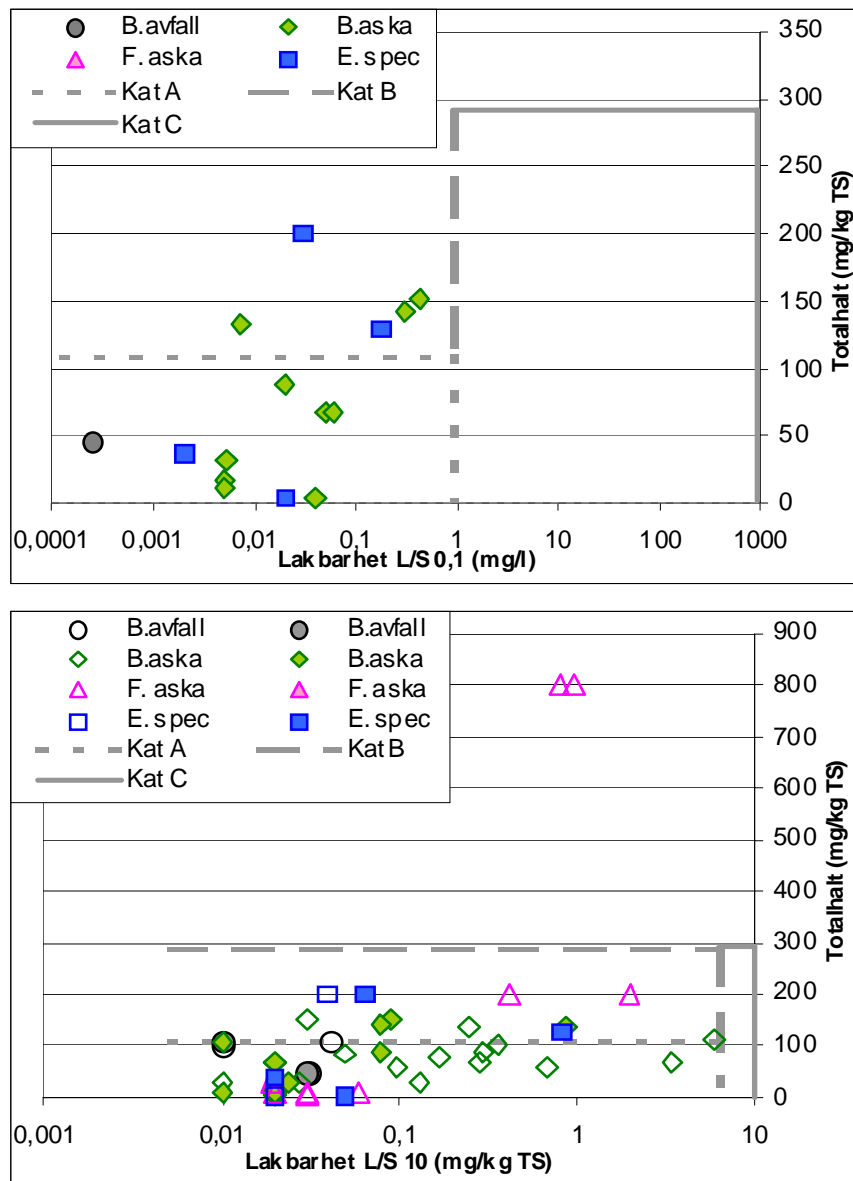
## **8.1 Organiska ämnen - Naftalen och Bens(a)pyren**

Riktvärden har beräknats för naftalen och bens(a)pyren när det gäller totalhalt och lakbarhet. Tyvärr har det saknats data i de databaser som utnyttjats rörande askors innehåll och lakbarhet av dessa ämnen. I dagsläget saknas standardiserade laktest vilket delvis kan förklara bristen på data. Bristen på data gör det svårt att mer precist bedöma huruvida dessa ämne kan utgöra en risk eller inte. Preliminärt bedöms de dock inte utgöra en dominerade riskfaktor med hänsyn taget till de relativt höga riktvärden som beräknats.

## **8.2 Antimon och Selen**

För antimon och selen har riktvärden för lakkriterier beräknats men däremot inte för totalhalt eftersom erforderligt dataunderlag saknats i [12]. Data rörande totalhalt och lakbarhet är dessutom något fåtaligare än för flertalet övriga ämnen. En fullständig grafisk presentation görs därför inte för dessa ämnen. Lakkaraktistik indikerar dock att främst antimon kan utgöra ett riskämne där dock 90 % av samtliga lakresultat klarar föreslagna riktvärde både för kategori A och kategori C.

### 8.3 Arsenik



Figur 12. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av arsenik i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

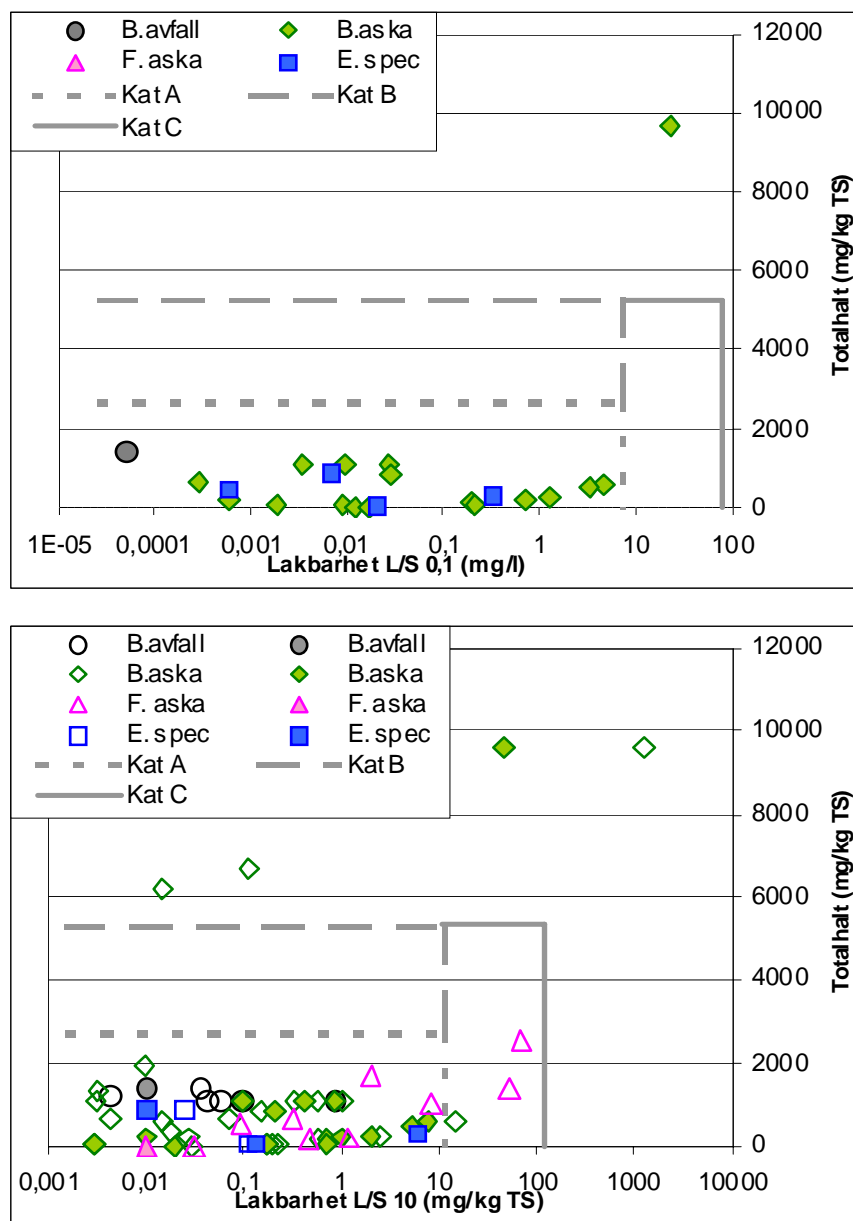
Figure 12. Evaluation of data on the leachability and total content of arsenic in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Som framgår av Figur 12 klarar samtliga askor beräknade riktvärden för lakning både för kategori A och kategori C. Några askor ligger dock relativt nära riktvärdena och om inte hela det valda hälsokriteriet kan utnyttjas kommer några askor överskrida riktvärdena för lakning.

Ett antal askor överskrider beräknade riktvärden för totalhalt vid användning utan skyddsåtgärder för damning. När det gäller riktvärden för kategori A (utan skyddsåtgärder mot damning) är det 70% av för askorna som klarar det beräknade riktvärdet (110 mg/kg TS). Men för kategori B och C (med förhindrad damning under bruk av vägen) är det endast ett par avvikande askor som överskrider det beräknade riktvärdet (290 mg/kg TS). Detta beroende på att dammmissioner i samband med hantering av aska vid konstruktion och rivning av vägen utgör en betydande del av riskbedömningsmodellen. Beräknade riktvärden för totalhalt utesluter därmed inte att arsenikinnehållet i askor utgör mer än ringa risk vid användning som konstruktionsmaterial i grusvägar från vilka det dammar aska under drift.



## 8.4 Bly



Figur 13. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av bly i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

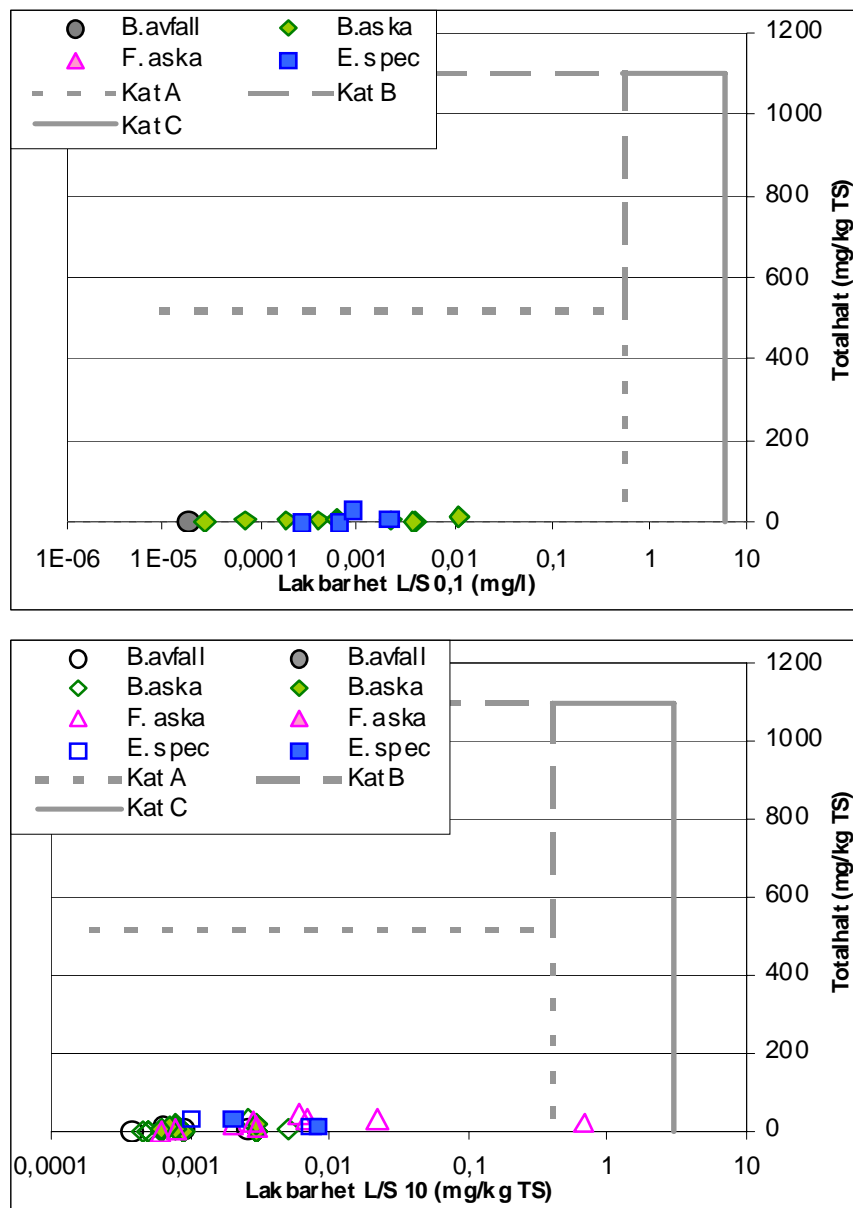
Figure 13. Evaluation of data on the leachability and total content of lead in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Som framgår av Figur 13 är det endast ett fåtal askor som överskrider riktvärden för lakning för kategori A och endast en (extrem) aska som överskrider riktvärden för kategori C. Ytterligare några askor ligger relativt nära riktvärdena men även om inte hela

det valda hälsokriteriet kan utnyttjas kommer relativt få av askorna överskrida beräknade riktvärden.

Även när det gäller riktvärden för totalhalt är det endast ett fåtal askor som överskrider beräknade riktvärden. När det gäller riktvärden för kategori A (utan skyddsåtgärder mot damning) är det endast ett fåtal av askorna som inte klarar det beräknade riktvärdet (2700 mg/kg TS). Beräknade riktvärden tyder på att blyinnehållet endast undantagsvis utgör en mer än ringa risk vid användning av askor som konstruktionsmaterial i anläggningsbyggande, men marginalerna är knappa för vissa applikationer.

## 8.5 Kadmium



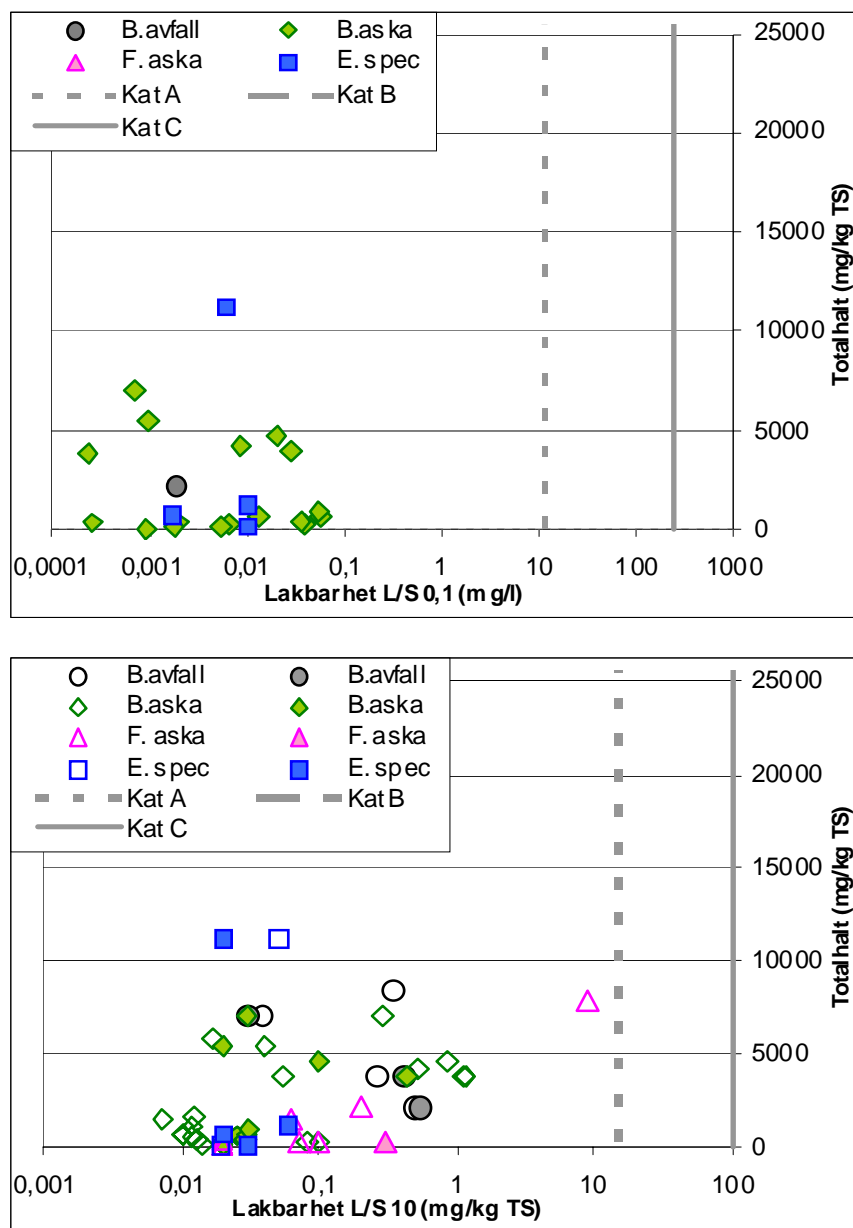
Figur 14. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av kadmium i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 14. Evaluation of data on the leachability and total content of cadmium in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Som framgår av Figur 14 är det endast en enstaka aska som överskrider beräknade riktvärden för lakning (L/S 10 0,4 mg/kg TS, kategori A/B). Samtliga övriga askor har god marginal avseende både riktvärden för lakning och totalhalt. Kadmiuminnehållet i redo-

visade askor utgör därmed generellt sett ringa risk vid användning som konstruktionsmaterial i anläggningsbyggande.

