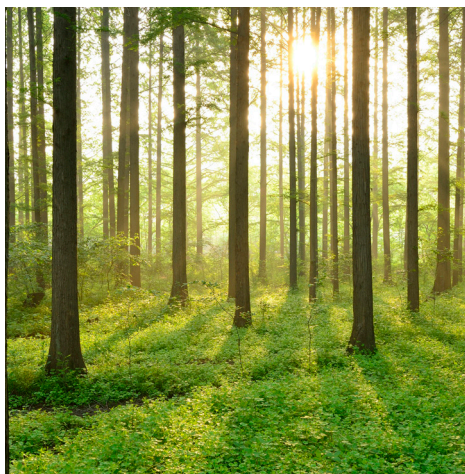


NYTTIGGÖRANDE AV SLAGGRUS UTANFÖR DEPONIER

RAPPORT 2017:403



MILJÖRIKTIG
ANVÄNDNING
AV ASKOR



Nyttiggörande av slaggrus utanför deponier

Mall för miljöbedömning av slaggrus i
konstruktioner

NIKLAS HANSSON
ANETTE HÄLLDAL
MARTIJN VAN PRAAGH

ISBN 978-91-7673-403-2 | © ENERGIFORSK juni 2017

Energiforsk AB | Telefon: 08-677 25 30 | E-post: kontakt@energiforsk.se | www.energiforsk.se

Förord

Denna rapport är slutrapportering av projekt Q14-225 Nyttiggörande av slaggrus utanför deponier (Energimyndighetens projektnummer 40249-1) inom programmet Miljöriktig användning av askor som bedrivs av Energiforsk. Programmet startade inom ramen för Värmeforsks forskningsprogram och ingår liksom all övrig forskningsverksamhet inom Värmeforsk numera i Energiforsk.

Projektet har haft som uppgift att visa på möjligheter att använda slaggrus, behandlad bottenaska från avfallsförbränning, för andra ändamål än deponitäckning.

Projektet har genomförts av Vattenfall Research and Development med Anette Hälldal som huvudprojektledare.

Projektet har följts av en referensgrupp bestående av:

Inge Johansson, RISE (SP)

Raul Grönholm, Sysav

Jan Österbacka, Ekokem

Monica Lövström, Energiföretagen Sverige

Marie Nilsson, Uppsala kommun

Mats Dahlén, Uppsala kommun

Johan Fagerqvist, Avfall Sverige

Stockholm juni 2017

Helena Sellerholm

Områdesansvarig

Kraft och värme, Energiforsk AB

Sammanfattning

Slaggrus kan användas i vägkonstruktioner och har liknande mekaniska egenskaper som grus. En mall för miljöbedömning av slaggrus i konstruktioner har tagits fram, och tillämpats i ett exempel med data från en väg med slaggrus. Även användning av cementbundet och tvättat slaggrus i vägkonstruktion har utvärderats.

Slaggrus används idag i Sverige som täcknings- och konstruktionsmaterial på deponier, medan man i flertalet andra länder använder materialet som konstruktionsmaterial även utanför deponier. I Sverige finns idag begränsad tillgång till referensobjekt för långtidsuppföljning med slaggrus samt få referensobjekt med tung trafik. Det fanns inga referensobjekt byggda med varken tvättat slaggrus eller bundet slaggrus i Sverige. En generell mall för miljöbedömning av slaggrus i konstruktioner saknades.

I detta projekt producerades 250 ton vardera av tvättat (L/S 2) och normalt våtutmatat slaggrus. Slaggruset separerades från metaller och lagrades för att karbonatiseras. Forcerad karbonatisering med luft via dräneringsslangar var nödvändig för att karbonatisera slaggruset. Miljöegenskaper och mekaniska egenskaper följdes upp för vägsektioner som anlagts med olika förstärkningslager (grus, bundet grus, tvättat slaggrus, bundet tvättat slaggrus, slaggrus, bundet slaggrus) och olika slitlager (asfalt respektive grus). Även en separat referensvägkonstruktion med grus som slitlager som saltats utvärderades.

De viktigaste slutsatserna var följande:

- Tvätt av slagg, i våt utmatning från en rosterpanna, minskar lakning av klorider med ca 50 %, medan resultaten är osäkra för övriga ämnen. Hänsyn bör tas till kapacitet på rening av tvättvatten.
- Karbonatiseringen under lagring var långsam bland annat på grund av ca 60 % finfraktion (<2 mm) och liten tillgång till vatten i högarna. Karbonatiseringens inverkan på lakningen av metaller är dock mycket större än tvättens.
- Ytor med asfalt var täta. Med samma förutsättningar, som det första året, tar det ca 50 år för att uppnå L/S 0,1 med asfaltbeläggning, och 3-17 år med grusbeläggning.
- Tekniskt är det liknande att bygga med obundet slaggrus som att bygga med grus. Men att bygga med cementbundet slaggrus är utmanande, fukthalten påverkar egenskaperna och receptet behöver optimeras. Vid byggnation bör tillgång till betongblandarstation finnas på plats.
- Lakning av metaller var låg i lakförsök och från vägen. Att enbart titta på totalhalter är därför missvisande vid en bedömning av eventuella miljörisker. Cement i bundna ytor höjer pH men ökar inte utlakning.
- En generell mall för miljöbedömning togs fram (bilaga 2). Mallen tillämpades i ett exempel med data från slaggvägen som utvärderats (bilaga 3) och miljöbedömningen var acceptabel miljöpåverkan.

Summary

Municipal waste incineration bottom ash (MWIBA) can be used in road constructions and have similar mechanical properties as gravel in those constructions. A template for an environmental assessment was made, and used with data from the test road as an example. Also cement bound and washed bottom ash was evaluated in road constructions.

MWIBA is used as construction materials at landfills in Sweden today, while in other countries it is used as construction material outside landfills. In Sweden there are limited number of reference constructions with MWIBA for long-time evaluation. There are no other reference constructions with washed or cement bounded MWIBA in Sweden. A generic template for environmental assessment of MWIBA in constructions was not available.

In this project 250 tons each of washed (L/S 2) and normal MWIBA (wet discharge) was produced. The MWIBA was separated from scrap metal and stored for carbonation. Forced carbonation with air in drain pipes were necessary to carbonate the MWIBA. Environmental and mechanical properties of a road construction were evaluated during one year, with different sub base (gravel, bound gravel, washed MWIBA, bound washed MWIBA, MWIBA, bound MWIBA) and different surface course (asphalt and gravel). A separate gravel construction that was taw-salted was also evaluated.

The most important conclusions were as follows:

- Washing of MWIBA reduces leaching of chlorides by half, but results for other elements were uncertain. Capacity of washing water treatment needs to be considered.
- Carbonation during storage was slow e.g. because of 60% fine fraction (<2 mm) and little access to water in the piles during storage. However the effect of carbonation on leaching was larger than the effect of washing.
- Constructions with asphalt had a low permeability. It will take up to 50 years to reach L/S 0,1 with the same conditions as this first year. For the constructions with gravel it would take 3-17 years.
- Building constructions with MWIBA was technically similar to constructions with gravel. Building constructions with cement bounded MWIBA was however challenging, the moisture content affected the construction, thus the recipe needs to be optimized. Access to a concrete mixing station, during construction, is essential for bounded constructions.
- Leaching of metals was low in leaching tests and from the construction. Even though cement increase the pH, the leaching was not increased.
- A generic template for environmental assessment of MWIBA in road constructions was made (appendix 2). The template was used with data from the test road (appendix 3) as an example, and indicated an acceptable environmental impact.

Innehåll

1	Bakgrund	8
2	Mål och syfte	13
3	Material och metoder	14
3.1	Produktion av slagg i normaldrift och tvättdrift	14
3.2	Lagring och metallavskiljning	16
3.3	Anmälan för byggnation	16
3.4	Byggnation	17
3.4.1	Cementbundet slaggrus	18
3.4.2	Lakvattenuppsamling	19
3.4.3	Provsektionernas placering i vägen	20
3.5	Provtagning vid byggnation	22
3.6	Miljöprovning av ingående material	22
3.7	Uppföljning miljöegenskaper under vägens drift	22
3.8	Mekanisk provning av ingående material	23
3.9	Uppföljning fallviktsmätning under vägens drift	23
3.10	Uppföljning sättning under vägens drift	24
3.11	Saltning referensyta	24
3.12	Provbeteckningar	25
4	Resultat	26
4.1	Produktion slagg	26
4.2	Lagring och metallavskiljning	28
4.3	Miljöprovning av ingående material	29
4.4	Uppföljning miljöegenskaper	32
4.5	Mekanisk provning ingående material	35
4.6	Uppföljning fallviktsmätning och sättning	37
4.7	Miljöbedömning	39
5	Diskussion	40
5.1	Produktion AV slagg	40
5.2	Lagring och metallavskiljning	40
5.3	Anmälan för byggnation	40
5.4	Byggnation	41
5.5	Uppföljning miljöegenskaper	41
5.6	Uppföljning mekaniska egenskaper	43
5.7	Miljöbedömning	44
6	Slutsatser	45
7	Rekommendationer	46
8	Referenser	47

Bilagor

Bilaga 1 – Data

Bilaga 2 – Mall, Miljöbedömning slaggrus i konstruktioner

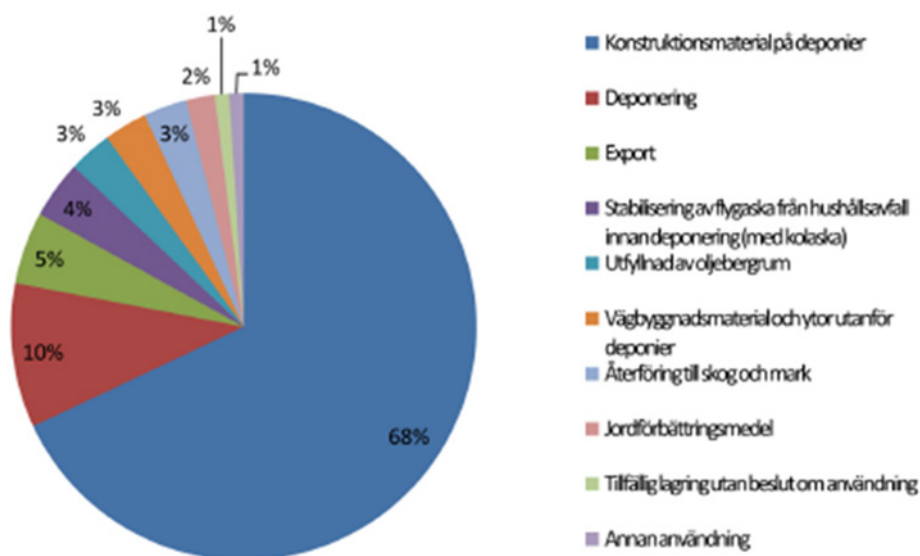
Bilaga 3 – Exempel, Miljöbedömning slaggrus i konstruktioner

Bilaga 4 – VTI fallviktsmätningar

1 Bakgrund

Slaggrus från avfallsförbränning (lagrad bottenaska efter metallavskiljning) används idag oftast som konstruktionsmaterial på deponier eftersom detta är ett enkelt och ekonomiskt fördelaktigt användningsområde. Inom en framtid om 10 – 15 år kommer behovet av slaggrus som konstruktionsmaterial att minska eftersom majoriteten av dessa deponier då kommer att vara färdigtäckta. Alternativa avsättningsområden måste därför utredas för att underbygga samhällets krav på en utökad hållbarhet där energiåtervinning genom förbränning av avfall fyller en viktig funktion. Att öka ersättningsgraden av konventionell ballast (jungfruliga material) inom anläggningssektorn med slaggrus bör därför betecknas som en intressant åtgärd för att kunna nyttja slaggrus utanför deponier.

Enbart 3 % av de producerade askorna i Sverige idag används som konstruktionsmaterial utanför deponier (Askor i Sverige, 2012), se Figur 1. Av de ca 1,7 miljoner ton askor som produceras i Sverige är ca 1 miljon ton slaggrus (Askor i Sverige, 2012), det vill säga mer än hälften av de producerade askorna.



Figur 1 Användning av askor (Askor i Sverige 2012), orange (3%) är användning som konstruktionsmaterial utanför deponier medan 68% används som konstruktionsmaterial på deponier

I dagsläget begränsar bl.a. följande faktorer användningen av slaggrus i Sverige utanför deponier:

- Få referensobjekt av ytor/ vägar med slaggrus
- Inga referensobjekt av ytor/ vägar med tvättad slaggrus
- Få eller inga referensobjekt av ytor/ vägar med bundet slaggrus
- Få referensobjekt för tung trafik
- Ingen tillgänglig mall för miljöbedömning för användning av slag i konstruktioner
- osäkerheten kring de konstruktion- och miljömässiga frågeställningar som uppstår i beställarled såväl som hos t.ex. entreprenad- och anläggningsföretag och tillsynsmyndighet

Såväl internationella som nationella miljömål syftar till att minska uttaget av ändliga resurser och öka användningen av återvunnet material. Idag är det stort fokus på att nå cirkulär ekonomi, men det finns också direktiv som direkt styr hur vi hanterar t.ex. uttag av naturgrus (Vattendirektivet 2000/60/EG) och som föreskriver ett minskat uttag samt att det ska ersättas med alternativa material som bergkross eller restprodukter från andra industrier.

Slaggrus skulle kunna ersätta jungfruliga material såsom bergkross och naturgrus i anläggningsbyggande som anges i Vägverkets vägledning för alternativa material (Tabell 1) t.ex. i bärlager och förstärkningslager (Tyllgren et al, 2007). Detta är vanligt redan idag i Europa med framförallt otvättat slaggrus. I Vägverkets vägledning för alternativa material från 2007 (Lindgren, 2007) nämns bl.a. behovet av en miljökonsekvensbeskrivning som ett vägledande dokument för framtida användning av alternativa material.

Tabell 1 Teknisk funktion och egenskaper för olika material t.ex. materialsättning (Lindgren, 2007)

Funktion:	Styvhets- ökning	Material- ersättning	Lätt fyllning	Jordför- stärkning/ stabilisering	Tjäl- isolering	Buller och vibrations- dämpning
Material						
Krossad betong	X	X				
Hyttsten/hyttssand	X	X	(X)		X	
Järnsand		X			X	
Ferrokromslag	X	X			(X)	
Flygaska	X	X	(X)	X	X	
Slaggrus	(X)	X	(X)		(X)	
Bottenaskor exkl slaggrus		X	(X)		(X)	
Skumglas	(X)		X		X	
Gummiklipp			X		X	X
Sammansatta material	X	X	(X)	(X)	(X)	X

Anm. X aktuellt i tillämpningen, (X) aktuellt i vissa tillämpningar.

I Vägverkets vägledning för alternativa material betonas även vikten att följa upp de krav som ställs i ATB väg och i Tabell 2 presenteras vilka funktioner och nyttiga egenskaper olika alternativa material kan uppfylla samt vilka delar i ATB Väg dessa benämns.

Tabell 2 Vägverkets vägledning för alternativa material i en vägkonstruktion, exempel på användningsområden, egenskaper och hänvisningar till ATB Väg (Lindgren, 2007)

Del i vägkonstruktion	Funktion	Alternativt material (exempel)	Nyttiga egenskaper ^{*)}	ATB VÄG kapitel
Bundet bärlager	Bärande lager	Hyttisand, flygaska med eller utan krossat berg/grus	Styvhetstillväxt (hårdande) med tiden, tjälisolerande	A, C, F4
Obundet bärlager	Bärande lager	Ferrokromslag, asfaltkross, betongkross	Styvhetstillväxt (hårdande) med tiden	A, C, E11.1
Förstärkningslager	Bärande lager	Flygaska, järnsand, ferrokromslag, hyttsten, slaggrus, asfaltkross eller betongkross med eller utan krossat berg/grus	Tjälisolerande, kapillärbrytande, dränerande	A, C, E11.2
Skyddslager	Tjälskydd, material-skiljande	Askor, vissa slaggar, järnsand, skumglas, gummiklipp	Tjälisolerande, dränerande, låg densitet	A, C, E11.3
Underbyggnad	Fyllning	Askor, slag, skumglas, gummiklipp	Tjälisolerande, låg densitet	A, C, F4
Underbyggnad	Lätt fyllning	Vissa askor och slaggar, skumglas, gummiklipp	Tjälisolerande, låg densitet	A, C
Stabilisering av alla obundna lager	Bärande lager	Slagg, aska	Styvhetstillväxt, (hårdande) med tiden	

^{*)} Egenskaperna gäller för alla konstruktionsdelar, men är inte alltid relevanta för dimensionering och användning i de olika delarna.

I Tyskland, Nederländerna, Danmark och i flertalet andra länder har slaggrus använts framgångsrikt som konstruktionsmaterial utanför deponier (Hjelmar et al, 2007). Slaggruset har här ersatt naturliga aggregat som sand och grus i konstruktioner. I de flesta fallen täcktes slaggruset med ett slitlager av asfalt eller betong.

Franska erfarenheter visar att pH och lakning av de flesta ämnen sjönk under de första åren för att sedan plana ut (De Windt et al, 2011). De mest lösliga ämnena i slaggrus var salter t.ex. klorider och sulfater (Flyhammar, 2009:1084), men viss del av kloriderna misstänktes härröra från vägsaltning, varför denna effekt bör utredas.

I Nederländerna produceras tvättat slaggrus för användning i konstruktioner i enlighet med en överenskommelse kallad *green deal* (Born, 2014). I Nederländerna är det förbjudet att deponera askor utom i undantagsfall. Även i Hamburg (Tyskland) tvättas slaggrus (vid anläggningarna MVB och MVR) innan användning som konstruktionsmaterial marknadsförd av företaget Schlackenkontor (Schlackenkontor GmbH). I dessa exempel finns ett politiskt driv att hitta alternativa lösningar för återanvändning av bottenaskorna.

Flera försök har även genomförts i Sverige där slaggrus använts som konstruktionsmaterial utanför deponiområden. Bland annat har slaggrus använts i vägbyggnad i Törringevägen (Malmö), Dävamyr (Umeå) (Arm et al, 2008:1081, Åberg et al, 2006) och Vändöra (Linköping) (Bendz et al, 2006) samt i parkeringsplatser och återvinningsstationer (utanför Malmö). Uppföljningar från försöken i Malmö och Umeå visade att slaggruset behöll sina tekniska egenskaper över tid (Arm et al, 2008:1083), och att slaggruset under ett tätskikt av asfalt

förändrades lite över tid (Bendz, 2006). I en svensk rapport om långtidspåverkan från slaggrus visade användning av slaggrus låg miljöpåverkan (Hartlén et al, 2015).

Någon enhetlig bedömning av slaggrusanvändning vid anläggningsbyggande har dock inte genomförts i Sverige. Till exempel är det upp till varje enskild kommun att göra sin egen bedömning om slaggrusets miljöpåverkan vilket skapar osäkerheter och begränsar dess användning. Det finns ett starkt behov av riktlinjer för vad som krävs av en konstruktion och vilka åtgärder som behöver tas för att göra en konstruktion säker (Hansson, 2012:1212).

Användning av slaggrus i konstruktioner innebär att ett material introduceras med högre benägenhet att laka salter och vissa metaller. Denna lakning kan påverka omgivande mark negativt om inga preventiva åtgärder införs (Arm et al, 2008:1081). Slaggrus behandlas generellt i Sverige genom lagring (karbonatisering, reaktion med luftens koldioxid), vilket sänker pH och därmed lakning av flertalet metaller (Flyhammar, 2006:973). Men det finns ytterligare sätt att minska riskerna för miljöpåverkan från slaggrus i konstruktioner, t.ex.:

- TVÄTT

Tvätt är effektivt framförallt för lösliga salter (Todorovic et al, 2006, AFATEK Danmark, 2005), men även lakning av ett antal metaller minskar. Flertalet metaller har högre löslighet vid det högre pH som nyproducerad bottenaska (slagg) har (Dijkstra et al, 2006).

Ett antal faktorer påverkar tvättens effektivitet, framför allt pH, temperatur, L/S-kvot och antalet tvättsteg (Karlfeldt Fedje, 2010). Vattenfalls fullskaliga tvättförsök av slagg i våtutmatare (Hansson & Hälldal, 2013, Hansson & Hälldal, 2014) visade att lakningen av salter och ett antal metaller minskade. Trots detta påverkades inte totalhalterna av metaller nämnvärt, endast salter som klorider minskade med avseende på totalhalter efter tvätt, detta stämde väl med tidigare erfarenheter (Tyllgren, 2008:1054). Värden för *mindre än ringa risk* (Naturvårdsverkets handbok 2010:1) kommer dock fortfarande att överstigas.

- BINDA MED ANDRA MATERIAL

Att binda de föroreningar som finns i slaggruset och på så sätt minska miljöpåverkan kan ske på flera sätt, både kemiskt genom att bilda svårslösliga komplex och föreningar eller mekaniskt genom att skapa ett tätt material som vatten har svårt att röra sig igenom, ett så kallat bundet material. Bundna material kan skapas genom att blanda slaggruset med cement, flygaska och andra reaktiva material. Omfattande försök har genomförts där slaggrus stabiliserades med flygaska och cement (Hansson, 2012:1212). Ett bundet material har mycket liten genomsläpplighet för vatten vilket påtagligt minskar mobiliteten hos många metaller. Slaggrus använts generellt löst i obundna konstruktioner på deponier i Sverige idag.

Slaggrus är ett bra konstruktionsmaterial som har stor potential att ersätta jungfruliga råvaror som grus och sand i anläggningsbyggande. Användandet av jungfruliga material är något som kommer att begränsas, varför användandet av alternativa material bör utökas. Tyvärr begränsas slaggruset i sin användning utanför deponiområden av försiktighet från myndigheter och bristande

erfarenheter av att använda alternativa material. Sett till slaggrusets miljömässiga egenskaper är det av stor vikt att utreda hur dessa eventuellt kan påverka en framtida applikation där det ersätter konventionella ballast/fillermaterial.

Lyckade referensobjekt med slaggrus (normalutmatat, tvättat och bundet) är därför ett viktigt led för att visa på slaggens potential och användbarhet.

2 Mål och syfte

Syftet med projektet var att öka möjligheterna för användning av slaggrus som konstruktionsmaterial utanför deponiområden samt att underlätta för beställare, entreprenörer och tillsynsmyndigheter genom framtagande av en generell miljöbedömning för användning av slaggrus i konstruktioner. Målet med aktuellt projekt var att påvisa att slaggrus är möjligt att använda i en vägkonstruktion med avseende på miljömässiga och mekaniska egenskaper.

Utvärdering av tvättat och cementstabiliserat slaggrus, vilket inte provats i Sverige utanför laboratorier tidigare, har genomförts.

Målet delades upp i följande delmål:

- Undersöka om slaggrus kan tvättas och användas i bundna och obundna markytor på ett miljömässigt säkert sätt.
- Undersöka mekaniska egenskaper för en tungt trafikerad väg konstruerad med tvättat och otvättat slaggrus i både cementbundna och obundna ytor.
- Ta fram en generell miljöbedömning för användning slaggrus i anläggningskonstruktioner och precisera nödvändig information inför användning av slaggrus utanför deponier.
- Redovisa erfarenheter från byggnation med slaggrus.
- Utvärdera eventuella skillnader mellan tvättat slaggrus, konventionellt våtutmatat slaggrus och traditionella vägmateriäl.
- Möjliggöra långtidsuppföljning av vägen i framtiden.

3 Material och metoder

3.1 PRODUKTION AV SLAGG I NORMALDRIFT OCH TVÄTTDRIFT

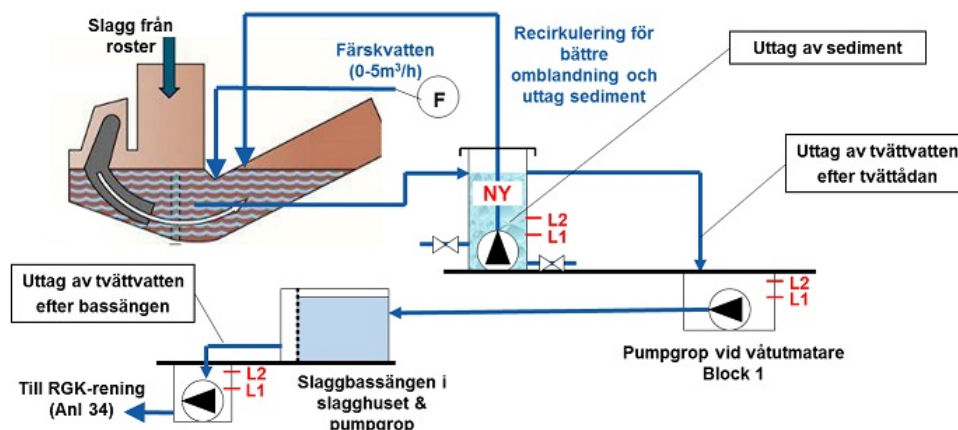
Slaggen som använts i detta projekt kommer från förbränning av hushållsavfall och industriavfall i en 40MW rosterpanna (Block 1 Uppsala) (Tabell 3), som är en av tre rosterpannor på anläggningen.

Tabell 3 Tekniska data om förbränningsanläggningen där slaggen producerades

Tekniska data	Värde
Panna	Block 1
Panntyp	Roster
Drifttagen	1983
Förbränningskapacitet avfall	16 ton/h
Levererad effekt	40 MW
Ångdata	16 bar
Rökgasåterföring	Ja
Stoftrening	Elfilter
Kväveoxidrening	Urea SNCR

När avfallsbränslet brunnit och nått slutet av rostern faller den ner i våtutmataren som kyler slaggen och fungerar som ett vattenlås. En skrapa knuffar upp materialet tills det faller över kanten och landar på ett transportband som transporterar slaggen till lagring i *slagghuset*. Därifrån transporteras slaggen med lastbil till lagringsplats för åldring/karbonatisering och separering av metallskrot. När slaggen lämnar våtutmataren är den fuktig, och för att hålla en konstant nivå i våtutmataren tillsätts i normaldrift vatten till våtutmataren.

För att tvätta slaggruset kompletterades våtutmataren med ny utrustning (liten tvättank, nya rörledningar för intag vatten, rundpumpning av vatten samt för uttag tvättvatten). Vid tvätt drift tvättades slaggen direkt i våtutmataren, genom att rent kranvatten tillsattes till våtutmataren, och smutsigt vatten togs ut till en cirka 2 m³ stor tank (Figur 2, Figur 3). För att öka omblandningen och få ut mer finpartiklar recirkulerades tvättvattnet in i våtutmataren, med hjälp av en dränkpump i tanken. Överskottsvattnet leddes från tanken via en pumpgrop till en sedimenteringsbassäng i slagghuset och sedan vidare till ordinarie rening för rökgaskondensat, där vattnet togs omhand och renades.



Figur 2 Principskiss tvättutrustning



Figur 3 Tvättutrustning vid våtutmataren. Vänster recirkulationslådan uppifrån. Mitten våtutmataren från sidan med recirkulationslådan (tvätttank) längst bort. Höger slaggutmatning i slagghuset, och bassäng för sedimentering innan vatten förs vidare till rökgaskondensatrening.

Vid produktion av slagg i normaldrift utan tvätt stängdes tillförseln av extra tvättvatten och recirkulation av, för att skapa normala driftförhållanden igen. I normaldrift tillförs endast det vatten som behövs för att hålla vattennivån i våtutmataren konstant genom att kompensera för det vatten som den fuktiga slaggen tar med sig från våtutmataren.

En veckas produktion av slagg från tvätt drift och en veckas produktion av slagg från normaldrift provtogs och transporterades till Högytorps deponi (Ragn-Sells) för separering av metaller och karbonatisering av slaggen till slaggrus.

Under produktionsperioderna med tvätt drift och normaldrift togs prover för analys på slaggen i slagghuset tre gånger per dag. Proven, 10 liter, delades ner från en hög med hjälp av hjullastarskopa och spade. Dessa tre prover blandades till ett samlingsprov per dag och neddelades med kvartering till en 10-litershink. Sediment provtogs ur recirkulationslådan genom att öppna bottenömningsventilen. Sedimentslurry sprutade då ut på en rengjord horisontell träskiva och kunde skopas upp i en hink. Prover togs tre gånger per dag och bildade ett samlingsprov per produktionsdag. Utgående tvättvatten från recirkulationslådan till vattenrening togs tre gånger per dag i fallande utflödande vatten. Dessa tre prover bildade ett samlingsprov per produktionsdag. Från sedimenteringsbassängen i slagghuset togs prov tre gånger per dag i fallande utflödande vatten. Dessa tre prover bildade ett samlingsprov per produktionsdag.

3.2 LAGRING OCH METALLAVSKILJNING

Efter produktion transporterades slaggen till Högbytorps deponi där den lades på hög. 2015-04-21 till 2015-04-27 producerades slag från tvätt drift. 2015-04-28 till 2015-05-03 producerades slag från normal drift. 2015-07-02 sorterades metallskrot bort från slaggen från båda högarna. Ingående slag grovkrossades för att bryta upp klumpar, varefter en magnet sorterade bort järnskrot. Resterade material siktades till ett antal kornstorlekfraktioner. Alla fraktioner utom <2 mm kördes i virvelströmsseparatorer för att separera icke magnetiska metaller. Allt kvarvarande mineraliskt material från de olika sorteringarna blandades igen och lades på hög, en hög för tvättat och en hög för normal drift. Slagg som sorterats från metallskrot och åldrats (karbonatiserats) kallas slaggrus.

Slaggrus behöver, i likhet med t.ex. hyttsten som används som konstruktionsmaterial, genomgå en mognadsprocess (karbonatisering) (Tyllgren 2007), vilket sker under lagring under ca 6 månader. För att snabba på åldringen/karbonatiseringen vändes högarna med cirka två veckors mellanrum under hösten. Efter vintern (2016-02-22) lades en tät plastduk ut på marken. På duken drogs perforerad dräneringsslang (diameter 10 cm) i slingor med cirka en meters mellanrum. På dräneringsslangen lades slaggruset i ett 0,8 m tjockt lager. Slingorna av dräneringsslang anslöts till fläktar som blåste in luft i underkant av slagglagret (Figur 4).



Figur 4 Karbonatisering slaggrus med installerade fläktar

Eftersom nätterna var kalla i februari anslöts fläktarna via timer som slog av inblåsning av luft mellan kl. 18-08 för att undvika frysning av högarna. Från och med 2016-03-23 blåste fläktarna dygnet runt. Med jämna mellanrum togs prover på olika djup för att utvärdera hur snabbt pH sänktes. Gropar grävdes för hand från ytan till bottenduken 70 - 80 cm ner, vid olika djup togs prover för pH-mätning med sked till 125 ml HDPE-plastflaska. Provernas pH utvärderades enligt SS-EN 15933:2012, genom att proverna blandades med avjoniserat vatten (5 volymdelar vatten per 1 volymdel slagg), flaskorna ställdes på rotationsbord för att försiktigt blandas med avsikt att minimera inblandning av luft i 1 h. Efter att proverna fått sedimentera i ca 15 min mättes pH i vattnet med pH-meter.