## 8.6 Koppar



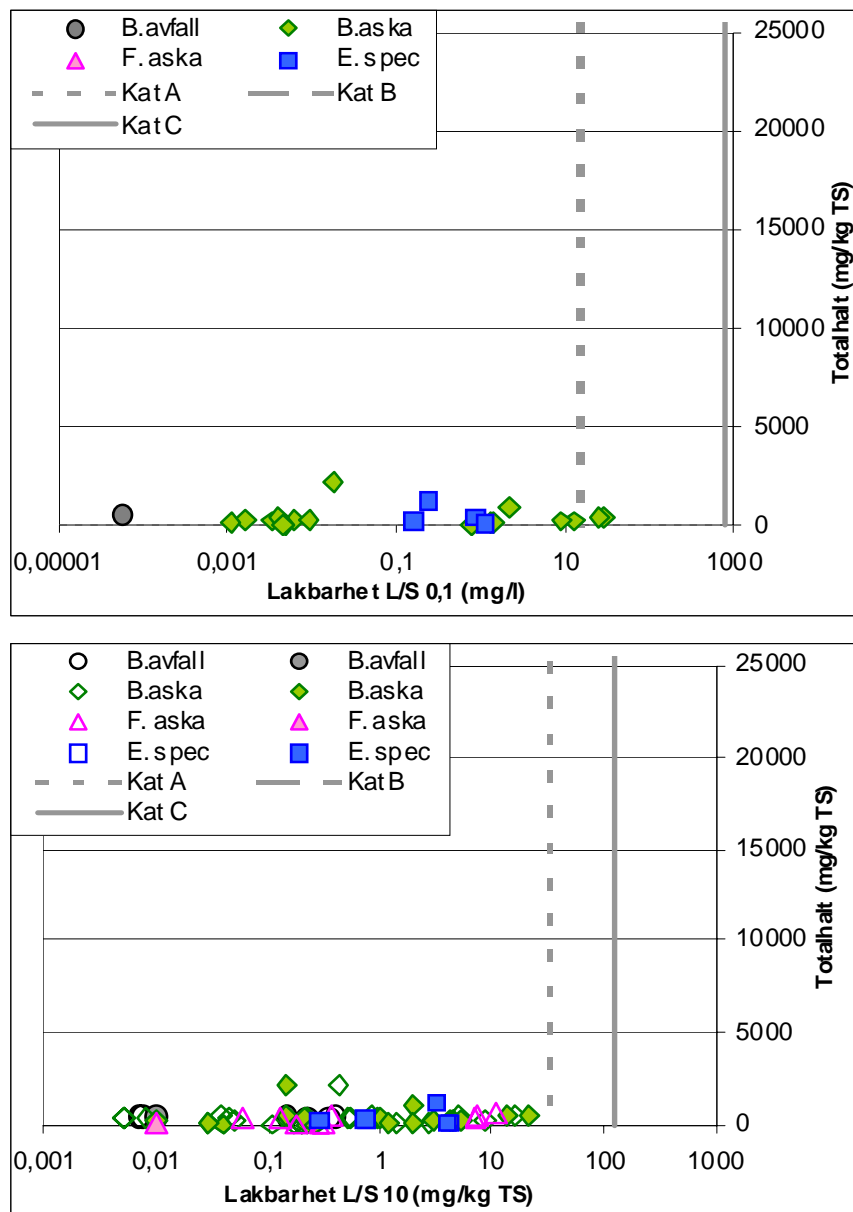
Figur 15. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av koppar i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 15. Evaluation of data on the leachability and total content of copper in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Beräknade totalhaltsbaserade riktvärden för koppar är mycket höga med halter på 2,6 % respektive 20 % och begränsade av den påverkan på markkvalitet som kan ske genom

deposition av dammpartiklar i anslutning till vägen. I den grafiska presentation (Figur 15) har en övre gräns för redovisad totalhalt på 25000 mg/kg TS (2,5 %) valts. Inga askor överskrider denna gräns. Som framgår av Figur 15 är det endast en enstaka askor som ligger i närheten av beräknade riktvärden för lakning (kategori A/B). Samtliga övriga askor har god marginal avseende riktvärden för lakning och totalhalt. Kopparinnehållet i askor utgör därmed generellt sett ringa risk för redovisade askor vid användning som konstruktionsmaterial i anläggningsbyggande.

## 8.7 Krom



Figur 16. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av krom i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

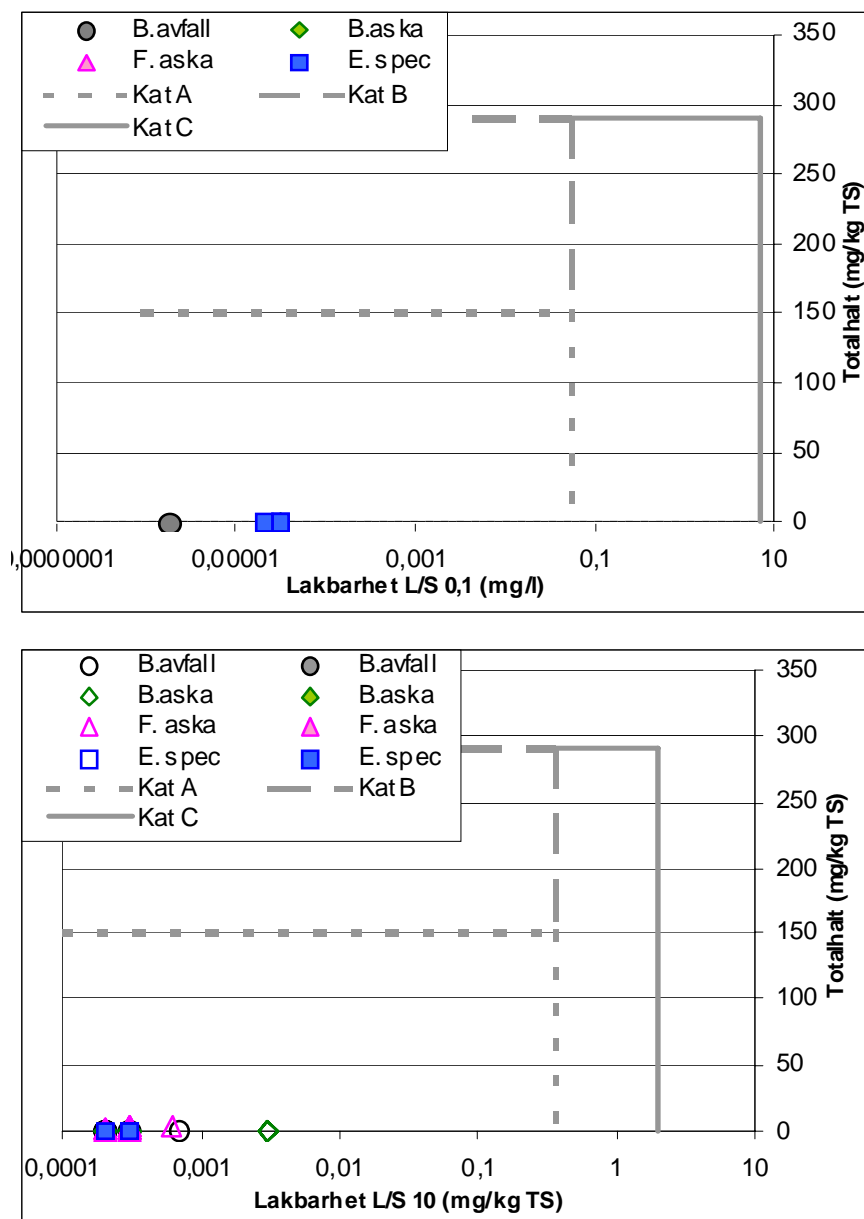
Figure 16. Evaluation of data on the leachability and total content of chromium in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Beräknade totalhaltsbaserade riktvärden för krom är mycket höga med halter på 3,1 % respektive 24 % och begränsade av den påverkan på markkvalitet som kan ske genom deponerade dammpartiklar i anslutning till vägen. I den grafiska presentation (Figur 16)

har en övre gräns för redovisad totalhalt på 25000 mg/kg TS (2,5 %) valts. Som framgår av Figur 16 finns ett antal askor (ca 10 %) som överskrider eller ligger nära beräknade riktvärden för lakning (L/S 0,1 15 mg/l, L/S 10 33 mg/kg TS, kategori A/B). Dessa riktvärden styrs av risken för ekologisk miljöpåverkan i närområdet. Samtliga övriga askor har god marginal avseende både riktvärden för lakning och totalhalt. Krominnehållet i redovisade askor utgör därmed generellt sett ringa risk vid användning som konstruktionsmaterial i anläggningsbyggande.



## 8.8 Kvicksilver



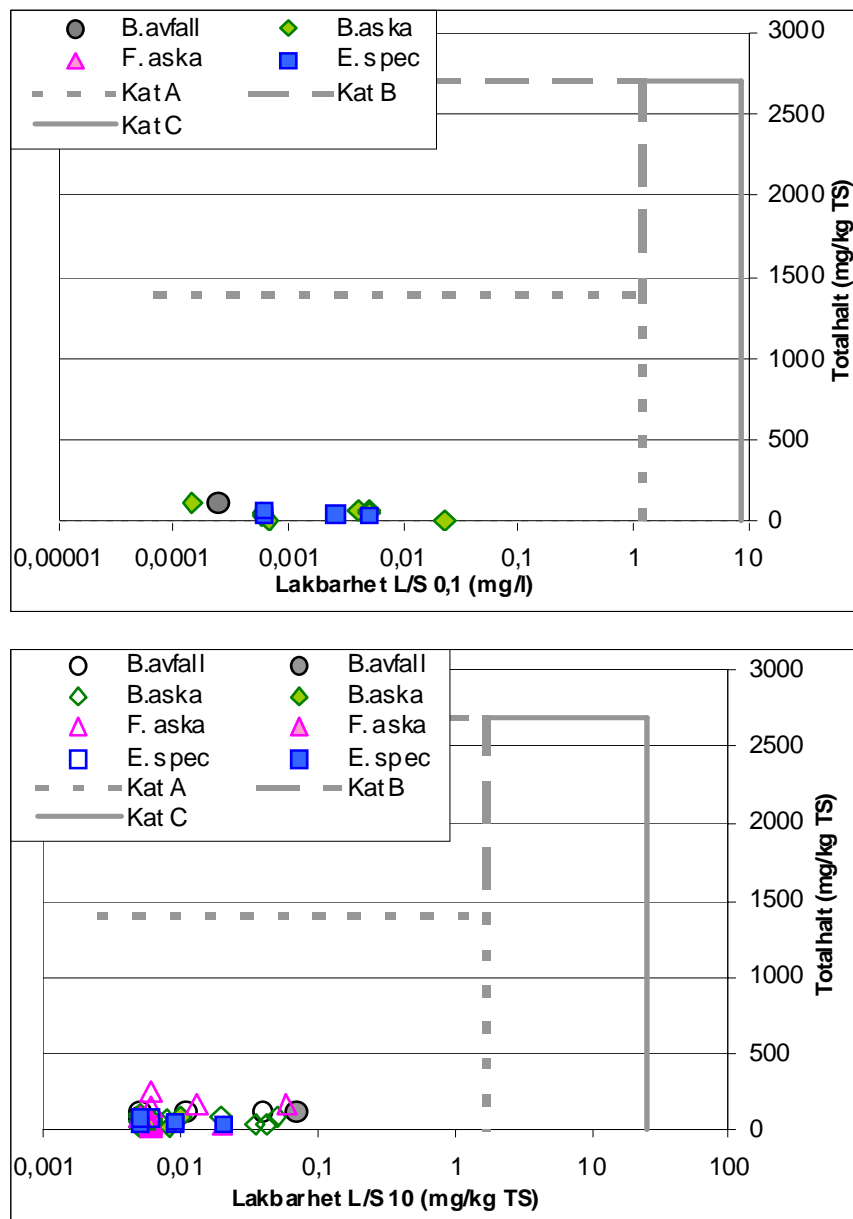
Figur 17. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av kvicksilver i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 17. Evaluation of data on the leachability and total content of mercury in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Nästan samtliga lakdata rörande kvicksilver redovisar ej detekterbara halter. Datapunkterna som redovisas som detektionsgräns ligger därför i huvudsak på samma plats och skymmer varandra. Antalet data är dock av samma omfattning som för övriga metaller.

Samtliga askor har enligt Figur 17 god marginal avseende beräknade riktvärden både för lakning och totalhalt. Kvicksilverinnehållet i askor utgör därmed generellt sett ringa risk vid användning som konstruktionsmaterial i anläggningsbyggande.

## 8.9 Nickel

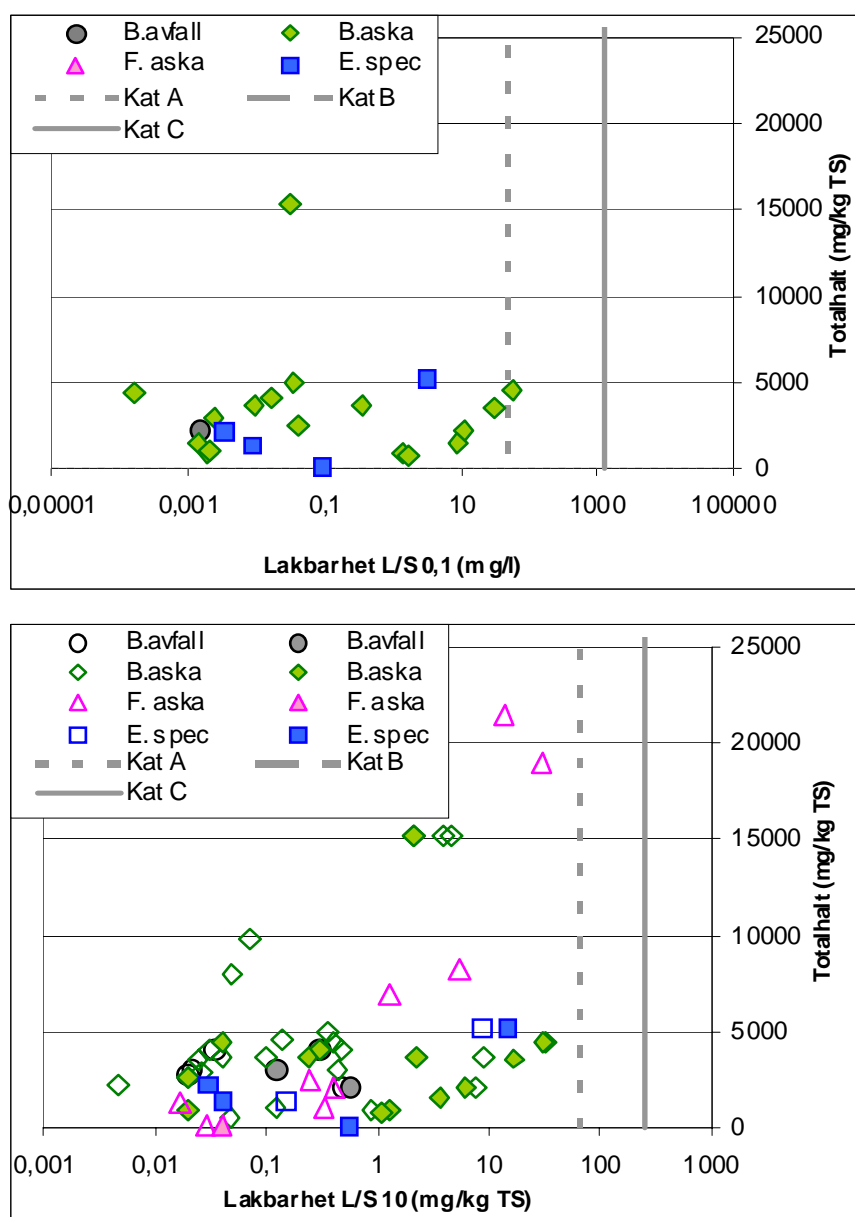


Figur 18. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av nickel i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 18. Evaluation of data on the leachability and total content of nickel in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Samtliga askor har enligt Figur 18 god marginal avseende både riktvärden för lakning och totalhalt. Nickelhalten i askor utgör därmed generellt sett ringa risk vid användning som konstruktionsmaterial i anläggningsbyggande.

## 8.10 Zink



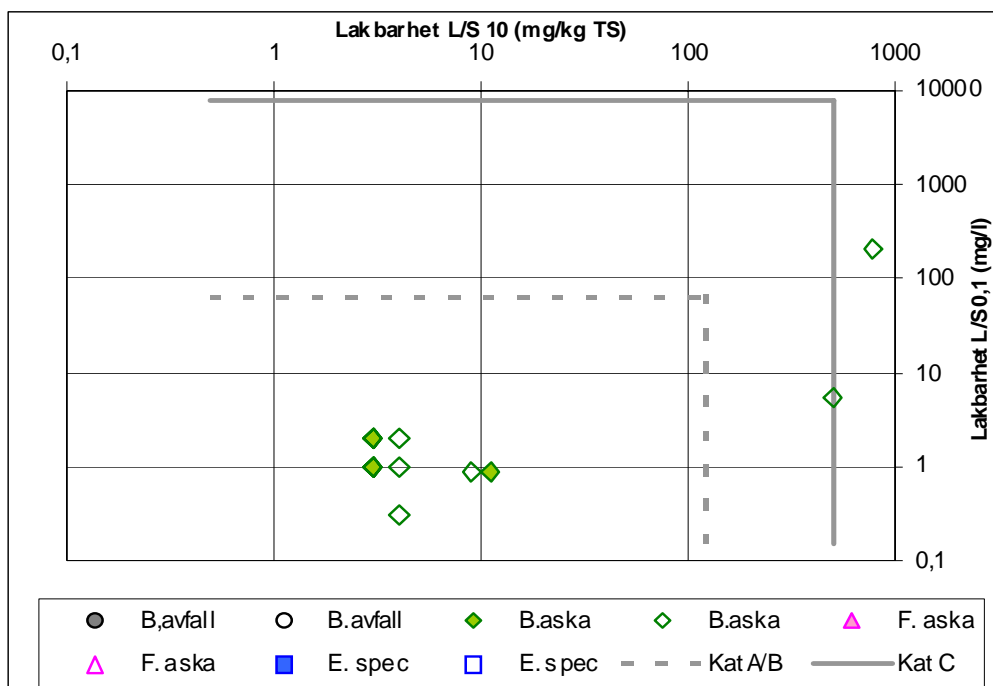
Figur 19. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av zink i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 19. Evaluation of data on the leachability and total content of zinc in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Beräknade totalhaltsbaserade riktvärden för zink är mycket höga med halter på 6,43 % respektive 50 % och begränsade av den påverkan på markkvalitet som kan ske genom deponerade dammpartiklar i anslutning till vägen. I den grafiska presentation (Figur 19)

har en övre gräns för redovisad totalhalt på 25000 mg/kg TS (2,5 %) valts. Som framgår av Figur 19 är det ett fåtal enstaka askor som ligger i närheten av eller över beräknade riktvärden för lakning (L/S 0,1 45 mg/l, L/S 10 64 mg/kg TS, kategori A/B). Samtliga övriga askor har god marginal avseende både riktvärden för lakning och totalhalt. Zinkinnehållet i askor utgör därmed generellt sett ringa risk vid användning som konstruktionsmaterial i anläggningsbyggande.

## 8.11 Fluorid

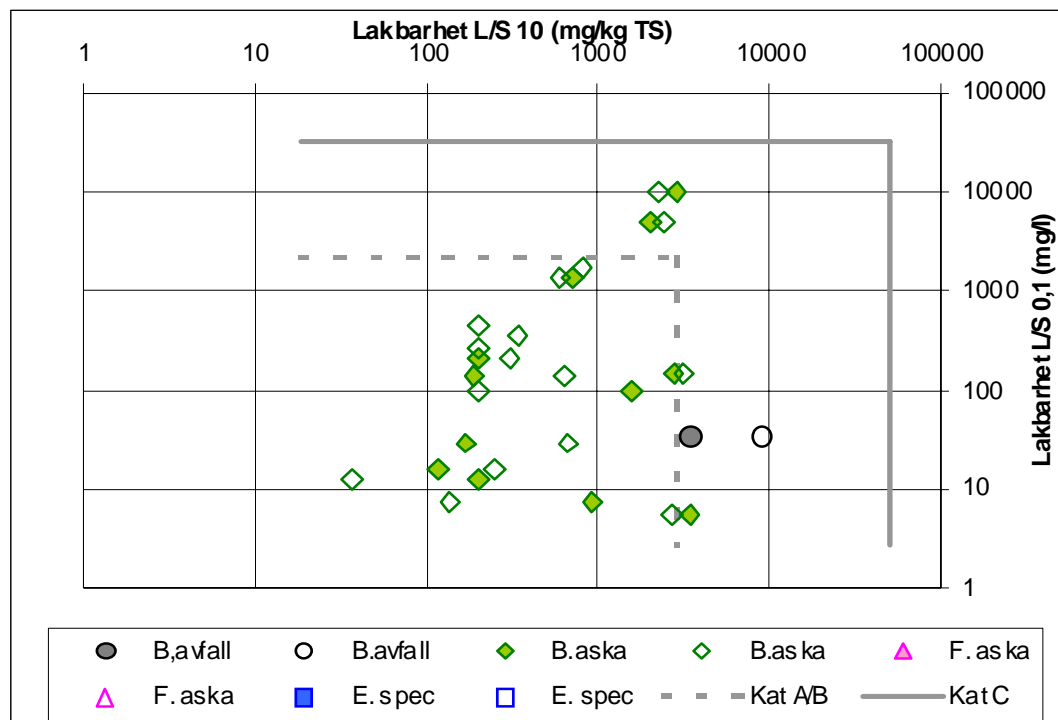


Figur 20. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet av fluorid i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonnstest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 20. Evaluation of data on the leachability and total content of fluoride in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

För fluorid har inga totalhaltsbaserade riktvärden beräknats eftersom fluorid relativt lätt lakas ut från askor och dessutom har stor mobilitet i markmiljö. Antalet tillgängliga askor med kompletta lakdata för fluorid är mycket få (10 st) och data för flygaskor saknas helt. Som framgår av Figur 20 överskrider ett par extrema askor lakgränsvärden för samtliga kategorier (text L/S 10 500 mg/kg TS, Kategori C). Dessa utgörs av sk pansandsaskor. I sammanhanget bör nämnas att gränsvärdet L/S 10 kategori C är helt baserat på generella mottagningskriterier för deponering av farligt avfall. För övriga askor tycks därmed att fluoridinnehållet i askor inte utgör en mer än ringa risk vid användning som konstruktionsmaterial i oskyddade konstruktioner.

## 8.12 Sulfat

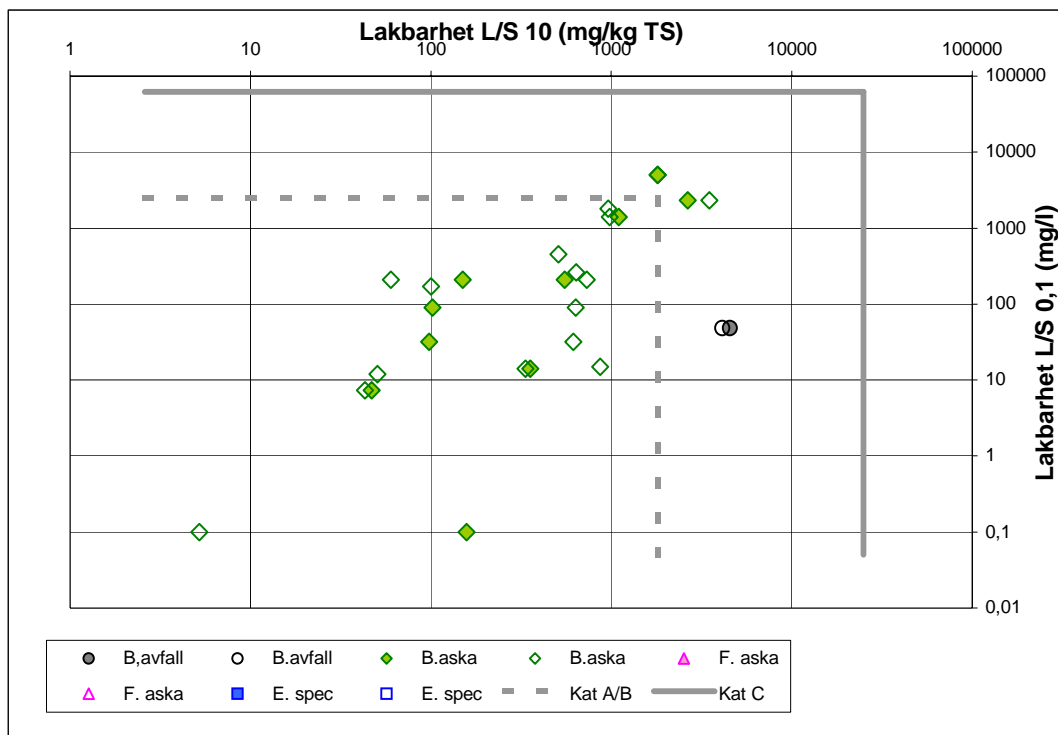


Figur 21. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av sulfat i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 21. Evaluation of data on the leachability and total content of sulphate in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

För sulfat har inga totalhaltsbaserade riktvärden beräknats eftersom sulfat lätt lakas ut från askor och dessutom har stor mobilitet i markmiljö. Antalet tillgängliga askor med kompletta lakdata för sulfat är få (17 st) och data för flygaskor saknas helt. Som framgår av Figur 21 överskrider en betydande andel av dessa (ca 40 %) något av lakgränsvärden för kategori A/B (L/S 0,1 2200 mg/l, L/S 10 2800 mg/kg TS). Flera askor ligger relativt nära riktvärdet och om inte hela det valda hälsokriteriet kan utnyttjas kommer ytterligare några askor överskrida riktvärdena. Inga lakkriterier för kategori C (konstruktion med skydd mot infiltration) överskrids. Beräknade riktvärden för utlakning utesluter därmed inte att sulfatinnehållet i askor utgör en mer än ringa risk vid användning av askor som konstruktionsmaterial i oskyddade konstruktioner.

## 8.13 Klorid



Figur 22. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av klorid i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 22. Evaluation of data on the leachability and total content of chloride in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

För klorid har inga totalhaltsbaserade riktvärden beräknats eftersom klorid lätt lakas ut från askor och dessutom har stor mobilitet i markmiljö. Antalet tillgängliga askor med kompletta lakdata för klorid är få (17 st) och data för flygaskor saknas helt. Som framgår av Figur 22 överskrider en inte obetydlig andel av dessa (drygt 30 %) lakgränsvärden för kategori A/B (L/S 0,1 1800 mg/l, L/S 10 2500 mg/kg TS). Flera askor ligger relativt nära gränsvärdena och om inte hela det valda hälsokriteriet kan utnyttjas kommer ytterligare några askor överskrida riktvärdena. Inga för lakgränsvärden för kategori C (konstruktioner med skydd mot infiltration) överskrids. Beräknade riktvärden för utlakning utesluter därmed inte att kloridinnehållet i askor utgör en mer än ringa risk vid användning som konstruktionsmaterial i oskyddade konstruktioner.



## 9 Diskussion

Utgångspunkten vid riskbedömningen har varit att askor skall kunna användas som vilket byggmaterial som helst. Några särskilda skyddsåtgärder skall inte behöva vidtas vare sig i själva hanteringen eller val av plats till exempel när det gäller krav på att vidta skyddsåtgärder i byggskedet eller att byggandet endast får ske med ett skyddsavstånd till närboende. Alla bedömningar som gjorts har haft som utgångspunkt att de skall vara försiktiga och motsvara en ringa risk från miljö- och hälsoskyddssynpunkt. Samtidigt måste det konstateras att det varken är rimligt eller önskvärt att alla riktvärdena tillåter att alla typer av askor kan nyttjas som konstruktionsmaterial. Flygaskor kan förväntas anrikas på ett antal miljöfarliga metaller som till exempel kadmium, bly och kvicksilver och användning av avfall som bränsleråvara kan bidra till höga halter av till exempel antimon, arsenik, bly och koppar. Miljöegenskaper för askor beror på processutformning och bränsletyp.

Det är viktigt att understryka att riktlinjer är generella, dvs de bygger på ett antal alternativa emissionsmodeller kopplade med ett bestämt utspädnings- och spridningsscenario. I dessa generella miljöriktlinjer har vi så långt som möjligt använt oss av parametervärde från två närbesläktade riskbedömningssystem, den sk TAC-modellen för beräkning av mottagningskriterier för deponering samt bedömningsmodellen för förorenad mark [12]. Anledningen till detta är att miljöriktlinjer skall harmonisera med dessa system. Det enskilda fallet kan naturligtvis avvika mycket från denna generella modell och om t.ex situationen ger en mindre utspädning eller konstruktionen innebär ett tjockare lager av aska så måste en platsspecifik beräkning utföras.