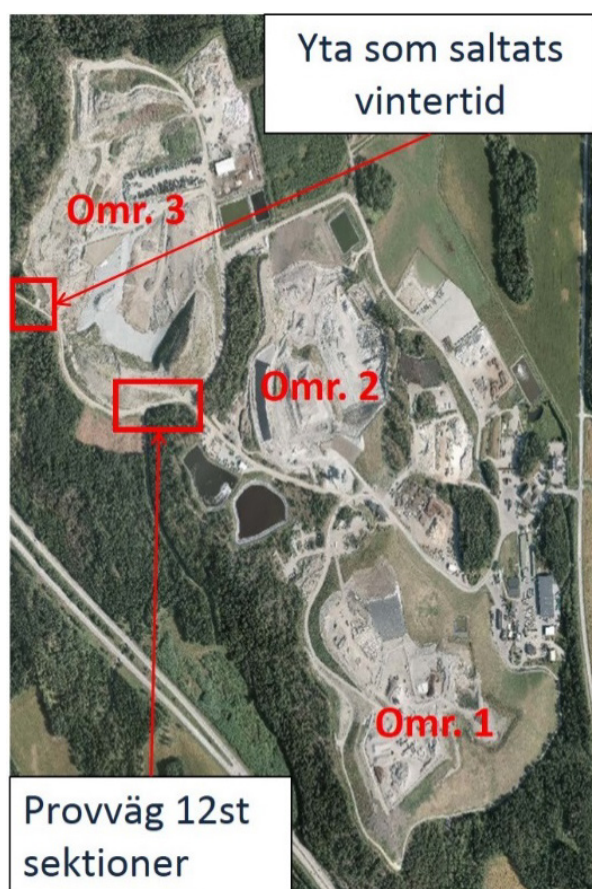
3.3 ANMÄLAN FÖR BYGGNATION

Då vägen låg inom deponins tillståndsområde, men utanför deponitäckningens barriär lämnades en anmälan till länsstyrelsen som är tillsynsmyndighet för Ragnsells deponi i Högbytorp där demovägen skulle byggas. I beslutet från länsstyrelsen avseende detta projekt har markägaren (Ragnsells) förelagts att efter avslutat projekt (senast om 25 år) ta bort vägen undersöka samt eventuellt

efterbehandla marken. Kravet har ställts bl.a. p.g.a. att det anlagts som en försöksyta.

3.4 BYGGNATION

Platsen som valdes för vägen låg inom Högbys torps tillståndsområde, men utanför deponins tätskikt. Vägen kommer att bli infartsväg till det nya område 3 (Figur 5). Detta kommer att innebära tung trafik med lastbilar året runt. Vägen är rak men lutar neråt i vägens västliga längdriktning. Vägen är doserad så att dagvatten rinner av åt skogssidan (söderut).



Figur 5 Vägens placering på Högbys torps deponiområde.

Undergrunden utgjordes av en äldre väg bestående av krossad betong och grus. Eftersom vägen använts ett antal år bedömdes risken för framtida sättningar i undergrunden vara liten.

Ovanpå undergrunden lades ett lager stenmjöl (0/4mm) från bergkross som skydd för tätskiktsduken (Figur 6). Ovanpå stenmjölet lades en tätskiktsduk (LLDPE 1,5mm) för att förhindra eventuellt lakvatten från vägen att infiltrera marken och förorena intilliggande miljö (Figur 7). Detta är samma typ av duk som normalt används som tätskikt vid deponitäckning på deponin. Ovanpå tätskiktsduken lades en dräneringsmatta (Figur 7) för att leda bort vatten till uppsamling i vägens lägsta ände, västerut.



Figur 6 Lagerföljd i vägens genomskärning. Obs ej helt skalenligt.

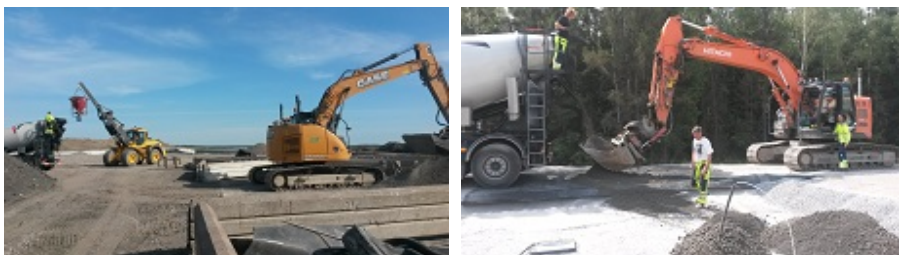


Figur 7 Tättskiktsduk (svart) och dräneringsmatta bestående av två lager geotekstil (vit) med plastnät (svart) mellan

Ovanpå dräneringsmattan lades förstärkningslagret, 400 mm tjockt. Detta packades med handdragen vibrerande vält. Ovanpå förstärkningslagret lades bärlagret av 0/32 mm grus 80 mm tjockt. Bärlagret packades med vibrerande vält. Slitlagret bestod av 100 mm asfalt i två lager på halva vägsträckan och 100 mm 0/32 mm grus på halva vägsträckan.

3.4.1 Cementbundet slaggrus

För att stabilisera slaggrus med cement och vatten användes en betongbil. Slaggrus lastades i betongbilen med hjälp av en bask (Figur 8). Basken fylldes med slaggrus och vägdes in med hjullastarens skopvåg innan basken lyftes upp ovanför betongbilens tratt där slaggruset sedan tömdes i. Betongbilen körde därefter till närmsta betongfabrik (i Kungsängen) där en slurry av cement och vatten tillsattes. Betongbilen körde sedan under rotation tillbaka till vägbygget där blandningen lades ut med skopa. Materialet packades därefter med vält/padda.



Figur 8 Blandning cementbundna ytor i betongbil. Vänster: Ilastning av slaggrus i betongbil med bask. Höger: Utläggning av cementstabiliserat slaggrus med skopa.

Eftersom slaggruset är mer poröst och inte lika hårt som konventionellt grus, justerades receptet så att slaggruset fick en högre cementhalt än grus (Tabell 4).

Tabell 4 Recept cementbundna ytor

Recept	Stabiliserat grus (vältbetong)			Stabiliserat slaggrus		
	kg/sats	%	kg/m ³	kg/sats	%	kg/m ³
Cement	550	4,6	110	533	8,1	162
Vatten	526	4,4	120	269	17,3	346
tillsatt+fukt i slaggrus						
Slaggrus/Ballast torrt	11 000	91,1	2 200	5 800	74,8	1 500
Totalt	12 100		2 430	6 600		2 000

3.4.2 Lakvattenuppsamling

Under förstärkningslagret installerades lysimetrar för att samla upp lakvatten ur vägen (Figur 6, Figur 9). Två lysimetrar placerades under varje sektion av vägen.

Lysimetrarna byggdes av plastlådor i PP-plast (polypropen), med innermått: längd 57 cm, bredd 37 cm och höjd 32 cm och volym 67 liter. För att få upp vatten ur lysimetrarna installerades en plastslang i PE-plast 4 mm innerdiameter och 6 mm yttre diameter. Slangänden tejpades fast i botten nära ett hörn på lådan och leddes upp längs motstående hörn. 8/16 mm grus skottades i ett 2-5 cm lager i en pall med pallkrage som invändigt klätts med myggnät (2 mm maskvidd). Gruset spolades rikligt med vatten tills finkornigt damm tvättats bort. Därefter skottades gruset i lådan, de översta 5 cm lämnades tomma. Grusets vikt fixerade effektivt slangen i lådans botten. Ovanpå gruset lades ett lager geotextil som släpper igenom vatten men minimerar att hålrummen mellan gruset i lysimetern fylls ut av material från förstärkningslagret.



Figur 9 Lysimetrarnas konstruktion samt tvätt av 8/16 grus i lysimetrarna

Under varje lysimeter lades ett tunt lager stenmjöl, för att möjliggöra finjustering av dess placering. Lysimetrarna placerades ovanpå dräneringsmattan, men under förstärkningslagret, och packades in med 0/32 mm grus runt om. 5 cm av lysimeterns överkant stack dock upp ur gruset. Slangen från de båda lysimetrarna under varje sektion drogs horisontellt ut till vägen kant, där de skyddades under brunnsluck av gjutjärn. Lysimeterslangarna skyddades vid övergången över lysimeterns kant av en bit trädgårdsslang. Resterande slang till brunnen gick inuti en golvvärmslang (diameter 20 mm eller 25 mm) som skydd.

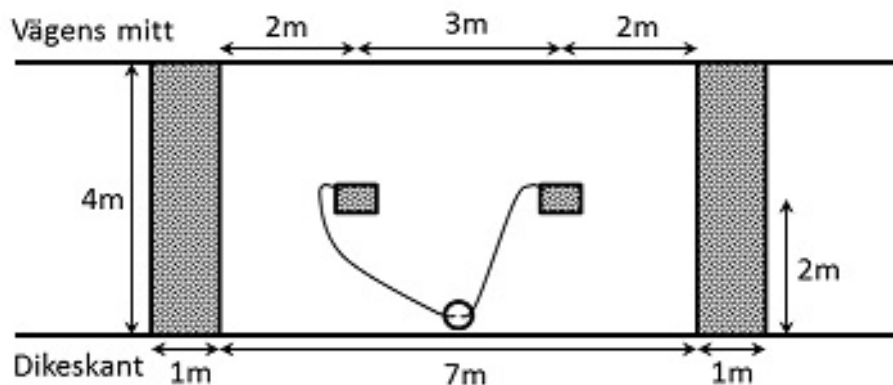
Allt vatten som inte fångades upp av lysimetrarna leddes via skyddsduken under vägen. I slutet av provvägen fångades vattnet in och fördes löpande in i deponin och dess interna lakvattenuppsamling via självfall. I den lägsta punkten placerades två slangar för att möjliggöra provtagning av vattnet.

Fyra lysimetrar placerades under vägrenen på motstående sida av vägen för att fånga upp ytavrinningsvatten från vägens yta som inte varit i kontakt med förstärkningslagret.

3.4.3 Provsektionernas placering i vägen

Vägen delades in i 12 sektioner där skillnaden mellan sektionerna utgjordes av materialet i förstärkningslagret. Mellan varje sektion lades ett 1 m brett fält av 8/16 mm grus som kapillärbrytande material, för att förhindra transport av vatten mellan de olika provmaterialen i förstärkningslagret (Figur 10). Bärlagret och slitlagret täcker alla sektioner.

En sektion placerades på separat väg för att saltas vintertid.



Figur 10 Principskiss över en vägsektion.

Ordningen på de sex olika provsektionerna under vägens asfaltsdel och de sex provsektionerna under vägens grusdel slumpades inbördes (Tabell 5).

Tabell 5 Provsektionernas placering i vägen

ProvNr	Placering i vägen från öst till väst	Prov- material	Behandling	Bindning	Slitlager
Provvägens olika sektioner:					
EGLA	1	Grus	----	Löst	Asfalt
EABA	2	Slaggrus	Normaldrift	Bundet	Asfalt
EBBA	3	Slaggrus	Tvättat	Bundet	Asfalt
EALA	4	Slaggrus	Normaldrift	Löst	Asfalt
EBLA	5	Slaggrus	Tvättat	Löst	Asfalt
EGBA	6	Grus	----	Bundet	Asfalt
EGBG	7	Grus	----	Bundet	Grusyta
EALG	8	Slaggrus	Normaldrift	Löst	Grusyta
EBLG	9	Slaggrus	Tvättat	Löst	Grusyta
EABG	10	Slaggrus	Normaldrift	Bundet	Grusyta
EBBG	11	Slaggrus	Tvättat	Bundet	Grusyta
EGLG	12	Grus	----	Löst	Grusyta
Lakvattenuppsamling från hela provvägens tätskiktsduk:					
EH	13	Hela vägen	Lakvattenuppsamling från duken under hela vägen, förs in i deponin.		
Referens för ytavrinning från vägen:					
ERAÖ	1	Referens i vägslänt längs asfaltsyta, andra vägbanan			
ERAN	2	Referens i vägslänt längs asfaltsyta, andra vägbanan			
ERGÖ	3	Referens i vägslänt längs grussyta, andra vägbanan			
ERGN	4	Referens i vägslänt längs grussyta, andra vägbanan			
Separat väg mot skogen, ska saltas:					
EGLGS	1	Grus	----	Löst	Grusyta

3.5 PROVTAGNING VID BYGGNATION

Prov av ingående material i förstärkningslagret (grus, bundet grus, slaggrus, bundet slaggrus) togs från varje provyta i ett antal plasthinkar 10 L med skopa. Skoporna togs från utspritt material då det tillfördes ytan. Vid provtagning av bundna material togs även prover i fallande ström från betongbil. Efter provtagning av obundna prover hälldes hinkarna ut på en plastduk på golvet och skottades runt med skyffel för att blanda delproven till ett prov. Därefter återfördes det till hinkarna igen. Detta repeterades för provhinkarna med obundna material från varje sektion.

Bundna material packades i plasthinkar (5 liter) i flera lager med stamp (2,5 kg) tills de var väl packade. Efter 28 dygns härdning krossades de i en betongkross tills materialet kunde passera en 10 mm sikt innan provning.

Prover av bundna material för provning av tryckhållfasthet proctorpackades med stamp i rör (diameter 50 mm, längd 100 mm) som förslöts med gummilock. Packningen skedde i tre lager genom att en stamp (diameter 25 mm, 500 g) släpptes 17 gånger på varje lager från 45 cm höjd. Fyra prover packades för varje sektion.

3.6 MILJÖPROVNING AV INGÅENDE MATERIAL

Totalhaltsinnehåll genomfördes på externt laboratorium (Eurofins) av: Si, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, LOI (1000°C), As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, La, Mo, Ni, Pb, S, Sb, Sc, Sn, Sr, V, W och Zn. Perkulationslakning, enligt SIS-CEN/TS 14405:2004, genomfördes på externt laboratorium (Eurofins) för att utreda lakningsegenskaper vid L/S (Liquid/Solid-ratio) 0,1 och 10. Provet krossades till <10 mm och packades i en cylinder. Avjoniserat vatten pumpades upp genom kolonnen och togs ut i ovansidan efter att olika volym passerat, detta lakvatten analyserades avseende metaller och salter. Tillgänglighetstest, enligt standard NT ENVIR 003, genomfördes för att utreda den maximalt lakbara mängden av metaller och salter. Inför tillgänglighetstestet maldes provet till < 0,125 mm. Tillgänglighetstest är ett tvåstegs pH-statiskt lakförsök. I första steget, vid L/S 100, hölls pH 7 i 3 h genom dosering av salpetersyra, därefter filtererades vattnet bort. I steg två tillsattes nytt vatten till L/S 100 och pH 4 hölls i 18 h genom tillsats av salpetersyra. De båda lakvattnen slogs ihop för analys. Lakvattnen analyserades av ett externt laboratorium (Eurofins)

Alla lakvatten analyserades för innehåll av As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, Cl, F, SO₄, DOC (dissolved organic carbon), TS (torrsubstans)-lösta ämnen, konduktivitet och pH.

3.7 UPPFÖLJNING MILJÖEGENSKAPER UNDER VÄGENS DRIFT

Lakvatten från lysimetrarna togs för analys av metaller och salter. En elektrisk pump kopplad till ett bilbatteri användes för att pumpa upp lakvatten från lysimetrarna (Figur 11). Pumpen anslöts till lysimeterslangarna som skyddats under brunnslocken i vägkanten. Volymen mättes med mätglas innan lakvattnet skickades till externt laboratorium (Eurofins) för analys av koncentration av samma ämnen som för lakvattnet från lakförsöken på ingående material.

Nederbördsdata från mätstationen Sättra gård (latitud 59.5339, longitud 17.8446) användes för att jämföra med provtagning från lysimetrar, från hemsidan www.smhi.se.



Figur 11 Provtagning av vatten från lysiemter där pumpen drevs av bilbatteri

3.8 MEKANISK PROVNING AV INGÅENDE MATERIAL

Vattenabsorption, korndensitet och skrymdensitet provades enligt SS-EN1097-6 metod 9. Kornstorleksfördelning provades enligt SS-EN 933-1. Rasvinkeln togs fram genom att hälla torkat prov mot en plåt som bockats i 90°, så att en halv kon bildades. Konens utbredning, horisontellt och i höjddled, användes för att beräkna rasvinkeln. Bundna prover i form av cylindrar (diameter 50 mm, längd 100 mm) provades i enaxiellt tryckförsök efter 28 dygn, med lastökning 6 kN/min till brott. Utrustningen beräknade utifrån last och deformation även sekantmodulen för proven vilket är ett mått på provets styvhet.

3.9 UPPFÖLJNING FALLVIKTSMÄTNING UNDER VÄGENS DRIFT

Fallviktsmätning genomfördes av VTI för att undersöka vägens bärförmåga, 2016-07-06 och 2017-05-10 (Figur 12). Utrustningen var placerad på en släpvagn. En platta med sensorer (seismografer) placerades längs vägen. För att öka anläggningsytan mot vägen sopades löst grus först bort. En vikt (50kN) släpptes och stötvågens fortplantning registrerades i sensorerna. Detta repeterades sex gånger för varje provsektion. Mätning utfördes ca 2,1m från asfaltkanten på asfaltytor samt ca 2m från centrum brunn för grusytor. Första mätpunkten placerades 1m in på försöksytan. Fallviktsmätningarna utfördes enligt trafikverkets metodbeskrivning TRVMB 112 "Deflektionsmätning vid provbelastning med fallviktsapparat".



Figur 12 Fallviktsmätning på vägen

Analys utfördes enligt metodbeskrivning TRVMB 114 för bearbetning av deflektionsmätdata och redovisas huvudsakligen som horisontell dragtöjning (asfalt) och ytmodul (grus). Även undergrundsmodul utifrån deflektion ($E_u = 5200/D_{900}$) för asfalt och medelmodul 900 (grus) har beräknats enligt enkla bärrighetsmått. Temperatur i asfalt mättes vid båda tillfällena för att kunna justera mätvärden. På ytorna med grus som slitlager beräknades ytmodul och medelmodul 900 enligt enkla bärrighetsmått i TRVMB 114. Detta är enkla mått som vanligtvis används för utvärdering av grusvägars tillstånd. Ytmodulen beskriver styvheten på hela konstruktionen från ytan ner till undergrunden medan medelmodulen beräknad på deflektionen D_{900} beskriver styvheten från ca 900mm och djupare.

3.10 UPPFÖLJNING SÄTTNING UNDER VÄGENS DRIFT

De installerade brunnarna för provtagning lysimeterslangar mättes in för att kunna undersöka sättningen efter den första vintersäsongen med tung trafik. Sättningen mättes genom att jämföra inmätning efter byggnation med inmätning efter en vintersäsong. Referens för sättningsmätning var en fixpunkt på berg i dagen sydost om vägen.



Figur 13 Foton på fixpunkt för sättningsmätningar samt markerad punkt på brunn

3.11 SALTNING REFERENSYTA

Saltning av angränsande referensyta påbörjades 2016-12-07 och utfördes tio gånger under vintertid (Figur 14). Natriumklorid (>98 % NaCl, Biltrema Artikel 36-514) användes efter upplösning som mättad saltlösning (25 vikt%). Saltlösningen som användes för att salta vägsträckan bereddes ca 6 till 24 timmar innan saltningen genomfördes för att saltet skulle hinna lösas upp. Saltlösningen fördelades över provytan med handhållen tryckspruta på provytan. Sammanlagt användes 8677 g NaCl, vilket innebär 310 g/m² under tiden december 2016 till maj 2017. (Lundh, 2015) (Ojala och Mellqvist, 2004)



Figur 14 Manuell saltning av angränsande referensyta och tryckspruta som användes.

3.12 PROVBETECKNINGAR

De prover som tagits har getts provbeteckningar enligt Tabell 6. Vägen sektioner har getts samma provbeteckning som det material som ingått i vägens förstärkningslager, med addering av bokstav för vägsektionens slitlager. De lysimetrar som installerats under vägen har getts samma provbeteckning som den vägsektion de ligger under och som använts i förstärkningslagret ovanför lysimetern, med tillägg för att säkra lysimeterns position.

Tabell 6 Förklaring av provnummer som används i rapporten.

Provnummorförklaringar	
Provmaterial	
EA	Normaldrift slaggrus
EB	Tvättat slaggrus
EC	Sediment i tvättdrift (användes ej i vägen)
EG	Grus, konventionell bergkross
ER	Referens i vägslänt för att fånga upp dagvatten. Jord och grus.
Bundet/löst	
B	Bundet
L	Löst
Slitlager uppepå vägen	
A	Asfalt
G	Grusyta
Ev saltning av separat vägsträcka	
S	Saltad vägsektion
Placering av lysimetern (2st per sektion)	
Ö	Östra lysimetern. Överst i vägens lutning. Närmast grinden.
N	Västra lysimetern. Nederst i vägens lutning. Längst från grinden.

4 Resultat

4.1 PRODUKTION SLAGG

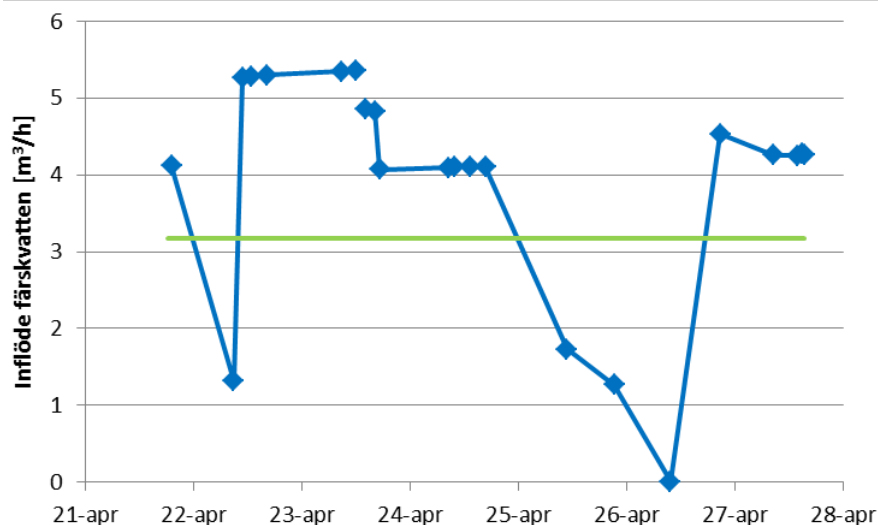
Både tvättad och normalt utmatad slagg producerades från avfallsförbränningsanläggningen:

- 6 dygn tvättdrift = EB
- 6 dygn normaldrift (otvättat) = EA

Vid produktion av tvättad slagg varierade vattenflödet till våtutmataren p.g.a. kapacitetsbrist i mottagande rökgaskondensatrenning (Figur 15). Fukthalten i avfallsbränslet påverkade direkt mängden rökgaskondensat som belastade rökgaskondensatrenningen och därmed mängden tvättvatten som kunde tas omhand vilket orsakade kapacitetsbristen.

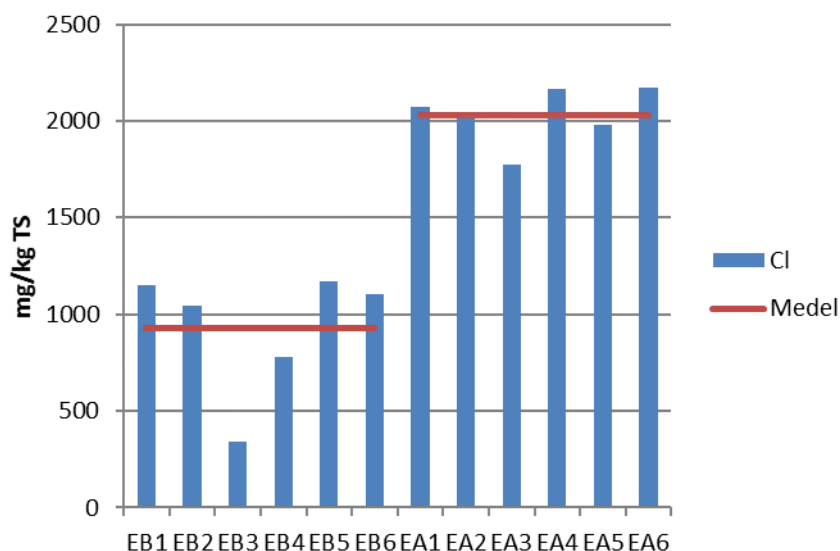
Tvättdrift pågick i 141h, total volym rent tvättvatten som matats in var 448m³, vilket gav ett genomsnittligt flöde på 3,2 m³/h. 256 ton fuktig tvättad slagg lades på hög på deponin. Slaggen som provtagits direkt i slagghuset innehöll i medel 15,2 % vatten. Vilket gav en total torrsubstans på 217 ton producerad tvättad slagg, detta gav en genomsnittlig L/S-kvot på 2,1 under tvättdriften. Vid normaldrift adderas vatten för att våtutmataren ska hålla konstant vattennivå trots att vatten försvinner ut ur våtutmataren som fukt i slaggen, detta vattenflöde var ej avstängt under tvättdriften. 15,2 % fukt i slaggen gav ett normalt inflöde av vatten på 0,27m³/h i normaldrift.

Halten suspenderat material i utgående tvättvatten från recirkulationslådan var lågt 1,9 g/l (medel av 6 prover, standardavvikelse 1,0 g/l) med 141 m³ tvättvatten blev det 271 kg suspenderat material i tvättvattnet under hela tvättdriften. Vilket motsvarar 0,1 % av den massa slagg som producerades. Mängden sediment som samlades i recirkulationslådan var ej möjlig att mäta då sedimenten tömdes ut på golvet och ned i en pumpgröp under ett antal tillfällen under drifttiden.



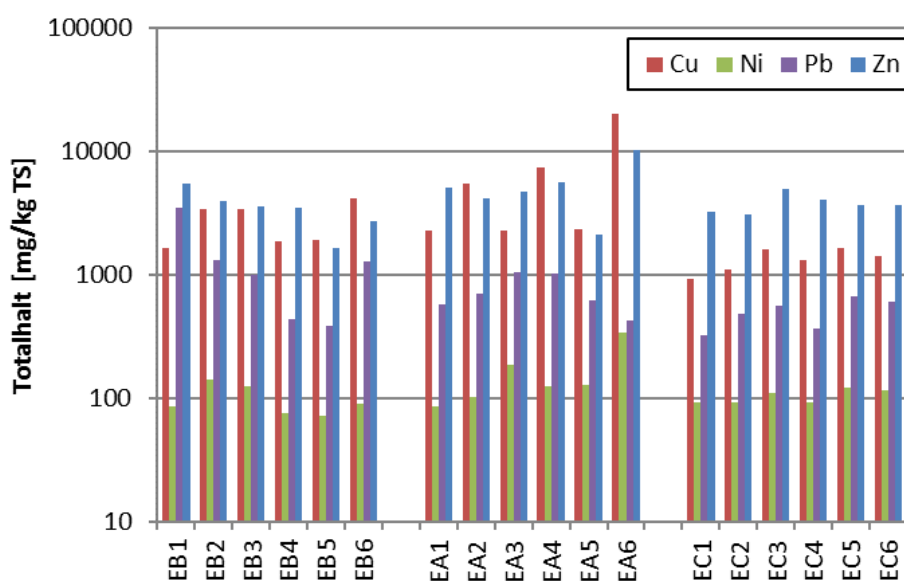
Figur 15 Vattenflöde till tvätt våttutmatare. Blå linje visar flödet in av färskvatten för tvätt. Den gröna linjen visar medelflödet under perioden.

Lakning av klorider var lägre i slaggen som tvättats (Figur 16) jämfört med slagg från normaldrift.



Figur 16 Lakning klorider från färsk slagg (enstegs skakförsök vid L/S 10 (SS-EN 12457-4)). EB = Tvättad slagg. EA = slagg från normaldrift. Samlingsprover per dygn. Röda linjer visar medelvärde för respektive driftfall.

Sediment från tvättvattnet vid tvätt hade högre innehåll av flertalet ämnen jämfört med slagg (Bilaga 1). Slagg från normaldrift hade i medeltal högre halter av koppar (Cu), nickel (Ni) och zink (Zn) jämfört med slagg från tvätt drift, medan det för bly (Pb) var tvärt om. Variationen var dock hög för flertalet analyser, med enstaka värden som stack ut. Slagg är ett inhomogent material (Figur 17), vilket innebär att det inte alltid är lämpligt att enbart utvärdera medelvärden för tvättat respektive normaldrift med avseende på totalhalter.



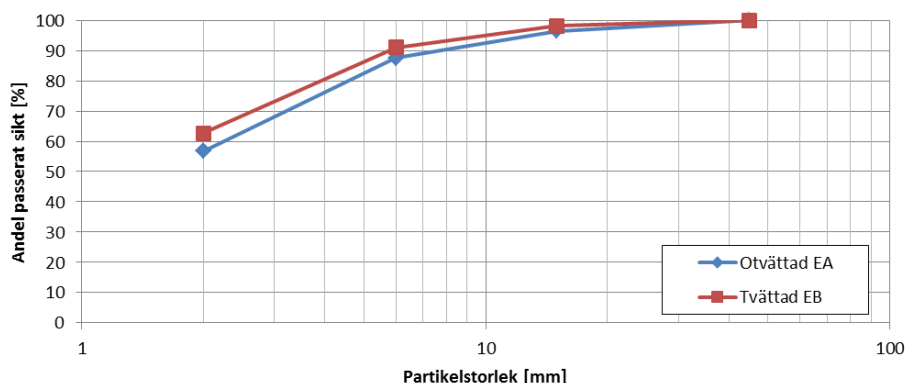
Figur 17 Totalhalt [mg/kg ts] Cu, Pb, Zn, Ni (samlingsprov under 6 dygn). EB = Slagg från tvätt drift. EA = Slagg från normaldrift EC = Sediment från tvätt drift. Skalan är logaritmisk.

4.2 LAGRING OCH METALLAVSKILJNING

Andelen finfraktion (<2 mm) var ca 45 % i den osorterade slaggen (Tabell 7). I sorterad slagg som använts i vägen var finfraktionen (<2 mm) ca 60 % (Figur 18).

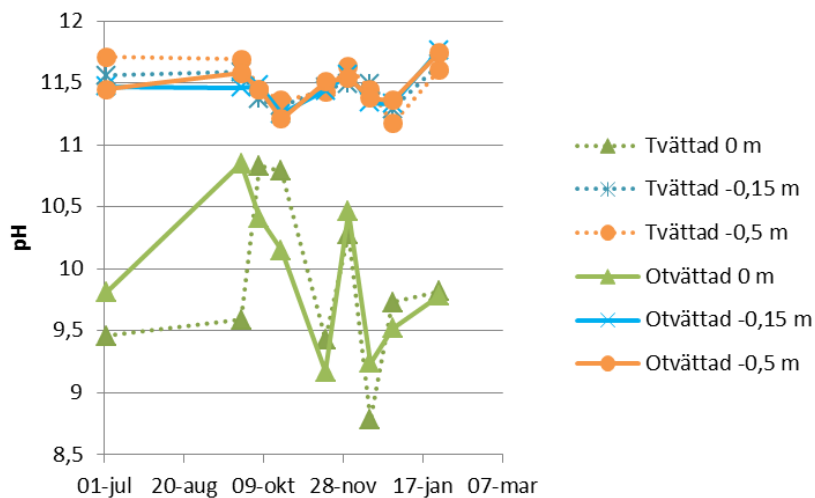
Tabell 7 Fördelning olika fraktioner utifrån invägning vid metallavskiljning från den osorterade slaggen. procentvärden avser viktprocent av ingående osorterad slagg.

	Storlek [mm]	Normaldrift (EA) [ton]	Normaldrift (EA) [%]	Tvättad (EB) [ton]	Tvättad (EB) [%]
Osorterad slagg ingående	0-∞	235,7	100	255,7	100
Slagg	0-2	106,82	45,32	116	45,37
Slagg	2-6	58	24,61	52,58	20,56
Slagg	6-15	16,9	7,17	13,02	5,09
Slagg	15-45	6,6	2,80	3,56	1,39
Summa sorterad slagg	0-∞	188,32	79,90	185,16	72,41
Magnetiskt	0-∞	16,45	6,98	17,64	6,90
Non ferrous	0-∞	5,9	2,50	7,32	2,86
Summa metall	0-∞	22,35	9,48	24,96	9,76
Förlust av material		25,03	10,62	45,58	17,83



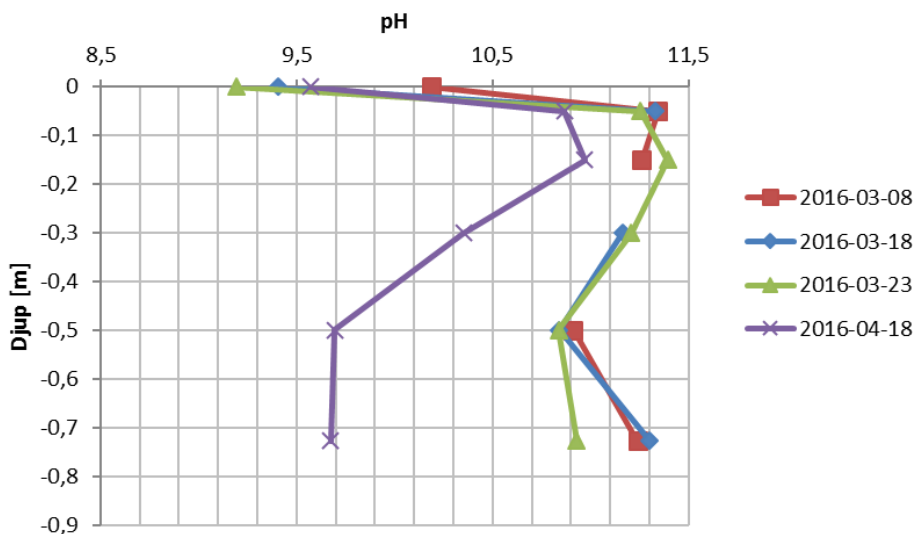
Figur 18 Partikelstorleksfördelning för slaggruset efter separation av metallskrot, som andelen som passerar sikten. Baserat på vägda mängder vid metallsortering.