Mot bakgrund av den riskbedömningsmodell som utvecklats och det dataunderlag för askor som funnits tillgängligt kan följande generella riskklassning göras:

1. Ämnen där det saknas dataunderlag  
Erforderligt dataunderlag saknas för att avgöra den risk som naftalen, bens(a)pyren, antimon och selen utgör.
2. Ämnen som utgör ringa risk  
Halter av ämnen som kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink i askor tycks med undantag för ett fåtal askor utgöra ringa risk för miljöskador även om dataunderlaget rörande även dessa ämnen har varit bristfälligt
3. Ämnen som utgör något mer än ringa risk vid hög infiltration av vatten (oskyddad konstruktion)  
Av förhållandevis mobila ämnena kan klorid och sulfat utgöra mer än ringa risk vid nyttjande i konstruktioner som helt saknar skydd mot infiltration medan de däremot utgör ringa risk vid konstruktioner där infiltrationen av vatten är begränsad. Notera att effektkriterierna inte representerar en hälsorisk utan är tekniska anmärkningar i de svenska dricksvattennormerna ( se kap. 5.2). Halterna av fluorid tycks i huvudsak endast motsvara ringa risk även för oskyddade konstruktioner men dataunderlaget är mycket begränsat.

#### 4. Ämnen som kan utgöra mer än risk med avseende på totalhalt

Halterna av bly och arsenik utgör med få undantag ringa risk från lakningssynpunkt. När det gäller damning klarar bly även dessa riktvärdesberäkningar medan det för arsenik finns en indikation på behov av att begränsa damning. Beräkningar rörande risken av kvarlämnade vägar, efter det att de tagits ur bruk, pekar på att dessa ämnen kan utgöra mer än ringa risk från hälsosynpunkt (bilaga G). Detta gäller framför allt för arsenik som hos flertalet askor motsvarar tydligt mer än ringa risk i förhållande till beräknade riktvärden. Beräkningarna utgår från en exponering på 40 dagar per år och en årlig konsumtion av 1 kg växter från området. Något skyddslager som begränsar exponering förutsätts inte finnas (se bilaga G).

En svårighet i arbetet har varit att avgöra vilken hänsyn som skall tas till övergripande miljöpolitiska mål och policys och val av effektkriterier för olika ämnen. Till exempel frågan om vilken marginal som bör tillämpas vid beräkningarna i förhållande till en generell bakgrundsbelastning (som gör att en del av acceptabla effektkriterier är intecknade av annan exponering). Ett annat exempel är hur anpassning skall göras till vissa fastslagna miljömål att undvika material som innehåller vissa utpekade ämnen. Sådana frågor har därför helt lämnats utanför beräkningarna och hela effektkriteriet har här tagits i anspråk.

Den betydelse som värderingsfrågor har vid val av effektkriterier framgår även vid en närmare studie av arsenik. Dricksvattennormen för arsenik (som utgör det styrande effektkriteriet för utlakningsriktvärden) motsvarar en livstidsrisk för canceruppkomst på 0,1-0,3 procent [*Resultatrapport till Naturvårdsverket, Kontrakt nr 215 0409, Nationell kartläggning av arsenikhalter i brunsvatten samt hälsoriskbedömning, Marika Berglund, IMM, Britt-Marie Ek, Bo Thunholm, Kaj Lax, SGU, 2005-06-10*]. Det effektkriterie som tillämpas för partikelburen exponering (huvudsakligen damning) är däremot dimensionerat för en livstidsrisk på 0,001 %. Om en livstidsrisk på 0,1 % skulle tillämpas även avseende partikelburen exponering för arsenik i aska skulle samtliga granskade askor klara beräknade riktvärden med god marginal.

I den generella konceptuella modell för spridning i grundvatten till dricksvattenbrunn och till ytvattnen så blir valet av  $K_d$ -värde och grundvattenförhållande (djup, akvifär och flödes hastighet) av avgörande betydelse.

Modellen för beräkning av risker med dammspridning innehåller ett stort antal parametrar och matematiska beskrivning som i huvudsak består av "kvalificerade" gissningar. Förbättringar av modellen är framför allt nödvändiga när det gäller dammemissioner vid hantering (anläggning och rivning) och vid bruk av grusvägar. Speciellt kunskap och beskrivning av sådana förhållanden som kan skapa kortvariga men intensiva spridningsincidenter behöver förbättras.

Intag av grönsaker frukt och bär som kontaminerats med damm utgör den helt dominerade exponeringsvägen och här behöver kraftiga förbättringar göras av modellbeskrivningen för att bättre riskbedömningar skall kunna göras. En central sådan faktor är hur stor andel av det damm som deponeras på odlade grönsaker eller vilda bär som kan för-

väntas vara tillgängligt vid konsumtionstillfället, i modellen förutsetts att denna andel är 10%.

Valda riskbedömningsmodeller har inte funnits lämpliga när det gäller att bedöma ekotokikologiska krav på kvarlämnade vägar. I det avseendet krävs att en alternativ bedömningsmodell.

I bedömningssystemet är analys av totalhalten den referensmetod som används för att avgöra riskerna med intag av askpartiklar. Detta är de flesta fall ett mycket konservativt mått och andra testmetoder kan vara lämpliga som ger ett bättre mått på den humantillgängliga fraktionen vid exponering via inandning eller oralt intag.

De beräkningar som utförts utgår från att askan är täckt av ett slitlager av naturgrus eller asfalt och att konstruktionen inte utsatt för extrem påverkan, som t.ex att material sprids på ett okontrollerat sätt till omgivning vid ras eller skred. Det förutsätts också att normal akksamhet iakttages under anläggning och driftfas. Det rekommenderas därför att askanvändning i anläggningar byggs på ett sådant sätt och på en sådan plats så att ovanstående utgångspunkter för bedömningssystemet är uppfyllda.

## 10 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Under arbetet med utarbetande av miljöriktlinjer har en brist på kunskap identifierats inom följande områden:

### Grundläggande materialegenskaper

- Laktest för organiska ämnen
- Effektiv diffusionskoefficient för askor
- Retentions(kapillära-)egenskaper för askor

### Ämnestransport i mark och grundvatten

- Effekten av påverkan av alkaliskt lakvatten på underliggande jordlager och basbuffringskapaciteten för svenska jordar.
- Kd-värden för svenska jordar.

### Damning: Teorier, modeller, data och testmetoder för generering och spridning av damm samt biotillgänglighet

- Modellen för beräkning av risker med dammspridning innehåller många osäkra delmoment. Speciellt modellbeskrivning av och kunskap om betydelsen av damningsincidenter bör utvecklas.
- Testmetoder för den biotillgängliga fraktionen vid exponering genom oralt intag, direkt eller via deponerat damm på växter, och upptag av växter via rotsystem.
- Bedömningssystem för kvarlämnade askmaterial efter det att konstruktionen tagit ur bruk, speciellt rörande ekotoxikologiska krav.



## 11 Litteraturreferenser

- [1] Håkansson, K., Wik, O., Bendz, D., Helgesson, H. and Lind, B., Miljöriktlinjer för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande – Etapp 1. ISSN 0282-3772, Värmeforsk, Stockholm, 2004
- [2] Roth, L. and Eklund, M., 2003. Environmental evaluation of reuse of by-products as road construction materials in Sweden. *Waste Management*, 23: 107-116, 2003
- [3] Asante-Duah, D., Risk assessment in environmental management, Wiley & sons, Chichester, England, 515 p, 1998.
- [4] Hartlén, J., Fällman, A.-M., Back, P.-E., Jones, C., Principles for risk assessment of secondary materials in civil engineering work. AFR-report 250, Naturvårdsverket, 1999
- [5] Covello, V.T. and M.W., Merkhofer, Risk assessment methods - approaches for assessin health and environmental risks, Plenum Press, New York, USA, 318p, 1993.
- [6] Fairman, R., C.D. Mead, W.P. Williams. Environmental Risk Assessment - approaches, experiences and information sources, projektledare Ingvar Andersson Naturvårdsverket, EEA rapport, Monitoring and Assessment Research Centre, King's College, London, 1997
- [7] LaGoy, P.K., Risk Assessment - principles and applications for hazardous waste and related sites, Noyes publications, Park Ridge, New Jersey, USA, 248p, 1994
- [8] McKendry, P.J., Landfill design using a quantitative approach to risk assessment,
- [9] Pavasars, I., Characterisation of organic substances in waste materials under alkaline conditions (Avhandling). Linköping Studies in Arts and Science 186., 1999
- [10] Lind, B, L. Larsson, J. Norrman, O. Arvidsson, M. Arm SGI samt J-P Gustafsson, D Gustafsson, S-Å Ohlsson, Energiaska som vägbyggnadsmaterial-utlakning och miljöbelastning från en provväg Swedish Geotechnical Institute, SGI. Varia 557, 142 sidor, 2005
- [11] Naturvårdsverket , Development of generic guideline values, report 4639, Naturvårdsverket, 1996
- [12] Naturvårdsverket, Beräkningsmodell för riktvärden för mark, REMISSVERSION, 2005-07-04, Kontaktperson NV Yvonne Österlund, 2005
- [13] Rimbault, G., Description of moisture content and water movement in road pavements and embankments, ALT-MAT, Report No., WP1LCPC.005/WP1.SGI.004, 1999
- [14] Bendz, D., P. Flyhammar, J. Hartlén, M. Elert, *Leaching from residues used in highway applications – a system analysis*, Kapitel i: Environmental Impact Assessment of Recycled Hazardous Waste Materials On Surface and Groundwaters: Chemodynamics, Toxicology, Modeling and Information System, Water Pollution Series, ISBN: 3-540-00268-5, Springer Verlag, 2004

- 
- [15] Flyhammar, P., D. Bendz, Redistribution and leaching of different elements in a sub-base layer of MSWI bottom ash in a pavement construction, Accepted: Journal of Hazardous Materials, 2005
- [16] Bendz D., Arm M., Flyhammar P., Westberg G., Sjöstrand K., Lyth M., Wik O., Projekt Vändöra: En studie av långtidsegenskaper hos vägar anlagda med bottenaska från avfallsförbränning, Värmeforsk Q4-241, 2005.
- [17] California Environmental Protection Agency - OEHHA - Toxicity Criteria Database, access 2006-02-14  
<http://www.oehha.ca.gov/risk/ChemicalDB/chronicreference.asp?name=arsenic&number=7440382>
- [18] RIVM, Re-evaluation of possible human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM Report 711701 025. RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Nederländerna, 2001.
- [19] Miljöstyrelsen Danmark, Miljøstyrelsens vejledning nr. 2, 2002 ”B-værdivejledningen”, 2002
- [20] CCME, Canadian Water Quality Guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment.
- [21] British Columbia, Ministry of environment, Ambient Water Quality Guidelines for Chloride, April 2003
- [22] British Columbia, Ministry of environment, Ambient Water Quality Guidelines for Sulphate, November 2000
- [23] Wahlström, M., Eskola, P., Laine-Ylijoki, J., Leino-Forsman, H., Mäkelä, E., Olin, M. & Juvankoski, M. Risk assessment of industrial by-products used in earth construction (in Finnish).. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 79 s + app. 54p. (VTT Research Notes 1995). Data muntligen refererade av Margareta Wahlström, 1999
- [24] Abbott J, Coleman P, Howlett L, Wheeler P. Environmental and health Risks Associated with the Use of Processed Incinerator Bottom Ash in Road Construction. Prepared for BREWEB, EMC-00-68, 2003.
- [25] Lind, B. Hantering av vägdagvatten – råd och rekommendationer för val av miljöåtgärder, SGI rapport projekt 10671, 2004
- [26] IAEA: Handbook of parameter values for prediction of radionuclide transfer in temperate environments, Tech report series 364. International Atomic Energy Agency, Wien, 1994.
- [27] RIVM, Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden. van den Berg R. Report 725201006. Modified version of original report from 1991. RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Nederländerna, 1995
- [28] Simunek et al, HYDRUS 2-D, US Salinity Lab, 1999
- [29] Howard P., Boetling R., Jarvis W., Meylan W., Michalenko E., Handbook of environmental degradation rates. Lewis Publ., Inc. ISBN 0-87371-358-3, 1991.

- 
- [30] Aronson, D., M. Citra, K. Shuler, H. Printup, and P.H. Howard. Aerobic Biodegradation of Organic Chemicals in Environmental Media: A Summary of Field and Laboratory Studies. Prepared for U.S. EPA, Athens, GA, 1998.
- [31] Aronson, D. and P.H. Howard. Anaerobic Biodegradation of Organic Chemicals in Groundwater: A Summary of Field and Laboratory Studies. Prepared for the American Petroleum Institute, SRC TR-97-0223F. 1997.
- [32] Naturvårdsverket Oförbränt material i aska - Andel organiskt kol, mätmetoder, och mängder. Rapport 5334, 2003.
- [33] Hjelmar O., H.A van der Sloot, D. Guyonnet, R.P.J.J. Rietra, A Brun och D. Hall, Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations, Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 1-5 October, 711- 721, 2001
- [34] Hansen, J.B., Grøn, C., Hjelmar, O., Asmussen, O., Klem, S., Mizutani, S., Gamst, J., Wahlström, M., Håkansson, K., och Breedweld, G., 2004. Leaching tests for non-volatile organic compounds – development and testing. Insänd till NORDTEST, Espoo för publicering.
- [35] Hu Q., J.S.Y. Wang. Aqueous-phase diffusion in unsaturated geological media: a review, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 33(3), 275-297, 2003
- [36] Lichtner, P. C., The quasi-stationary state approximation to coupled mass transport and fluid rock interactions in a porous medium. Geochim Cosmochim Acta 52, 143-165, 1988
- [37] Blomqvist, G. De-icing salt and the roadside environment: Air-borne exposure, damage to Norway spruce and system monitoring, Avhandling, Kungliga Tekniska Högskolan, Division of Land and Water Resources, ISBN 91-7283-081-6, 2001.
- [38] RVF, Bedömningsgrunder för förorenade massor, 2002
- [39] Johansson Thunqvist, E-L. Estimating chloride concentration in surface water and groundwater due to deicing salt application, Avhandling, Kungliga Tekniska Högskolan, Department of Land and Water Resources Engineering, ISBN 91-7283-532-X, 2001.
- [40] Legret M., Pagotto C. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural road, Sci. Tot. Env., 235:143, 1999
- [41] Norrström A.C., Jacks G. Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts, Sci. Tot. Env., 218:161, 1998
- [42] Pihl, K.A., J. Raaberg Examination of pollution in soil and water along roads caused by traffic and the road pavement, The Danish Road Institute, report 104, 2000
- [43] Lindgren Å. Asphalt wear and pollution transport, Sci. Tot. Env., 189/190:281, 1996
- [44] POLMIT, Pollution from roads and vehicles and dispersal to the local environment. Draft, Final Report, PR/SE/603/99, RO-97-SC 1027.



- 
- [45] Rood, G.A., Wilde, P.G.M.d. och Aalbers, T.G., 1995. Emissie van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) uit diverse bouwmaterialen en afvalstoffen. 771402003, RIVM, rijksinstituut voor volksgezondheid en milieuhygiëne, Bilthoven, NL.
- [46] Larsson, L., Mellanlagring av asfalt. Utlakning från uppbruten asfalt - delrapport 1. SGI Varia 468, Statens geotekniska institut, 1998.
- [47] Bäckström, M. On the chemical state and mobility of lead and other trace elements at the biogeosphere/technosphere interface. Doktorsavhandling, Örebro Universitet, 2002
- [48] Ojala, L. & Mellqvist, E. Vägsalt – användning och påverkan på grundvattnet SGU-rapport 2004:13. Sveriges Geologiska Undersökning, 2004.