Under lagringen förändrades pH enbart i ytan, medan pH en bit ner ändrades marginellt jämfört med färsk slagg (Figur 19). Beslut togs därför att genomföra en forcerad karbonatisering med lufttillsats inuti högarna.



Figur 19 pH under lagring (innan forcerad karbonatisering), prover från olika djup, räknat från högens yta.

Under den forcerade karbonatiseringen minskade pH framförallt i ytan, medan pH inte minskade så mycket ca 10-15 cm under ytan (Figur 20).



Figur 20 Medelvärde pH i båda högarna under forcerad karbonatisering på djupet i högen mätt från ytan.

4.3 MILJÖPROVNING AV INGÅENDE MATERIAL

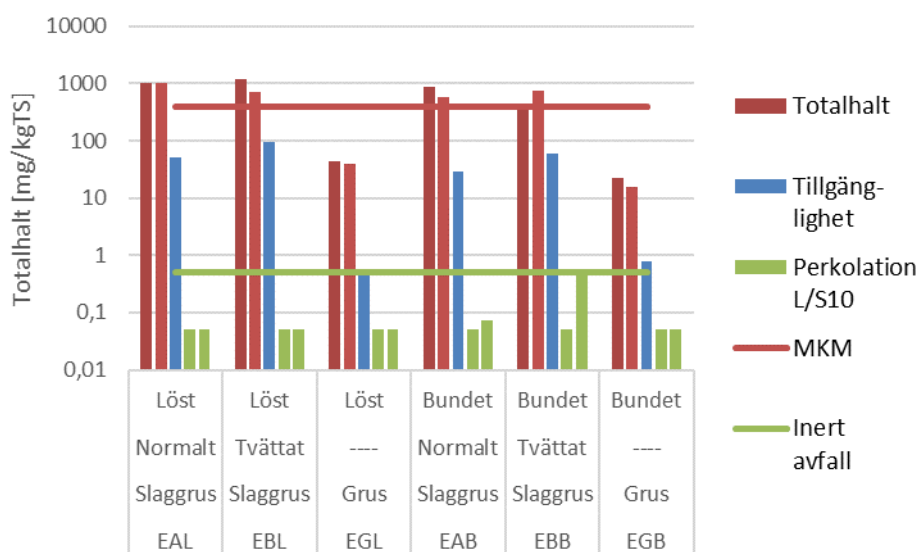
Tabeller med data finns i bilaga 1. Både slaggrus och grus innehöll mycket låga eller ej detekterbara nivåer av PAH-er och andra organiska föreningar (Bilaga 1). Slaggrus innehöll mer metaller än grus (bergkross). Vid jämförelse med riktvärden i Naturvårdsverkets handbok (Återvinning av avfall i anläggningsarbeten 2010:1) för mindre än ringa risk, överskred slaggrus riktvärdena för alla metaller utom Hg, vilket betyder att fri användning inte är aktuellt, utan en anmälan behövs. Dock överskred även vanligt grus riktvärdena för krom (Cr), bly (Pb) och zink (Zn).

Vid jämförelse med riktvärden för förorenad mark (MKM) överskreds As, Ba, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Zn och Co för slaggrus och Ba för gruset (Figur 21 - Figur 24).

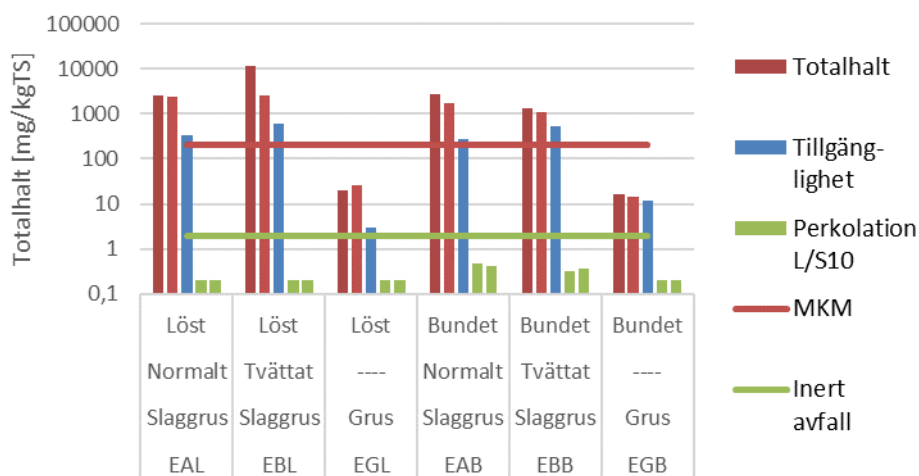
I tillgänglighetstesten var lakningen av klorider orimligt hög även för vanligt grus, troligen har proven kontaminerats med klorider via läckage från pH-elektrod (Bilaga 1). Tillgängligheten var för de flesta ämnen låg jämfört med totalhalter. De ämnen som hade högst tillgänglighet var kadmium (Cd) och zink (Zn).

I perkolationslakning vid L/S 0,1 och 10 lakade ett flertal ämnen under eller nära rapporteringräns (As, Ba, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Se och Zn). Trots att både Cd och Zn hade hög tillgänglighet i tillgänglighetstest visade perkolationslakning obefintlig lakning av dessa ämnen (Figur 23).

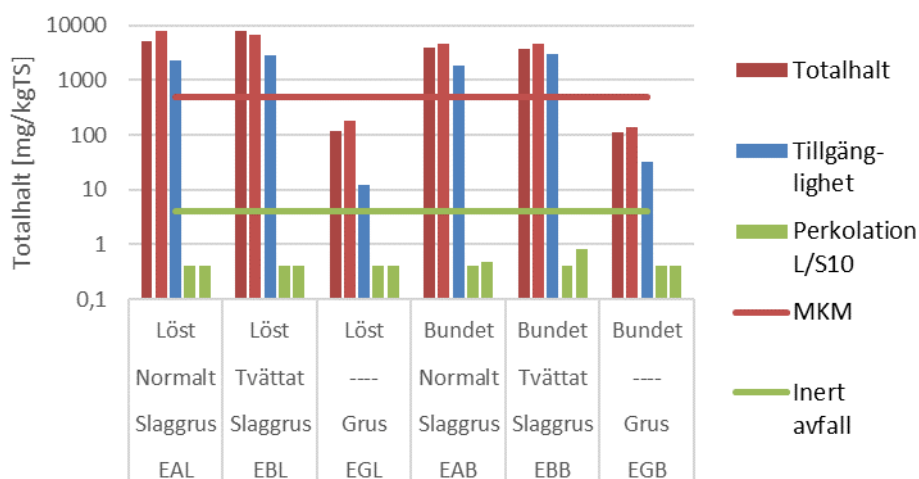
Tvätten hade störst effekt på lakning av klorider (Cl) (bilaga 1). För de flesta metaller var skillnaden mindre. Bindning med cement och vatten sänkte lakningen av de flesta metaller och salter men höjde pH. Slaggrusen hade karbonatiserat väl (till ca pH 9). Cementstabilisering höjde pH-värdet till runt 12. Lakning av Cr, Cl och SO₄ från slaggrus i både lös och bunden form överskred rekommendationerna för "mindre än ringa risk" vid både L/S 0,1 och 10. Lakning av As från grus överskred "mindre än ringa risk" vid L/S 10 samt lakning av As, Cl och SO₄ vid L/S 0,1 i ett av de två fallen. Mottagningskriterierna för deponi för inert avfall överskreds för Cr, Mo, Sb, samt Cl och SO₄. Inga ämnen överskred kriterierna för icke-farligt avfall (NFS 2004:10), varken vid L/S 0,1 eller 10.



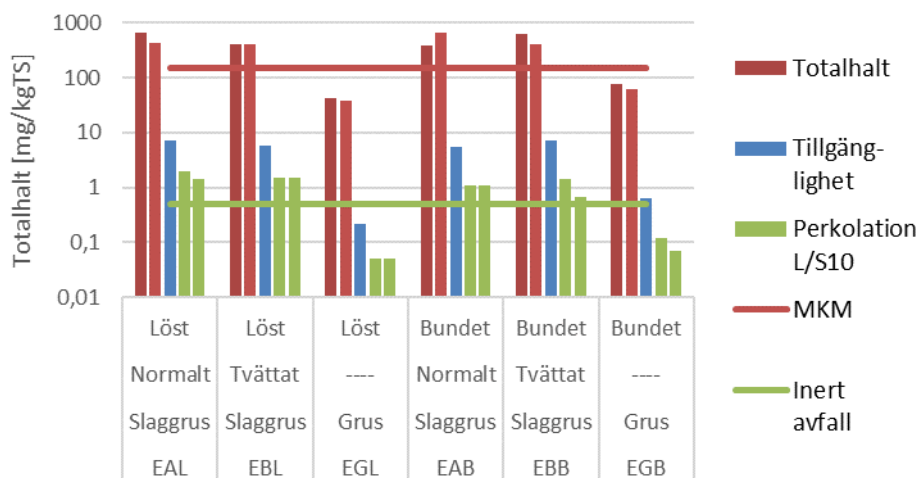
Figur 21 Totalhalt och lakning för Pb. Jämfört med riktvärden för MKM (totalhalt) och deponi för inert avfall (perkolationlakning). Logaritmisk skala. EA=normalt slaggrus. EB=Tvättat slaggrus. L=Lös. B=Bundet.



Figur 22 Totalhalt och lakning för Cu. Jämfört med riktvärden för MKM (totalhalt) och deponi för inert avfall (perkolationlakning). Logaritmisk skala. EA=normalt slaggrus. EB=Tvättat slaggrus. L=Lös. B=Bundet.



Figur 23 Totalhalt och lakning för Zn. Jämfört med riktvärden för MKM (totalhalt) och deponi för inert avfall (perkolationlakning). Logaritmisk skala. EA=normalt slaggrus. EB=Tvättat slaggrus. L=Lös. B=Bundet.



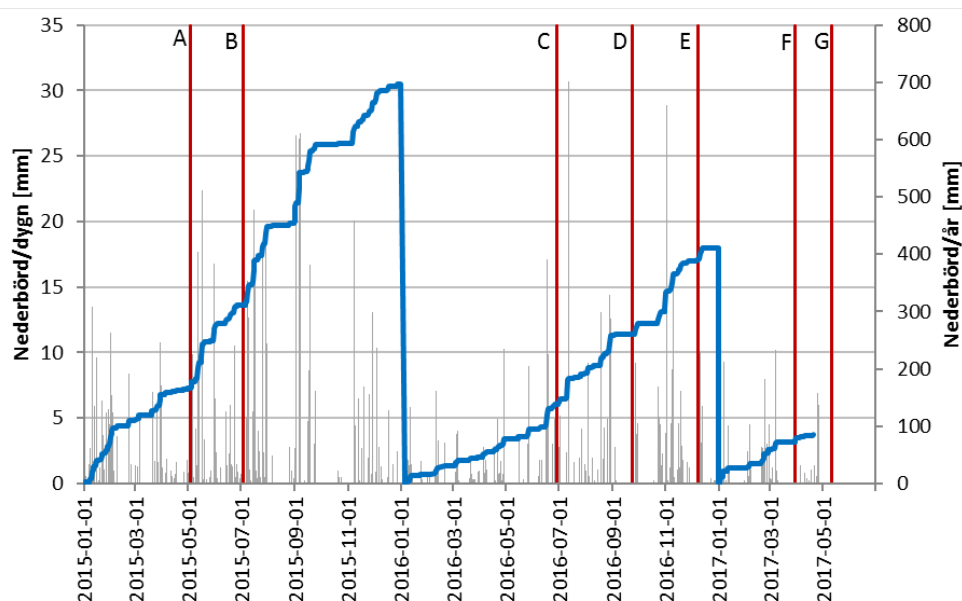
Figur 24 Totalhalt och lakning för Cr. Jämfört med riktvärden för MKM (totalhalt) och deponi för inert avfall (perkolationlakning). Logaritmisk skala. EA=normalt slaggrus. EB=Tvättat slaggrus. L=Lös. B=Bundet.

4.4 UPPFÖLJNING MILJÖEGENSKAPER

Lysimetrarna pumpades torra i samband med asfalteringen 2016-06-28, då gruset de fyllts med i tillverkningen inte var torrt. Vid första provtagningstillfället 2016-09-23 fanns vatten i flera lysimetrar. Mängden vatten har för de flesta lysimetrar varit låg, endast knappt 2 mm nederbörd har samlats upp under asfalten. (Tabell 8). L/S-kvoten (uppumpat vatten / massa provmaterial ovanför lysimetern) var markant lägre för asfaltsträckan än för grussträckan. Efter 4 provtagningar utspridda över totalt 316 dygn, har inte mer än L/S 0,03 uppnåtts någonstans, de flesta fall låg uppnådd L/S-kvot mycket lägre. I flera fall var vattenvolymen för liten för att utföra alla analyser, därför saknade vissa prov vissa analyser (Figur 27) vilket gjorde att dataunderlaget var bitvis bristfälligt. Det var stor skillnad i tillgång till lysimetervatten mellan grus och asfalt som slitlager, där asfaltlagret var tätare. 2016 var ett mycket torrt år med en samlad nederbörd av 446 mm, jämfört med 2015 då nederbörden var 692 mm (Figur 25). Medel av årsnederbörden för de senaste 10 åren var 572 mm/år.

Tabell 8 Volym uppumpat vatten från lysimetrarna och beräknad L/S-kvot summerat efter fyra provtagningar. Varje sektion har två lysimetrar. Vatten har samlats under perioden 2016-06-28 till 2017-05-10.

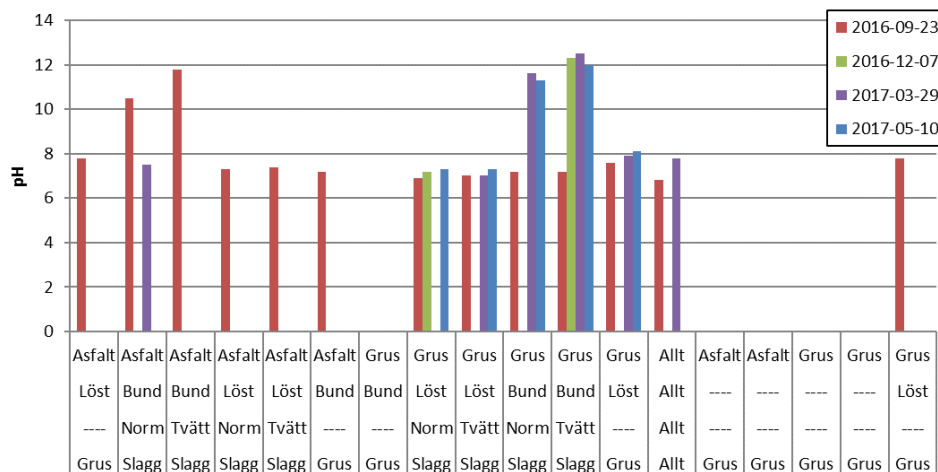
ProvNr	Prov-material	Behandling	Bindning	Slitlager	Uppsamlat vatten [L/m ² = mm]	Uppnådd L/S-kvot [L/kg]
EGLA	Grus	----	Löst	Asfalt	1,4	0,0014
EABA	Slagg	Norm	Bund	Asfalt	17,4	0,022
EBBA	Slagg	Tvätt	Bund	Asfalt	1,5	0,0019
EALA	Slagg	Norm	Löst	Asfalt	1,1	0,0014
EBLA	Slagg	Tvätt	Löst	Asfalt	1,7	0,0021
EGBA	Grus	----	Bund	Asfalt	1,0	0,0010
EGBG	Grus	----	Bund	Grus	0,007	0,000007
EALG	Slagg	Norm	Löst	Grus	17,4	0,022
EBLG	Slagg	Tvätt	Löst	Grus	4,0	0,0050
EABG	Slagg	Norm	Bund	Grus	18,8	0,024
EBBG	Slagg	Tvätt	Bund	Grus	23,9	0,030
EGLG	Grus	----	Löst	Grus	5,4	0,0054
EH	Allt	Lakvattenuppsamling från duken under hela vägen, förs löpande in i deponin.			----	----
ERAÖ	Grus	Referens i vägslänt längs asfaltsyta, andra vägbanan, för dagvatten från vägytan			0,047	----
ERAN	Grus	Referens i vägslänt längs asfaltsyta, andra vägbanan, för dagvatten från vägytan			0	----
ERGÖ	Grus	Referens i vägslänt längs grussyta, andra vägbanan, för dagvatten från vägytan			0,33	----
ERGN	Grus	Referens i vägslänt längs grussyta, andra vägbanan, för dagvatten från vägytan			0,024	----
EGLGS	Grus	----	Löst	Grus	0,46	0,00058



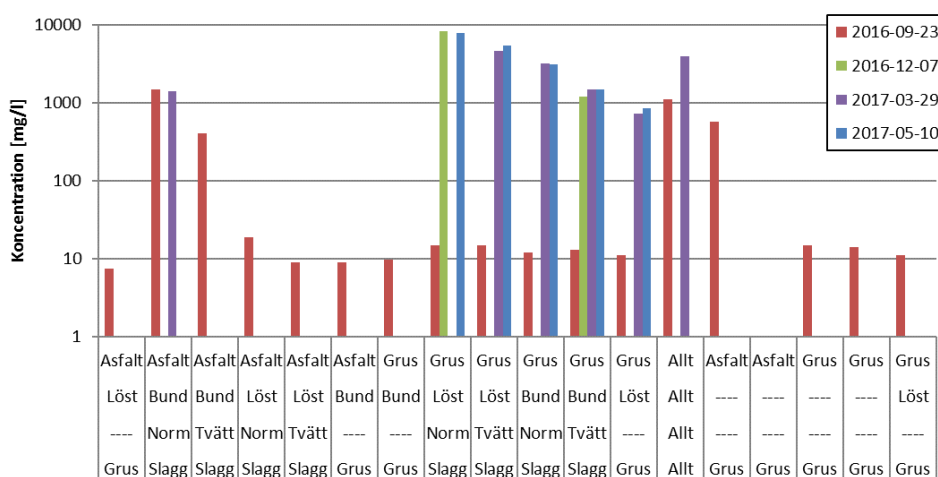
Figur 25 Nederbördsdata från SMHI för mätstationen Sättra gård. Grå staplar visar nederbörd per dygn (vänstra Y-axeln) och blå linjen visar den samlade nederbörden per år (högra Y-axeln). Röda linjer anger händelser i projektet: A - produktion av slag och start av lagring. B - Metallsrotseparering. C - Byggnation av vägen. D - lysimetervattenprovtagning 1. E - lysimetervattenprovtagning 2. F - lysimetervattenprovtagning 3. G - lysimetervattenprovtagning 4.

Samtliga koncentrationer från provtagning av lysimetervatten redovisas i Bilaga 1. Förhöjda pH-värden, runt pH 12, kunde noteras i de sektioner där materialet bundits med cement (Figur 26), jämfört med obundna sektioner, pH 7-8. I perkolationslakningen var pH runt 8 för bergkross och runt 9 för karbonatiserat slaggrus. Någon genomgående skillnad i pH för slaggrus och grus kunde inte noteras i lysimetervattnen. Cementbunden bergkross var mycket tät och väldigt lite eller inget vatten har där kunnat pumpas upp. Höga koncentrationer klorid och sulfat kunde noteras i flera sektioner, högst i löst slaggrus, men även bergkross har förhöjda halter (Figur 27 och Figur 28). Högst halter av molybden (Mo) i lakvatten från bundet slaggrus (Figur 29) samma trend var tydlig även för Cu och Cr. Koncentrationer av As, Ba, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb och Zn var vid jämförelse med gränsvärden vid L/S 0,1 för deponi för inert avfall under gränsvärdet för alla prover. Det är framför allt salterna som överskrider gränsen för inert avfall.

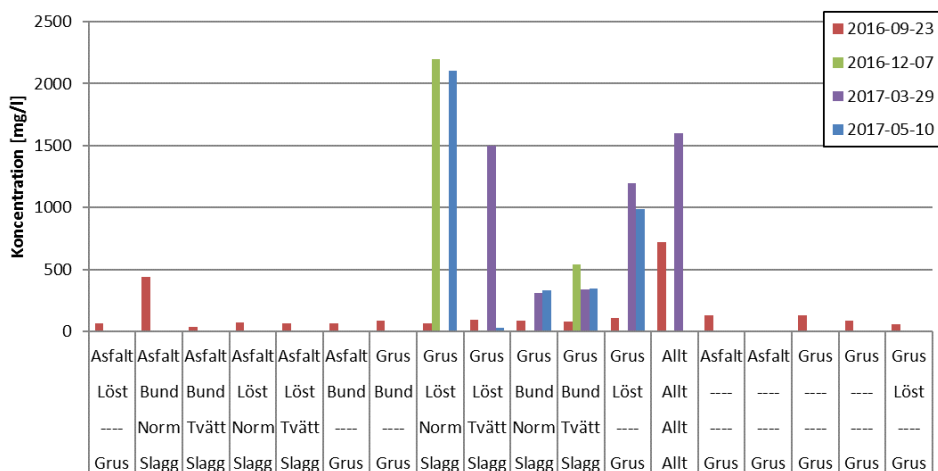
Vattnen från provtagningsomgång ett hade markant lägre halter än provtagning två till fyra. Inga tydliga trender av ökad eller minskad lakning över tid kunde iakttas i lysimetervattnen för omgång två till fyra.



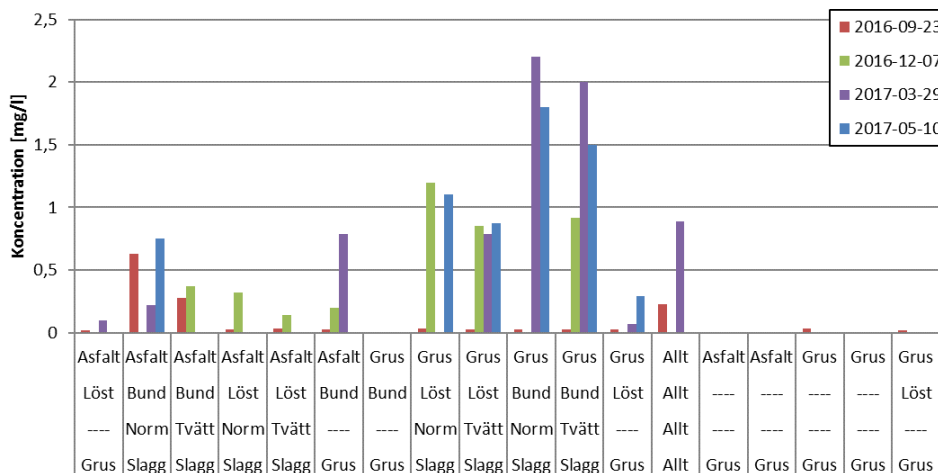
Figur 26 pH-värde i lysimetervatten. Vid de fyra provtagningstillfällena.



Figur 27 Koncentration [mg/l] av klorid i lysimetervatten vid de fyra provtagningstillfällena. Logaritmisk skala.



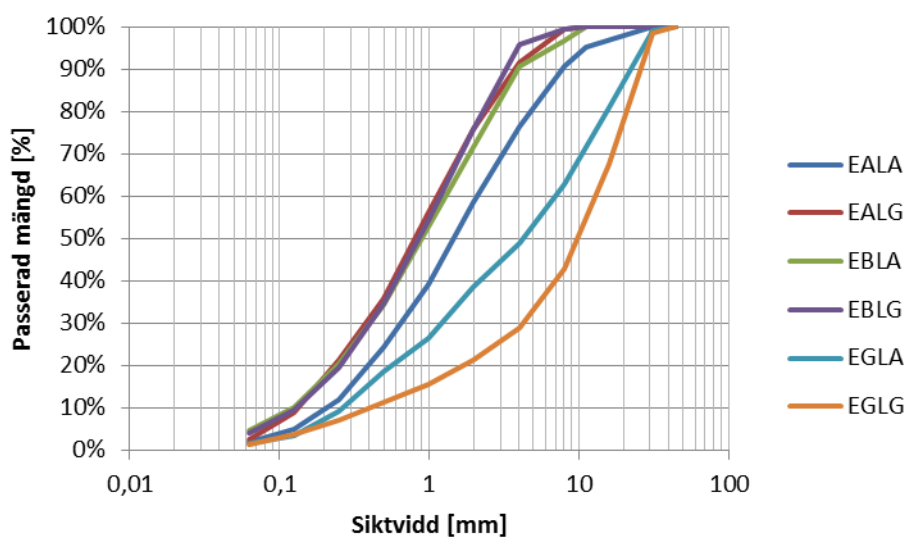
Figur 28 Koncentration [mg/l] av sulfat i lysimetervatten vid de fyra provtagningstillfällena.



Figur 29 Koncentration [mg/l] av molybden i lysimetervatten vid de fyra provtagningstillfällena.

4.5 MEKANISK PROVNING INGÅENDE MATERIAL

Slaggruset hade större andel finmaterial än gruset (Figur 30). De största partiklarna i slaggruset var generellt <16 mm, med enstaka överkorn, medan gruset innehöll partiklar upp till 32 mm, med enstaka överkorn.



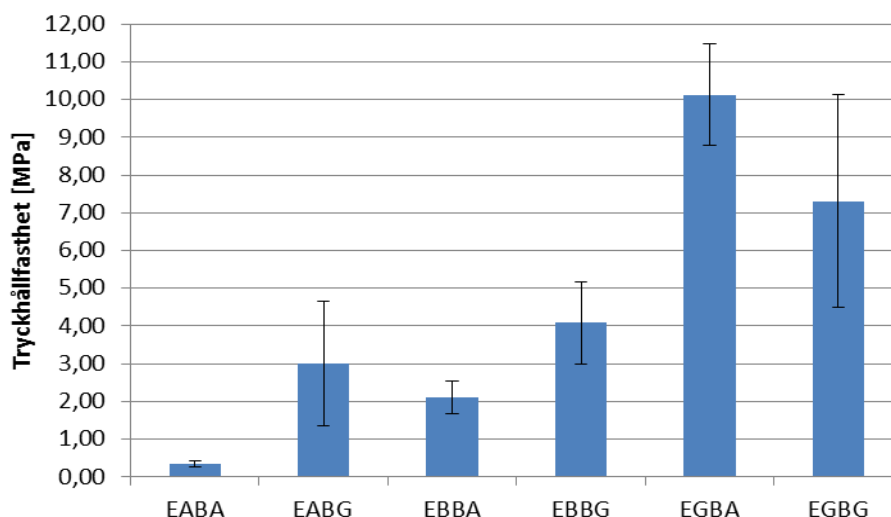
Figur 30 Kornstorleksfördelningskurva. EB = Tvättad slagg. EA = Normalutmatad slagg. EG=grus. A=asfaltsyta. G=grusyta.

Vattenabsorptionen för grus var mycket liten (Tabell 9), medan den för slaggruset var hög. Det tvättade slaggruset hade högre vattenabsorption än det otvättade. Korndensiteten för grus var aningen högre än för askorna. Skrymdensiteten var låg för slaggrusen jämfört med gruset.

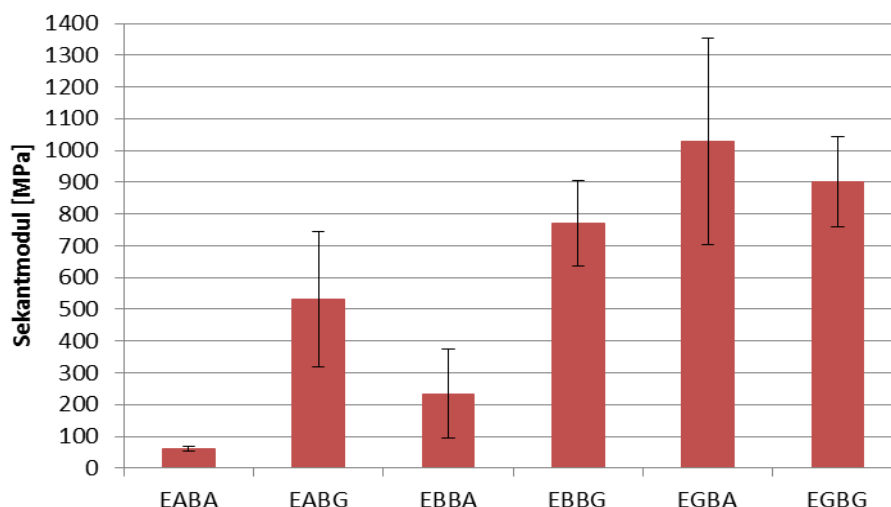
Tabell 9 Densitet, vattenabsorption och rasvinkel

	Torr skrymdensitet	Vattenmättad skrymdensitet	Korndensitet	Vatten- absorption	Rasvinkel
Prov	[Mg/m ³]	[Mg/m ³]	[Mg/m ³]	[%]	[°]
EALA	2,11	2,28	2,53	7,83	34,59
EALG	2,11	2,25	2,45	6,55	31,22
EBLA	1,83	2,08	2,45	13,9	33,69
EBLG	1,98	2,18	2,48	10,1	34,29
EGLA	2,61	2,62	2,63	0,26	33,69
EGLG	2,53	2,54	2,55	0,34	35,94

Tryckhållfastheten för cementbundet grus var högre än hållfastheten för cementbundet slaggrus (Figur 31). På grund av ett missförstånd om receptet levererades EABA med ca 1/6 av förväntad mängd cement och vatten i slaggruset jämfört med övriga blandningar. Sekantmodulen som är ett mått på provets styvhet (liknande E-modul) följer hållfastheten väl (Figur 31 och Figur 32).



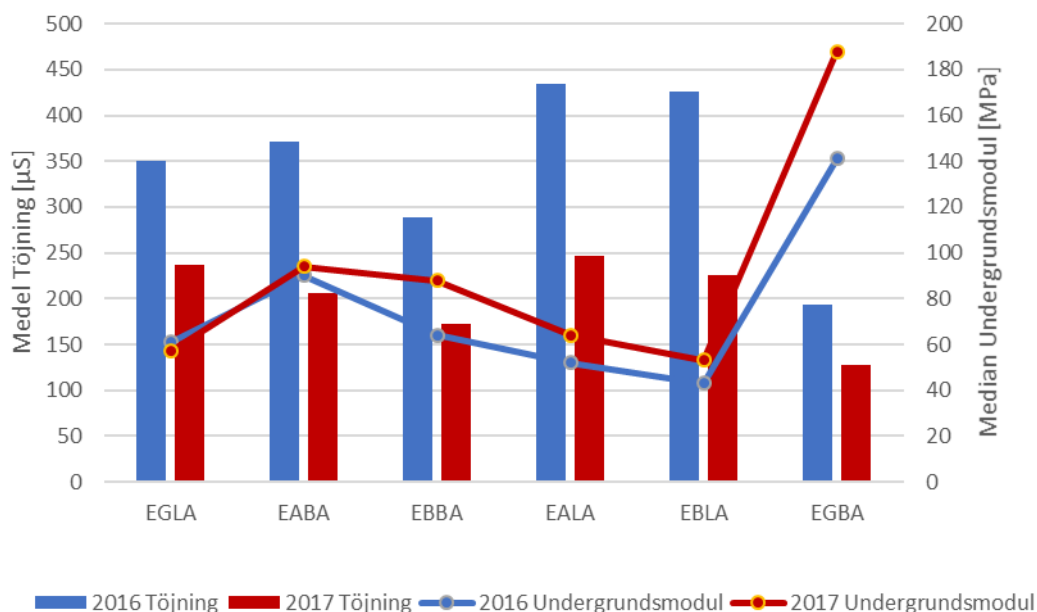
Figur 31 Tryckhållfasthet efter 28 dygns härdning i 20°C i slutna rör. Varje stapel är medelvärde av fyra prover. Pinnarna anger standardavvikelsen. EB = Tvättad slagg. EA = Normalutmatad slagg. EG=grus. A=asfaltsyta. G=grusyta.