## **BILAGOR**

## **A Normer och direktiv**

### **A.1 Rådets beslut till deponeringsdirektiv med svenska föreskrifter (NFS 2004:10)**

Intentionerna i EU:s avfallsdirektiv (75/442/EEG) är att avfallshanteringen optimeras ekonomiskt och miljömässigt genom att avfallsströmmarna separeras i olika kategorier med olika krav på lämpliga metoder för omhändertagande. I samband med att miljöbalken trädde i kraft den 1 januari 1999 infördes EU:s definition av avfall i svensk rätt tillsammans med en ny hierarki för avfallsbehandlingsmetoder vilken innebar krav på ökad återanvändning, utsortering och förbränning av brännbart avfall, förbud mot deponering av brännbart avfall fr.o.m. år 2002 och styrning av avfallet bort från deponierna genom införande av deponeringsskatt. Den nya avfallsförordningen (SFS 2001:1063) ersatte tidigare förordningar och samtidigt infördes EG:s avfallskatalog. Den svenska deponeringsstrategin bygger på EG:s deponeringsdirektiv och definieras av Förordningen om deponeringen av avfall (2002:512) och Föreskrifterna om deponering av avfall (2001:14).

Acceptanskriterier för de olika avfallsdeponiklasserna fastslogs i rådets beslut den 19 december 2003 (2003/33/EG) i enlighet med artikel 16 och bilaga II till deponeringsdirektivet 1999/31/EC. Den svenska implementeringen av dessa acceptanskriterier finns reglerad genom Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfarande för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10). Gränsvärden för olika deponiklasser är definierade som lakbara mängder av en uppsättning ämnen. Gränsvärdena för lakning gäller 12 metaller, klorid, fluorid, sulfat, Fenolindex, DOC och TS.

I beslutet ingår för mottagning av avfall till en inertavfallsdeponi gränsvärden för totalhalter av parametrarna TOC, BTEX, PCB och mineralolja (C10-C40) samt cancerogena och övriga PAH:er. För mottagning till övriga deponiklasser är antalet (organiska) parametrar som analyseras med avseende på totalhalt färre.

### **A.2 Dricksvattenkriterier**

De svenska föreskrifterna för dricksvatten (SLVFS 2001:30) innehåller parametrar då vattnet skall bedömas som otjänligt respektive tjänligt med anmärkning enligt Bilaga 2 till samma föreskrift. Kategorin tjänligt med anmärkning delades i tidigare versioner av föreskrifterna upp i tre aspekter eller grunder för anmärkning. Dessa grunder var hälsomässiga, estetiska respektive tekniska. Denna indelning saknas i den nu gällande versionen (SLVFS 2001:30) men finns kvar i: Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. I detta projekt som handlar om riktlinjer för hälsa och miljö är det relevant att skilja dessa tekniska/estetiska aspekter från hälsomässiga, eftersom syftet är att undersöka i vilken grad ett bildat lakvatten kan innebära risker för hälsan. En sådan påverkan på ett grundvatten att det på grund av tekniska/estetiska anmärkningar inte kan

användas som dricksvatten är dock inte acceptabel från miljösynpunkt. I flertalet fall är de estetiska och tekniska riktvärden knutna till parametrar (hårdhet, järn etc) vars halter är beroende av den geokemiska miljön i dricksvattentäkten och som inte i betydelsefull omfattning påverkas av emissioner från de material och anläggningar som är aktuella i detta projekt. Ett undantag är klorid som även berörs av de regler som ges i NFS 2004:10.

### A.3 Ramdirektivet för vatten

Det nya EG ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) trädde i kraft den 22:a december 2000 och skall vara fullt implementerat i medlemsländerna 2015. Direktivets syfte är att uppnå *god status* för Europas yt- och grundvatten och ger uttryck för en holistiskt syn på hushållning och skydd av vattenresurser. Med utgångspunkt i enskilda avrinningsområden föreskriver direktivet bl.a. en kartläggning och analys av konsekvenserna av all mänsklig verksamhet som har en inverkan på grund- och ytvattenkvaliteten. Med ”god status” avses för ytvatten summan av god ekologisk status och kemisk (förorenings-) status. För grundvatten avser ”god status” summan av kemisk status och kvantitativ status. För grundvatten gäller dessutom ett allmänt krav om att alla tendenser till ökande koncentrationer av föroreningar skall motverkas.

Vattendirektivet refererar till tre grupper av ämnen: *huvudsakliga förorenande ämnen, prioriterade ämnen och prioriterade farliga ämnen*. De *huvudsakliga förorenande ämnena* består av stora grupper av ämnen som har benägenhet att förorena ett vatten, t.ex. metaller och deras föreningar, beständiga organiska föreningar och ämnen som har negativ inverkan på syrebalansen. De *prioriterade ämnena* är 33 till antalet och har publicerats i bilaga X till direktivet. Av dem har 11 ämnen identifierats som *prioriterade farliga ämnen*, se tabell X. Särskilda åtgärder skall vidtagas för en stegvis minskning av utsläpp av de prioriterade ämnena, och för de prioriterade farliga ämnena ska upphörande av utsläpp och spill eller gradvis eliminering ske före år 2020. Målet är att uppnå koncentrationer i recipienterna som ligger nära bakgrundsnivåerna för naturligt förekommande ämnen och nära noll för ämnen av antropogen härkomst.

Listan över prioriterade ämnen skall gås igenom vart 4:e år, nästa översyn skall ske 2004-12-22 enligt tidsplanen. För närvarande saknas gränsvärden för ämnena. Enligt tidsplanen skall fastställande av Miljökvalitetsnormer (dvs gränsvärdena kommer att författningsregleras) och utsläppsregleringar göras den 22:e december 2006 såvida inte åtgärder vidtagits av kommissionen. I bilaga X till direktivet tas ett fåtal tungmetaller upp. De är kadmium, bly, kvicksilver och nickel och föreningar därav. Alla dessa ingår i de svenska föreskrifterna om deponering (NFS 2004:10). Även PAH-föreningar ingår i bilaga X, både som enskilda ämnen och summaparametrar (se bilaga B).

### A.4 Bedömningsgrunder för förorenad mark

Dessa bedömningsgrunder skiljer sig från de tidigare genomgångna normsystemen (SLVFS 2001:30, NFS 2004:10 och Ramdirektivet för vatten) genom att de inte endast anger uppmätta eller modellerade värden i vatten som bas för kriterierna. Kriterierna beaktar flora och fauna (mikroorganismer) och där är totalhalterna styrande. Riktvärdena för förorenad mark baseras på totalhalter i jorden och inte på uppmätta halter i vatten [12].

## **A.5 Miljökvalitetsnormer**

Miljökvalitetsnormer finns angivna för ett fåtal medier. Förordningen (SFS 2001:527) beskriver miljökvalitetsnormer för utomhusluft och förordningen (SFS 2001:554) beskriver riktvärde och miljökvalitetsnorm för fisk och musselvatten. Miljökvalitetsnormerna anger dels föroreningsnivåer som inte får överskridas eller överskridas endast under vissa specifika förutsättningar, dels föroreningsnivåer som inte bör överskridas. Bestämmelser om att vidta åtgärder vid överskridande är också angivna.

Miljökvalitetsnormerna för luft anger både värden avsedda för skydd av människors hälsa och värden för skydd av miljön. De ämnen som tas upp är partiklar (PM 10; passerar med 50% effektivitet ett 10 mikrometersfilter), kvävedioxid, svaveldioxid, kolmonoxid, bly, bensen, ozon. Normerna för kolmonoxid, bensen och bly samt partiklar avser skydd för människa medan övriga har både normer för miljö och hälsa.

Miljökvalitetsnormerna för fisk och musselvatten är uppbyggda på liknande sätt. Dessa parametrar är endast satta med hänsyn till miljöskäl och inte med hänsyn till hälsoaspekter. Normerande parametrar för laxfiskvatten är temperatur, syre, pH, uppslammade fasta substanser, kemisk syreförbrukning (mätt som BOD5, vanligen används i Sverige BOD 7), nitriter, fenolföreningar, mineraloljebaserade kolväten, ammoniak (NH<sub>3</sub>) och ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), restklor, zink och koppar. För zink och koppar är normerna satta beroende av vattnets totala hårdhet. Särskilt normen för koppar är kraftigt beroende av kalciumhalten. Acceptabel halt av koppar i ett mycket hårt vatten är ca 20 ggr större än i ett mycket mjukt vatten.

## **A.6 Bedömningsgrunder för miljökvalitet**

Bedömningsgrunder för miljökvalitet finns beskrivna i Naturvårdsverkets rapportserie: Bedömningsgrunder för miljökvalitet. I serien finns rapporter om bedömningsgrunder för: Sjöar och vattendrag, Kust och hav, Grundvatten, Odlingslandskapet, Skogslandskapet, Förorenade områden.

För grundvatten, skogsmark och odlingsmark är det endast för ett fåtal ämnen som uppgifter finns för bedömning av toxiska ämnens påverkan på miljökvaliteten. För naturliga ytvatten finns ett något större bedömningsunderlag, liksom för grundvatten. När det gäller förorenade områden är tillgången på tillstånds- och jämförvärden mer omfattande och data finns för drygt 10-talet metaller och 20-talet organiska ämnen eller ämnes-

grupper. Tillgången på och kvaliteten för dessa uppgifter varierar dock kraftigt mellan olika förorenade media (mark, grundvatten, ytvatten och sediment) och är i många fall hämtade från andra länder utan direkt förankring i svenska förhållanden.

De parametrar som används i bedömningsgrunderna för Sjöar och vattendrag och grundvatten är kan betraktas som en form av indikatorer på miljön. Indikatorerna skall väljas så att de visar på samband mellan miljöeffekter och åtgärder och/eller orsakerna till miljöeffekter. En internationellt vedertagen struktur utgår från PSIR-kedjor (pressure – state – response). Miljökvaliteten beskrivs i dessa rapporter dels med avseende på ekosystemets tillstånd och dels bedöms avvikelse från jämförvärden. Jämförvärdena representerar ett naturligt tillstånd (=utan mänsklig påverkan). Genom att bilda kvoten mellan det uppmätta värdet fås en avvikelse. Avvikelsen klassindelas i en femgradig skala där klass 5 innebär en avvikelse som i allmänhet innebär en tydlig påverkan från lokala källor (ofta antropogena källor).

Förutom ovannämnda beskrivning av tillstånd och avvikelse är bedömningsgrunderna för Grundvatten satta med avseende på lämpligheten att använda vattnet som dricksvatten ur hälsosynpunkt, med avseende på teknisk användbarhet i distributionsanläggningar för dricksvatten, med avseende på förändringar i grundvattennivå och endast för metaller med avseende på biologiska effekter i akvatisk biota. Detta innebär att bedömningen av grundvattnet ur hälsosynpunkt följer samma normer som återfinns i SLVFS 2001:30 (Dricksvattenkriterier).

I rapporten Sjöar och vattendrag beskrivs också tillstånd och avvikelse från jämförvärden. Valet av parametrar har gjorts på sådant sätt att de skall utgöra ett mått på vattenkvaliteten i vid mening. Bland kemiska parametrar har valts sådana som indikerar miljöhot som eutrofiering, försurning och förekomst av metaller. En parameter som intressant nog inte tas upp för bedömning trots att den ingår i NFS 2004:10 och internationellt sett borde kunna vara ett problem är salthalten eller kloridhalten.

Det är värt att notera att det inom ramen för miljömålsarbetet pågår en utveckling av ytterligare bedömningsgrunder för kemiska ämnen. Ett av delmålen inom ramen för Giftfri miljö är att: För minst 100 utvalda kemiska ämnen, som inte omfattas av delmål 3, ska det senast år 2010 finnas riktvärden fastlagda av berörda myndigheter. Riktvärdena ska ange vilka halter som får förekomma i miljön eller vilka halter människor högst får utsättas (exponeras) för. Syftet är att riktvärdena på sikt ska fastställas som miljökvalitetsnormer.

KemI har utvecklat en metodik för att ta fram riktvärden för vattenmiljön, och har utarbetat sådana för ett 70-tal ämnen. Ca 40 av dessa riktvärden har Naturvårdsverket föreslagit som gränsvärden för ytvattenkvalitet. Någon motsvarande utveckling av riktvärden för markmiljö pågår dock inte. Europeiska Kemikaliebyrån ECB arbetar med att ta fram PNEC-värden (probable no effects concentration) för olika ämnen.

## A.7 Byggproduktdirektivet

För att underlätta den europeiska inre marknaden av byggprodukter skall tekniska handelshinder såsom nationella standarder, tekniska godkännanden och andra tekniska specifikationer och regler ersättas av gemensamma harmoniserade standarder. Med byggprodukt avses varje produkt som tillverkats för att infogas varaktigt i byggnadsverk, såväl i byggnader som i andra anläggningar. Direktivet innehåller en rad krav som byggprodukterna skall uppfylla under en ekonomiskt rimlig livslängd och under normalt underhåll. Dessa krav är indelade i sex generella kategorier. I kategorin *Hygien, hälsa och miljö* regleras emissioner av farliga ämnen från byggnadsverk. Det väsentliga kravet, vilket är definierat i Bilaga 1 i Byggproduktdirektivet, är att byggnadsverket skall vara konstruerat och utfört på ett sådant sätt att det inte medför risk för boendes eller grannars hygien eller hälsa.

Regleringen är baserad på emissioner från hela byggnadsverket under byggnadsverkets totala användningstid. Utgrävning, produktion, avfallsbehandling som förbränning eller återvinning faller utanför direktivet.

De farliga ämnen som är relevanta i byggnadsverk eller vid anläggningsarbete har listats i en speciell databas, framtagen av den europeiska kommissionen i samarbete med medlemsländerna. Databasen är under uppbyggnad. (<http://europa.eu.int/comm/enterprise/construction/internal/dangsub/dangmain.htm>)



## B Ämnen

Ämnen /parametrar	CAS-Nummer	Rådets beslut	Gränsv. dricksv. SLV	Vatten direktiv Priorit. Ämnen	Vatten direktiv prior. farliga ämnen	Riktlinjer föroren mark	Miljö-kval.nor mer	Bedömn. grunder miljö kval
Aluminium (tot, SLV)	7429-90-5		X					
Antimon	7440-36-0	X	X					
Arsenik	7440-38-2	X	X			X	X	X
Barium	7440-39-3	X						
Bly	7439-92-1	X	X	X	(X)	X	X (även luft)	X
Bor*	7440-42-8		X					
Järn	7439-89-6		X					X
Kadmium	7440-43-9	X	X	X	X	X	X	X
Kalcium	7440-70-2		X					
Klor (tot aktivt)	7782-50-5		X				X	
Kobolt	7440-48-7					X		X
Koppar	7440-50-8	X	X			X	X	X
Krom (III)	7440-47-3					X	X	X
Krom (VI)	7440-47-3					X		
Krom	7440-47-3	X	X					
Kviksilver	7439-97-6	X	X	X	X	X	X	X
Magnesium	7439-95-4		X					
Mangan	7439-96-5		X					X
Molybden	7439-98-7	X						
Natrium	7440-23-5		X					
Nickel	7440-02-0	X	X	X		X	X	X
Radon	10043-92-2		X					X
Selen	7782-49-2	X	X					
Tritium	10028-17-8		X					
Vanadin	1314-62-1					X		X
Zink	7440-66-6	X				X	X	X
Bromat	8044-71-1		X					
Fluorid	16984-48-8	X	X					X
Klorid		X	X					X
Totalfosfor								X
Totalkväve								X
Ammonium			X				X	
Nitrat	14797-55-8		X					X
Nitrit	14797-65-0		X				X	
Sulfat	14808-79-8	X	X					X
Fenolindex		X						

Ämnen /parametrar	CAS-Nummer	Rådets beslut	Gränsv. dricksv. SLV	Vatten direktiv Priorit. Ämnen	Vatten direktiv prior. farliga ämnen	Riktlinjer föroren mark	Miljö-kval.nor mer	Bedömn. grunder miljö-kval
Fenol	108-95-2					X	X	
Monoklorfenol (2-)	95-57-8					X		
Nonylfenol	25154-52-3			X	X			
(4-(para)-nonylfenol)	104-40-5			X				
Oktylfenol	1806-26-4			X	(X)			
(para-tert-oktylfenol)	140-66-9			X				
Diklorfenol (2,4-)*	120-83-2					X		
Triklorfenol (2,4,5-)	95-95-4					X		
Triklorfenol (2,4,6-)*	88-06-2					X		
Tetraklorfenol (2,3,4,6-)	58-90-2					X		
Pentaklorfenol	87-86-5			X	(X)	X		
Kresol (2-)	95-48-7					X		
Klorbensen	108-90-7					X		
Diklorbensen (1,2)	95-50-1					X		
Diklorbensen (1,4)	106-47-7					X		
Triklorbensenner	12002-48-1			X	(X)			
(Triklorbensen (1,2,4) )	120-82-1			X		X		
Tetraklorbensen (1,2,4,5)	95-94-3					X		
Pentaklorbensen	608-93-5			X	X	X		
Hexaklorbensen	118-74-1			X	X	X		
PCB tot	1336-36-3	X				X		
Hexaklorbutadien	87-68-3			X	X			
Dibromklorometan	124-48-1					X		
Bromdiklorometan	75-27-4					X		
Koltetraklorid	56-23-5					X		
Triklormetan	67-66-3			X		X		
Trikloretan	79-01-06					X		
Tetrakloreten	127-18-4					X		
Summa tetra- och trikloretan			X					
1,1,1-trikloreten	71-55-6					X		

Ämnen /parametrar	CAS-Nummer	Rådets beslut	Gränsv. dricksv. SLV	Vatten direktiv Priorit. Ämnen	Vatten direktiv prior. farliga ämnen	Riktlinjer föroren mark	Miljö-kval.nor mer	Bedömn. grunder miljö kval
Diklormetan	75-09-02			X		X		
1,2-dikloretan	107-06-2		X	X		X		
1,2-dibrometan	106-93-4					X		
C <sub>10-13</sub> -kloralkaner	85535-84-8			X	X			
Trihalometaner tot			X					
Vinylklorid	75-01-4		X					
Organiska halogenföreningar							X	
Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)*och **	117-81-7			X	(X)			
Nitrotoluen (2,4-di)	121-14-2					X		
Bromerade difenyletrar				X	X			
Dioxin (TCDD-ekv)* och **						X		
Naftalen** och *	91-20-3			X	(X)	X		
Acenaftalen** och *	208-96-8					X		
Acenaften* och **	83-32-9					X		
Antracen	120-12-7			X	(X)	X		
Fluoren	86-73-7					X		
Fenantren** och *	85-01-08					X		
Fluoranten*och **	206-44-0			X		X		
Pyren* och**	129-00-0					X		
Benso(ghi)perylen *	191-24-2			X		X		
Benso(a)antracen*	56-55-3					X		
Chrysen*	218-01-9					X		
Benso(b)fluoranten*	205-99-2			X		X		
Benso(k)fluoranten*	207-08-9			X		X		
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	193-39-5			X		X		

Dibenso(a,h)antracen*	53-70-3					X		
Ämnen /parametrar	CAS-Nummer	Rådets beslut	Gränsv. dricksv. SLV	Vatten direktiv Priorit. Ämnen	Vatten direktiv prior. farliga ämnen	Riktlinjer förören mark	Miljö-kval.nor mer	Bedömn. grunder miljö-kval
Bens(a)pyren*	50-32-8		X	X		X		
PAHer		X	X	X	X	X		
BTEX		X						
Bensen**	71-43-2		X	X		X	X (luft)	
Toluen**	108-88-3					X		
Etylbensen	100-41-4					X		
Xylen	1330-20-7					X		
Mineralolja C <sub>10-40</sub>		X					X	
Akrylamid	79-06-1		X					
Cyanider komplex						X		
Cyanider fri	57-12-05					X		
Cyanid tot			X					
Epiklorhydrin			X					
Alifat C <sub>5</sub> -C <sub>6</sub>						X		
Alifat C <sub>6</sub> -C <sub>8</sub>						X		
Alifat C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>						X		
Alifat C <sub>10</sub> -C <sub>12</sub> **						X		
Alifat C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub> **						X		
Alifat C <sub>16</sub> -C <sub>35</sub> **						X		
Aromat C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>						X		
Aromat C <sub>10</sub> -C <sub>12</sub>						X		
Aromat C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>						X		
Aromat C <sub>16</sub> -C <sub>21</sub>						X		
Aromat C <sub>21</sub> -C <sub>35</sub>						X		
MTBE	1634-04-4					X		
Bekämpningsmedel			X					X
Alaklor	15972-60-8			X				
Atrazin	1912-24-9			X	(X)			
Klorfenvinfos	470-90-6			X				
Klorpyrifos	2921-88-2			X	(X)			
Diuron	330-54-1			X	(X)			
Endosulfan	115-29-7			X	(X)			

(alfa-endosulfan)	959-98-8			X				
Ämnen /parametrar	CAS-Nummer	Rådets beslut	Gränsv. dricksv. SLV	Vatten direktiv Priorit. Ämnen	Vattendirektiv prior. farliga ämnen	Riktlinjer förören mark	Miljö-kval.nor mer	Bedömn. grunder miljökval
Hexaklorcyklohexan	608-73-1			X	X			
(gamma-HCH, lindan)	58-89-9			X				
Isoproturon	34123-59-6			X	(X)			
Simazin	122-34-9			X	(X)			
Tetraetylbly	78-00-2					X		
Tributyltennföreningar	688-73-3			X	X			
(Tributyltennkattjon)	36643-28-4			X				
Trifluralin	1582-09-8			X	(X)			
ANC		X						
alkalinitet								X
Antal mikroorganismer, 22 °C			X					
Antal långsam-växande bakterier			X					
Clostridium perfringens			X					
DOC		X						
E Coli			X					
Koliforma bakterier			X				X	
Aktinomyceter			X					
Enterokocker			X					
Mikrosvampar			X					
Färg			X				X	X
Konduktivitet			X				X(salthalt)	
LOI		X						
Lukt			X					
Oxiderbarhet (Permanganatindex/ COD (Mn))			X					X
pH		X	X				X	X
Smak			X				X	
Temperatur			X				X	
TOC		X	X					X
Tot. Indikativ dos			X					
TS (susp för MKN)		X					X	
Turbiditet			X					X
Syre							X	X

Kväveoxider							X (luft)	
Ämnen /parametrar	CAS-Nummer	Rådets beslut	Gränsv. dricksv. SLV	Vatten direktiv Priorit. Ämnen	Vatten direktiv prior. farliga ämnen	Riktlinjer föroren mark	Miljö-kval.nor mer	Bedömn. grunder miljökval
Svaveldioxid							X (luft)	
Kolmonooxid							X (luft)	
Partiklar PM 10							X (luft)	
Siktdjup								X
Absorbans								X
Biologiska parametrar i recipient								X

Organiska ämnen i bottenaskan från Dåva kraftvärmeverk [10]:

(\*) överstigit detektionsgräns i fastfas

(\*\*) överstigit detektion i vattenfasen

## C Existerande närliggande riskbedömningssystem

Såsom det redan påpekats i det inledande kapitlet så har miljöriktlinjerna för aska utformats så att de harmonierar med de underliggande principerna både bedömningsgrunderna för förorenad mark och med acceptanskriterierna för de olika avfallsdeponiklasserna. I detta stycke beskrivs därför dessa system kortfattat tillsammans med förslaget till bedömningsgrunder för förorenade massor som publicerats av [38].

I *Naturvårdsverkets bedömningsgrunder* för förorenad mark (MIFO) görs en förenklad riskbedömning som består av en sammanvägning av fyra olika aspekter:

- Bedömning av föroreningarnas farlighet (baserat på Kemikalieinspektionens faroklasser)
- Föroreningsnivå
- Spridningsförutsättningar
- Känslighet/skyddsvärde

Föroreningsnivån, som är en bedömning av hur förorenat ett objekt är, är en sammanvägning av tillstånd, avvikelse från jämförvärde, mängd förorening och volym förorenade massor. Bedömning av tillstånd och avvikelse från jämförvärde görs för mark och sediment, men inte för byggnader och anläggningar. Deponier och utfyllnader betraktas som mark.

En riskmodell har använts för att ta fram generella riktvärden för ett antal ämnen och ämnesgrupper för bedömning av förorenad mark för känslig markanvändning (KM) (marken kan utnyttjas för t.ex. bostäder, daghem, odling, djurhållning, grundvattenuttag och som parkmark, grönområde, naturmark och skog), mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd (MKM GV) (marken kan utnyttjas för t.ex. kontor, industrier eller vägar) och mindre känslig markanvändning utan grundvattenskydd (MKM). De generella riktvärden används vid riskklassificering och förenklad riskbedömning. Modellen finns utförligt beskriven i "Development of generic guideline values" [11]. Riskmodellen baseras på att man skall ta hänsyn både till hälso- och miljöeffekter. Hälsoeffekter antas uppkomma vid direkt hudkontakt, genom inandning av damm och ångor samt genom intag av jord, grundvatten, grönsaker och fisk. Miljöeffekterna antas uppkomma antingen på markekosystemen inom området eller på ekosystem i ett närbeläget ytvatten.

I de *acceptanskriterier för de olika avfallsdeponiklasserna* som publicerats den 16 januari 2003 i annex II till deponeringsdirektivet 1999/31/EC så anges en acceptabel lakbar mängd för olika typer av avfall. Acceptanskriterierna baserar sig till stor del på modellberäkningar där beräknade halter i definierade kontrollpunkter jämförs med gränsvärden. Beräkningarna har gjorts för ett specificerat spridningsscenario med den sk TAC modellen [33]. I det specificerade scenariot ingår bl.a deponins geometri, den omättade zonen och akvifären tjocklek och geohydrologiska parametrar som porositet, densitet, dispersivitet och permeabilitet, grundvattenflöde, randvillkor (såsom årlig nettoinfiltration).

tion) och avstånd till exponeringspunkt. Endast hälsoeffekter genom exponering via grundvatten beaktas. Vissa justeringar har gjorts för att ta hänsyn till miljöeffekter (Zn och Cu) samt för vissa inom kemikaliepolitiken särskilt utpekade tungmetaller (Hg, Cd och Pb) har kraven skärpts ytterligare.

De olika bedömningssystemen sammanfattas och jämförs översiktligt med avseende på några viktiga komponenter i tabell 4.

Vissa komponenter i Naturvårdsverkets bedömningssystem är relevanta vid utformningen av miljöriktlinjer för askanvändning och har därför implementeras i detta arbete. Exempel på detta är kemisk-fysikaliska eller toxikologiska data och exponeringsmodeller för fasta partiklar (direkt intag, damning). Andra komponenter går ej att applicera eller måste modifieras på grund av grundläggande skillnader. Som exempel kan nämnas att vid nyttiggörande av aska är askan ofta avskärmd av en teknisk konstruktion vilket minskar risken för läckage och spridning. Ett exempel på detta är en vägkonstruktion med hårdgjord yta. Exponering genom hudkontakt, liksom direktintag och inandning blir då framför allt begränsat till anläggningsskedet och vid en eventuell uppgrävning och borttransport av vägen. I kapitel 3, 6 och 7 beskrivs uppbyggnaden av miljöriktlinjerna och med referenser till ovanstående bedömningssystem.



Tabell 4 Översiktlig jämförelse av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för förorenad jord [11], bedömningsgrunderna för förorenade massor [38] och TAC-modellen[33].

	Development of generic guideline values [11]		Bedömn. grunder föroren. massor [38]	Annex 2 till Deponeringsdirektiv 1999/31/EC, TAC model [33]
Jämförelsegrund	totalhalt		<sup>(3)</sup> totalhalt	lakbarhet
Exponeringsvägar	KM	MKM		
Hälsoeffekt:				
intag av jord/avfall	ja	ja	(4)	nej
hudkontakt	ja	ja	(4)	nej
inandning av damm	ja	ja	(4)	nej
inandning av ångor	ja	ja	(4)	nej
intag av grundvatten	ja	(1)	ja	ja
intag av grönsaker	ja			nej
intag av fisk	ja			nej
Miljöeffekt:				
effekter inom området	ja	ja		nej
effekter i ytvattenrecipient	ja	ja	ja	nej
Emissionsanalys för vatten (källterm):				
Tidsberoende	oändlig		oändlig	exponentiellt avklingande
Kvantifiering	Kd modell		Kd modell	lakttest (EN 14405) och definierat deponiscenario
Exponeringsmodell ytvatten:			(2)	nej
utspädning: porvatten-ytvatten	4000 ggr		2000 ggr	-
nedbrytning	nej		nej	-
fastläggning/sorption	nej		nej	-
Exponeringsmodell grundvatten:			(2)	ECOSAT modell/Modflow och definierat scenario
utspädning	13 ggr	<sup>(1)</sup> 55 ggr	200 ggr	ja
nedbrytning	nej		nej	nej
fastläggning/sorption	nej		nej	ja, Kd-modell

- (1) Beaktas för mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd (MKM GV)
- (2) Bedömning om uppkomsten av lakvätskor kan ge upphov till hälso- och miljöeffekter i samband med deponering
- (3) Beräkningar med en modell liknande TAC-modellen används för att möjliggöra jämförelse med lakttestresultat för tungmetaller.
- (4) Enligt klassificeringen av kemiska produkter (KIFS 1994:12) tas hänsyn till föroreningsens toxicitet vid intag, inandning och hudkontakt. Detta är dock inte specifikt relaterat till hantering av förorenade massor.

## D Trafikgenererad bakgrundsbelastning

### D.1 Generellt

Föroreningsspridningen längs vägar och miljöeffekter av konstruktionsmaterial har ofta studerats ur separata och avgränsade perspektiv. Trafikens inverkan på omgivningen under drifttiden, såsom spridning av tungmetaller och påverkan av saltning på grundvatten (se t.ex [37][39][40][41][42]), spridning av ämnen från nötning av asfalt eller nötning från fordon [43] har studerats i separata projekt från materialanalyser med avseende på innehåll och utlakningsegenskaper.

Information om bakgrundsbelastning har till stor del hämtats från ett större europeiska samarbetsprojekt, POLMIT [44], vilket genomförts med syfte att karaktärisera miljöpåverkan av trafik. Inom ramen för projektet studerades den trafikgenererade belastningen i fält på 14 stycken platser/vägar i Europa. Dessa lokaler representerar vitt skilda karaktistika med avseende på ålder, trafikbelastning, konstruktion och omgivning.