Figur 32 Sekantmodul efter 28 dygns härdning i 20°C i slutna rör. Varje stapel är medelvärde av fyra prover. Pinnarna anger standardavvikelsen. EB = Tvättad slagg. EA = Normalutmatad slagg. EG=grus. A=asfaltsyta. G=grusyta.

4.6 UPPFÖLJNING FALLVIKTSMÄTNING OCH SÄTTNING

Fallviktsmätningarna genomfördes 2016-07-06 efter byggnation samt 2017-05-03 efter en vintersäsong.

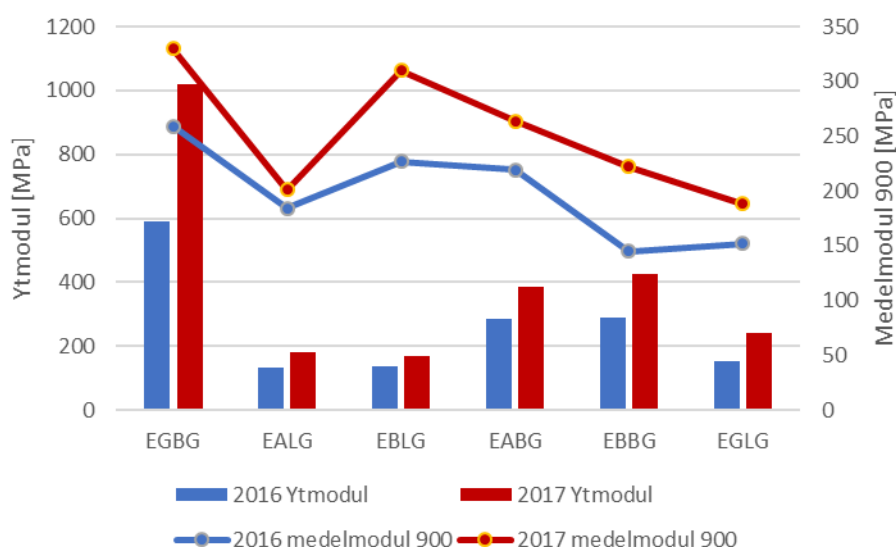


Figur 33 Medelvärde för beräknad töjning, justerat till 10°C och medianvärde för beräknad undergrundsmodul för asfaltytorna. EB = Tvättad slagg. EA = Normalutmatad slagg. EG=grus. L=Lös. B=Bundet. A=asfaltsyta.

Skillnaden i undergrundsmodul mellan ytorna visar på skillnad i styvhet i undergrunden, där EGBA har högst styvhet (188MPa) och yta EABA/EBBA har lite lägre styvhet (ca 90MPa), övriga har en likartad styvhet på ca 60MPa. Det är liten spridning inom respektive yta varvid beräknade medel- och medianvärden är

representativa för respektive provytas egenskaper. Töjning i Figur 33 visar att påkänningarna minskat betydligt (ca 35-45%) och även jämnats ut något mellan försöksytorna med en genomsnittlig töjning på ca 200µS. Minskning i påkänningarna generellt är förväntat då asfaltbeläggningen förstyrkas med tiden och då speciellt den första tiden. Även de obundna lagren får en styvhetstillväxt första tiden tack vare bl.a. efterpackning p.g.a. tung trafik. Lägst (bäst) påkänning har fortfarande yta EGBA (vältad betong i förstärkningslagret) med en töjning på låga 128 mikrostain. De svagaste (sämsta) sträckkorna är ytorna som ej är cementstabiliserade.

Även på grusytorna framgår det en tydlig styvhetshöjning sedan föregående mätning, vilket bl.a. kan förklaras i den efterpackning som inträffar p.g.a. tung trafik. Av grusytorna är det fortfarande EGBG (vältad betong) som utmärker sig med betydligt högre nivå och förändring av ytmodul än övriga grusytor. Båda ytorna med vältad betong (EGBG och EGBA) ger ett starkare förstärkningslager vilket återspeglar sig i de beräknade styvhetsmodulerna. Även de andra bundna ytorna (EABG och EBBG) ligger något högre än övriga grusytor. Vad gäller medelmodulen 900 är den högst för EGBG och ökningen av styvhet är likartad på övriga ytor, förutom för EALG som har en tydligt mindre ökning än övriga ytor.



Figur 34 Medelvärde för beräknad ytmodul och medelmodul 900 för grusytorna. EB = Tvättad slagg. EA = Normalutmatad slagg. EG=grus. L=Lös. B=Bundet. G=grusyta.

Brunnslocken på varje provyta mättes in för att utvärdera sättningen i respektive yta. Asfaltytorna visar ingen större skillnad mellan ytorna (0-1 mm skillnad från inmätning) medan grusytorna visar lite större differens mellan ytorna (-1 - +4). En av brunnarna har blivit påkörd varvid den visar stor differens mot inmätning.

Tabell 10 Inmätning brunnar för provtytor inklusive fixpunkt, samt differens vid inmätning 2017-05-19

	X	Y	Z	Differens (Inmätt 2017-05-19)
FIXPUNKT	6 603 576,25	128 126,52	41,388	
EGLA	6 603 594,94	128 121,99	42,13	Plus-minus 0 mm
EABA	6 603 594,27	128 113,97	41,834	Plus-minus 0 mm
EBBA	6 603 593,13	128 106,35	41,553	Plus-minus 0 mm
EALA	6 603 592,24	128 098,62	41,177	Plus 1 mm
EBLA	6 603 590,89	128 090,14	40,904	Plus-minus 0 mm
EGBA	6 603 589,26	128 082,31	40,662	Plus 1 mm
EGBG	6 603 587,60	128 072,59	40,313	Plus 2 mm
EALG	6 603 585,72	128 064,90	40,002	Minus 1 mm
EBLG	6 603 584,21	128 056,81	39,814	Minus 27 mm (Påkörd)
EABG	6 603 582,90	128 049,33	39,685	Minus 2 mm
EBBG	6 603 581,54	128 041,60	39,449	Plus 2 mm
EGLG	6 603 580,13	128 033,47	39,115	Plus 4 mm

4.7 MILJÖBEDÖMNING

Den generella mallen för miljöbedömning av slaggrus i konstruktioner presenteras i sin helhet i bilaga 2.

I bilaga 3 presenteras ett exempel där mallen använts för miljöbedömning av en väg med data utifrån konstruktionen med obundet slaggrus som det använts i denna provväg. Bedömningen för användning av slaggrus i obunden konstruktion med asfaltyta som slitlager bedöms vara *ringa risk*.

5 Diskussion

5.1 PRODUKTION AV SLAGG

Kapaciteten hos efterföljande rökgaskondensatrenning påverkade försöken vilket innebar att vattenmängden var tvungen att minskas. Detta innebar inte lika mycket tvättvatten som förväntat, däremot visar resultaten ändå tydligt att lakningen av klorider från slaggruset minskade.

Det var skillnad i medelvärde för totalhalt i slaggrus mellan tvättdrift och normaldrift för t.ex. koppar (Cu), bly (Pb), zink (Zn) och nickel (Ni). Samtidigt var variationerna stora inom respektive provperiod (tvättdrift/normaldrift). Dessa skillnader beror snarare mer på variationer i ingående bränslemix än skillnad mellan tvättdrift och normaldrift.

5.2 LAGRING OCH METALLAVSKILJNING

Den långsamma karbonatiseringen berodde delvis på en högre andel finfraktion (<2 mm) i slaggruset än förväntat (ca 60 % finfraktion istället för som förväntat cirka 30 %). Samt en höst och vinter med relativt lite nederbörd, eftersom fukt och koldioxid (luft) är förutsättningar för en bra karbonatisering.

För att kunna genomföra försöken med en karbonatiserad slagg beslutades att genomföra forcerad karbonatisering som gav ett lyckat resultat. Fortsatt utveckling inom slaggsortering/metallavskiljning kommer sannolikt även i framtiden ge ett slaggrus med hög andel finfraktion. Den långsamma karbonatiseringen visade att det finns ett behov att utreda hur lagring (karbonatisering) ska genomföras på ett effektivt sätt eftersom framtida metallavskiljning med stor sannolikhet kommer att genomföras liknande den som använts inom projektet (med mer krossning) som ger ett finkornigare slaggrus. Blir slaggruset för finkornigt finns risk att dess nytta som konstruktionsmaterial minskar. Däremot har tidigare studier visat att man inte kunnat påvisa negativa effekter av metallavskiljningen på de mekaniska egenskaperna (Arm et al, 2016). Metallavskiljningen gav en hög andel metaller (cirka 10 %).

5.3 ANMÄLAN FÖR BYGGNATION

I den beviljade anmälan för byggnation från länsstyrelsen ställs krav på att provytorna ska grävas bort senast om 25 år. Däremot har länsstyrelsen angett vid dialog att en ny anmälan enkelt kan skickas in om önskemål finns kvar att fortsätta följa upp provytorna under längre tid än 25 år. Man angav bl.a. att anmälan anger att detta är provytor och anser då att de ska grävas bort när ytorna inte ska följas upp längre. Samtidigt har man för ytor byggda under en parkeringsplats i Skåne blivit beviljade att avsluta ett mångårigt kontrollprogram av miljöegenskaper från den byggnationen. Beroende på vilket beslut man får vid anmälan så måste eventuellt konstruktionen tas bort, vilket innebär att en strategi måste finnas för detta. Det finns ett behov att utreda möjliga affärsmodeller i samband med byggnation med slaggrus.

5.4 BYGGNATION

Byggnation med löst slaggrus fungerade utan problem precis som med vanligt grus. Varje sektion i vägen var endast 7m lång vilket rent byggtekniskt var tidsödande och krångligt, med många olika delmaterial (tvättat, normaldrift, cementbundet, m.m.). En framtida väg med längre sträcka i liknande material kommer att bli enklare att bygga.

Att bygga med cementbundet slaggrus var utmanande. Vid framtida byggnation bör enbart små satser blandas i betongbil, medan en betongstation i direkt anslutning till byggplatsen bör användas för större mängder. Material fastnade i betongbilens trumma då det blev för blött. Eftersom slaggruset ej var torrt så var det svårt att dosera, fukthalten påverkade receptet. Regn påverkade – ju fuktigare slaggrus desto bättre packning, enbart en liten skillnad i vatten gav stor skillnad i konsistens och packning. Det cementbundna slaggruset bildade lätt porösa kulor i betongbilstrumman.

5.5 UPPFÖLJNING MILJÖEGENSKAPER

Trots högt totalinnehåll var lakningen av de flesta metaller låga i både laktesten av ingående material och vattnen från konstruktionen (lysimetrar). Många metaller förekom därmed i stabila former i slaggruset, med låg mobilitet. Att enbart titta på totalhalter blir därför missvisande vid en bedömning av eventuella miljörisker.

Då laboratorieförsök visade att nivåerna för ”mindre än ringa risk” överskreds (Naturvårdsverket, 2010), framförallt för totalhalter, innebär detta att en anmälan är nödvändig för byggnation med slaggrus. Att slaggruset överskrider nivåerna för ”mindre än ringa risk” var förväntat. Dock kunde det noteras för krom (Cr), bly (Pb) och zink (Zn) att även vanligt konventionellt grus (bergkross) överskred nivåerna för mindre än ringa risk. Även riktvärden för förorenad mark (MKM) överskreds för konventionellt grus med avseende på barium (Ba).

Tvätten hade störst effekt på lakningen av klorider (Cl), där lakningen från tvättat slaggrus var ungefär hälften av lakningen från otvättad slagg. För metallerna var lakningen i stora drag likvärdig. Däremot var lagringens (karbonatiseringens) inverkan på lakning av metaller mycket större än tvättens effekt, vilket innebar att det var svårt att dra slutsatser kring tvättens inverkan på lakning av metaller för karbonatiserat slaggrus. Däremot sänker tvätten effektivt lakningen av klorider även från karbonatiserat slaggrus. Detta stämmer väl överens med danska tvätförsök (AFATEK A/S, 2005), där lakning av klorid och natrium sjönk med 50 %, men där påverkan på metaller var liten. Tidigare försök i laboratorium (Vattenfall rapport) visade att ju högre L/S-kvot som användes i tvätten desto lägre lakning. Antalet tvättsteg påverkade också, flera efter varandra tvättsteg gav lägre lakning än ett tvättsteg med samma mängd vatten. Så tvättens effekt på lakning går självklart att förbättra. En nackdel med tvätt av slagg är att tvättvatten uppstår, som måste tas om hand. Om befintlig vattenreningsanläggning t.ex. för rök-gaskondensat finns och har extra kapacitet (som i detta projekt) blir investeringskostnaden inte så stor.

Bindning med cement och vatten skapade ett tätare och mer kompakt material med förbättrade lakegenskaper i lakförsök för de flesta ämnen, även gällande

klorider (Cl) och sulfater (SO₄). Lakning av alla metaller utom antimon (Sb), molybden (Mo) och krom (Cr) sjönk med pH under lagringen (karbonatisering). En farhåga med cementbindning var att cement skulle höja pH och därmed öka utlakningen igen. Lakningen ökade inte för de flesta ämnen då pH höjdes vid cementbidning. Troligen har stabila former av metallerna bildats under karbonatiseringen som var stabila även efter pH höjning.

Med tanke på hur tät asfalt är var det väntat att mängden vatten i lysimetrar under asfaltsdelen skulle vara mycket låg, den var <2 mm/år. Som jämförelse kan nämnas att det i beslutstödet (van Praagh och Johansson, 2017) antagits en infiltration genom asfalten på 10 mm/år. En orsak till att vatten fanns i flera lysimetrar vid första provtagningen skulle kunna vara att det vatten som fanns i slaggruset pressats nedåt när vägen konsoliderats under packning och belastning. Initialt vatten i lysimeterna skulle även kunna härröra från tvättningen av 8/16 mm gruset som de var fyllda med trots pumpning i samband med asfaltering. Lysimeterna fylldes med grus när det fortfarande var fuktigt och nysköljt. Under provtagning 2, 3 och 4 har asfalten generellt varit mycket tätare än grusslitlagret.

Utifrån de låga L/S-kvoter som uppmäts under provtagning skulle det för den mest genomsläppliga sektionen under grus som slitlager ta ca 300 år att uppnå L/S 10. För de flesta sektionerna under asfalt skulle detta ta 4000-8000 år att uppnå L/S 10. Att ens uppnå L/S 0,1 under asfalt skulle ta ett 50-tal år. Detta överensstämmer med uppskattningar som gjorts av Sysav för skånska slaggruskonstruktioner (Hartlén et al, 2015). Dock har det varit svårt att hitta referenser att jämföra med vad gäller mängden vatten som faktiskt tagit sig igenom en slaggruskonstruktion.

Nederbörden under provtagningsperioden har varit mycket låg jämfört med ett normalår, detta kan vara en förklaring till de små mängderna vatten som pumpats från lysimeterna. Hur stor påverkan detta haft jämfört med hur tät vägen är, kan inte sägas med säkerhet.

Förhöjt pH i lysimetervattnet är tydligt sammankopplat med bundna material, och härrör från att vattnet varit i kontakt med cement innan det nått lysimeterna. pH i lysimetervattnen från obundna sektioner skiljer sig inte nämnvärt mellan slaggrus och bergkross, där båda ligger runt pH 7-8. I lakförsöken var dock pH i slaggrusen runt pH 9, vilket var högre än för bergkross.

Koncentrationer i lakvatten stämmer generellt relativt väl med koncentrationer i lakförsöken vid L/S 0,1. Koncentrationen av klorider (Cl) är dock högre i lysimetervattnen än i lakförsök, men detta gäller både för slaggrus och för bergkross, vilket troligen beror på en kontaminering från den omkringliggande miljön (deponiområde). Vid jämförelse med koncentrationer i dräneringsvatten från NSRs återvinningscentral i Helsingborg (Rönnols, 2016) är halterna högre i denna provväg, om det beror på utspädning av större mängd genomströmmande vatten eller på materialet i sig är oklart, då det inte redovisats något flöde genom slaggruset i den rapporten.

Inget vatten har erhållits från lysimeterna under den separata vägsektionen som saltats. Därför kan inga slutsatser dras om vägsalts påverkan på lakvattnets koncentration av klorider, vad detta beror på är oklart. Denna vägsektion anlades

på en befintlig skogsväg. Trafik med timmerbilar och lagring och lastning av grot har skett på platsen, men detta bedöms inte att det skulle haft så stor påverkan på vägen jämfört med de tunga transporter som gått vägen med de övriga provsektionerna.

I lysimetervattnen var koncentrationen av sulfater (SO_4) lägre i tvättat slaggrus än från normaldrift., men även för bergkross uppmättes 1200 mg/l. Dock var koncentrationen av sulfater (SO_4) lägre för bundna sektioner. Antimon (Sb) i lysimetervatten uppvisade generellt låga halter och inga tydliga trender, förutom att det var lägre koncentrationer i lysimetervattnen än i lakförsöken. I lysimetervattnen uppvisade koppar (Cu), krom (Cr) och molybden (Mo) högre halter i bundna material, detta skulle kunna bero på pH-värdet, kontaminering från cementen bedöms vara låg.

I många fall var mängden vatten som gick att pumpa ur lysimetrarna inte tillräckligt för att genomföra alla analyser. Vid brist på vatten prioriterades analys av metaller över salter, DOC, pH och konduktivitet. På grund av detta saknades många värden framförallt för sektionerna under asfalten där mängden vatten generellt var liten eller obefintlig. Men eftersom alla sektioner byggdes i dubletter, en under slitlagret av grus och en under asfalten bör lakningen från dessa vara likvärdig när samma mängd vatten passerat. Data från sektionerna under grusslitlagret kan därför användas som indikator på hur vägen med asfalt kan bete sig i framtiden.

Tillgänglighetstesten, som utfördes på ingående material, visade oväntat höga kloridhalter för alla prover, även för vanligt grus, jämfört med perkolationslakning. En trolig orsak var kontaminering från pH-elektrod innehållande KCl-lösning. pH-elektroden användes i titratoren under tillgänglighetstestet för att hålla rätt pH under försökstiden under 3h + 18h. Efterföljande blanktester med avjoniserat vatten visade också förhöjda kloridhalter, vilket stödjer teorin att pH-elektroden var orsaken till de höga kloridhalterna. Det finns inga misstankar om kontaminering gällande andra ämnen än klorider (Cl) i tillgänglighetstesten (kalium analyserades ej).

5.6 UPPFÖLJNING MEKANISKA EGENSKAPER

Tryckhållfasthetsprover från bundet normalutmatat slaggrus (EABA) visade på mycket lägre hållfasthet än övriga bundna sektioner. Det var den första bundna slaggrussektionen som tillverkades, och ett missförstånd vid byggnation innebar att den fick 1/6 av önskad mängd cement och vatten. När detta upptäcktes var det för sent att gräva bort detta och ersätta med nytt material. Att hållfasthet och styvhet för stabiliserat grus (vältbetong) var högre än för slaggrus är väntat då sten är både hårdare och mindre poröst än slaggrusets partiklar samt att det är optimerat recept. Receptet för slaggrus baserades på förtester samt erfarenhetsbedömningar, men detta recept behöver optimeras.

Som förväntat gav fallviktsmätningarna resultat som visade på starkare förstärkningslager för cementbundna material för både asfalt och grusytor, där stabiliserat grus gav bäst resultat, troligen p.g.a. optimerat beprövat recept. Detta stämmer även väl överens med tryckhållfasthetstesterna. Ingen större skillnad

kunde detekteras mellan förstärkningslager med lösa material. Att i obundna lager använda slaggrus istället för bergkross ger alltså likvärdig prestanda.

Sättningsmätningarna visade inte på någon skillnad mellan de olika materialen i förstärkningslager.

Densiteten för slaggrus var lägre än för vanligt grus samtidigt som vattenabsorptionsförmågan var högre, slaggruset var mer poröst. Vid provning av slaggrusen ökade vattennivån i pyknometern över tid vid bestämning av korndensitet, vilket gör att de exakta siffrorna för korndensitet och vattenabsorption kan vara något osäkra för slaggrusen.

I vägen användes cement för att binda slaggruset, cement är dock dyrt. Det är fullt möjligt att nå bra resultat om flygaskor används som bindemedel för att binda slaggruset (Hansson, 2012). För att minimera antalet variabler vid utvärdering av miljöegenskaper valdes cement i detta fall.

5.7 MILJÖBEDÖMNING

Huvudalternativet som presenteras i Bilaga 3 (konstruktion med obunden slaggrus som förstärkningslager) bedöms utgöra en begränsad och acceptabel påverkan på miljön (Tabell 11). I tabellen nedan är alla bedömningarna sammanställda och i sista kolumnen visas en samlad bedömning. Att sakalternativet (konstruktion med obundet grus i förstärkningslager) framstår som ett bättre alternativ beror på att risknivån med användning av bergkross bedöms som lägre. Observera dock att sprängning och produktion av bergkross innebär risker för miljön som inte redovisats i denna bedömning.

Tabell 11 Samlad bedömning av konsekvenser för miljön av olika konstruktionsalternativ. Ingen märkbar (0), bättre/förbättring (+), viss risk för halthöjning/försämring (-), påtaglig risk för halthöjning/försämring (--).

Alternativ	Miljömål	Vatten	Luft	Mark	Risk	Avfall	Samlad bedömning
Huvud	0	0	0	0	0	0	0
Noll	-	0	0	+	-	-	-
Sak	0	0	0	0	+	0	0/+
Plats	ej relevant i detta fall						

6 Slutsatser

Eftersom halter för *mindre än ringa risk* överskrids måste en anmälan lämnas in vid liknande byggnationer med slaggrus. Men då lakning generellt är låg är risken för omgivande miljö liten. Miljöbedömningen för konstruktion med obundet slaggrus som förstärkningslager bedöms utgöra en begränsad och acceptabel påverkan på miljön (se Bilaga 3). I Bilaga 2 har en generell mall för miljöbedömning av slaggrus i konstruktioner upprättats, som stöd inför framtida byggnationer med slaggrus baserat på beslutsstöd för användning slaggrus (van Praagh et al, 2017).

Tvätt av slaggrus sänker lakningen av framför allt klorider med 50%. Effekten är dock inte lika stor på metaller, vars mobilitet redan är relativt låg efter karbonatisering (lagring). Karbonatiseringens påverkan på lakningen av metaller är mycket större än tvättens. Vid tvätt av slaggrus i stor skala måste det finnas tillräcklig kapacitet för rening av tvättvattnet.

En konstruktion med asfalt som slitlager är tät och släpper igenom väldigt lite vatten. Under förutsättning att asfalten inte skadas tar det flera tusen år att uppnå L/S 10 och ett 50-tal år att ens uppnå L/S 0,1.

Trots högt totalinnehåll jämfört med riktvärden för *förorenad mark* och riktvärden för *mindre än ringa risk*, var lakningen av de flesta metaller låg. Många metaller förekommer alltså i stabila former, med låg mobilitet i karbonatiserat slaggrus. Att enbart titta på totalhalter är därför missvisande vid en bedömning av eventuella miljörisker. Metallhalter i lakvatten var låg, från både lakförsök av ingående material efter lagring och i lysimetrar (uppsamling under förstärkningslager) från den byggda provvägen med olika material i förstärkningslagren.

Karbonatiseringen under lagring var långsam, bland annat på grund av ca 60 % finfraktion (<2 mm) och liten tillgång till vatten i högarna. Installation av forcerad karbonatisering (tillförsel luft via fläktar i botten av högarna) var nödvändig för att påskynda karbonatiseringen.

Att bygga med slaggrus i obundna konstruktioner är inte svårare än att bygga med konventionellt grus, både med avseende på byggtekniska aspekter som resultat från fallviktsmätningar. Däremot är det utmanande att binda slaggrus med cement och vatten i större skala. Då kan tillgång till betongstation på plats bli nödvändig, eftersom det gäller att minimera ledtiderna från blandning till att materialet packas ihop på plats samt att kontrollera fukthalten i slaggruset för att optimera recept.

Som förväntat gav fallviktsmätningarna resultat som visade på starkare förstärkningslager för cementbundna material i både grus- och asfaltytor, där den vältade betongen gav bäst resultat, troligen p.g.a. optimerat beprövat recept. Ingen större skillnad kunde detekteras mellan förstärkningslager med lösa material (grus, slaggrus, tvättat slaggrus).

Lakningen sjunker med pH under karbonatisering, medan cementbindning höjer pH. Trots denna pH-höjning ökar inte lakningen igen p.g.a. att stabila föreningar har bildats under karbonatiseringen (lagringen).

7 Rekommendationer

Följande rekommenderas för framtida arbete för att nå en ökad användning av slaggrus som konstruktionsmaterial:

- Fortsatt uppföljning (lysimetervatten (halter och mängder), fallviktsmätningar, sättningmätningar, besiktning) av den byggda demovägen (med olika material i förstärkningslager (slaggrus, tvättat slaggrus, grus, samt bundna material) och slitlager (asfalt, grus)) för att få en långtidsuppföljning av konstruktionerna med avseende på miljö- och mekaniska egenskaper. Miljödatat kan sedan användas för att uppdatera miljöbedömningsexemplet i Bilaga 3.
- Utredda hur karbonatisering (lagring) kan genomföras på ett praktiskt och ekonomiskt försvarbart sätt för att uppnå god karbonatisering, vilket är nödvändigt för att kunna använda materialet utanför deponier. Viktigt är också att utreda hur långtgående karbonatisering som är nödvändigt/önskvärt, alltså vid vilket pH karbonatiseringen kan anses vara klar samt om 6 månader är tillräcklig tid för att uppnå önskvärd karbonatisering. Vidare bör det utredas hur karbonatiseringen påverkas av olika bearbetning vid metallavskiljning, eftersom metallavskiljning med krossning ger större andel finfraktion (<2mm).
- Utredda hur en affärsmodell kan utformas (ansvarsfrågor, ekonomiska affärsmodeller) för hur slaggrus ska hanteras vid konstruktioner
- Utredning hur man kan dokumentera vart slaggrus använts i konstruktioner (t.ex. i fastighetsregister eller andra register)
- Genomföra damm-mätningar vid byggnation med slaggrus och jämföras med damning från konventionella material, framförallt med avseende på bly (Pb). I den genomförda miljöbedömningen i bilaga 3 är effekten från damning under byggnationen ringa från slaggrus. Slaggrus dammar mindre än konventionella material men har högre halter miljöfarliga ämnen, miljöpåverkan behöver fastställas genom att genomföra mätningar.
- Utveckla hantering och recept för byggnation med bundet slaggrus. Bundet slaggrus ger ett starkare förstärkningslager än lösa konstruktioner, men hantering och recept behöver utvecklas för att kunna nå samma goda resultat som för vältad betong (bundet grus).

8 Referenser

- AFATEK A/S, Kvalitetsförbättring af slagge fra affaldsforbrænding, 2005.
- Arm M., Flyhammar P., Grönholm R., Kristensson M., Lind B., Användning och modifiering av metallseparerat slaggrus, 2016, Energiforsk 2016:331.
- Arm M, Larsson L, Tiberg C, Lind B, Arvidsson O, Uppföljning av slaggrusprovvägar - Provsäckor på törningevägen utanför Malmö och Dävalmyran utanför Umeå, 2008, Värmeforsk rapport 1081
- Arm M, Suer P, Arvidsson H, Lindqvist J-E, Fougner-Kockum P, Larsson L, Toomväli C, Förutsägelse av långtidsegenskaper hos restprodukter - Teknik och miljö i vägar 2008. Värmeforsk rapport 1083
- Askor i Sverige 2012 - Statistik utförd av SCB på uppdrag av Svenska Energiaskor
- Bendz, D., et al., Projekt Vändöra: En studie av långtidsegenskaper hos en väg anlagd med bottenaska från avfallsförbränning. 2006, Värmeforsk rapport 964.
- Born J-P, van Brecht A Recycling potentials of MSWI Bottom Ash. 7th CEWEP Waste-to-Energy Congress 2014. 2014-09-25.
- De Windt L, Dabo D, Lidelöw S, Badreddine R, Lagerkvist A, MSWI bottom ash used as basement at two pilot-scale roads: Comparison of leachate chemistry and reactive transport modeling. 2011. Waste Management Volume 31 Issue 2 p.267-280.
- Dijkstra, J. J., H. A. van der Sloot and R. N. J. Comans (2006). "The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time." Applied Geochemistry(21): 16.
- Flyhammar P, 2006, Kvalitetssäkring av slaggrus - Miljömässiga egenskaper, Värmeforsk rapport 973
- Flyhammar P. Erfarenheter av miljöpåverkan vid användning av slaggrus som förstärkningslager. 2009 Värmeforsk rapport 1084
- Hansson N, DIANAS - Användning av slaggrus i bundna konstruktionsmaterial, 2012, Värmeforskrapport 1212.
- Hansson, N. and A. Hälldal, Treatment of waste incineration bottom ash - Phase 2. 2013. Vattenfall R&D.
- Hansson, N. and A. Hälldal, Treatment of waste incineration bottom ash - Phase 3. 2014. Vattenfall R&D.
- Hartlén J., Grönholm R., Hjelm O., Utvärdering av miljöpåverkan vid användning av slaggrus baserat på utförda projekt, Avfall Sverige Rapport 2015:2. ISSN 1103-4092.
- Hjelm O., J. Holm, and K. Crillesen, Utilisation of MSWI bottom ash as sub-base in road construction: First results from a large-scale test site. Journal of Hazardous Materials, 2007. 139(3): p. 471-480.

Karlfeldt Fedje, K. (2010). Metals in MSWI fly ash - problems or opportunities. Department of chemical and biological engineering. Göteborg, Chalmers university of technology

Lindgren Å. Alternativa material i väg- och järnvägsbyggnad. Rapport 2007:110. ISSN 1401-9612. Vägverket.

Lundh R., Vägsaltets spridningsvägar och dess påverkan på landskapets vegetation, 2015, SLU Examensarbete.

Ojala L., Mellqvist E., Vägsalt - användning och påverkan på grundvattnet, 2004, SGU-rapport 2004:13

Naturvårdsverket, Handbok 2010:1, Återvinning av avfall i anläggningsarbeten

Naturvårdsverket, Riktvärden för förorenad mark Modellbeskrivning och vägledning, 2009, Rapport 5976.

NFS 2004:10, Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.

Rönnols E., Slaggrus i markbyggnader, 2016, Energiforsk 2016:329.

Schlackenkontor. <http://www.schlackenkontor.de/index.html.en>. Hanseatisches Schlackenkontor GmbH (HSK GmbH).

Todorovic, J. and H. Ecke (2006). "Treatment of MSWI residues for utilization as secondary construction minerals: A review of methods." Minerals and Energy - Raw Materials Report 20(3-4): 45-59.

Tyllgren P. Sammansatta obundna material för väg- och anläggningsbyggande, 2007, Rapport 11496/11675, SBUF. 2007-02-09.

Tyllgren P, 2008, Handbok - Slaggrus för sammansatta och obundna material i väg- och anläggningsbyggande, Värmeforsk rapport 1054. Rapport 11496/11675. SBUF. 2007-02-09.

Tyllgren P. Miljöanpassad tvättning av grus- och restprodukter. Rapport 12205. SBUF. 2012-05-06.

Tyllgren P. Restprodukter i anläggningsbyggande - uppföljning och lägesrapport. Rapport 11847. SBUF. 2009-01-07.

van Praagh M. och Johansson M., Beslutsstöd för återvinning av slaggrus i specifika asfalttäckta anläggningskonstruktioner, 2017. Avfall Sverige.