De emissioner som uppstår vid brukande och drift av vägar utgörs av:

- Avgasemissioner, vilka beror dels på tekniska faktorer (motor, drivmedel, transmission etc) och faktorer som har med brukandet att göra, dvs det sätt på vilket fordonet används.
- Nötning (bromsbelägg, däck, färg, etc) och korrosion av fordon
- Nötning av vägbana
- Vägunderhåll, emissionerna utgörs framförallt av saltning vintertid.
- Nedskräpning och läckage
- Atmosfärisk deposition

Genom beräkningar så fann man att den största emissionen utgjordes av klorid, zink, koppar och bly (i de regioner där drivmedel innehållande bly användes). I Sverige har biltrafikens blyutsläpp upphört efter införandet av oblyad bensin. När det gäller organiska ämnen så fann man att PAH:erna fluoranten och naftalen var de mest frekvent förekommande.

### D.2 Källor och spridningsvägar

De föroreningar som ansamlats på vägbanan kan spridas till vägens närmsta omgivning via luften som damm och stänk eller som ytavrinning. Enligt en sammanställning av [25] hamnar huvuddelen av det sprids som damm och stänk inom ett avstånd av 10-20 meter från vägbanan. Omkring en tredjedel av metallerna som återfinns i de svenska vägarnas sidoområde har spridits via ytavrinningen och resterande två tredjedelar via stänk och atmosfärisk deposition [47]. För vissa ämnen kan spridning med partiklar och

aerosoler dominera totalt jämfört med spridning med ytavrinning, ex: Cu och Pb: 90 % som partiklar/aerosoler och 10 % med avrinning (motsvarande siffror för Zn är 50%).

Vägdikena har en viktig funktion som filter för föroreningar. De föroreningar som ej fastläggs eller bryts ned i vägdikena återfinns i löst eller partikulär form i vägdagvatt-net, vilket antingen kan evapotranspirera, infiltrera i diket, rinna ut i ett ytvatten eller ledas bort för omhändertagande (dammar, översilningsytor, etc).

Vägdagvattnets innehåll av föroreningar är i de flesta fall direkt kopplad till trafik-mängden. Höga föroreningshalter kan förväntas framförallt från de större vägarna i Sve-rige men endast ca 1,5 % av hela det statliga vägnätet har en årsdygnstrafik (ÅDT) över 10 000. Enligt en litteratursammanställning presenterad i [25] så innehåller vägdagvatt-net normalt sett relativt låga halter föroreningar, se tabell 12. För vägar med en ÅDT<10 000 förslås i ett framtagna rekommendation för val av miljöåtgärder vid han-tering av vägdagvatten att [25]: ”Inga särskilda åtgärder krävs för omhändertagande av dagvatten. Tillämpa Vägverkets normala arbete för vägutformning och miljöhänsyn.” Gräsklädda diken föreslås rensas på sediment och massor vart 5:e år.

Tabell 6 Schablonhalter i dagvatten [25].

Grupp av förore-ning	Källa	Parameter	Koncentration i vägdagvatten, schablon-halter		
			Medelhalt respektive spridning		
			10 000 – 15 000 ÅDT	15 000 – 30 000 ÅDT	> 30 000 ÅDT
Partiklar	Vägmateri- al, bromsbelägg, avgaser, däck, korrosion – fordon – vägut- rustning	Suspenderat material <i>Starkt beroende av dubbdäck</i>	mg/l <b>75</b> (50-200)	mg/l <b>100</b> (50-1000)	mg/l <b>1000</b> (100-5000)
Metaller	Vägmateri- al, bromsbelägg, korrosion – fordon – vägutrustning, oljor, bränslen, katalysatorer, däck, färg	Bly (Pb)	µg/l <b>20</b> (5-40)	µg/l <b>25</b> (5-50)	µg/l <b>30</b> (20-1000)
		Zink (Zn)	<b>100</b> (50-300)	<b>150</b> (50 – 500)	<b>250</b> (100-1000)
		Koppar (Cu)	<b>35</b> (10-50)	<b>45</b> (10-100)	<b>60</b> (10-800)
		Kadmium(Cd)	<b>0,5</b> (0,2-1)	<b>0,5</b> (0,2-1)	<b>0,5</b> (0,5-100)
Organiska ämnen	Avgaser, däck, oljor,	PAH	<b>0,5</b> (0,1-1)	<b>1,0</b> (0,1-10)	<b>1,5</b> (0,1-10)
Näringsäm- nen	Avgaser, oljor	Kväve (N)	mg/l <b>1,2</b> (0,05-2)	mg/l <b>1,5</b> (0,05 – 8)	mg/l <b>2,0</b> (1-10)
		Fosfor (P)	<b>0,15</b> (0,1-0,2)	<b>0,20</b> (0,1 - 0,5)	<b>0,25</b> (0,1- 3)

Det är svårare att finna relevanta uppgifter för koncentrationen av klorid i vägdagvatten eftersom användning av vägsalt uppvisar stora variationer i tiden och regionalt. Lokalt

kan man ha en mycket hög belastning av klorid under korta tidsperioder. Totala används årligen 250 000 ton NaCl på det statliga vägnätet. Denna mängd representerar i snitt c:a 9 ton salt per kilometer och år. Utöver detta används ytterligare 70 000 ton på det kommunala vägnätet [48].

Bakgrundshalterna av klorid kan variera mycket. Förhöjda halter kan bero både på rester av saltvatten från tiden då området låg under havsytan (relikt saltvatten) såväl som på mänsklig aktivitet som t.ex saltning eller saltvatteninträngning till följd av kraftigt grundvattenuttag i kustnära zoner.

## **E Lakbarhet av organiska ämnen för några olika restproduktmaterial - en jämförelse**

Ett flertal olika prover testades med kolonnlakning i en studie genomförd av [44], varefter lakvätskan analyserats med avseende på 10 olika PAH:er. PAH:er fanns i detekterbara i en jord från ett naturområde, två förorenade jordar, murbruksgranulat, betonggranulat, siktsand, asfalt, bottenaska, flygaska, strålgrit, och muddermassa. Summan av lakningen av dessa PAH:er var generellt mellan ca 1 och 15 µg/kg. Svår förorenad jord och tjärasfalt lakade mer. Försöken utfördes vid pH 4. Flera processer som begränsade lakningen konstaterades: löslighetsbegränsning, uttömning av en mobil PAH-fraktion, och komplexering av PAH med organiska ämnen. Lågmolekylära PAH lakades mest, dessa är också mest lösliga i vatten.

Vid kolonnlakning av uppbruten äldre bitumen förekom endast naftalen av de s.k. 16 PAHerna i detekterbar halt, och då endast i det första lakvattnet. Vid parallellt test på liknande prov, med fokus på vad som kunde vara totalt tillgängligt för lakning på mycket lång sikt, var hälften av dessa PAH (främst från gruppen övriga PAH) detekterbara i lakvattnen [46].

Inom ett Nordtestprojekt [34] undersöktes fyra olika material med två olika testmetoder (vägdikesmassor, krossade lerduvor, jord förorenad av lerduvor, industriellt kontaminerad jord. I projektet jämfördes metoderna batch test och kolonnlakning, för att ta fram en metod som skulle kunna utvecklas till standardmetod. I detta projekt diskuterades delvis relevansen för val av testsubstanser i förorenad jord. Ur lakningssynpunkt hävdades att PAH, petroleumkolväten samt PCB borde vara av intresse för lakning från förorenad mark. Man menade att volatila ämnen som klorerade kolväten och BTEX i viss mån skulle kunna vara intressanta men att teoretiskt beräknade halter i porvattnet var möjliga att ta fram. Fenoler skulle också kunna vara en substansgrupp av intresse men dess snabba nedbrytning skulle göra dem mindre relevanta för laktester. Det experimentella arbetet inriktades därför på jämförelse av lakmetoderna med avseende på PAH.

## F Jämförelse 1-D och 2-D modellering av Grundvattentransport

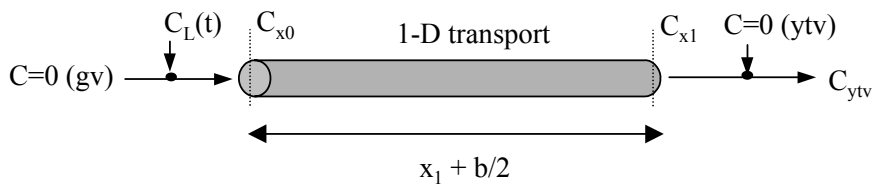
### F.1 Modeller

Modellpaketet STANMOD används för att beräkna 1-D transport i grundvattnet av de lösta ämnen som lakas ut ur askkonstruktionen. I STANMOD ingår en analytisk lösning av advektions-dispersions-ekvationen i 1-D (CXTFIT).

Modellen HYDRUS-2D [28] är ett numeriskt modellverktyg och används här för att beräkna transport i 2-D i mark och grundvattenzon.

### F.2 1-D modellering av koncentration i EP 1

Tillvägagångssättet vid den endimensionella modelleringen av koncentrationen i EP 1 inklusive utspädning med grundvatten och i ytvattenrecipient kan beskrivas schematiskt enligt figur.



Figur 1 Schematisk illustration beräkning av koncentrationer i EP 1 ( $C_{x1}$ ) och EP2 ( $C_{ytv}$ ) i det endimensionella fallet

Enligt ovanstående antagande ligger vägkonstruktionen direkt i kontakt med grundvattnet och den utspädning som sker av det bildade lakvattnet kan förenklat beskrivas:

$$C_{x0}(t) = \frac{bq_L C(t)}{z_1 q_{gv} + bq_L}$$

där  $C_{x0}(t)$  är koncentrationen i grundvattnet efter utspädning under askkonstruktionen. Utspädningsfaktorn är då :

$$\text{Utspädningsfaktor} = \frac{z_1 q_{gv} + bq_L}{bq_L}$$

### F.3 2-D modellering av koncentration i EP 1

Koncentrationen i de valda exponeringspunkterna beräknas som funktion av tiden. Vid 2-D modelleringen beräknas resultatet i exponeringspunkten EP1 som ett integrerade värde över djupet,  $z$ .

$$C_i(x, t) = \frac{1}{z_1} \int_0^{z_1} C(x, z, t) dz, \quad x = x_1, \quad 0 \leq t$$

dels presenteras ett antal ögonblicksbilder vid tidpunkterna  $t_j$  där koncentrationen i exponeringspunkten 1 presenteras som funktion av djupet:

$$C_1(x, z, t) = C(x, z, t), \quad x = x_1, \quad 0 \leq z \leq z_2, \quad t = t_j, \quad j = 1, 2, \dots, 5$$

Beräkningar har genomförts för 3 fall: Modellparametrarna som användes vid modellberäkningarna redovisas i tabell 1 och 2.

Tabell 1 Modellparametrar-geometri och hydrologi

parameter	värde
b (m)	10
$x_1$ (m)	20
$z_1$ (m)	5
$\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )	1500
$q_L$ (m/år)	0.3
$q_{ev}$ (m/år)	18
<sup>1)</sup> $z_1$ (m)	5
<sup>1)</sup> $\phi$	0.3
<sup>1)</sup> $K_s$ (m/s)	1.4 E-4
<sup>1)</sup> $D$ (m/s <sup>2</sup> )	1.0 E-9
$\lambda$ (m)	2

<sup>1)</sup>Hämtad från TAC-modellen

Jämförande beräkningar har genomförts för tre olika oorganiska ämnen, Cl, Zn och Pb, som representerar olika transportegenskaper och som förekommer i olika mängder i askan. I scenario 3, 6 och 9 i tabell 2 nedan representerar  $C_0$  och  $S_{tot}$  vid L/S 10 gränsvärdena för deponering av icke farligt avfall tillsammans med stabilt icke-reaktivt farligt avfall enligt NFS 2004:10. Här redovisas resultaten från modellberäkningarna i 1-D och 2-D enligt tabell 2.

Tabell 2 Modellparametrar-emission och retardation

Ämne	$C_0$ (mg/l)	Utlakadmängd (mg/kg) L/S $10^{-1}$	$k$ (år <sup>-1</sup> ) <sup>2)</sup>	Kd (l/kg) <sup>3)</sup>
Cl	8500	15 000	0.227	0
Zn	15	50	0.12	100
Pb	3	10	0.12	1000

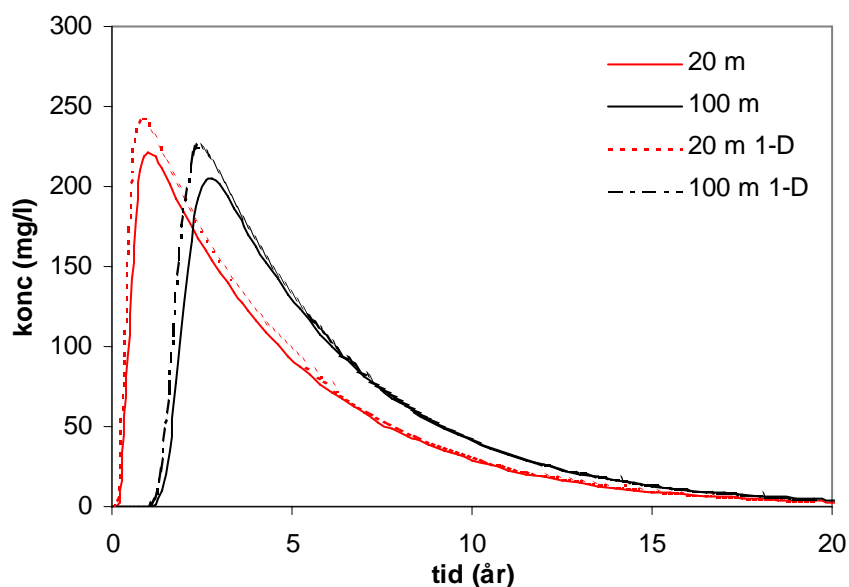
1) Icke farligt avfall NFS 2004:10

2) Exponentiell emissionsmodell

3) Generellt Kd-värde NV rp 4639 (ej samma som i TAC-modell)

## F.4 Resultat

Kurvorna anger koncentration som funktion av tiden i EP 1 belägen på några olika avstånd ( $x_1$ ) från vägkanten ( $x=0$ ). I figur 2 visas resultaten från modelleringen av kloridtransporten.