Åberg, A., J. Kumpiene, and H. Ecke, Evaluation and prediction of emissions from a road built with bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI). Science of the Total Environment, 2006. 355(1-3): p. 1-12.

BILAGA 1 DATA

I denna bilaga presenteras kompletterande data i tabellform från projektet.

Tabell 1 Totalhalter i fast prov (slagg/ sediment). Medelvärden av 6st samlingsprov. EB = Tvättad slagg. EA = Normalutmatad slagg. EC = Sediment från tvätt.

ProvNr		EB	EA	EC
Mtrl		Slagg	Slagg	Sediment
Driftförhållanden		Tvätt	Normaldrift	Tvätt
Plats		Slagghuset	Slagghuset	I Tvättlådan
Antal prov		6	6	6
Bortplockat material	%	5,0	3,8	<1,0
TS	%	83	87	42
SiO ₂	% TS	46	46	33
Al ₂ O ₃	% TS	11	12	12
CaO	% TS	17	17	28
Fe ₂ O ₃	% TS	8,3	8,6	3,7
K ₂ O	% TS	1,2	1,2	1,2
MgO	% TS	2,2	2,1	2,8
MnO	% TS	0,11	0,09	0,11
Na ₂ O	% TS	4,6	5,4	2,5
P ₂ O ₅	% TS	0,9	0,9	1,8
Summa oxider	% TS	92	95	89
LOI 1000°C	% TS	2,2	2,1	9,9
As	mg/kg TS	35	26	42
B	mg/kg TS	323	319	183
Ba	mg/kg TS	2 638	2 105	2 638
Be	mg/kg TS	1,2	1,2	1,3
Cd	mg/kg TS	3,3	4,0	6,9
Co	mg/kg TS	43	64	48
Cr	mg/kg TS	539	516	787
Cu	mg/kg TS	2 747	6 737	1 343
Hg	mg/kg TS	0,03	<0,01	0,08
La	mg/kg TS	24	17	23
Mo	mg/kg TS	16	15	19
Ni	mg/kg TS	98	160	105
Pb	mg/kg TS	1 326	730	502
S	mg/kg TS	3 620	3 310	7 960
Sb	mg/kg TS	67	64	108
Sc	mg/kg TS	3,8	3,7	4,1
Sn	mg/kg TS	214	151	236
Sr	mg/kg TS	355	339	400
V	mg/kg TS	47	37	55
W	mg/kg TS	<50	<50	<50
Zn	mg/kg TS	3 487	5 347	3 775

Tabell 2 Totalhalter av metaller för materialen i vägens provsektioner. Alla värden är medel av två prover.

Prov-beteckning	EAL	EBL	EGL	EAB	EBB	EGB	Mindre än ring risk	MKM
Material	Slaggrus	Slaggrus	Grus	Slaggrus	Slaggrus	Grus		
Drift	Normal drift	Tvättat	----	Normal-drift	Tvättat	----		
Bindning	Löst	Löst	Löst	Bundet	Bundet	Bundet		
As	26	31	2,65	23	23	<2,7	10	25
B	145	160	<4,6	125	130	9,9	----	----
Ba	2 000	2 650	615	1 650	1 400	625	----	300
Cd	3,6	7,4	<0,5	3,8	1,8	<0,5	0,2	15
Co	80	77	7,6	46	127	9,7	----	35
Cr	560	410	41	530	520	69,5	40	150
Cu	2 450	7 250	23	2 250	1 200	15,5	40	200
Hg	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,1	2,5
La	16,5	21,5	23,5	18	43,5	33,5	----	----
Mo	<21	<21	<21	<27	<23	<21	----	100
Ni	240	150	19,5	205	103	17,5	35	120
Pb	1 000	955	41,5	740	605	19	20	400
Sb	114	130	<2,6	75	63,5	<2,6	----	30
V	40,5	48,5	46,5	44,5	45,5	61,5	----	200
W	<12	<12	<11	<12	<11,5	<11	----	----
Zn	6 450	7 450	150	4 250	4 150	125	120	500
PAH-L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,6	15
PAH-M	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	2	20
PAH-H	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	0,5	10
GF	3,1	3,7	0,5	4,5	4,5	1	----	----
TOC	<0,3	2,1	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2	----	----

Tabell 3 Tillgänglighet för metaller och salter för materialen i vägens provsektioner. Värdena är enkelprover, samlingsprov från de 2 ytorna av varje typ. Enhet mg/kgTS. Tillgänglighetstest (NT ENVIR003)

Prov-beteckning	EAL	EBL	EGL	EAB	EBB	EGB
Material	Slaggrus	Slaggrus	Grus	Slaggrus	Slaggrus	Grus
Drift	Normaldrift	Tvättat	----	Normaldrift	Tvättat	----
Bindning	Löst	Löst	Löst	Bundet	Bundet	Bundet
As	0,55	0,53	0,10	0,41	0,58	0,20
Ba	223	283	7,2	204	313	21,9
Cd	3,4	2,2	0,02	1,7	2,9	0,05
Cr	7,1	5,9	0,2	5,5	7,3	0,6
Cu	344	607	3,0	285	543	11,8
Hg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Mo	2,2	1,7	<0,1	<10,2	<10,4	<10,0
Ni	7,9	10,5	0,6	6,1	11,5	1,7
Pb	51	95	0,5	29	61	0,8
Sb	3,2	2,6	<0,2	<20,4	<20,9	<19,9
Se	3,4	5,7	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
Zn	2 228	2 833	12,2	1 812	2 921	31,9
Cl	6 482	6 070	4 205	9 364	9 807	6 774
F	105	41	126	102	146	126
SO ₄	10 331	9 307	<200	13 232	20 866	3 188
DOC	<405	<405	<401	509	<417	<399
pH	4,2	4,2	4,5	4,3	4,2	5,5
Konduktivitet [mS/m]	200	190	21	220	330	100

Tabell 4 Perkolationslakning vid L/S 0,1 av metaller och salter för materialen i vägens provsektioner. Alla värden är medel av två prover.
(CEN/TS 14405:2004)

Prov-beteckning	EAL	EBL	EGL	EAB	EBB	EGB	Mindre än ringa risk	Inert avfall
Material	Slaggrus	Slaggrus	Grus	Slaggrus	Slaggrus	Grus		
Drift	Normal-drift	Tvättat	----	Normal-drift	Tvättat	----		
Bindning	Löst	Löst	Löst	Bundet	Bundet	Bundet		
As	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,018	<0,01	0,01	0,06
Ba	0,15	0,13	0,165	<0,1	<0,1	0,515	----	4
Cd	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,01	0,02
Cr	1,3	1,2	<0,05	0,835	0,795	<0,05	0,2	0,1
Cu	0,11	0,11	<0,1	0,39	0,38	<0,1	0,2	0,6
Hg	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	0,002
Mo	1,65	1,25	0,105	1,3	1,25	<0,05	----	0,2
Ni	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,12
Pb	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	0,15
Sb	0,0835	0,0595	<0,02	0,0425	0,034	<0,02	----	0,1
Se	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	----	0,04
Zn	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1	1,2
Cl	4550	2700	107	1550	575	12,7	80	460
F	<0,55	<0,565	2,45	0,79	0,97	<0,55	----	2,5
SO ₄	3900	3300	435	305	250	7,05	70	1500
DOC	28	24	45	43,5	50,5	59	----	160**
TS-löst	12000	9250	1850	4750	4800	2850	----	----
Konduktivitet [mS/m]	1750	1250	190	1020	1320	855	----	----
pH	8,85	9,00	7,80	11,95	12,30	12,30	----	----

Tabell 5 Perkolationslakning vid L/S 10 av metaller och salter för materialen i vägens provsektioner. Alla värden är medel av två prover. (CEN/TS 14405:2004)

Prov-beteckning	EAL	EBL	EGL	EAB	EBB	EGB	Mindre än ringa risk	Inert avfall
Material	Slaggrus	Slaggrus	Grus	Slaggrus	Slaggrus	Grus		
Drift	Normal-drift	Tvättat	----	Normal-drift	Tvättat	----		
Bindning	Löst	Löst	Löst	Bundet	Bundet	Bundet		
As	<0,05	<0,05	0,11	<0,05	<0,05	<0,05	0,09	0,5
Ba	<2	<2	<2	<2	<2,6	3,8	----	20
Cd	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	0,02	0,04
Cr	1,7	1,5	<0,05	1,1	1,04	0,095	1	0,5
Cu	<0,2	<0,2	<0,2	0,45	0,34	<0,2	0,8	2
Hg	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01	0,01
Mo	2,2	1,6	<0,05	1,4	1,4	<0,051	----	0,5
Ni	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,4	0,4
Pb	<0,05	<0,05	<0,05	<0,0615	0,251	<0,05	0,2	0,5
Sb	0,58	0,44	0,02	0,22	0,12	<0,006	----	0,06
Se	0,03	0,03	<0,01	0,02	0,02	<0,01	----	0,1
Zn	<0,4	<0,4	<0,4	<0,5	<0,6	<0,4	4	4
Cl	3 050	1 850	14	1 500	975	32	130	800
F	3,5	4,2	4,2	2,7	3,1	1,5	----	10
SO4	7 550	6 800	85	475	305	70	200	1000
DOC	52	43	45	64	67	53	----	500
TS-löst	16 000	13 000	900	8 600	11 000	10 500	----	4000
Konduktivitet [mS/m]	220	175	7,8	235	330	430	----	----
pH	9,00	9,35	7,80	11,75	11,9	12,15	----	----

Tabell 6 Volym från lysimetrar och beräknade kumulativa L/S-kvoter

	Noll- ställning tömning	Provtagning 1 2016-09-23		Provtagning 2 2016-12-07		Provtagning 3 2017-03-29		Provtagning 4 2017-05-10	
Prov	Volym/ lysimeter [ml]	Volym/ lysimeter [ml]	L/S- kvot	Volym/ lysimeter [ml]	L/S- kvot	Volym/ lysimeter [ml]	L/S- kvot	Volym/ Lysimeter [ml]	L/S- kvot
EGLAÖ	275	60	0,0003	0	0,0003	10	0,0003	0	0,0003
EGLAN	1065	520	0,0025	0	0,0025	5	0,0025	0	0,0025
EABAÖ	4590	460	0,0027	0	0,0027	4000	0,0264	3	0,0265
EABAN	8735	880	0,0052	0	0,0052	2000	0,0171	0	0,0171
EBBAÖ	1720	260	0,0015	2	0,0016	0	0,0016	0	0,0016
EBBAN	6500	370	0,0022	0	0,0022	0	0,0022	0	0,0022
EALAÖ	420	140	0,0008	0	0,0008	0	0,0008	0	0,0008
EALAN	745	320	0,0019	2	0,0019	0	0,0019	0	0,0019
EBLAÖ	780	355	0,0021	1	0,0021	0	0,0021	0	0,0021
EBLAN	1000	345	0,0020	0	0,0020	0	0,0020	0	0,0020
EGBAÖ	1435	215	0,0010	1	0,0010	0	0,0010	0	0,0010
EGBAN	465	210	0,0010	6	0,0010	4	0,0010	0	0,0010
EGBGÖ	15	0	0,0000	0	0,0000	0	0,0000	0	0,0000
EGBGN	5	3	0,0000	0	0,0000	0	0,0000	0	0,0000
EALGÖ	5	1218	0,0072	770	0,0118	0	0,0118	2100	0,0242
EALGN	725	32	0,0002	415	0,0026	0	0,0026	2800	0,0192
EBLGÖ	0	370	0,0022	10	0,0023	590	0,0057	52	0,0061
EBLGN	0	365	0,0022	0	0,0022	285	0,0039	2	0,0039
EABGÖ	125	70	0,0004	0	0,0004	5680	0,0341	175	0,0351
EABGN	910	90	0,0005	0	0,0005	1750	0,0109	165	0,0119
EBBGÖ	495	65	0,0004	4420	0,0266	3350	0,0464	100	0,0470
EBBGN	420	135	0,0008	0	0,0008	1900	0,0121	95	0,0126
EGLGÖ	1150	155	0,0007	0	0,0007	1850	0,0095	70	0,0098
EGLGN	645	185	0,0009	0	0,0009	0	0,0009	15	0,0009
EH	Ej byggd ännu	80		0		>2200		0	
EH	Ej byggd ännu	115		0		>2200		0	
ERAÖ	0	10		0		0		0	
ERAN	5	0		0		0		0	
ERGÖ	1090	70		0		0		0	
ERGN	55	5		0		0		0	
EGLGSÖ	1225	175	0,0010	0	0,0010	0	0,0010	0	0,0010
EGLGSN	1245	20	0,0001	0	0,0001	0	0,0001	0	0,0001

Tabell 7 Analysresultat från provomgång 1 lysimetrar, 2016-09-23

	Enhet	EGLA	EABA	EBBA	EALA	EBLA	EGBA	EGBG	EALG	EBLG	EABG	EBBG	EGLG	EH	ERAÖ	ERAN	ERGÖ	ERGN	EGLGS
Volym	Volym/sektion [ml]	580	1340	630	460	700	425	3	1250	735	160	200	340	195	10	0	70	5	195
Torrsubstans	g/l	0,29	3,1	1,6	0,18	0,15	0,17		0,15	0,2	0,18	0,22	0,35	3,2					0,36
Cl	mg/l	7,5	1500	400	19	9,1	8,9	9,8	15	15	12	13	11	1100	570		15	14	11
SO4	mg/l	66	440	37	71	66	66	86	65	96	85	78	110	720	130		130	90	61
F	mg/l	1,7	2	1,7	1,6	1,8	1,7	1,6	1,7	1,8	1,8	1,8	1,6	0,74	2,4		1,6	1,9	1,3
DOC	mg/l	52	61	130	53	45	68		41	26	100	100	69	200			40		81
Sb	mg/l	0,0018	0,011	0,007	0,0024	0,0021	0,0023		0,0024	0,0021	0,002	0,0022	0,0021	0,0086			0,0021		0,0018
As	mg/l	0,0027	0,013	0,044	0,019	0,011	0,017		0,014	0,0077	0,0066	0,0098	0,0041	0,0059			0,0045		0,0019
Ba	mg/l	0,021	0,028	0,011	0,0065	0,008	0,0056		0,0046	0,0086	0,0087	0,0077	0,017	0,13			0,014		0,024
Pb	mg/l	0,0008	0,0004	0,0069	0,0002	0,0002	0,0003		0,0001	0,0002	0,0003	0,0002	0,0007	0,002			0,0002		0,00043
Cd	mg/l	8E-05	0,0002	0,0001	2E-05	2E-05	2E-05		2E-05	3E-05	2E-05	2E-05	5E-05	0,037			5E-05		0,000099
Cu	mg/l	0,009	0,034	0,044	0,0035	0,0032	0,0032		0,003	0,0031	0,0037	0,0038	0,0045	0,0083			0,0039		0,0086
Cr	mg/l	0,0005	0,44	0,17	0,0045	0,0004	0,0014		0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0014			0,0002		0,0002
Hg	mg/l	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001		0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001			0,0001		0,0001
Mo	mg/l	0,02	0,63	0,28	0,029	0,03	0,025		0,034	0,022	0,024	0,023	0,024	0,23			0,033		0,021
Ni	mg/l	0,0051	0,0019	0,001	0,0011	0,0011	0,001		0,0011	0,0016	0,0018	0,0017	0,0078	0,0078			0,0028		0,01
Se	mg/l	0,0009	0,012	0,013	0,0013	0,0008	0,0017		0,0017	0,0016	0,0015	0,0017	0,0015	0,01			0,0019		0,0013
Zn	mg/l	0,039	0,005	0,002	0,0025	0,0055	0,0033		0,0016	0,0037	0,0066	0,0052	0,011	0,25			0,0086		0,04
pH		7,8	10,5	11,8	7,3	7,4	7,2		6,9	7	7,2	7,2	7,6	6,8					7,8
Konduktivitet	mS/m	52	560	370	34	28	30		28	36	37	34	54	490					57

Tabell 8 Analysresultat från provomgång 2 från lysimetrar, 2016-12-07

Provpunkt		EGLA	EABA	EBBA	EALA	EBLA	EGBA	EBBG	EALG	EBLG	EABG	EBBG	EGLG	EH	ERAÖ	ERAN	ERGÖ	ERGN	EGLGS
Volym [ml]	ml	0	0	2	2	1	7	0	1185	10	0	4420	0	0	0	0	0	0	0
Torrsubstans	g/l																		
Cl	mg/l								8300			1200							
SO4	mg/l								2200			540							
F	mg/l								1			2,5							
DOC	mg/l								48			47							
Sb	mg/l			0,014	0,01	0,02	0,0091		0,02	0,005		0,005							
As	mg/l			0,0062	0,0062	0,0068	0,0088		0,0074	0,011		0,012							
Ba	mg/l			0,15	0,11	0,085	0,078		0,26	0,015		0,024							
Pb	mg/l			0,0013	0,001	0,001	0,0007		0,0014	0,0025		0,0037							
Cd	mg/l			0,018	0,013	0,0087	0,0065		0,0036	0,0004		0,0002							
Cu	mg/l			0,12	0,13	0,11	0,09		0,051	0,2		0,26							
Cr	mg/l			0,062	0,08	0,069	0,052		0,24	0,47		0,55							
Hg	mg/l								0,0001			0,0001							
Mo	mg/l			0,37	0,32	0,14	0,2		1,2	0,85		0,92							
Ni	mg/l			0,049	0,066	0,06	0,053		0,02	0,0039		0,0045							
Se	mg/l			0,0065	0,005	0,01	0,0033		0,029	0,011		0,022							
Zn	mg/l			0,36	0,39	0,38	0,28		0,036	0,005		0,005							
pH									7,2			12,3							
Konduktivitet	mS/m								2100			850							

Tabell 9 Analysresultat från provomgång 3 från lysimetrar, 2017-03-29

Provpunkt		EGLA	EABA	EBBA	EALA	EBLA	EGBA	EGBG	EALG	EBLG	EABG	EBBG	EGLG	EH	ERAÖ	ERAN	ERGÖ	ERGN	EGLGS
Volym [ml]	ml	15	6000	0	0	0	4	0	0	875	7430	5250	1850	4400	0	0	0	0	0
Torrsubstans	g/l		4,2							10	5,7	4,8	4,6	8,9					
Cl	mg/l		1400							4600	3200	1500	730	3900					
SO4	mg/l		1,3							1500	310	340	1200	1600					
F	mg/l		0,49							1,2	2,4	3,7	1,2	0,36					
DOC	mg/l		22							28	44	59	19	19					
Sb	mg/l	0,021	0,035				0,005			0,0024	0,0015	0,0012	0,0014	0,0026					
As	mg/l	0,0093	0,0094				0,0057			0,0056	0,0085	0,043	0,0029	0,003					
Ba	mg/l	0,099	0,12				0,46			0,54	0,06	0,029	0,13	0,28					
Pb	mg/l	0,0008	0,0011				0,0007			0,0011	0,001	0,012	5E-05	0,0003					
Cd	mg/l	0,0007	0,0004				0,001			0,0009	0,0002	0,0002	0,0003	0,0003					
Cu	mg/l	0,055	0,068				0,052			0,038	0,36	0,3	0,008	0,046					
Cr	mg/l	0,017	0,041				0,14			0,11	0,59	0,7	0,0057	0,096					
Hg	mg/l		0,0001							0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001					
Mo	mg/l	0,1	0,22				0,79			0,79	2,2	2	0,072	0,89					
Ni	mg/l	0,0085	0,005				0,013			0,0098	0,0045	0,0046	0,033	0,0033					
Se	mg/l	0,0034	0,0054				0,036			0,046	0,019	0,035	0,033	0,027					
Zn	mg/l	0,066	0,015				0,068			0,022	0,001	0,0088	0,0027	0,001					
pH			7,5							7	11,6	12,5	7,9	7,8					
Konduktivitet	mS/m		600							1400	1100	1200	540	1300					

Tabell 10 Analysresultat från provomgång 4 från lysimetrar, 2017-05-10

Provpunkt		EGLA	EABA	EBBA	EALA	EBLA	EGBA	EGBG	EALG	EBLG	EABG	EBBG	EGLG	EH	ERAÖ	ERAN	ERGÖ	ERGN	EGLGS
Volym [ml]	ml	0	3	0	0	0	0	0	4900	54	340	195	85	0	0	0	0	0	0
Torrsubstans	g/l								16		5,9	4,7							
Cl	mg/l								7900	5400	3100	1500	860						
SO4	mg/l								2100	27	330	350	990						
F	mg/l								1	1	2,3	3,3	1						
DOC	mg/l								30		69	180							
Sb	mg/l		0,005						0,0074	0,0027	0,0013	0,002	0,0014						
As	mg/l		0,0049						0,0048	0,0048	0,0078	0,042	0,0057						
Ba	mg/l		0,18						0,11	0,33	0,047	0,014	0,094						
Pb	mg/l		0,0008						0,0019	0,0031	0,0023	0,057	6E-05						
Cd	mg/l		0,0014						0,0027	0,0016	0,0001	0,0001	0,0001						
Cu	mg/l		0,086						0,042	0,049	0,37	0,38	0,039						
Cr	mg/l		0,073						0,13	0,11	0,54	0,59	0,076						
Hg	mg/l								0,0001		0,0001	0,0001							
Mo	mg/l		0,75						1,1	0,87	1,8	1,5	0,29						
Ni	mg/l		0,023						0,0098	0,014	0,0045	0,0054	0,035						
Se	mg/l		0,021						0,033	0,051	0,017	0,032	0,033						
Zn	mg/l		0,72						0,024	0,12	0,001	0,056	0,0023						
pH									7,3	7,3	11,3	12	8,1						
Konduktivitet	mS/m								2300	1600	1000	1000	550						

Bilaga 2 Miljöbedömning slaggrus i vägkonstruktioner, Mall

Generell mall, slaggrus i vägkonstruktion

MARTIJN VAN PRAAGH

NIKLAS HANSSON

ERIKA HEANDER

JOSEFIN WILDSTAM

ANETTE HÄLLDAL

2017-06-16

Innehåll

1	Inledning och bakgrund	3
1.1	Produktion av slaggrus	3
2	Slaggrusets egenskaper	3
2.1	Kvalitetskontroll	3
2.2	Miljörelaterade egenskaper	3
2.2.1	Innehåll och tillgänglighet av metaller, salter, m.m.	3
2.2.2	Lakning av metaller	4
2.2.3	Innehåll av organiska ämnen	5
3	Miljömål, Miljökvalitetsnormer och Föreskrifter	7
3.1	Bedömningsgrunder för emissioner till vatten	7
3.2	Bedömningsgrunder för emissioner till mark	9
4	Lokalisering	10
4.1	Planförhållanden och skyddsvärden	10
4.2	Förutsättningar för spridning av föroreningar	11
5	Konstruktionens utformning och anläggning	12
6	Alternativa utformningar	12
6.1	Nollalternativ	12
6.2	Sakalternativet	12
6.3	Platsalternativet	13
7	Påverkan på miljökvalitetsmålen	13
8	Innehåll av föroreningar i slaggrus	14
9	Emissioner till Vatten	15
9.1	Effekter och konsekvenser av emissioner till vatten	17
10	Emissioner till Luft	18
10.1	Effekter och konsekvenser av emissioner till luft	19
11	Emissioner till mark	19
11.1	Effekter och konsekvenser av emissioner till mark	20
12	Riskbedömning och Platsspecifik bedömning	21
13	Uttjänt konstruktion, uppkomst av avfall	22
14	Behov av skyddsåtgärder	22
15	Samlad bedömning	23
16	Referenser	23

1 Inledning och bakgrund

Denna miljöbedömning är ett underlag till anmälan om återvinning av icke-farligt avfall i anläggningsarbete i enlighet med Miljöprövningsförordningen (SFS 2013:251, uppdaterad 2016:1188, kap 29, §34 & 35).

Slaggrus är en restprodukt (lagrad slagg/bottenaska där metaller tagits bort från slaggen under lagring) från förbränning av avfall som idag nästan uteslutande används som konstruktionsmaterial på deponier. Många deponier i Sverige sluttäcks under de närmsta åren, vilket innebär att efterfrågan på konstruktionsmaterial på deponier minskar. I framtiden kan det innebära att slaggruset måste deponeras om inga andra användningsområden utanför deponier etableras. Materialet har goda konstruktionsegenskaper som gör att det skulle kunna ersätta t.ex. bergkross och naturgrus i konstruktion av t.ex. vägar och parkeringsplatser. På så sätt skulle brytning av jungfruliga material kunna minska samtidigt som deponering av slaggrus kan undvikas.

I denna mall för miljöbedömning av slaggrus i konstruktioner är stycken och tabeller som ska kompletteras med data, text och bedömningar för det specifika fallet som ska bedömas markerade med röd text.

Ett exempel på hur denna mall kan användas finns i Bilaga 3 till den rapport som denna mall tagits fram (Hansson et al, Energiforsk, 2017).

1.1 PRODUKTION AV SLAGGRUS

Slaggrus är en restprodukt från förbränning av avfall (hushållsavfall och industriavfall) i en rosterpanna. Förbränningen sker på ett rosterband. När avfallet brunnit klart faller kvarvarande slagg (bottenaska) av rosterbandet ner i ett vattenbad där det släcks. Slaggen transporteras till en lagringsplats där metallavskiljning genomförs efter ett antal veckor. Lagringen under ca ett halvt år innebär en process då materialet reagerar med koldioxid i luften om vatten finns närvarande. Materialet karbonatiserar, varvid pH normalt sjunker från ca 12 till ca 9. Vissa metallföreningar ombildas då till mer svårslösliga karbonater, vilket innebär att lakning av de flesta metaller sjunker markant jämfört med färsk slagg. Metallsorterat och lagrat material kallas för slaggrus. Slaggrus har liknande egenskaper som sand och grus, motsvarande sortering 0/16mm (partikelstorlek).

2 Slaggrusets egenskaper

2.1 KVALITETSKONTROLL

För att kontrollera slaggrusets kvalitet gentemot denna miljöbedömning bör prover tas i en sådan frekvens och omfattning så att medel och median för slaggruset kan anges med tillräcklig säkerhet t ex varje månad. Utvärdering av pH för att avgöra karbonatiseringsgrad, lakning samt totalhalt bör genomföras. Frekvensen beror av hur mycket innehållet varierar och på kornstorleksfördelningen, se även Avfall Sveriges deponihandbok 2012:02. Lakförsök (förslagsvis perkolationsprovning) bör genomföras minst en gång per år. Prov föreslås vara samlingsprov för att bättre representera materialet, t ex ett antal prover från materialet samlas till samlingsprov för att bättre representera materialet vid varje provtagningstillfälle. Föreslår även att dessa prover tas genom kvartering, dvs en större hög delas, delas igen o s v tills man har en hink kvar för analyser, detta för att få ett mer representativt prov av finare och grövre partiklar. När lakning genomförs föreslås även att totalhalt analyseras på samma prov för att kunna följa upp hur mycket som lakar av totalhalten i materialet.

2.2 MILJÖRELATERADE EGENSKAPER

2.2.1 Innehåll och tillgänglighet av metaller, salter, m.m.

Slaggrus innehåller mot bakgrundsvärden förhöjda halter av vissa metaller och salter. Metallerna i färskt slaggrus föreligger i stor utsträckning som hydroxider. Vissa av dessa styr pH-värdet till över 10 eller 11. I kontakt med luften omvandlas hydroxiderna till karbonater med lägre löslighet (se nedan). pH-värdet i lagrat slaggrus är närmare 9. Totalhalten av metallerna påverkas inte genom denna kemiska reaktion. I Tabell 1 nedan visas resultat från en screeninganalys av metaller i 8 olika slaggrus från avfallsförbränning utfört av Sweco på uppdrag av Naturvårdsverket (Johansson et al., 2015).

Tabell 1. Resultat för totalhaltsanalyser av slaggrus från en nationell screeningstudie (Johansson et al., 2015) jämfört med data för detta slaggrus i mg/kg ts.

Screeningstudie 8prov (Johansson et al., 2015)			DATA FÖR SLAGGRUS	
Ämne	Median	Max	Median	Max
Arsenik	44	87		
Bly	740	4100		
Kadmium	2,1	3,7		
Kobolt	31	180		
Koppar	2400	7900		
Krom	310	440		
Kvicksilver	0,015	0,056		
Mangan	960	1500		
Nickel	170	660		
Vanadin	57	69		
Zink	3300	5400		

Salter, framförallt klorider, sulfater och fluorider, är delvis lösliga och leder till att regnvatten som infiltrerar i slaggrus uppvisar förhöjda halter av salter och, som summerande mått, t ex elektrisk ledningsförmåga. Tillförs vatten återkommande till slaggruset avtar salthalter snabbt.

2.2.2 Lakning av metaller

Efter lagring och karbonatisering av slaggruset är de flesta metaller relativt orörliga, då dessa föreligger i form av svårlösliga karbonater. För att ta reda på rörligheten av metaller och salter i kontakt med vatten kan olika standardiserade lakteter användas. De vanligast förekommande är skak- och kolonntester (perkolation). I Tabell 2 nedan redovisas resultat från lakteter utförda på det aktuella slaggruset med hjälp av CEN/TS14405:2004.

Tabell 2. Data från kolonntest (perkulationslakning) för slaggruset. Se även exempel i Bilaga 3.

DATA SLAGGRUS		
	Median	Max
L/S		
Enhet		
As		
Ba		
Cd		
Cr		
Cu		
Hg		
Mo		
Ni		
Pb		
Sb		
Se		
Zn		
Cl		
F		
SO ₄		
DOC		
TS-lösta ämnen		
Kond [mS/m]		
pH [enhetslös]		

2.2.3 Innehåll av organiska ämnen

Allmänt om organiska ämnen i slagg

Merparten av organiska ämnen förstörs i förbränningsprocessen. Halter av långlivade, bioackumulerande eller toxiska och således särskilt oönskade ämnen i slaggrus antas generellt vara låga. Ett grovt mått på innehåll av summan av icke-förbrända rester är totalhalten organiskt kol (TOC), respektive den delen av organiskt kol som är rörligt med vatten (DOC, dissolved organic carbon i lakvätska, tex. från lakförsök). I Tabell 2 redovisas halter av organiskt kol i lakvätska från laktester på slaggrus som har använts i konstruktionen.

Dioxiner och furaner

Halten dioxiner i slagg analyserades 1999 vid 7 svenska avfallsförbränningsanläggningar (Eedon i RVF 2002) med medianvärdet 0,03 µg/kg. Som typiska halter av klorerade fenoler anges mellan 9 och 164 µg/kg i samma rapport. Typiska halter av PCB i slagg är från under detektionsgränsen till 8 µg/kg (Chandler et al., 1997). Dioxinhalten i slagg var lägre i en undersökning 2009: Medianvärdet var 0,03 µg/kg (Avfall Sverige, 2009).

I en screeningstudie av askor från förbränningsanläggningar (Johansson et al., 2015) ingick 8 slagg från avfallsförbränningen. Resultaten för polyklorerade dioxiner och furaner redovisas i tabellen nedan. Resultaten visar tydligt att halter av dioxiner är betydligt större i rökgasreningssrester än i slaggen. Dioxiner förstörs i förbränningsprocessen men kan återbildas under vissa förhållanden i rökgaserna, vilket innebär att de främst förekommer i rökgasreningssresten, dvs inte i slaggen. Det konstaterades att halterna var i samma nivå som i den tidigare undersökning (Avfall Sverige, 2009).

Tabell 3. Sammanfattande analysresultat för klorerade dioxiner, PCDD, och furaner, PCDF, i 8 olika slaggrus från avfallsförbränning (halter i ng/g TS, från Johansson et al., 2015) jämfört med analyser för detta slaggrus.

Analysresultat Dioxiner, Johansson et al, 2015						DATA SLAGGRUS
Ämne	Antal prov	Min	Median	Medel	Max	
PCDD	8	21	120	180	550	
PCDF	8	13	190	210	460	
Summa WHO-TEQ	8	1,5	5,0	6,0	13	

Polyaromatiska kolväten (PAH)

Tabell 4. Sammanställning av totalhalter av PAH i slaggrus från egenkontroll på avfallsanläggningar (Tomma fält = ingen data/information/ej relevant, <bg = under bestämnings- eller rapporteringsgräns, halter i mg/kg) jämfört med detta slaggrus om det finns analyser tillgängliga.

Ämne	Lägsta Riktvärde slaggrus	Sysav (van Praagh & Johansson, 2017)	Vattenfall (van Praagh & Johansson, 2017)	DATA SLAGGRUS
	Parkering	test	test	
Land		Sverige	Sverige	
År		2016	2016	
Bränsle		Avfall	Avfall	
Stabiliserad/åldrad		ja	ja	
Antal prover (N)		3	4	
Halt		Max	Max	
Benso(a)pyren	3,1	<0,05	0,005	
Naftalen	1300	<0,1	0,048	
PAH 16		<1,3	0,186	
PAH canc		<0,2		
PAH övrig		<0,5		
PAH L	1300	<0,25	0,06	
PAH M	1000	<0,25	0,09	
PAH H	57	<0,25	<0,11	

Övriga organiska ämnen med önskade egenskaper

En rad organiska ämnen som i teori kan förekomma i slaggrus har inte analyserats (oxy- och hydroxi-PAH, PFAS, bromerade flamskyddsmedel). De ur ett miljöperspektiv mest angelägna, dioxiner och furaner, får mot bakgrunden av resultat från tidigare utförda screeninganalyser antas vara mycket låga.

Bedömning av risker med organiska föroreningar i slaggruskonstruktionen

Risk för att organiska föroreningar som inte är vattenlösliga läcker ut från slaggruskonstruktionen är högst troligen mycket låga. Som framgår av Tabell 4 är värden för halter av PAH i slaggrus flera storleksordningar lägre än riktvärden som har beräknats för liknande konstruktioner (Avfall Sverige, 2017). De ur ett miljöperspektiv mest angelägna, dioxiner och furaner, får mot bakgrunden av resultat från tidigare utförda screeninganalyser antas vara mycket låga.

3 Miljömål, Miljökvalitetsnormer och Föreskrifter

Riksdagen har beslutat om 16 nationella miljökvalitetsmål. Målen syftar till att främja människors hälsa, värna den biologiska mångfalden, bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga, trygga en god hushållning av naturresurser samt ta tillvara natur- och kulturmiljön. De nationella miljökvalitetsmålen är regionalt och kommunalt anpassade. Om regionala och lokala miljömål finns fastställda ska dessa användas i första hand som bedömningsgrunder.

Nationella och regionala miljökvalitetsmål

De miljökvalitetsmål som är mest relevanta för återvinning av slaggrus både på nationell och regional nivå är normalt *Grundvatten av god kvalitet* (kan gå in under giftfri miljö), *Begränsad klimatpåverkan* (kan vara relevant med avseende på transporter, utvinning och omhändertagande m.m.), *God bebyggd miljö* samt i förekommande fall *Bara naturlig försurning* och *Grundvatten av god kvalitet*.

De miljökvalitetsmål som är mest relevanta för detta projekt redovisas i kapitel 7.

Beskriv här vart konstruktionen ska anläggas och vilka regionala/ lokala miljömål som finns i området samt vilka av dessa som är relevanta för byggnation av konstruktion med slaggrus. Det kan vara t ex giftfria och resurssnåla kretslopp, effektivare användning av energi och transporter, hushållning av mark, materialåtervinning. Se även Bilaga 3 för exempel.

3.1 BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR EMISSIONER TILL VATTEN

Miljökvalitetsnormer (MKN) är lagstadgade gränsvärden för att säkerställa att människors hälsa och miljö inte påverkas negativt. Miljökvalitetsnormer för vattenförekomster används för att ange krav på vattnets kvalitet och omfattar alla typer av ytvatten (sjöar, vattendrag och kustvatten) och grundvatten.

För ytvattenförekomster ställs krav på ekologisk status (god eller hög) och kemisk status (god) medan det för grundvattenförekomster ställs krav på kemisk och kvantitativ status. Det grundläggande målet var att alla våra vatten skulle uppnå minst god status till år 2015 eller utföra åtgärder för att kunna nå god status år 2021 eller senast 2027. Samtidigt får inte utsläpp från en verksamhet, i detta fall anläggning av en väg med slaggrus i konstruktionen, försämra vattenkvaliteten i någon vattenförekomst. För eventuella utsläpp som kan påverka ytvatten- och grundvattenförekomster gäller följande:

- Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön
- SGU-FS 2008:2 om statusklassificering och miljökvalitetsnormer för grundvatten
- HVMFS 2013:19 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten

Beroende på var en väg med slaggrus i konstruktionen anläggs kan olika vattenförekomster i ett avrinningsområde påverkas.

Redovisa här om möjligt: vattnets väg, flöden och förväntade utspädningsförhållanden. Se även exempel i bilaga 3.

Utsläpp från slaggrus är främst metaller och organiskt material i form av naftalen och benso(a)pyren. Gränsvärdet för kemisk ytvattenstatus som årsmedelvärden är 2 µg/l naftalen som och 0,00017 µg/l benso[a]pyren. I föreskriften omnämns även att benso[a]pyren kan ses som en markör för övriga PAH vid klassificering av kemisk status.

För grundvatten finns inget riktvärde uppsatt för naftalen men ett riktvärde finns på 10 ng/l benso(a)pyren och en summaparameter för PAH 4 på 100 ng/l.

Utöver de ämnen som har uppsatta miljökvalitetsnormer kan det finnas ämnen som förekommer i utsläpp från konstruktionen. Detta rör främst lösliga salter och vissa metaller och behandlas närmare i avsnitt 2.2).

Gränsvärden för att uppfylla miljökvalitetsnormer redovisas i Tabell 5 (status maj 2017).

Tabell 5. Riktvärden för grundvatten och gränsvärden för kemisk ytvattenstatus (juni 2017).

Ämne	Riktvärde grundvatten, SGU-FS 2013:2	Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus eller bedömningsgränser, HVMFS 2013:19	
		Årsmedelvärde God Status, Inlandsvatten	Maximal tillåten koncentration
Antimon	-	-	-
Arsenik	10 µg/l	0,5 µg/l	7,9 µg/l
Bly	10 µg/l	1,2 – 1,3 µg/l	14 µg/l
Kadmium	5 µg/l	0,08 - 0,25 µg/l	0,45-1,5 µg/l
Kobolt	-*	-	-
Koppar	-*	0,5 µg/l	-
Krom tot	-*	3,4 µg/l	-
Kvicksilver	1 µg/l	-	0,07 µg/l
Molybden	-	-	-
Nickel	-*	4 - 8,6 µg/l	34 µg/l
Vanadin	-*	-	-
Zink	-*	5,5 µg/l	-
Benso(a)pyren	10 ng/l	0,00017 µg/l	0,27 - 0,027 µg/l
Naftalen	-	2 µg/l	130 µg/l
PAH L	-	-	-
PAH M	-	-	-
PAH H	-	-	-
Summa 4 PAH:er	100 ng/l	-	-
Klorid	100 mg/l	-	-
Sulfat	100 mg/l	-	-
Nitrat	50 mg/l	-	-
Ammonium	1,5 mg/l	-	-

-riktvärde saknas

*referensvärde finns men inte riktvärde

**beror på vattnets hårdhetsklass

Inte alla ämnen som kan förekomma i utsläpp från konstruktionen har gränsvärden i form av haltgränser som miljö kvalitetsnormerna. Dessutom kan, beroende på utsläpp, recipienten, dess status och övrig belastning ofta en viss utspädning tillgodoräknas för att vissa miljö kvalitetsnormer inte påverkas negativt av konstruktionens potentiella utsläpp. Detta har gjorts för beräkning av riktvärden som ligger till grund för ett beslutsstöd för återvinning av slaggrus i asfaltäckta konstruktioner som Avfall Sveriges har publicerat (rapport 2017:04, van Praagh och Johansson, 2017). Grundförutsättningarna för riktvärdena i rapporten är att konstruktionen är 10 m bred, maximalt 1 km lång och är byggd med genomsläppliga slänter. Dessutom måste platsen och geohydrologin uppfylla vissa förutsättningar som gäller bland andra genomsläpplighet och utspädningsförhållanden (se Tabell 9).

Observera att

- Andra riktvärden bör tillämpas om konstruktionen eller recipientens storlek och vattenomsättning avviker från ovanstående antaganden (riktvärden finns framtagna för tre olikstora konstruktioner, 10x1000 m, 20x1000 m och 100x200 m, för mer information se Beslutsstöd för återvinning (van Praagh och Johansson, 2017). Se även Tabell 9.
- Riktvärden avser halter i porvatten som lämnar slaggruset vilka kan representeras av halter i det första lakvatten från standardiserade kolonntester (perkolationstest) vid L/S 0,1, så kallad C0.

Tabell 6 . Beräknade riktvärden för skydd mot spridning av föroreningar i dräneringsvatten från en 10 m bred väg konstruerat med slaggrus som förstärkningslager och genomsläppliga slänter av slaggrus (från beslutsstödet för återvinning av slaggrus, van Praagh och Johansson, 2017).

Ämne	Riktvärde för skydd av grundvatten (mg/l)	Riktvärde för skydd av ytvatten (mg/l)
Antimon	0,34	0,15
Arsenik	0,17	0,43
Bly	0,17	0,72
Kadmium	0,085	0,029
Kobolt	0,17	0,29
Koppar	1,7	1,5
Krom	0,87	0,44
Kvicksilver	0,017	0,0073
Molybden	1,2	0,44
Nickel	0,33	1,5
Vanadin	1	0,74
Zink	3,3	5,8
Bens(a)pyren	0,0017	0,0071
Naftalen	0,34	1,8
PAH-L	0,34	1,7
PAH-M	0,067	0,07
PAH-H	0,0017	0,0076

Tabell 7. Antagna miljökriterier för lättlösliga ämnen i beslutsstöd för återvinning av slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) i typfallskonstruktion med slaggrus i slänter. GV=Grundvatten. YV=Ytvatten.

Enhet	Miljökriterier		Riktvärde enligt beräkning Beslutsstöd för slaggrus (van Praagh & Johansson, 2017)
	GV mg/l	YV mg/l	lägsta av beräknade för GV och YV mg/l
F	1,5	0,2	51
Cl	100	100	3400
SO ₄	100	100	3400

3.2 BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR EMISSIONER TILL MARK

När vägen en gång avlägsnas bör inte ämnen som lakats ut från slaggruset orsaka en begränsning av områdets användning. Eftersom området trots allt kommer att var påverkat på andra sätt än av eventuella föroreningar som lakats ut från slaggruslagret bedöms de generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning ge ett tillräckligt skydd för markmiljön.

Bakgrundshalten antas motsvara vad som antagits för beräkning av riktvärdena i van Praagh och Johansson, 2017.

I tabellen nedan redovisas antagna bakgrundshalter och riktvärden avseende halter i lakvatten från slaggrus för att en skyddsnivå motsvarande MKM ska kunna uppnås i slutet av konstruktionens livslängd (maximalt 64 år). Observera att riktvärdena bara avser påverkan på mark och att påverkan på grund- och ytvatten kan innebära lägre riktvärden.

Tabell 8. Beräknade riktvärden i lakvatten för skydd av markmiljö (skyddsnivå MKM) under 64 års drift samt antagna bakgrundshalter i jord (van Praagh och Johansson, 2017).

Ämne	Antagen bakgrundshalt	Riktvärde för att säkerställa MKM	Riktvärde för att säkerställa KM
	mg/kg	mg/l	mg/l
Antimon	0,3	1,2	0,46
Arsenik	10	0,59	0*
Bly	15	15	1,4
Kadmium	0,2	0,58	0,012
Kobolt	10	0,98	0,2
Koppar	30	6,6	2
Krom	30	4,7	2
Kvicksilver	0,1	0,094	0,0059
Molybden	1	3,9	1,5
Nickel	25	3,7	0,59
Vanadin	40	6,3	2,3
Zink	70	17	7
Bens(a)pyren	0	0,047	0,0031
Naftalen	0	0,31	0,12
PAH-L	0	0,59	0,12
PAH-M	0	0,78	0,12
PAH-H	0	0,39	0,039

*inget får tillföras

4 Lokalisering

Här beskrivs platsen där man planerar anlägga konstruktionen med avseende på områdets status (planförhållanden och eventuella skyddsvärden) och förutsättningar för påverkan från verksamheten.

4.1 PLANFÖRHÅLLANDEN OCH SKYDDSVÄRDEN

I beslutsstödet för återvinning av slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) har antagits att platsen för konstruktionen inte får ha särskilda skyddsvärden enligt följande.

- Fastighet som är planerad för bostäder (det avser marken under konstruktionen, inte områden i sig)
- Naturresevat
- Nationalpark
- Djur- och växtskyddsområde
- Kulturresevat
- Biotopskyddsområde
- Strandskyddsområde
- Vattenskyddsområde
- Natura 2000-område

Omhändertagandet eller uppläggning av massor eller slaggrus får även i övrigt inte väsentligt ändra naturmiljön utan att ett samråd med tillsynsmyndigheten har genomförts enligt 12 kap 6 Miljöbalken SFS 1998:808 (om inte verksamheten är anmälnings- eller tillståndspliktig enligt en annan paragraf i Miljöbalken eller en förordning). Avvikande placering kan kräva skyddsåtgärder och/eller påverka provningsnivå.

Beskriv här om området är (se även exempel i Bilaga 3)

- en del av ett verksamhetsområde, ange verksamhetskod och art av verksamheten
- detaljplanerat
- hur det beskrivs i översiktsplanering
- avstånd till skyddsvärden såsom vattenskyddsområden, naturskyddsområden, bostäder, skolor, riksintressen, infrastruktur, mfl.

4.2 FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR SPRIDNING AV FÖRORENINGAR

För effekter på konsekvenser för människans hälsa och miljön är lokaliseringen avgörande. Används riktvärden, till exempel som har beräknats i beslutsstödet för återvinning av slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017), måste det säkerställas att den valda platsen åtminstone uppfyller för beräkningen av riktvärden antagna egenskaper. Om den till och med är gynnsammare ur ett miljöperspektiv än det som antagits ska detta anges. Uppfylls inte alla antaganden finns följande alternativ:

- Välj en annan lokalisering
- Beräkna platsspecifika riktvärden för konstruktionen på den planerade platsen (se avsnitt 12).
- Vidta särskilda skyddsåtgärder (observera att detta kan påverka prövningsnivån, det vill säga det kan komma att krävas en tillståndsansök i enlighet med miljöprövningsförordningen snarare än en anmälan till miljönämnden).

Följande aspekter är särskilt relevanta för val av plats och måste beskrivas och i förekommande fall beaktas:

- Skyddsvärden (art och avstånd, andra påverkansskällor)
- Geologin (genomsläpplighet, förmåga att fastlägga föroreningar)
- Geohydrologin (grundvattennivå – medel och max, flödesriktning och –hastighet, lokal grundvattenförekomst, djupet på förekomsten)
- Vattnets väg (vilken är recipienten i slutändan, är det en vattenförekomst – vad är statusen på den, avstånd och transporttid, retardation och/eller rening på vägen till recipienten – anlagd eller naturlig)

I beslutsstödet för återvinning av slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) har antaganden gjorts som utgångspunkt för bedömning av miljöriskerna. Dessa redovisas i tabellen nedan.

Tabell 9 Geologiska och geohydrologiska egenskaper för anläggningens plats

<i>Egenskap</i>	<i>Enhet</i>	<i>Värde</i>	<i>Kommentar</i>
<i>Jordart</i>	-	sandig morän	
<i>Avstånd till grundvatten horisontellt</i>	m	10 / 19	bredd+avstånd = 20 m
<i>Avstånd till grundvatten vertikalt</i>	m	0	Grundvattnet når konstruktionens underkant, dock aldrig högre
<i>Djup akvifer</i>	m	5	
<i>Porositet jordlager</i>	-	0,3	
<i>Grundvattenbildning</i>	mm/år	300	
<i>Genomsläpplighet jord</i>	m/s	10 ⁻⁴	
<i>Minsta utspädning 1</i>	-	34	Lakvatten-grundvatten
<i>Flöde ytvatten</i>	Mm ³ /år	1	
<i>Minsta utspädning 2</i>	-	1500	Lakvatten-ytvatten

Avvikelse från antagna värden i tabellen ovan kan ha implikationer för tillämpningen av riktvärden för slaggrus, se avsnitt 12.

5 Konstruktionens utformning och anläggning

Beskriv här (se även exempel i Bilaga 3):

a) konstruktionens utformning och vilket typfall som det motsvarar i beslutsstödet för återvinning av slaggrus (Van Praagh och Johansson, 2017), alternativt vilka funktioner de olika konstruktionsdelar har och hur dessa kan påverka miljön, däribland särskilt följande:

- Slaggrus i dagen (inte tillåtet enligt beslutsstödet förutom delvis under anläggningen)
- ytan eller bredden per meter som slaggrus inte är täckt med asfalt eller ett impermeabelt skikt
- mäktighet och skrymdensitet av slaggruset efter utläggandet och eventuell kompaktering
- eventuellt drän- eller tätskikt under slaggruset

b) anläggningsarbeten, särskilt

- hur slaggruset läggs ut och kompakteras
- hur lång tid slaggrus är i dagen
- hur damning motverkas
- hur spill tas om hand
- om och hur eventuellt dräneringsvatten tas omhand innan konstruktionen är färdig och slaggruset täckt.

6 Alternativa utformningar

För att kunna bedöma miljökonsekvenser av anläggning, drift och destruktion av slaggruskonstruktionen måste, förutom bedömningsgrunder såsom miljö kvalitetsnormer och riktvärden, alternativ redovisas för att kunna jämföra hur en annan utformning eller lokalisering av konstruktionen påverkar effekter och konsekvenser på miljön. I slutändan används denna information för att säkerställa att det inte finns väsentligt för människans hälsa och miljön gynnsammare och således lämpligare alternativ att uppnå samma syfte med projektet.

6.1 NOLLALTERNATIV

Beskriv här vad som händer om anläggningen inte kommer till stånd ("business as usual"), se även exempel i Bilaga 3. I många fall innebär även detta alternativ en viss miljöpåverkan, särskilt om en befintlig konstruktion ska ersättas eller projektmålet måste uppnås på ett annat sätt. Särskilt om konstruktionen är planerat att anläggas på ett sedan tidigare förorenat område kan nollalternativet ha påtagliga konsekvenser för miljön. Det är inte alltid givet att det finns ett nollalternativ.

Skilnader i konstruktion, försättningar, drift, omhändertagande, lagstiftning etc. mellan detta alternativt och huvudalternativet som kan orsaka olika effekter eller konsekvenser på miljön kan redovisas här.

6.2 SAKALTERNATIVET

Beskriv här åtminstone en alternativ teknisk utföring som uppfyller samma funktion eller syfte som huvudalternativet, se även exempel i bilaga 3. Sakalternativet måste vara realistiskt, dvs. det ska vara både lagligt och tekniskt möjligt att genomföra det.

En alternativ utformning av vägen med "traditionella" material, dvs. bergkross eller grus i förstärkningslagret kan vara ett sannolikt sakalternativ. Vägen konstrueras på samma sätt med undantaget för materialvalet för förstärkningslagret.

Följande miljöpåverkan väntas kunna skilja sig från huvudalternativet: De miljöpåverkan som förväntas skilja sig väsentligt från huvudalternativet har markerats med fet stil.

- Resurshushållning (användning av en äntlig resurs)
- **Påverkan vid produktion av materialet (landskapsbild, grundvattensänkning, dräneringsvatten, sprängning, fossila bränslen för maskiner, interna transporter)**
- **Transport av materialet**
- Bearbetning av material vid utläggning
- **Damning vid utläggning och destruktion**
- **Utlakning under konstruktionen och driften**
- Destruktion av konstruktionen och återanvändning av materialet

Skilnader i konstruktion, försättningar, drift, omhändertagande, lagstiftning etc. mellan detta alternativt och huvudalternativet som kan orsaka olika effekter eller konsekvenser på miljön kan redovisas här.

6.3 PLATSALTERNATIVET

Beskriv här en annan lokalisering, det vill säga man antar att samma konstruktion och utförande som i huvudalternativet läggs på en annan plats. För vägar, parkeringsplatser, rangerytor, ÅVC etc. väljs placeringen normalt utifrån funktionen som ska uppfyllas: Att möjliggöra transporter, erbjuda närliggande parkering, etc. Således är en realistisk alternativ placering för vägkonstruktioner snarare än annan vägsträckning i samma eller angränsande områden. För parkerings-, lastnings- och rangerytor kan det förekomma att alternativa placeringar inte är möjliga för att konstruktionen ska uppfylla samma funktion. I så fall får man bortse från lokaliseringalternativet.

Skilnader med avseende på potentiella effekter på miljön mellan olika lokaliseringalternativ kan framförallt vara följande:

- Andra skyddsvärden i närheten, annan påverkan på skyddsvärden
- Annat avstånd till skyddsvärden
- Annan geologi
- Annan geohydrologi som innebär annan hastighet på förorenings-spridning och/eller annat fastläggningspotential (lerinnehåll i jorden, permeabilitet, grundvattenlutning, ...)
- Annan recipient (med annan status, flöde, skyddsvärden...) som innebär att även samma påverkan kan ha olika effekter och konsekvenser, till exempel med avseende på risk för att god status i recipienten inte uppnås eller motverkas
- Olika långa transportsträckor, olika transportmedel möjliga (med tåg eller båt istället för lastbil) eller mindre hantering nödvändigt (ingen omlastning krävs ...)
- Övrigt, till exempel naturligt skydd mot damning/buller, risk för ras och skred, ...

7 Påverkan på miljökvalitetsmålen

Inte nödvändigtvis alla miljösmål berörs av ett aktuellt projekt. Enbart de miljömålen som berörs positivt eller negativt av projektet ska redovisas. En redovisning av hur projektet och alternativa utformningar eller placeringar påverkar miljömålen kan göras med hjälp av en kvalitativ jämförelse i en tabell om miljömålen omfattar mätbara aspekter. I Tabell 10 beskrivs denna bedömning.

I Naturvårdsverkets handbok för Avfall i anläggningsändamål (2010:01) nämns den konflikt som finns mellan miljökvalitetsmålen Giftfri Miljö och God bebyggd miljö där resursanvändningen är avgörande. Detta är på samma vis tillämpningsbart för slaggrus i vägkonstruktioner.

I många fall av konstruktioner med slaggrus som följer beslutsstöd för användning av slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) bedöms påverkan på miljökvalitetsmålen *Giftfri miljö*, *God bebyggd miljö*, *Begränsad klimatpåverkan*, *bara naturlig förurning och Grundvatten av god kvalitet*. Indirekt kan även *Levande sjöar och vattendrag* vara av intresse.

Ofta blir miljö kvalitetsmålet *Giftfri miljö* styrande vilket ställs mot miljö kvalitetsmålet *God bebyggd miljö* där krav finns för hushållandet av naturresurser och att hantera avfall på rätt sätt och där istället avfallsåtervinningen är styrande. Med hushållning av naturresurser avses den miljö påverkan som skulle komma från utvinning av berg och naturgrus som skulle behöva göras istället för att använda slaggrus i konstruktionen.

Det finns även en avvägning mellan miljö kvalitetsmålen *Giftfri miljö* och begränsad klimatpåverkan när det gäller efterbehandling för ett område. Växthusgasutsläpp vid efterbehandling kommer främst från transporter av fyllnadsmassor. En avvägning kan då göras mellan dessa miljö mål genom att riktvärden för *känslig mark* (KM) och *mindre känslig mark* (MKM) får överskridas för att på sikt minimera växthusgasutsläpp.

I Tabell 10 har miljö kvalitetsmålen påverkan utvärderats för projektets nollalternativ respektive slaggrus i konstruktionen som förstärkningslager. Skulle slaggruset inte användas i konstruktionen skulle detta kräva ett annat omhändertagande. Ett nollalternativ skulle även innebära att ett annat material används som förstärkningslager vilket påverkar miljö mål som resurshushållning (användning av en ändlig resurs).

Tabell 10 Utvärdering och analys av förväntad påverkan på miljö kvalitetsmål för olika alternativ. **Se även exempel i Bilaga 3.**

- 0 = Miljö kvalitet påverkas ej
+ = Miljö kvalitet kan påverkas positivt
- = Miljö kvalitet kan påverkas negativt

Miljö kvalitetsmål	Noll-alternativ	Sak-alternativ (annat material)	Huvudalternativ (Slaggrus som förstärkningslager)	Kommentar
Giftfri miljö				
God bebyggd miljö				
Begränsad klimatpåverkan				
Bara naturlig försurning				
Grundvatten av god kvalitet				
Levande sjöar och vattendrag				
Samlad bedömning av påverkan på miljö mål				Här summeras bedömningarna, tex 0=0 poäng, +=1, -=-1

8 Innehåll av föroreningar i slaggrus

I tabellen nedan jämförs resultat från totalhaltsanalyser i aktuellt slaggrus med riktvärden enligt beslutsstöd för användning av slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017).

Tabell 11. Riktvärden (totalhalter) enligt Beslutsstöd (van Praagh och Johansson, 2017) för en 10 m bred väg med/utan slänter och uppmätta totalhalter i det aktuella slaggruset (som median, N=4). Se även exempel i Bilaga 3.

Ämne	Riktvärden (mg/kg)	DATA SLAGGRUS (mg/kg, median)
Antimon	3000	
Arsenik	150	
Bly	750	
Kadmium	43	
Kobolt	740	
Koppar	2500 ¹	
Krom tot	10 000 ⁵	
Kviksilver	49	
Molybden	5400	
Nickel	1000 ⁴	
Vanadin	4700	
Zink	50 000	
Benso(a)pyren	15	
Naftalen	2500 ⁶	
PAH L	2500 ⁶	
PAH M	1000 ⁶	
PAH H	100 ⁶	

*Riktvärdet baseras på det hälsobaserade riktvärdet. Detta ger ett obetydligt tillskott till marken intill vägen; ¹ojusterat riktvärde är 50 000 mg/kg; ²ojusterat riktvärde är 33 000 mg/kg; ³ojusterat riktvärde är 22 000 mg/kg; ⁴gäller "lättlösligt", ojusterat riktvärde är 4800 mg/kg; ⁵ojusterade riktvärden för Krom total 50 000; ⁶justerat, se bilaga 1 i beslutsstöd (van Praagh och Johansson, 2017)

Enligt Naturvårdsverkets riskbedömningsmodell måste bidrag av föroreningar från enskilda källor korrigeras för bidrag från andra källor. För bly, kadmium och kvicksilver räknas med en faktor på 0,8 från andra källor, för de övriga på 0,5. Således blir de för exponering via andra källor justerade riktvärdena för bly, kadmium och kvicksilver förhållandevis lägre. Om riktvärdet för, till exempel, bly inte justeras för exponering via andra källor är riktvärdet för ovanstående fall 3700 mg/kg.

Beskriv resultaten av jämförelsen mellan mät- och riktvärden i tabellen ovan. Om vissa halter i slaggruset överstigs måste en särskilt, platsspecifik riskbedömning göras, alternativt särskilda skyddsåtgärder vidtas (se avsnitt 12).

9 Emissioner till Vatten

Beroende på anläggningens konstruktion, materialens egenskaper och geohydrologin kan föroreningar från konstruktionen nå grund- och/eller ytvatten. Vid olika förutsättningar får utsläppen olika effekter och konsekvenser, även om dessa nominellt är lika stora. Dessa redovisas (Tabell 12) för alla redovisade alternativ och recipienter.

Om det finns aktuella mätvärden från konstruktionen eller från tidigare, jämförbara konstruktioner kan dessa användas för att bedöma effekter och konsekvenser. Om inga sådana värden finns ska resultat från standardiserade skaktester användas, helst vid L/S 0,1.

Om det finns osäkerheter vart vattnet tar vägen, det vill säga hur mycket av från konstruktionen påverkat dräneringsvatten når grund- respektive ytvatten, antas det värsta tänkbara fallet för bägge: Man antar att allt

producerat eller förväntat dräneringsvatten når grundvatten samt att allt producerat eller förväntat dräneringsvatten når ytvatten (även om detta i praktiken är omöjligt).

Observera: Även om olika riktvärden ursprungligen har beräknats för grund- respektive ytvatten i beslutsstöd för användning slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) ska i normalfall de sammanvägda (lägsta) riktvärdena användas. Anledningen är att andra utsläpp eller annan återvinning av slaggruset i framtiden inte kan uteslutas.

Tabell 12 Årliga emissioner till vattenrecipienter för [alternativ] med avseende på [förorening/ar] och jämfört med bakgrundshalter och riktvärden. Se även exempel i Bilaga 3.

Parameter	Utsläpp från konstruktionen till [vatten]¹⁾	Halt i recipient (bakgrund)	Beräknade halter i recipient	Rikt- eller gränsvärde	Specifik bakgrundsbelastning⁴⁾
	Halt ²⁾	Mängd ³⁾	Medelhalt	Medelhalt	Medelhalt
Enhet	mg/l	kg/år	µg/l	µg/l	µg/l
Ämne...					
Metall...					
Näringsämne..					
Sumparameter					

1) Ange hur värden har tagits fram (beräknad med hjälp av mätvärden, modeller, uppskattning) och om det handlar om yt- eller grundvatten, om inga mätvärden finns för det aktuella eller jämförbara fall ska resultat från standardiserade lakteter användas

2) Om variationen av mätvärden som medelvärde baseras på är stor (standardavvikelse > medelvärde) eller osäker, ska 90-percentil eller max-värde användas

3) Om flödet eller volym inte mäts antas 10 mm/m för asfalttäckta ytor utan slänter och 68 mm/m i snitt för asfalttäckta ytor med slänter, samma som i riskbedömningen enligt van Praagh och Johansson, 2017

4) I förekommande fall; inte känd för alla områden och/eller ämnen

Om förhållanden på plats och för konstruktionen motsvarar antaganden i beslutsstöd för användning slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) kan uppmätta och förväntade halter jämföras direkt med riktvärdena som redovisas i den rapporten. Att beräkna halter i recipienten och jämföra med specifik bakgrundsbelastning är då inte nödvändigt. Observera dock att även antaganden för bakgrundshalter som görs i beslutsstödet måste motsvara situationen på plats.

Tabell 13 Årliga emissioner till [grund/ytvatten för [huvud]alternativ med avseende på föroreningar och jämför med riktvärden enligt beslutsstöd för användning slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) för en asfalttäckt parkeringsplats på 100*300m med genomsläppliga slänter. Se även exempel i bilaga 3.

Parameter	Utsläpp från [alternativet] för konstruktionen till grundvatten ¹⁾		Utsläpp från [alternativet] för konstruktionen till grundvatten ¹⁾		Riktvärde (van Praagh och Johansson, 2017) ³⁾
	Halt ²⁾	Mängd ³⁾	Halt ²⁾	Mängd ³⁾	Porvattenhalt eller C ₀ vid L/S 0,1
Enhet	mg/l	g/år	mg/l	g/år	mg/l
Antimon					0,19
Arsenik					0,15
Bly					0,14
Kadmium					0,037
Kobolt					0,15
Koppar					1,5
Krom tot					0,55
Kvicksilver					0,0093
Molybden					0,56
Nickel					0,29
Vanadin					0,88
Zink					3
Benzo(a)pyren					0,0015
Naftalen					0,28
PAH L					0,29
PAH M					0,058
PAH H					0,0015
Fluorid					51
Klorid					3400
Sulfat					3400
Barium					
Selen					
DOC					
...					4)

1) Värden baseras på [medel-, median-, maximal]värden från [antal] analyser på insamlat dräneringsvatten under vägen (eller från lakteter); mängdberäkningen baseras på [volym, flödes]mätning [på uppskattning av volym] av insamlat vatten i relation till nederbörd under mätperioden uppräknat till 1 år

2) Max-värdet anges om variationen är stor eller okänd (ange antalet mätpunkter som ingår i beräkningen av värdet)

3) Rätt konstruktionsfall måste beaktas här enligt van Praagh och Johansson, 2017, här anges den med lägsta riktvärden

4) Finns ytterligare ämnen som kan påverka recipienten utöver de som tas upp i van Praagh och Johansson, 2017 ska alternativa riktvärden redovisas här

9.1 EFFEKTER OCH KONSEKVENSER AV EMISSIONER TILL VATTEN

Effekter av utsläpp kan vara förhöjda halter av ett visst ämne, ökad risk för toxiska effekter för en viss vattenlevande organism, risk för missfärgningar, etc.