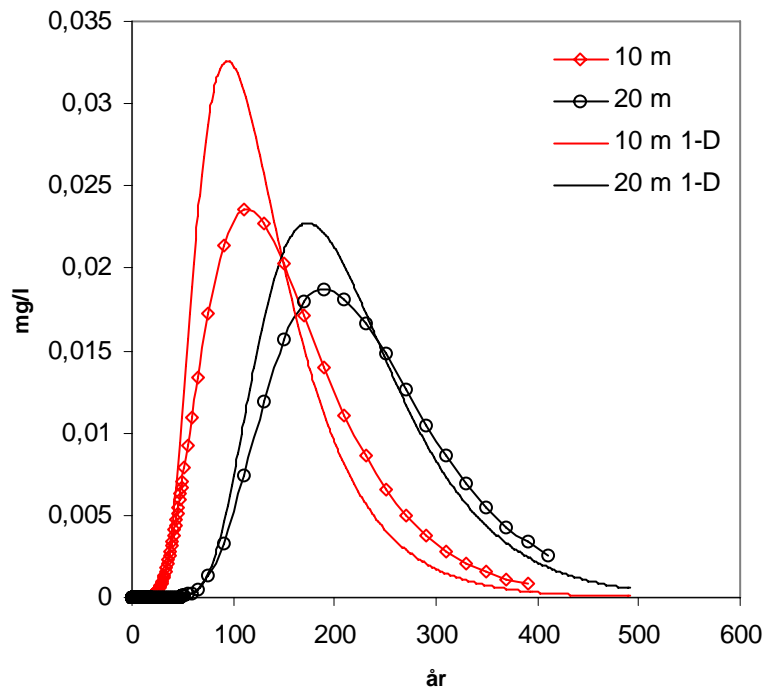


Figur 2 Kloridkoncentration i EP 1, belägen 20 alt 100 meter från vägkanten

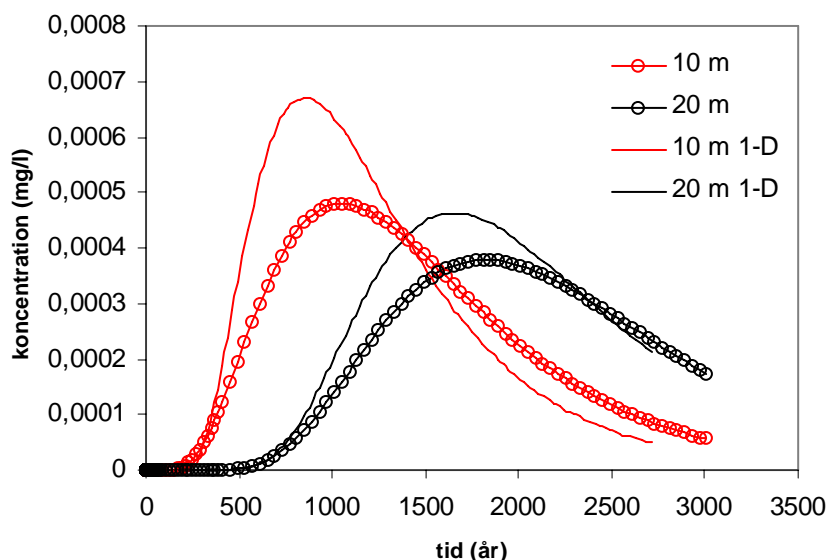
Överensstämmelsen mellan den endimensionella och tvådimensionella modellen är mycket god när det gäller transport av klorid i grundvattnet för vilken ingen retardation sker. Som väntat blir dispersionen något större vid den tvådimensionella modelleringen.



I figur 3 och 4 redovisas resultatet från modelleringen av zinktransport respektive blytransport. Skillnaden mellan modellresultaten från den endimensionella respektive tvådimensionella modellen är större för de retarderande ämnen i dessa fall zink och bly, men skillnaden avtar med transportsträckan.



Figur 3 Zinkkoncentration i EP 1, belägen 10 alt 20 meter från vägkan-  
ten



Figur 4 Pb koncentration i EP 1, belägen 10 alt 20 meter från väggkanten

## F.5 Slutsats

Som förväntat visar modelleringen att fördelningen av lösta ämnen över djupet i EP1 och EP2 beror av deras retarderande egenskaper och dispersiviteten. Ju mindre retarderande desto jämnare fördelning över djupet och desto mindre koncentrationsgradienter. Variationen av koncentrationen i djupled över djupet är alltså störst för de mest retarderande ämnena. Slutsatsen av jämförelsen är att den endimensionella modellansatsen fungerar väl för att beskriva transporten i grundvattnet och koncentrationen (integrerad över hela akvifärens djup) över tiden. Överensstämmelsen mellan den endimensionella och tvådimensionella modellen visade sig vara mycket god när det gäller transport av lösta icke-retarderande ämnen i grundvattnet. Ej förvånande blir dispersionen något större vid den tvådimensionella modelleringen. Skillnaden mellan modellresultaten för den endimensionella respektive tvådimensionella modellen är större för retarderande ämnen, men skillnaden avtar med transportsträckan.

## **G Beräkningar för kvarlämnade askkonstruktioner**

### **G.1 Inledning**

Inom ramen för arbetet har även en strävan funnits att genomföra en riskbedömning för det fall då vägbyggnadsmaterialet lämnas kvar efter det att vägen tagits ur bruk. Helt andra systemgränser än de som tidigare utnyttjats vid beräkning av en väg som är i drift eller under konstruktion kommer då att gälla. Det innebär att exponeringsvägar och modellens utformning måste ges andra förutsättningar. På samma sätt som tidigare gäller dock att beräkningarna utförts enbart från en generaliserad lokal riskbedömningsnivå. Specifika lokala förutsättningar som kan råda i det enskilda fallet eller övergripande LCA- och systemaspekter har inte beaktats.

Nedan presenteras beräkningsförutsättningar och beräkningsresultat för vägmaterial av aska som lämnas kvar efter det att vägen tagits ur bruk..

### **G.2 Konstruktion**

Den kvarlämnade konstruktionen består av en ur bruk tagen grusväg eller annan väg där beläggningar i form av asfaltlager avlägsnats. Något skyddslager som motverkar direktkontakt med askmaterialet förutsätts inte finnas. Vägen antas efterhand växa igen till en mer eller mindre integrerad del av omgivningen och någon skarp systemgräns föreligger inte längre på samma sätt som när vägen är i drift. Vägbyggnadsmaterialet kommer genom sin annorlunda fysiska och kemiska sammansättning dock inte inom överskådlig tid ha samma markfunktionalitet som ostörd naturlig mark. Asklagrets tjocklek förutsätts vara maximalt 0,15 m och vägens bredd 10 m. En begränsning av asklagrets tjocklek till 0,15 m har antagits för att föreslagna exponeringshypoteser ska utgöra ett konservativt antagande även om det förekommer verksamhet som innebär att delar av vägmaterial grävs om och förflyttas för att nyttjas på ett annat sätt än som vägmaterial. Vid en sådan händelse antas att den begränsade skiktjockleken bidrar till att en betydande omblandning sker med underlagrande naturlig mark eller vägbyggnadsmaterial. I den nya exponeringssituationen som då uppstår kommer askan inte längre att utgöra ett homogent lager utan ha blandats ut med naturliga jordmaterial.

### G.3 Emissioner efter att bruk av en anläggning upphört

Hela den tidigare tekniska markkonstruktionen - vägbank, vägdike inklusive en eventuell fastläggningszon i den naturligt lagrade marken direkt under konstruktionen - utgör den exponerade omgivningsmiljön för vilken det är relevant att tillämpa toxikologiska hälso- och miljökriterier. I tabell 1 redovisas de exponeringsvägar som beaktas.

Tabell 1. Sammanställning av de exponeringsvägar som beaktas vid beräkning av risker med kvarlämnade konstruktioner

	Beaktas för denna exponeringssituation
Hälsoeffekter:	
Intag via föda	ja
Direktintag aska	ja
Hudkontakt	ja
Damm (inandning)	ja
Ånga	nej
Intag grundvatten	nej

För ämnen i askor förutsätts avgång med ånga vara av underordnad betydelse. Det är ett rimligt antagande då exponering sker utomhus på ett smalt objekt (10 m bredd) och eventuell förekomst eller bildning av föreningar som kan förångas rimligen är mycket liten. Några överslagsmässiga beräkningar har även bekräftat att antagande inte riskerar utgöra ett betydande fel.

Hälsomässig exponering genom intag av grundvatten och miljöeffekter som uppstår som en följd av påverkan på ytvatten har tidigare beaktats vid beräkningar av riktvärden vid lakning från en vägkonstruktion. Förutsättningarna för exponering via dessa transportvägar förändras inte när vägen tas ur bruk varför några nya riktvärden inte behövs utan tidigare beräkningsresultat för lakning gäller även för detta scenario.

### G.4 Plats

Den exponerade platsen antas vara naturlig mark. Markanvändningen täcker in mark som används för friluftsliv, vandringar, promenader, lek, samt bär- och svampplockning. Exponerade grupper är barn och vuxna som regelbundna tider vistas i området. Däremot förutsätts att platsen inte utnyttjas som odlings- och tomtmark. Utgångspunkten för beräkningarna motsvarar Mark med Litet Utnyttjande (MLU) - en typ av markanvändning som togs fram i Naturvårdsverket och SPIMFABs förslag till riktvärden för bensinstationer (NV 4889).

## G.5 Modellbeskrivning

För beräkningar av hälso- och miljöeffekter används uteslutande den svenska beräkningsmodellen för förorenad mark [12].

När det gäller exponering via inandning eller oralt intag av partiklar och hudkontakt antas att avvikelserna mellan förutsättningar vid beräkningar för förorenad mark och vid beräkningar för askkonstruktioner inte vara större än att metoden bör ge jämförbara resultat. Exponeringen för och den relativa betydelsen av dessa exponeringsvägar är proportionellt beroende av den antagna vistelsetiden på området (dagar/år).

Vid intag av växter använder beräkningsmodellen särskilda ämnesspecifika anrikningsfaktorer. Mycket stora avvikelser kan föreligga för askbaserade konstruktionsmaterial jämfört med de förhållanden som antas i beräkningsmodellen. Avvikelse beror av ämnet och dess egenskaper och kan medföra både en underskattning av riskerna på grund av en högre mobilitet i aska men också en överskattning beroende på lägre mobilitet eller skyddseffekt genom höga halter av baskatjoner i askan. Det är dock rimligt att anta att de växter som etablerar sig i området i huvudsak har sitt rotsystem utanför själva askkonstruktionen pga askan utgör en ogynnsam växtmiljö. Upptag av ämnen från själva askkonstruktionen bör därmed till stor del ske sekundärt från jord i anslutning till askkonstruktionen där de kemiskt fysikaliska förhållandena mer bör likna normala markförhållanden. Det använda beräkningssättet bör därför ge en konservativ uppskattning av riskerna med avseende på denna aspekt. Exponeringen för och den relativa betydelsen av denna exponeringsväg (intag av växter) är oberoende av exponeringstiden men proportionellt beroende av den antagna konsumerade mängden växter från området (kg/år).

## G.6 Parameterkänslighet

För vägbyggnadsändamål har effekten av vissa antaganden studerats, enligt följande:

- Exponeringstider för vuxna och barn (10, 20, 40 respektive 80 dagar per år), se tabell 2.
- Konsumtion av växter från området för barn och vuxna (0.1, 1 respektive 10 kg/år), se tabell 3.

## G.7 Resultat hälsobaserade riktvärden

För samtliga ämnen är den risk som beräknats orsakas av inandning av damm av underordnad betydelse. Av tabell 2 och 3 framgår att direktintag av och hudkontakt med aska utgör viktiga exponeringsvägar främst för bly, krom, kvicksilver och nickel. Intag av växter utgör dominerande exponeringsväg för naftalen, bens(a)pyren, zink och kadmi-um. Arsenik intar en intermediär position.

Tabell 2. Hälsoriskbaserade beräkningsresultat för olika exponeringstider för vistelse i området. Parametern för intag av växter från området är i dessa exempel satt till 1 kg/år för både barn och vuxna.

Exponeringstid	10 dagar	20 dagar	40 dagar	80 dagar
Ämne	Avrundat (mg/kg TS)	Avrundat (mg/kg TS)	Avrundat (mg/kg TS)	Avrundat (mg/kg TS)
Arsenik	26	21	15	9,1
Bly	3 700	2 500	1 500	870
Kadmium	69	64	56	45
Koppar	160 000	140 000	120 000	91 000
Krom (III)	ej begr.	ej begr.	570 000	310 000
Kvicksilver	140	100	64	37
Nickel	670	490	320	190
Zink	160 000	150 000	140 000	120 000
Bens(a)pyren	6,6	6	5,1	3,9
Naftalen	280	280	270	260

Tabell 3 Hälsoriskbaserade beräkningsresultat för olika intag av växter för området. Exponeringstiden för vistelse i området är för dessa exempel satt till 40 dagar per år för både barn och vuxna.

Intag växter	10 kg/år	1 kg/år	0,1 kg/år
Ämne	Avrundat riktvärde (mg/kg TS)	Avrundat riktvärde (mg/kg TS)	Avrundat riktvärde (mg/kg TS)
Arsenik	3,1	15	23
Bly	520	1500	1900
Kadmium	7,2	56	170
Koppar	17000	120000	310000
Krom (III)	250000	570000	650000
Kvicksilver	19	64	84
Nickel	87	320	440
Zink	16000	140000	520000
Bens(a)pyren	0,71	5,1	13
Naftalen	28	270	2200

## G.8 Markmiljöbaserade riktvärden

I beräkningsmodellen finns inga möjligheter att modellera markmiljöeffekter för tungmetaller. Det har därför inte bedömts lämpligt att genomföra några ekotoxikologiska beräkningar för den aktuella tillämpningen.

## G.9 Sammanfattning

Hälsomässig beräkningar av risk har utförts för askmaterial som lämnas kvar i vägar som tagits ur bruk [12]. Beräkningarna har utförts med hjälp av den svenska modellen för förorenad mark och avser enbart en generaliserad lokal riskbedömningsnivå. Som utgångspunkt har en markanvändning som motsvarar mark med litet utnyttjade (MLU, [12]) använts. Följande förutsättningar har ansats vid beräkningarna:

- Det askbaserade konstruktionsmaterialet finns i vägens ytskikt och är maximalt 0,15 m tjockt.
- En exponeringstid för barn och vuxna på 40 dagar per år. Detta värde är dubbelt så stort som standardexponeringstiden enligt MLU och ger skydd även för nedlagda vägar som frekventeras relativt ofta.
- Exponering via grundvatten och ytvatten (fisk) undantas eftersom separata riskbedömningar baserade på lakning som tidigare beräknats för en grusväg bedöms vara tillämpliga även för den kvarlämnade vägen (se scenario I och II i kapitel 7 i rapporten).
- Ett intag av 1 kg/år av växter från området antas vilket är samma värde som enligt MLU.

Beräkningsresultaten ges i tabell 5. När beräkningsresultatet för något ämne anger en ”riskhalt” större än 50 000 mg/kg TS (5 %) så kan det antas att beräkningsförutsättningar med stor sannolikhet starkt påverkas av ämnenas speciering och de kemiska förutsättningarna. Det bedöms i de fallen direkt olämpligt att basera riskbedömningen på modellen för förorenad mark. För sådana ämnen anges att beräkningsresultaten ej är relevanta.

*Tabell 5 Beräkningsresultat för askmaterial i vägens ytskikt i vägar som lämnas kvar i en väg som tagits ur bruk (utförda med hjälp av den svenska modellen för förorenad mark och en modifierad variant av Mark med Litet Utnyttjande: exponeringstid 40 dagar och årligt intag av 1 kg växter från området).*

Ämne	Beräkningsresultat (avrundade) avseende halter i askmaterial som potentiellt kan utgöra hälsomässig risk (mg/kg TS).
Arsenik	15
Bly	1500
Kadmium	60
Koppar	Ej relevant (> 5%)
Krom (III)	Ej relevant (> 5%)
Kvicksilver	60
Nickel	300
Zink	Ej relevant (> 5%)
Bens(a)pyren	5
Naftalen	300

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED  
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB

101 53 Stockholm

Tel 08-677 25 80

Fax 08-677 25 35

[www.varmeforsk.se](http://www.varmeforsk.se)

Beställning av trycksaker

Fax 08-677 25 35