Konsekvenser av effekter kan vara sämre kvalitet som dricksvattenresurs, minskad population av en viss art, minskad siktdjup eller att god status i motverkas eller miljö kvalitetsnormer överskrids.

Om det finns risk för att miljö kvalitetsnormer för vatten överskrids eller recipientens status försämras på annat sätt, krävs att åtgärder vidtas, se Tabell 14.

Tabell 14 Effekter och konsekvenser av emissioner till vatten för olika alternativ med följande bedömningsgrader: Ingen märkbar (0), bättre/förbättring (+), viss risk för halthöjning/försämring (-), påtaglig risk för halthöjning/försämring (--).

Alternativt	Grundvatten ¹⁾		Ytvatten ¹⁾	
	Effekt	Konsekvens	Effekt	Konsekvens
Huvud		2)		
Noll				
Sak				
Sak 2		2)		
Plats				

1) Observera att det kan vara olika recipienter med potentiellt olika känslighet och status som berörs;

2) Beskriv vilka åtgärder som krävs och hur de påverkar bedömningen (som efter åtgärden måste vara mins (0)).

Om ovanstående risker kan uteslutas för alla alternativ handlar bedömningen av effekter och konsekvenser av utsläpp snarare om att identifiera vilket alternativ som medför lägst risk respektive lägst utsläpp. I detta fall kan en kvalitativ jämförelse mellan de olika alternativen genomföras. Skillnader i konsekvenser av emissioner till vatten för olika alternativ redovisas, till exempel, med nollalternativet som utgångspunkt (se tabellen nedan).

Om det är samma recipient som berörs oavsett alternativ görs bedömningen enbart baserad på maxhalter av analyserade ämnen och om och hur mycket uppmätta halter underskrider eventuella miljökvalitetsnormer. Om det är olika recipienter måste recipienternas status och känslighet vägas in; till exempel kan samma halter som släpps ut ha olika betydelse, det vill säga olika konsekvenser.

Om det inte finns ett alternativt vilket medför risk att miljökvalitetsnormer överskrids och/eller recipientstatus försämrats, recipienterna har samma status och haltskillnader är dessutom små kan bedömningen göras utifrån utsläppta mängder.

Tabell 15 Skillnader i effekter och konsekvenser av av [förorening]emissioner till vatten för olika alternativ med huvudalternativ (0) som referens (+ bättre/mindre effekt/konsekvens, 0 lika, - sämre effekt/konsekvens). Se även exempel i Bilaga 3.

Alternativt	Grundvatten		Ytvatten	
	Effekt	Konsekvens	Effekt	Konsekvens
Huvud				
Noll				
Sak				
Sak 2				
Plats				

10 Emissioner till Luft

De emissioner till luft som uppstår är framförallt damning under byggnation. Denna minimeras genom bevattning samt att minimera tiden med öppen hantering genom att snabbt täcka med slitlager eller dylikt.

Transporter till och maskiner vid anläggningen ger upphov till avgaser och således till emissioner till luft.

Emissioner till luft uppstår även vid produktion av materialen som ingår i anläggningskonstruktionerna, till exempel genom sprängning och krossning av berg. Dessa kan undvikas vid användning av slaggrus som är en befintlig resurs. Om dessa är relevanta och bör tas hänsyn till i miljöbedömningen måste bedömas från fall till fall. Det kan vara svårt att erhålla data om utsläpp från produktionen.

10.1 EFFEKTER OCH KONSEKVENSER AV EMISSIONER TILL LUFT

Skillnader i konsekvenser av emissioner till luft för olika alternativ redovisas i tabellen nedan.

Tabell 16 Bedömning av skillnader i effekter och konsekvenser av emissioner till luft för olika alternativ. (0) som referens (+ bättre/mindre effekt/konsekvens, 0 lika, - sämre effekt/konsekvens). **Se även exempel i Bilaga 3.**

Alternativ	Produktion		Transport		Konstruktion		Luft sammanvägd
	Effekt	Konsekvens	Effekt	Konsekvens	Effekt	Konsekvens	
Huvud							
Noll							
Sak							
Plats							

11 Emissioner till mark

Efter vägens destruktion bör inte ämnen som lakats ut från slaggruset orsaka en begränsning av områdets användning som väg, parkering, kontor- eller industrimark. Beräkningarna av riktvärden i beslutsstöd för användning slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) utgår således ifrån att de generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning ska vara uppfyllda vid konstruktionens beräknade livslängd (64 år totalt) och ge ett tillräckligt skydd för markmiljön under vägen (MKM enligt Naturvårdsverkets riskbedömningsmodell, status januari 2016). Undantagna är normalt de översta 5 cm av lagren under slaggruset. Det förutsätts att dessa avlägsnas tillsammans med slaggruset.

Halter i emissioner jämförs med riktvärden för den aktuella skyddsnivån för alla redovisade alternativ.

Om ovanstående antaganden inte motsvarar det aktuella fallet måste detta tas hänsyn till i en särskild riskbedömning (se avsnitt 12). Observera att beräkningen av riktvärdena i beslutsstödet utgår från att föroreningar tillförs miljön. Detta bör vägas in i bedömningen av hur miljömålet giftfri miljö påverkas.

Tabell 17 Maximal utlakning och beräknade riktvärden för dräneringsvatten från [huvud, sak, noll]alternativ för skydd av markmiljö under konstruktionen, samt det generella riktvärdet för MKM och för riktvärden antagna bakgrundshalter i jord (van Praagh och Johansson, 2017). MKM=Naturvårdsverket generella riktvärden för mindre känslig markanvändning, 2016. Se även exempel i bilaga 3.

Ämne	Huvud- alternativet: <i>C₀, högsta halt i porvatten (mg/l)*</i>	Sak- alternativet: <i>C₀, högsta halt i porvatten (mg/l)*</i>	Noll-alternativet: <i>C₀, högsta halt i porvatten (mg/l)*</i>	Riktvärde skyddsnivå MKM (mg/l)	MKM (mg/kg)	Antagen bakgrunds- halt (mg/kg)
Antimon				1,2	30	0,3
Arsenik				0,59	25	10
Bly				15	400	15
Kadmium				0,58	15	0,2
Kobolt				0,98	35	10
Koppar				6,6	200	30
Krom				4,7	150	30
Kvicksilver				0,094	2,5	0,1
Molybden				3,9	100	1
Nickel				3,7	120	25
Vanadin				6,3	200	40
Zink				17	500	70
Bens(a)pyren				0,047	1,2	0
Naftalen				0,31	8	0
PAH-L				0,59	15	0
PAH-M				0,78	20	0
PAH-H				0,39	10	0

*Resultat från standardiserade kolonnlaktester (perkolationstest) vid L/S 0,1; en omräkning av resultat från laktester med andra L/S-kvoter är möjlig dock behäftad med stora osäkerheter, se van Praagh och Johansson, 2017.

11.1 EFFEKTER OCH KONSEKVENSER AV EMISSIONER TILL MARK

Effekter av utsläpp kan vara förhöjda halter av ett visst ämne, ökad risk för toxiska effekter för en viss marklevande organism etc.

Konsekvenser av effekter kan vara sämre markkvalitet för exploatering eller odling samt risk för att områdets användning i framtiden begränsas, minskad population av en viss art, minskad funktion av markens ekosystemtjänster såsom fastläggning av kol, omvandling av kväve, etc.

Om inga mätvärden eller information föreligger om fastläggning i marken är utgångspunkten att andelen av föroreningar som fastläggs i marken under och vid konstruktionen är samma för alla alternativ (det vill säga motsvarande antaganden i underlag till Avfall Sveriges beslutsstöd 2017:04).

Om konsekvenserna inte kan kvantifieras bedöms dessa kvalitativt, till exempel i förhållande till nollalternativet. Utgångspunkten är förenklat att halterna jämförs för att bedöma effekterna, om mängden vatten som går igenom konstruktionerna är samma (som bör var fallet om inte övertäckningen eller slänterna konstrueras olika och/eller nederbörden skiljer sig väsentligt mellan platserna). Konsekvenserna bedömas utifrån om önskad skyddsnivå eller högre uppnås.

Om halterna är lika men mängderna förväntas skilja sig görs bedömningen utifrån dessa.

Tabell 18 Skillnader i effekter och konsekvenser av emissioner till mark för olika alternativ med huvudalternativ som referens. (0) som referens (+ bättre/mindre effekt/konsekvens, 0 lika, - sämre effekt/konsekvens). **Se även exempel i Bilaga 3.**

Alternativ	Mark	
	Effekt	Konsekvens
Huvud		
Noll		
Sak		
Plats		

12 Riskbedömning och Platsspecifik bedömning

Materialets egenskaper och halter av potentiellt miljö- och hälsofarliga ämnen, mängden material, tjockleken, läge och geometrin (längsta sidan parallell eller tvär mot vattendrag) samt geohydrologiska förhållanden påverkar risker förknippade med återvinning av slaggrus i anläggningsarbeten.

Parametrar med potentiell påverkan på miljörisker framgår av nedanstående tabell.

Kontrollera att antaganden i underliggande riskbedömning stämmer överens med det aktuella fallet.

Tabell 19 Parametrar som påverkar risker vid återvinning av slaggrus i anläggningsarbete generellt och i det aktuella fallet. **Beskriv här bedömning för huvudalternativet. Se även exempel i Bilaga 3.**

Parameter	Påverkar	Konsekvens	Hänsyn i riskbedömningen i van Praagh och Johansson, 2017	Huvud-alternativet
Lagring av slaggrus	Stabilisering och utlakning	Krävs	Förutsätts	
Kornstorleks-fördelning	Kompakterbarhet, hydraulisk konduktivitet, porositet. Risk för att jämnviktskoncentration uppnås	bör beaktas	SGL:s rekommendationer följs	
Densitet	Mängd föroreningar per meter, porositet, hydraulisk konduktivitet	begränsat i sig	antaget 1,8 t/m ³ är högre än i de flesta fall i fält	
Kappa (K)	Utlakningsförlopp över tid	påverkar riktvärden	har inte beaktats, kan/bör beaktas i specifika fall (se bilaga 7 för mer information)	
Längd längs ytvatten	Mängd föroreningar till recipient	Måste begränsas	begränsas till 1 km respektive 300 m	
Bredd	Mängd föroreningar per löpmeter	Måste begränsas	begränsas till 10, 20 respektive 100 m	
Tjocklek	Mängd föroreningar per meter, risk för att jämnviktskoncentration uppnås	Måste begränsas	begränsat till 0,6 m	
Slänter med slaggrus	Damning, utlakning	bör begränsas	beaktats i riskbedömningen	
Anläggnings- och drifttid	Damning, eventuell utlakning	bör begränsas	begränsat, möjlighet till etappvis anläggning, val av plats (långt från bostäder)	
Livslängd	Drifttid, utlakning	bör begränsas	begränsat till 2x30 år	

Om en av ovanstående parametrar inte uppfylls eller ett antaget värde överskrider måste en platsspecifik bedömning av hälso- och miljöriskerna göras. Riktvärden som används för bedömningar i avsnitt 9 tom 11 samt skyddsåtgärder i avsnitt 0 kan behöva justeras. En sådan riskbedömning ligger utanför syftet med denna mall.

Bedömningen sammanfattas i tabellen nedan.

Tabell 20 Bedömning risknivå för olika alternativ. (0) som referens (+ bättre/mindre effekt konsekvens, 0 lika, - sämre effekt/konsekvens). Se även exempel i Bilaga 3.

Alternativ	"Risknivå"	Bedömning
Huvud		
Noll		
Sak		
Plats		

13 Uttjänt konstruktion, uppkomst av avfall

Att slaggruset förs från platsen när anläggningens livslängd är uppnått är en förutsättning för att den underliggande riskbedömningen i beslutsstödet ska gälla. Det antas att slaggruskonstruktionen ersätts en gång, dvs. att slaggrus av samma utgångskvalitet befinner sig på plats 2 ggr 30 år plus anläggnings- och destruktionstid; totalt 64 år eller kortare tid.

Slaggruset i sig måste antingen återvinnas eller deponeras efter 30 års drift. Deponering innebär samma effekter och konsekvenser som för nollalternativet, om det antas att slaggrusets egenskaper inte förändras i vägkonstruktionen och att förutsättningarna för deponering är jämförbara om 30 år.

Även ett sakalternativ som en "traditionell" vägkonstruktion med bergkross eller grus ger upphov till avfall när konstruktionens livslängd är uppnått. Troligen kan materialet i förstärkningslagret återvinnas i liknande konstruktioner eller som fyllnadsmaterial. Om det måste deponeras kan det troligen deponeras på en deponi för inert avfall.

Att kvantifiera konsekvenser av uppkomsten av avfall kan vara svårt till omöjligt. En kvalitativ jämförelse kan göras med hjälp av en uppskattning av mängden avfall och omhändertagande (effekt) och ta hänsyn till avfallets farlighet (konsekvens).

Tabell 21 Skillnader i uppkomst av avfall för olika alternativ. (0) som referens (+ bättre/mindre effekt konsekvens, 0 lika, - sämre effekt/konsekvens). Se även exempel i Bilaga 3.

Alternativ	Avfallsuppkomst		Kommentar
	Effekt	Konsekvens	
Huvud			
Noll			
Sak			
Plats			

14 Behov av skyddsåtgärder

Om det aktuella återvinningsfallets egenskaper motsvarar underliggande antaganden i riskbedömningsmodellen för anläggningen, konstruktionen och för platsen i Avfall Sveriges beslutsstöd för användning av slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) krävs inga särskilda skyddsåtgärder.

15 Samlad bedömning

Kontrollera att huvudalternativet bedöms utgöra en begränsad och acceptabel påverkan på miljön.

I tabellen nedan är alla bedömningarna sammanställda och i sista kolumnen visas en samlad bedömning.

Här anges en förklaring för skillnader i de olika bedömningarna och eventuellt vilka osäkerheter som finns i utvärderingen.

Tabell 22 Den samlade bedömningen av konsekvenser för miljön av olika alternativ. (0) som referens (+ bättre/mindre effekt konsekvens, 0 lika, - sämre effekt/konsekvens). Se även exempel i Bilaga 3.

Alternativ	Miljömål	Vatten	Luft	Mark	Risk	Avfall	Samlad bedömning
Huvud							
Noll							
Sak							
Plats							

16 Referenser

Hansson N, Hälldal A, van Praagh M, Nyttiggörande av slaggrus utanför deponier, Energiforsk, 2017. Bilaga 3 exempel miljöbedömning slaggrus i vägkonstruktion.

Naturvårdsverket, 2010. Handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbete. Rapport 2010:1.

van Praagh och Johansson, 2017. Beslutsstöd för återvinning av slaggrus. Avfall Sverige rapport 2017:04

Johansson, M., Törneman, N., Van Praagh, M. Screening av askor: Klorerade och bromerade dioxiner och furaner samt metaller i askor från förbränning av biobränslen och avfall. Sweco i uppdrag av Naturvårdsverket, 2015.

Avfall Sverige, 2009. Uppföljande undersökning av dioxin i rester från svensk avfallsförbränning, rapport F 2009:08.

Bilaga 3 Miljöbedömning slaggrus i konstruktioner, Exempel

Denna bilaga är ett exempel där mallen i bilaga 2 tillämpats för slaggrus i en obunden vägkonstruktion.
Data från den väg som utvärderats i projektets huvudrapport har använts för miljöbedömningen.

MARTIJN VAN PRAAGH

NIKLAS HANSSON

ERIKA HEANDER

JOSEFIN WILDSTAM

ANETTE HÄLLDAL

2017-06-16

Innehåll

1	Inledning och bakgrund	3
1.1	Produktion av slaggrus	3
2	Slaggrusets egenskaper	3
2.1	Kvalitetskontroll	3
2.2	Miljörelaterade egenskaper	3
2.2.1	Innehåll och tillgänglighet av metaller, salter, m.m.	3
2.2.2	Lakning av metaller	4
2.2.3	Innehåll av organiska ämnen	5
3	Miljömål, Miljökvalitetsnormer och Föreskrifter	6
3.1	Bedömningsgrunder för emissioner till vatten	6
3.2	Bedömningsgrunder för emissioner till mark	9
4	Lokalisering	9
4.1	Planförhållanden och skyddsvärden	9
4.2	Förutsättningar för spridning av föroreningar	10
5	Konstruktionens utformning och anläggning	10
6	Alternativa utformningar	11
6.1	Nollalternativ	11
6.2	Sakalternativet	12
6.3	Platsalternativet	13
7	Påverkan på miljökvalitetsnormer	14
8	Innehåll av föroreningar i slaggrus	15
9	Emissioner till vatten	15
9.1	Effekter och konsekvenser av emissioner till vatten	18
10	Emissioner till luft	19
10.1	Effekter och konsekvenser av emissioner till luft	19
11	Emissioner till mark	19
11.1	Effekter och konsekvenser av emissioner till mark	20
12	Riskbedömning och Platsspecifik bedömning	20
13	Uttjänt konstruktion, uppkomst av avfall	22
14	Behov av skyddsåtgärder	22
15	Samlad bedömning	22
16	Referenser	23

1 Inledning och bakgrund

Denna miljöbedömning är ett underlag till anmälan om återvinning av icke-farligt avfall i anläggningsarbete i enlighet med Miljöprövningsförordningen (SFS 2013:251, uppdaterad 2016:1188, kap 29, §34 & 35).

Slaggrus är en restprodukt (lagrad slagg/bottenaska där metaller tagits bort från slaggen under lagring) från förbränning av avfall som idag nästan uteslutande används som konstruktionsmaterial på deponier. Många deponier i Sverige sluttäcks under de närmsta åren, vilket innebär att efterfrågan på konstruktionsmaterial på deponier minskar. I framtiden kan det innebära att slaggruset måste deponeras om inga andra användningsområden utanför deponier etableras. Materialet har goda konstruktionsegenskaper som gör att det skulle kunna ersätta t.ex. bergkross och naturgrus i konstruktion av t.ex. vägar och parkeringsplatser. På så sätt skulle brytning av jungfruliga material kunna minska samtidigt som deponering av slaggrus kan undvikas.

1.1 PRODUKTION AV SLAGGRUS

Slaggrus är en restprodukt från förbränning av avfall (hushållsavfall och industriavfall) i en rosterpanna. Förbränningen sker på ett rosterband. När avfallet brunnit klart faller kvarvarande slagg (bottenaska) av rosterbandet ner i ett vattenbad där det släcks. Slaggen transporteras till en lagringsplats där metallavskiljning genomförs efter ett antal veckor. Lagringen under ca ett halvt år innebär en process då materialet reagerar med koldioxid i luften om vatten finns närvarande. Materialet karbonatiserar, varvid pH normalt sjunker från ca 12 till ca 9. Vissa metallföreningar ombildas då till mer svårslösliga karbonater, vilket innebär att lakning av de flesta metaller sjunker markant jämfört med färsk slagg. Metallsorterat och lagrat material kallas för slaggrus. Slaggrus har liknande egenskaper som sand och grus, motsvarande sortering 0/16mm (partikelstorlek).

2 Slaggrusets egenskaper

2.1 KVALITETSKONTROLL

För att kontrollera slaggrusets kvalitet gentemot denna miljöbedömning bör prover tas i en sådan frekvens och omfattning så att medel och median för slaggruset kan anges med tillräcklig säkerhet t ex varje månad. Utvärdering av pH för att avgöra karbonatiseringsgrad, lakning samt totalhalt bör genomföras. Frekvensen beror av hur mycket innehållet varierar och på kornstorleksfördelningen, se även Avfall Sveriges deponihandbok 2012:02. Lakförsök (förslagsvis perkolationsprovning) bör genomföras minst en gång per år. Prov föreslås vara samlingsprov för att bättre representera materialet, t ex ett antal prover från materialet samlas till samlingsprov för att bättre representera materialet vid varje provtagningstillfälle. Föreslår även att dessa prover tas genom kvartering, dvs en större hög delas, delas igen o s v tills man har en hink kvar för analyser, detta för att få ett mer representativt prov av finare och grövre partiklar. När lakning genomförs föreslås även att totalhalt analyseras på samma prov för att kunna följa upp hur mycket som lakar av totalhalten i materialet.

2.2 MILJÖRELATERADE EGENSKAPER

2.2.1 Innehåll och tillgänglighet av metaller, salter, m.m.

Slaggrus innehåller mot bakgrundsvärden förhöjda halter av vissa metaller och salter. Metallerna i färskt slaggrus föreligger i stor utsträckning som hydroxider. Vissa av dessa styr pH-värdet till över 10 eller 11. I kontakt med luften omvandlas hydroxiderna till karbonater med lägre löslighet (se nedan). I slaggrus lagrat i 6 månader är pH närmare 9. Totalhalten av metallerna påverkas inte genom denna kemiska reaktion. I Tabell 1 nedan visas resultat från en screeninganalys av metaller i 8 olika slaggrus från avfallsförbränning utfört av Sweco på uppdrag av Naturvårdsverket (Johansson et al., 2015).

Salter, framförallt klorider, sulfater och fluorider, är delvis lättlösliga och leder till att regnvatten som infiltrerar i slaggrus uppvisar förhöjda halter av salter och, som summerande mått, t ex elektrisk ledningsförmåga. Tillförs vatten återkommande till slaggruset avtar salthalter snabbt.

Tabell 1. Resultat för analyser av slaggrus från en nationell screeningstudie (Johansson et al., 2015) jämfört med totalhaltsanalyser i Vattenfalls slaggrus i mg/kg.

Ämne	Screeningstudie 8 prov		Vattenfalls slaggrus 4 prov	
	Median	Max	Median	Max
Arsenik	44	87	28	33
Bly	740	4100	1000	1200
Kadmium	2,1	3,7	4,9	8,8
Kobolt	31	180	80	100
Koppar	2400	7900	2500	12000
Krom	310	440	430	680
Kvicksilver	0,015	0,056	<0,046	<0,047
Mangan	960	1500	1550	2000
Nickel	170	660	170	300
Vanadin	57	69	45	49
Zink	3300	5400	7350	8100

2.2.2 Lakning av metaller

Efter lagring och karbonatisering av slaggruset är de flesta metaller relativt orörliga, då dessa föreligger i form av svårslösliga karbonater. För att ta reda på rörligheten av metaller och salter i kontakt med vatten kan olika standardiserade laktester användas. De vanligast förekommande är skak- och kolonntester. I Tabell 2 nedan redovisas resultat från laktester utförda på det aktuella slaggruset med hjälp av CEN/TS14405:2004.

Tabell 2. Lakning från vattenfalls slaggrus i lakförsök (CEN/TS14405:2004).

	Median	Max	Median	Max
<i>L/S-kvot lakförsök</i>	0,1	0,1	10	10
<i>Enhet</i>	mg/l	mg/l	mg/kg Ts	mg/kg Ts
<i>As</i>	<0,01	<0,01	<0,05	<0,05
<i>Ba</i>	0,135	0,16	<2	<2
<i>Cd</i>	<0,002	<0,002	<0,004	<0,004
<i>Cr</i>	1,3	1,3	1,5	2
<i>Cu</i>	0,11	0,12	0,2	0,2
<i>Hg</i>	<0,001	<0,001	<0,0012	<0,0012
<i>Mo</i>	1,5	1,7	1,8	2,5
<i>Ni</i>	<0,1	<0,1	<0,04	<0,04
<i>Pb</i>	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
<i>Sb</i>	0,072	0,087	0,495	0,6
<i>Se</i>	0,04	0,04	0,0315	0,034
<i>Zn</i>	<0,5	<0,5	<0,4	<0,4
<i>Cl</i>	3600	4800	2200	3600
<i>F</i>	<0,565	1	3,75	4,7
<i>SO4</i>	3600	4000	6800	8900
<i>DOC</i>	26,5	29	48,5	53
<i>TS-lösta ämnen</i>	10850	12000	13000	19000
<i>Kond [mS/m]</i>	1500	1800	180	260
<i>pH [enhetslös]</i>	8,9	9,1	9	9,8

2.2.3 Innehåll av organiska ämnen

Allmänt om organiska ämnen i slagg

Merparten av organiska ämnen förstörs i förbränningsprocessen. Halter av långlivade, bioackumulerande eller toxiska och således särskilt oönskade ämnen i slaggrus antas generellt vara låga. Ett grovt mått på innehåll av summan av icke-förbrända rester är totalhalten organiskt kol (TOC), respektive den delen av organiskt kol som är rörligt med vatten (DOC, dissolved organic carbon i lakvätska, tex. från lakförsök). I Tabell 2 redovisas halter av organiskt kol i lakvätska från lakteter utförde på slaggrus som har använts i konstruktionen.

Dioxiner och furaner

Halten dioxiner i slagg analyserades 1999 vid 7 svenska avfallsförbränningsanläggningar (Eedon i RVF 2002) med medianvärdet 0,03 µg/kg. Som typiska halter av klorerade fenoler anges mellan 9 och 164 µg/kg i samma rapport. Typiska halter av PCB i slagg är från under detektionsgränsen till 8 µg/kg (Chandler et al., 1997). Dioxinhalten i slagg var lägre i en undersökning 2009: Medianvärdet var 0,03 µg/kg (Avfall Sverige 2009).

I en screeningstudie av askor från förbränningsanläggningar (Johansson et al., 2015) ingick 8 slagg från avfallsförbränningen. Resultaten för polyklorerade dioxiner och furaner redovisas i tabellen nedan. Resultaten visar tydligt att halter av dioxiner är betydligt större i rökgasreningsrester än i slaggen. Dioxiner förstörs i förbränningsprocessen men kan återbildas under vissa förhållanden i rökgaserna, vilket innebär att de främst förekommer i rökgasreningsresten, dvs inte i slaggen. Det konstaterades att halterna var i samma nivå som i den tidigare undersökning (Avfall Sverige 2009).

Tabell 3. Sammanfattande analysresultat för klorerade dioxiner, PCDD, och furaner, PCDF, i 8 olika slaggrus från avfallsförbränning (halter i ng/g TS, från Johansson et al., 2015).

Ämne	Antal prov	Min	Median	Medel	Max
PCDD	8	21	120	180	550
PCDF	8	13	190	210	460
Summa WHO-TEQ	8	1,5	5,0	6,0	13

Polyaromatiska kolväten (PAH)

Tabell 4. Sammanställning av totalhalter av PAH i slaggrus från egenkontroll på avfallsanläggningar (Tomma fält = ingen data/information/ej relevant, <bg = under bestämnings- eller rapporteringsgräns, halter i mg/kg).

	Lägsta Riktvärde slaggrus	Sysav	Vattenfall
Ämne	Parkering	test	test
Land	Sverige	Sverige	Sverige
År	2017	2016	2016
Bränsle	-	Avfall	Avfall
Stabiliserad/åldrad	ja	ja	ja
Antal prover (N)	-	3	4
Halt	Medel	Max	Max
Benzo(a)pyren	3,1	<0,05	0,005
Naftalen	1300	<0,1	0,048
PAH 16		<1,3	0,186
PAH canc		<0,2	
PAH övrig		<0,5	
PAH L	1300	<0,25	0,06
PAH M	1000	<0,25	0,09
PAH H	57	<0,25	<0,11

Övriga organiska ämnen

En rad organiska ämnen som i teori kan förekomma i slaggrus har inte analyserats (oxy- och hydroxi-PAH, PFAS, bromerade flamskyddsmedel). De ur ett miljöperspektiv mest angelägna, dioxiner och furaner, får mot bakgrunden av resultat från tidigare utförda screeninganalyser antas vara mycket låga.

Bedömning av risker med organiska föroreningar i slaggruskonstruktionen

Risk för att organiska föroreningar som inte är vattenlösliga läcker ut från slaggruskonstruktionen är högst troligen mycket låga. Som framgår av Tabell 4 är värden för halter av PAH i det aktuella slaggruset flera storleksordningar lägre än riktvärden som har beräknats för liknande konstruktioner (Avfall Sverige, 2007). De ur ett miljöperspektiv mest angelägna, dioxiner och furaner, får mot bakgrunden av resultat från tidigare utförda screeninganalyser antas vara mycket låga.

3 Miljömål, Miljökvalitetsnormer och Föreskrifter

Riksdagen har beslutat om 16 nationella miljökvalitetsmål. Målen syftar till att främja människors hälsa, värna den biologiska mångfalden, bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga, trygga en god hushållning av naturresurser samt ta tillvara natur- och kulturmiljön. De nationella miljökvalitetsmålen är regionalt och kommunalt anpassade.

Lokala miljökvalitetsmål för Upplands-Bro kommun

Avfallsanläggningen Högbytorp är belägen i Upplands-Bro kommun. Kommunen är en ekokommun vilket visar på ett tydligt miljöengagemang och arbete med strategiska miljöfrågor sker utifrån kommunens miljöplan. I Upplands-Bro kommuns miljöplan för åren 2010-2030 anges de lokala miljömålen som har sin grund i de nationella och regionala miljömålen. I miljöplanen har tre miljömålsområden identifierats:

- Effektivare användning av energi och transporter
- Giftfria och resurssnåla kretslopp
- Hushållning med mark, vatten och bebyggd miljö

Olika verksamheter påverkar olika miljömål och en analys har gjorts av vilka miljökvalitetsmål som bedöms vara relevanta för anläggandet av en väg med slaggrus. I detta fall bedöms målområdena *giftfria och resurssnåla kretslopp* samt *hushållning med mark, vatten och god bebyggd miljö* vara mest relevanta.

Även i den kommunala avfallsplanen finns inriktningsmål för att ta vara på avfallet som resurs (inriktningsmål 2). Genom materialåtervinning minskar uttaget av mängden jungfruligt material som behöver användas.

Nationella och regionala miljökvalitetsmål

De miljökvalitetsmål som är mest relevanta för detta projekt redovisas i kapitel 7.

3.1 BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR EMISSIONER TILL VATTEN

Miljökvalitetsnormer (MKN) är lagstadgade gränsvärden för att säkerställa att människors hälsa och miljö inte påverkas negativt. Miljökvalitetsnormer för vattenförekomster används för att ange krav på vattnets kvalitet och omfattar alla typer av ytvatten (sjöar, vattendrag och kustvatten) och grundvatten.

För ytvattenförekomster ställs krav på ekologisk status (god eller hög) och kemisk status (god) medan det för grundvattenförekomster ställs krav på kemisk och kvantitativ status. Det grundläggande målet var att alla våra vatten skulle uppnå minst god status till år 2015 eller utföra åtgärder för att kunna nå god status år 2021 eller senast 2027. Samtidigt får inte utsläpp från en verksamhet, i detta fall anläggning av en väg med slaggrus i konstruktionen, försämra vattenkvaliteten i någon vattenförekomst. För eventuella utsläpp som kan påverka ytvatten- och grundvattenförekomster gäller följande:

- Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön

- SGU-FS 2013:2, Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om miljö kvalitetsnormer och statusklassificering för grundvatten
- HVMFS 2013:19 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten

Beroende på var en väg med slaggrus i konstruktionen anläggs kan olika vattenförekomster i ett avrinningsområde påverkas. Högbytorps avfallsanläggning är beläget inom Sätträbäckens övre avrinningsområde och område 3 där vägen anläggs avrinner till Sätträbäcken. Sätträbäcken sammanflödar med Önstabäcken och så småningom med Brobäcken som slutligen mynnar ut i Broviken (Mälaren, Görvåln) cirka 6 km söder om anläggningen.

Gränsvärdet för kemisk ytvattenstatus som årsmedelvärden är 2 µg/l naftalen som och 0,00017 µg/l benso[a]pyren. I föreskriften omnämns även att benso[a]pyren kan ses som en markör för övriga PAH vid klassificering av kemisk status. För grundvatten finns inget riktvärde uppsatt för naftalen men ett riktvärde finns på 10 ng/l benso(a)pyren och ett summa parameter för PAH 4 på 100 ng/l. Utöver de ämnen som har uppsatta miljö kvalitetsnormer kan det finnas ämnen som förekommer i utsläpp från konstruktionen. Detta rör främst lösliga salter och vissa metaller och behandlas närmare i avsnitt 2.2). Gränsvärden för att uppfylla miljö kvalitetsnormer redovisas i Tabell 5 nedan (status maj 2017).

Tabell 5. Riktvärden för grundvatten och gränsvärden för kemisk ytvattenstatus.

Ämne	Riktvärde grundvatten, SGU-FS 2013:2	Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus eller bedömningsgränser, HVMFS 2013:19	
		Årsmedelvärde God Status Inlandsvatten	Maximal tillåten koncentration
Antimon	-	-	-
Arsenik	10 µg/l	0,5 µg/l	7,9 µg/l
Bly	10 µg/l	1,2 – 1,3 µg/l	14 µg/l
Kadmium	5 µg/l	0,08 - 0,25 µg/l	0,45-1,5 µg/l
Kobolt	-*	-	-
Koppar	-*	0,5 µg/l	-
Krom tot	-*	3,4 µg/l	-
Kvicksilver	1 µg/l	-	0,07 µg/l
Molybden	-	-	-
Nickel	-*	4 - 8,6 µg/l	34 µg/l
Vanadin	-*	-	-
Zink	-*	5,5 µg/l	-
Benso(a)pyren	10 ng/l	0,00017 µg/l	0,27 - 0,027 µg/l
Naftalen	-	2 µg/l	130 µg/l
PAH L	-	-	-
PAH M	-	-	-
PAH H	-	-	-
Summa 4 PAH:er	100 ng/l	-	-
Klorid	100 mg/l	-	-
Sulfat	100 mg/l	-	-
Nitrat	50 mg/l	-	-
Ammonium	1,5 mg/l	-	-

-riktvärde saknas

*referensvärde finns men inte riktvärde

**beror på vattnets hårdhetsklass

Inte alla ämnen som kan förekomma i utsläpp från konstruktionen har gränsvärden i form av haltgränser som miljö kvalitetsnormerna. Dessutom kan, beroende på utsläpp, recipienten, dess status och övrig belastning ofta

en viss utspädning tillgodoräknas för att vissa miljö kvalitetsnormer inte påverkas negativt av konstruktionens potentiella utsläpp. Detta har gjorts för beräkning av riktvärden för återvinning av slaggrus i asfälttäckta konstruktioner enligt nedan (van Praagh och Johansson, 2017). Riktvärden har beräknats så att i förekommande fall miljö kvalitetsnormer i recipient inte överskrids. Bland annat följande förutsättningar har antagits för de beräknade riktvärdena:

- 10 m bred konstruktion
- utan genomsläppliga slänter
- 10 meters avstånd till skyddad grundvatten
- grundvattnet är 5 m djupt
- Ytvattenrecipienten har ett årsflöde om 1 Mm³.

I tabellen nedan redovisas riktvärdena för utsläpp till grund- respektive ytvatten i för vatten som lakar från slaggruset, under förutsättning att ovanstående antaganden uppfylls eller är i underkant.

Tabell 6. Riktvärden för halter i lakvätska för skydd av grund- och ytvatten, 10 m bred väg och inga slänter i dagen (van Praagh och Johansson, 2017). Halter i mg/l.

Ämne	Riktvärde grundvatten	Riktvärde ytvatten
Antimon	2	80
Arsenik	1	900
Bly	1	9000
Kadmium	0,5	40
Kobolt	1	600
Koppar	10	6000
Krom tot	5,1	4500
Kviksilver	0,1	15
Molybden	7,2	240
Nickel	2,1	3000
Vanadin	6,2	5000
Zink	20	24000
Benzo(a)pyren	0,01	110
Naftalen	2	59
PAH L	2,1	110
PAH M	0,41	71
PAH H	0,01	92

Tabell 7. Antagna miljö kriterier, utspädningsfaktorer och riktvärden för lösliga ämnen i beslutsstödet för återvinning av slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) i typfallskonstruktion med dränering/tät botten (GV=för grundvatten, YV=för ytvatten).

	Miljö kriterier		Utspädning enligt beslutsstöd		Justerat riktvärde	
	GV	YV	GV	YV	GV	YV
Enhet	mg/l	mg/l	-	-	mg/l	mg/l
F	1,5	0,2	inte relevant	287	-	57
Cl	100	100	inte relevant	287	-	15 000*
SO ₄	100	100	inte relevant	287	-	17 000*

*tidigare gränsvärde för avfall till deponi för farligt avfall 34 § NFS 2004:10

3.2 BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR EMISSIONER TILL MARK

När vägen en gång avlägsnas bör inte ämnen som lakats ut från slaggruset orsaka en begränsning av områdets användning. Området kommer att vara ett verksamhetsområde även framöver. Således bedöms de generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning (MKM) ge ett tillräckligt skydd för markmiljön vid destruktions av vägen.

Bakgrundshalten antas motsvara vad som antagits för beräkning av riktvärdena i van Praagh och Johansson, 2017.

I tabellen nedan redovisas antagna bakgrundshalter och riktvärden avseende halter i lakvatten från slaggrus för att en skyddsnivå motsvarande MKM ska kunna uppnås i slutet av konstruktionens livslängd (maximalt 64 år). Observera att riktvärdena bara avser påverkan på mark och att påverkan på grund- och ytvatten kan innebära lägre riktvärden.

Tabell 8. Beräknade riktvärden i lakvatten för skydd av markmiljö (skyddsnivå MKM) under 64 års drift samt antagna bakgrundshalter i jord (van Praagh och Johansson, 2017).

Ämne	Antagen bakgrundshalt	Riktvärde för att säkerställa MKM	Riktvärde för att säkerställa KM
	mg/kg	mg/l	mg/l
Antimon	0,3	1,2	0,46
Arsenik	10	0,59	0*
Bly	15	15	1,4
Kadmium	0,2	0,58	0,012
Kobolt	10	0,98	0,2
Koppar	30	6,6	2
Krom	30	4,7	2
Kviksilver	0,1	0,094	0,0059
Molybden	1	3,9	1,5
Nickel	25	3,7	0,59
Vanadin	40	6,3	2,3
Zink	70	17	7
Bens(a)pyren	0	0,047	0,0031
Naftalen	0	0,31	0,12
PAH-L	0	0,59	0,12
PAH-M	0	0,78	0,12
PAH-H	0	0,39	0,039

*inget får tillföras

4 Lokalisering

4.1 PLANFÖRHÅLLANDEN OCH SKYDDSVÄRDEN

Området ligger i Upplands-Bro kommun utanför detaljplanen. Inom och nära verksamhetsområdet har skyddsvärden respektive avstånd till skyddsvärden identifierats och redovisas i nedanstående tabellen.

Tabell 9. Skyddsvärden vid konstruktionen och minsta avstånd.

<i>Egenskap</i>	<i>Avstånd (km)</i>	<i>Kommentar</i>
Närliggande bostäder	0,75	Enstaka bostad
Närliggande verksamheter	I direkt anslutning	Däckverkstad
Natura 2000	4-5	Stora och Lilla Ullfjärden samt Broviken
Nationalpark, naturreservat	0,5-1	Kristersberg, Önsta och Stormossen
Riksintressen för rörligt friluftsliv	2,5-5	Mälaren med öar och strandområden i Stockholms län samt Ekoln
Riksintressen för kulturmiljövård	3	Låss, Håtuna – Håbo – Tibble och Bro
Riksintressen för Naturvård	4	Rösaringsåsen
Riksintresse för väg och järnväg	1,5-4	E 18 och Mälarbanan

4.2 FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR SPRIDNING AV FÖRORENINGAR

I tabellen nedan redovisas de geologiska och geohydrologiska egenskaper för anläggningens plats.

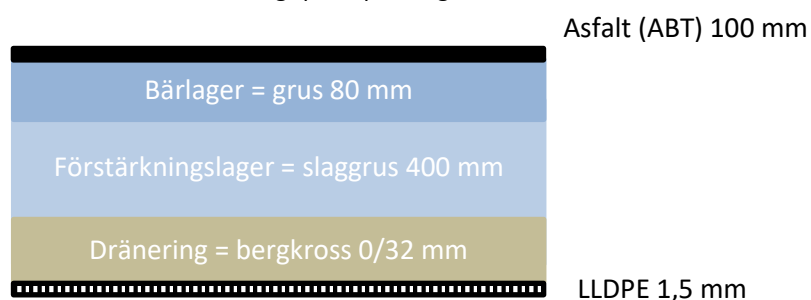
Tabell 10. Geologiska och geohydrologiska egenskaper för anläggningens plats.

<i>Egenskap</i>	<i>Enhet</i>	<i>Värde</i>	<i>Kommentar</i>
Jordart	-	Lera och moräntäckta höjder	Lägst liggande partierna utgörs av lertäckta områden. Dessa omgärdas av berg och moräntäckta höjder.
Avstånd till grundvatten horisontellt	m	8	mindre utspädning
Avstånd till grundvatten vertikalt	m	0,4	minskar risk
Djup akvifer	m	>5	antagande
Porositet jordlager	-	0,25-0,75	Generellt värde för lera
Grundvattenbildning	mm/år	190	minskar utläckage
Genomsläpplighet jord	m/s	$1 \cdot 10^{-9}$ m/s, $1 \cdot 10^{-5}$ - $1 \cdot 10^{-7}$ m/s	Genomsläpplighet för lera respektive för moränkullar.
Minsta utspädning 1	-	34 ¹⁾	Lakvatten-grundvatten
Flöde ytvatten	Mm ³ /år	5 045	Recipienten Mälarens flöde
Minsta utspädning 2	-	>>1500	Lakvatten-ytvatten

1) lägre genomsläpplighet påverkar utspädningen negativt i den underliggande riskbedömningsmodellen i van Praagh och Johansson, 2017 (dvs. den minskar), högre porositet påverkar den positivt. Här antas att den motsvarar antaganden i riskbedömningen

5 Konstruktionens utformning och anläggning

Väggkonstruktionens är utformat enligt principen i figuren nedan.



Figur 1. Tvärsnitt genom vägens konstruktion och lagerföljd.

Det spelar mindre roll för miljöriskerna som konstruktionen kan utgöra när den väl är på plats hur över- eller underbyggnaden av slaggruset utförs så länge följande säkerställs:

- Asfalttäckningen är tillräcklig.
- Inga andra avfall med liknande egenskaper och potentiellt miljöstörande ämnen använts i konstruktionen.
- Det finns ett skyddsskikt under slaggruslagret, alternativt att det översta jordlagret under slaggruslagret (ca 5 cm) tas bort i och med att konstruktionen destrueras.

Den aktuella konstruktionen av huvudalternativet uppfyller således samma funktion som konstruktionen i ett av typfallen i beslutsstödet för återvinning av slaggrus i asfalttäckta konstruktioner som visas i figur 2. nedan (Van Praagh och Johansson, 2017). En uppenbar skillnad är att det finns både en dränering och ett skyddslager i form av en impermeabel duk, som bägge får funktionen att minimera eller eliminera att eventuellt dräneringsvatten kan läcka till grundvattnet.

Vägen i det aktuella fallet är 4 m bred eftersom bara hälften av vägen är utformat som beskrivs ovan. I fullskala skulle dock vägen vara 8 m bred och således ligger detta antagande till grund för beskrivningen av potentiella miljökonsekvenser.



Figur 2. Tvärsnitt genom huvudtypfallets konstruktion och lagerföljd (Avfall Sverige 2017).

Vägen är 8 meter bred. Detta är 2 meter mindre än antaget i riskbedömningen som ligger till grund för riktvärden i beslutsstödet (van Praagh och Johansson, 2017).

Vägen med slaggrus har en längd på 56 m. Detta är betydligt kortare än de 1000 m som antagits för riskbedömningen i Avfall Sverige 2017. Även den totala mängden slaggrus i konstruktionen är således betydligt mindre än antaget för beräkning av riktvärden i van Praagh och Johansson, 2017.

6 Alternativa utformningar

För att kunna bedöma miljökonsekvenser av anläggning, drift och destruktion av slaggruskonstruktionen måste, förutom bedömningsgrunder såsom miljökvalitetsnormer och riktvärden, alternativ redovisas för att kunna jämföra hur en annan utformning eller lokalisering av konstruktionen påverkar effekter och konsekvenser på miljön. I slutändan används denna information för att säkerställa att det inte finns väsentligt för människans hälsa och miljön gynnsammare och således lämpligare alternativ att uppnå samma syfte med projektet.

6.1 NOLLALTERNATIV

Nollalternativet för projektet är fallet att vägen inte byggs och den befintliga väg bibehålls. I förekommande fall skulle slaggruset kräva annat omhändertagande. I dagsläget är den huvudsakliga avsättningen återvinning i anläggningsarbeten under eller ovan tätskikt för deponier för icke-farligt eller för farligt avfall. Eftersom antalet deponier som sluttäcks kommer att minska de kommande åren är bortskaffning genom deponering det mest sannolika omhändertagande för slaggruset på lång sikt. Vid deponering av slaggrus uppstår följande miljöpåverkan:

- **Transport av materialet till godkänd mottagningsanläggning**

Detta antas vara samma plats i föreliggande fall (Högbytorp).

- **Mellanlagring (eventuellt) som kräver ytor**

Mellanlagring antas vara samma som för huvudalternativet, då en karbonatisering genom lagring är önskvärt eller ett krav oavsett om slaggruset återvinns eller deponeras.

- **Anläggande av deponi**

Varje m³ deponerat avfall ger upphov till landskapsanpassning (eventuell sprängning), anläggande av tätskikt och eventuellt konstgjord geologisk barriär, grundvattensänkning, dränering, slänter, tillfartsvägar, våg, brunnar, pumpar etc. Miljöpåverkan av dessa aktiviteter måste slås ut över allt deponerat avfall. Det måste avgöras från fall till fall om väsentlig andel av miljöpåverkan kan härledas till deponering av slaggruset. Utgör slaggruset i det aktuella fallet enbart en bråkdel av det årliga deponerade avfallet kan man bortse ifrån miljöpåverkan under denna punkt.

- **Deponering (tippning), utsläpp, buller, damning och upptagande av ytor**

Förutom en möjligtvis intensivare kompaktering (flera överfarter) bör hanteringen inte skilja sig nämnvärt från huvudalternativet (istället för att tippa det på deponin tippas det på huvudalternativets plats).

- **Produktion av lakvatten som måste behandlas (utsatt för nederbörd längre tid)**

Det är sannolikt att under tiden slaggruset inte ligger under sluttäckning produceras en lika stor eller större volym lakvatten än dräneringsvatten från den asfalterade vägytan i huvudalternativet. För enkelhetens skull antas att 30% av nederbörden (675 mm) ger upphov till lakvatten med förhöjda halter av framförallt lösliga salter och metaller motsvarande resultat från skaktester. Det antas att slaggruset deponeras på en yta motsvarande 189 m² (2x150 ton / 1,6 ton/m³ / 1 m deponeringshöjd). Med angivna antaganden skulle detta resultera i en lakvattenproduktion om 0,675 m³/m² x 189 m² x 30% = ca 38 m³ per år.

- **Behov av sluttäckning (materialförbrukning, transport, buller, damning)**

Hur stor andel av deponitäckningen och således orsakat miljöpåverkan som ska "belasta" deponerat slaggrus är beroende av en rad olika faktorer. Det är sannolikt att det deponeras annat material både ovan och under slaggruset i nollalternativet, men det är beroende av hur mycket material det handlar om. Maximal deponihöjd är dessutom beroende av tekniska förutsättningar på plats såsom geoteknisk stabilitet, avfallets egenskaper och eventuella höjdbegränsningar i tillståndet på grund av landskapsbilden. Om man antar en deponihöjd på 14 meter och en packningsgrad på 1,8 t/m³ för slaggrus kan ca 25 ton deponeras under varje kvadratmeter sluttäckning. Utgår man ifrån att ca minst 2,5 ton material ska tillföras sluttäckningen för varje kvadratmeter (avjämning, tätskikt, dränskikt, skyddsskikt, växtetablering, vatten) blir den specifika materialförbrukningen för sluttäckning av deponerat slaggrus 10 vikt-%.

6.2 SAKALTERNATIVET

Sakalternativet är en konstruktion av vägen i samma dimension och funktion men med "traditionella" material, dvs. bergkross eller grus i förstärkningslagret. Vägen konstrueras på samma sätt med undantaget för materialvalet för förstärkningslagret och tätning i botten. Detta sakalternativ kallas Sak 1 för att kunna särskilja det från övriga sakalternativ. Följande miljöpåverkan väntas kunna skilja sig från huvudalternativet: De miljöpåverkan som förväntas skilja sig på ett betydande sätt från huvudalternativet har markerats med fet stil.

- **Resurshushållning (användning av en äntlig resurs¹)**

¹ Observera att miljöpåverkan av produktion, utläggning och destruktion av dräneringsmaterial och LLPE-duk i huvudalternativet undantas från en jämförelse, då dessa under normala omständigheter inte ska behövas.

- **Påverkan vid produktion av materialet (landskapsbild, grundvattensänkning, dräneringsvatten, sprängning, fossila bränslen för maskiner, interna transporter)**

Påverkan på landskapsbild, sprängning etc är samma som i nollalternativet då bergkrossen härstammar från verksamhetsområdet där deponering ska bedrivas och berg måste sprängas bort. Skillnad mot nollalternativet finns möjligtvis i att materialet inte hade behövts krossas lika mycket utan bara så långt så att det går att forsla bort eller återvinnas på annat sätt.

- **Transport av materialet**

Obefintlig skillnad mot huvudalternativet, se ovan.

- **Bearbetning av material vid utläggning**

Samma som huvudalternativet.

- **Damning vid utläggning och destruktion**

Damning har inte mätts vid utläggning (inte heller vid huvudalternativet). Subjektivt upplevdes dammbildning som lika eller till och med större från krossmaterialet. En anledning kan vara att slaggruset befuktades innan utläggning, men inte bergkrossen.

- **Utlakning under konstruktionen och driften**

Även bergkross kan ge upphov till salter och metaller som lämnar konstruktionen med dräneringsvatten.

- **Destruktion av konstruktionen och återanvändning av materialet**

Likt slaggrus måste bergkross tas omhand när konstruktionen har uppnått sin livslängd. Liksom i huvudalternativet görs ett antagande att vägen används i 25 år innan den tas bort. Det är högst sannolikt att bergkross kan återanvändas eller återvinnas, till exempel som fyllnadsmaterial eller för att återigen anlägga en vägkonstruktion. Om så inte är fallet kan bergkrossen troligen deponeras på en deponi för inert avfall i närheten av uppkomstplatsen. Detta innebär en skillnad mot huvudalternativet då en deponering av slaggrus skulle kräva en deponi för icke-farligt avfall enligt dagens mottagningskriterier.

I det aktuella fallet har flera än ett sakalternativ konstruerats. Konstruktionen motsvarar den som redovisas i

Figur 1 med undantag för materialval för förstärkningslagret och om det har byggts obundet eller bundet med cement. Sakalternativen redovisas i tabellen nedan. Observera att enbart huvudalternativet och sakalternativ 1 redovisas i denna miljöbedömning då dessa fall anses vara de mest realistiska och relevanta för vägkonstruktion.

Tabell 11. Sakalternativ för utformning av förstärkningslagret.

Alternativ	Sakalternativ 1	Huvudalternativ	Sakalternativ 2	Sakalternativ 3	Sakalternativ 4	Sakalternativ 5
Materialval	Bergkross	Normaldrift slaggrus	Tvättat slaggrus	Bergkross	Normaldrift slaggrus	Tvättat slaggrus
Konstruktion	obundet	obundet	obundet	bundet	bundet	bundet
Bindemedel	-	-	-	cement	cement	cement

6.3 PLATSALTERNATIVET

Vägens placering är vald utifrån följande kriterier:

- Uppfylla önskad funktion (transportbehovet, bredd, bärighet)
- Området behöver inte tas i anspråk av andra verksamhetsdelar de kommande 25 åren
- Närhet till lakvatteninsamlingssystem

En alternativ placering långt ifrån den valda är inte möjligt då vägen inte skulle kunna uppfylla sin funktion. Platsalternativet anses inte vara relevant att redovisa.

7 Påverkan på miljökvalitetsnormer

I detta fall bedöms miljökvalitetsmålen Giftfri miljö, God bebyggd miljö, Begränsad klimatpåverkan, bara naturlig försurning och Grundvatten av god kvalitet som mest relevanta. Indirekt kan även Levande sjöar och vattendrag vara av intresse.

I Naturvårdsverkets handbok för Avfall i anläggningsändamål (2010:01) nämns den konflikt som finns mellan miljökvalitetsmålen Giftfri Miljö och God bebyggd miljö där resursanvändningen är avgörande. Detta är på samma vis tillämpningsbart för slaggrus i vägkonstruktioner.

Ofta blir miljökvalitetsmålet Giftfri miljö styrande vilket ställs mot miljökvalitetsmålet God bebyggd miljö där krav finns för hushållandet av naturresurser och att hantera avfall på rätt sätt och där istället avfallsåtervinningen är styrande. Med hushållning av naturresurser avses den miljöpåverkan som skulle komma från utvinning av berg och naturgrus som skulle behöva göras istället för att använda slaggrus i konstruktionen.

Det finns även en avvägning mellan miljökvalitetsmålen Giftfri miljö och begränsad klimatpåverkan när det gäller efterbehandling för ett område. Växthusgasutsläpp vid efterbehandling kommer främst från transporterna av fyllnadsmassor. En avvägning kan då göras mellan dessa miljösmål genom att riktvärden för KM och MKM får överskridas för att på sikt minimera växthusgasutsläpp.

I Tabell 12 har miljökvalitetsmålen påverkan utvärderats för projektets nollalternativ respektive slaggrus i konstruktionen som förstärkningslager. Skulle slaggruset inte användas i konstruktionen skulle detta kräva ett annat omhändertagande. Ett nollalternativ skulle även innebära att ett annat material används som förstärkningslager vilket påverkar miljösmål som resurshushållning (användning av en ändlig resurs).

Tabell 12. Utvärdering och analys av förväntad påverkan på miljökvalitetsmål för olika alternativ.

- 0 = Miljökvalitet påverkas ej
- + = Miljökvalitet kan påverkas positivt
- = Miljökvalitet kan påverkas negativt

Miljö-kvalitets-mål	Noll-alternativ	Sak-alternativ (annat material)	Huvud-alternativ (Slaggrus som förstärkningslager)	Kommentar
Giftfri miljö	0	0	-	Även om en konstruktion med slaggrus innebär att högre halter av föroreningar tillförs konstruktionsplatsen kommer den inte att väsentligt påverka miljön så länge riktvärden för slaggrus enligt Avfalls Sveriges beslutsstöd (rapport 2017:04) inte överskrids.
God bebyggd miljö	-	0	+	Genom att hushålla med resurser och använda slaggrus i konstruktionen behöver ej användning ske av ändliga resurser såsom bergkross. Ökad deponering påverkar målet negativt.
Begränsad klimatpåverkan	0	0	0	Förstärkningslager finns i närområdet (Högbytorp) både i form av slaggrus och av annat material. Transporten skulle i detta fall bli den samma. Även deponin finns i närområdet, så att effekter för nollalternativet förbli samma.
Bara naturlig försurning	0	0	0	
Grundvatten av god kvalitet	0	0	0	Samma område
Samlad bedömning av påverkan på miljösmål	-	0	0	

8 Innehåll av föroreningar i slaggrus

I tabellen nedan jämförs resultat från totalhaltsanalyser i aktuellt slaggrus med riktvärden enligt beslutsstödet 2017:04 (van Praagh och Johansson, 2017).

Tabell 13. Riktvärden (totalhalter) enligt Avfall Sveriges beslutsstöd (2017:04) för en 10 m bred väg utan slänter och uppmätta totalhalter i det aktuella slaggruset (som median, N=4).

Ämne	Riktvärden (mg/kg)	Totalhalter i slaggrus (mg/kg, median)
Antimon	3000	130
Arsenik	150	28
Bly	750	1000
Kadmium	43	4,9
Kobolt	740	80
Koppar	2500 ¹	2500
Krom tot	10 000 ⁵	430
Kvicksilver	49	<0,046
Molybden	5400	<21
Nickel	1000 ⁴	170
Vanadin	4700	45
Zink	50 000	7350
Benso(a)pyren	15	0,005
Naftalen	2500 ⁶	0,048
PAH L	2500 ⁶	0,06
PAH M	1000 ⁶	0,09
PAH H	100 ⁶	<0,11

*Riktvärdet baseras på det hälsobaserade riktvärdet. Detta ger ett obetydligt tillskott till marken intill vägen; ¹ojusterat riktvärde är 50 000 mg/kg; ²ojusterat riktvärde är 33 000 mg/kg; ³ojusterat riktvärde är 22 000 mg/kg; ⁴gäller "lättlösligt", ojusterat riktvärde är 4800 mg/kg; ⁵ojusterade riktvärden för Krom total 50 000; ⁶justerat, se bilaga 1 i i beslutsstöd (van Praagh och Johansson, 2017)

Enligt Naturvårdsverkets riskbedömningsmodell måste bidrag av föroreningar från enskilda källor korrigeras för bidrag från andra källor. För bly, kadmium och kvicksilver räknas med en faktor på 0,8 från andra källor, för de övriga på 0,5. Således blir de för exponering via andra källor justerade riktvärdena för bly, kadmium och kvicksilver förhållandevis lägre. Om riktvärdet för bly inte justeras för exponering via andra källor är riktvärdet för ovanstående fall 3700 mg/kg. Som framgår av tabellen ovan är alla redovisade medianhalter lägre än riktvärdena i Avfall Sveriges beslutsstöd (fall 10 m bred väg utan slänter med slaggrus, 1 km lång), förutom bly (1000 mg/kg gentemot 705 mg/kg). Således måste en riskbedömning med avseende på bly göras, alternativt särskilda skyddsåtgärder vidtas (se avsnitt 12). Dock är vägen både smalare och kortare än utformningen i fallet i beslutsstödet, vilket minskar risken.

9 Emissioner till vatten

I det aktuella fallet samlas eventuellt uppkommande dräneringsvatten och tillförs lakvattensystemet på deponin. Ingen recipient belastas direkt utan bara indirekt i och med att dräneringsvattnet eventuellt bidrar till energi- och resursförbrukning för lakvattenbehandlingen. Det kan inte 100% uteslutas att dräneringsvatten innehåller ämnen som inte finns eller finns i högre halter än i lakvatten, men det bedöms som osannolikt att detta skulle ha en mätbar påverkan på lakvattnet med tanke på de stora mängderna och stora variationen av avfall som har deponerats på deponiområdet.

Emissioner (halter och utsläpp) och eventuell påverkan på halter i recipienterna (yt- och grundvatten) för de olika sakalternativen beskrivs i tabellerna nedan. Observera att alla vatten har passerat genom lysimetrarna som är

fyllda med tvättat 8/16 mm bergkross, oavsett material i förstärkningslagret. Det kan inte uteslutas att materialet påverkar halter i utgående vatten på grund av eventuella fastläggningsmekanismer eller påverkan på pH, jonstyrkan mm.

Eftersom ett visst läckage till grundvatten inte kan uteslutas antas både för utsläpp till grundvatten och till ytvatten att allt producerat dräneringsvatten når respektive recipient (worst-case scenario).

Tabell 14. Årliga emissioner till grundvatten för huvudalternativ och sakalternativ med avseende på föroreningar och jämfört med rikt- eller gränsvärden (tomma fält = inte analyserat, observera att rikt- eller gränsvärden gäller i recipienten, efter utspädning).

<i>Parameter</i>	<i>Utsläpp från huvudalternativet för konstruktionen till grundvatten¹⁾</i>		<i>Utsläpp från sakalternativet för konstruktionen till grundvatten¹⁾</i>		<i>Riktvärde grundvatten, SGU-FS 2013:2</i>	<i>Riktvärde (van Praagh och Johansson, 2017)³⁾</i>
	Halt ²⁾	Mängd ³⁾	Halt ²⁾	Mängd ³⁾	Halt	Porvattenhalt eller C ₀ vid L/S 0,1
<i>Enhet</i>	mg/l	g/år	mg/l	g/år	mg/l	mg/l
<i>Antimon</i>	0,02	0,020	0,021	0,027	-	2
<i>Arsenik</i>	0,019	0,019	0,0093	0,012	0,01	1
<i>Bly</i>	0,0019	0,002	0,00084	0,001	0,01	1
<i>Kadmium</i>	0,013	0,013	0,00066	0,001	0,005	0,5
<i>Kobolt</i>					-	1
<i>Koppar</i>	0,13	0,132	0,055	0,072	-	10
<i>Krom tot</i>	0,24	0,243	0,076	0,099	-	5,1
<i>Kvicksilver</i>	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,001	0,1
<i>Molybden</i>	1,2	1,2	0,29	0,38	-	7,2
<i>Nickel</i>	0,066	0,067	0,035	0,046	-	2,1
<i>Vanadin</i>					-	6,2
<i>Zink</i>	0,39	0,395	0,066	0,086	-	20
<i>Benzo(a)pyren</i>					0,000010	0,01
<i>Naftalen</i>					-	2
<i>PAH L</i>					-	2,1
<i>PAH M</i>					-	0,41
<i>PAH H</i>					-	0,01
<i>Fluorid</i>	1,7	1,72	1,7	2,22	-	57
<i>Klorid</i>	8300	8401	860	1121	100	15 000*
<i>Sulfat</i>	2200	2227	1200	1564	100	17 000*
<i>Barium</i>	0,26	0,26	0,13	0,17	-	
<i>Selen</i>	0,033	0,033	0,033	0,043	-	
<i>DOC</i>	53	53,6	69	89,9	-	

1) Värden baseras på maximalvärden från 4 analyser på insamlat dräneringsvatten under vägen; mängdberäkningen baseras på volymmätning av insamlat vatten i relation till nederbörd under mätperioden uppräknat till 1 år

2) Max-värdet anges (N=4)

3) Flödet har mätts i fält med lysimetrar under vägen. För huvudalternativet uppmättes 1,4 liter/(m² år) och för sakalternativet uppmättes 1,1 liter/(m² år). Årlig utlakad mängd har beräknat utifrån koncentration i vattnet och flödet per år för en väg som är 8 m bred och 100 m lång.

Tabell 15. Årliga emissioner till ytvatten för huvudalternativ och sakalternativ med avseende på föroreningar och jämfört med bakgrundshalter och rikt- eller gränsvärden (tomma fält = inte analyserat, observera att rikt- eller gränsvärden gäller i recipienten, efter utspädning).

Parameter	Utsläpp från huvudalternativet för konstruktionen till ytvatten ¹⁾		Utsläpp från sakalternativet för konstruktionen till ytvatten ¹⁾		Gränsvärde MKN för ytvatten	Riktvärde (van Praagh och Johansson, 2017) ³⁾
	Halt ²⁾	Mängd ³⁾	Halt ²⁾	Mängd ³⁾	MKN-AA (årsmedelvärde) mg/l	Porvattenhalt eller C ₀ vid L/S 0,1 mg/l
Enhet	mg/l	g/år	mg/l	g/år		
Antimon	0,02	0,020	0,021	0,027	-	2
Arsenik	0,019	0,019	0,0093	0,012	0,0005	1
Bly	0,0019	0,002	0,00084	0,001	0,0012- 0,0013	1
Kadmium	0,013	0,013	0,00066	0,001	0,00008-0,00025	0,5
Kobolt					-	1
Koppar	0,13	0,132	0,055	0,072	0,0005	10
Krom tot	0,24	0,243	0,076	0,099	0,0034	5,1
Kvicksilver	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,00000007	0,1
Molybden	1,2	1,2	0,29	0,38	-	7,2
Nickel	0,066	0,067	0,035	0,046	0,004 - 0,0086	2,1
Vanadin					-	6,2
Zink	0,39	0,395	0,066	0,086	0,0055	20
Benso(a)pyren					0,00000017	0,01
Naftalen					0,002	2
PAH L					-	2,1
PAH M					-	0,41
PAH H					-	0,01
Fluorid	1,7	1,72	1,7	2,22	-	57
Klorid	8300	8401	860	1121	-	15 000*
Sulfat	2200	2227	1200	1564	-	17 000*
Barium	0,26	0,26	0,13	0,17	-	-
Selen	0,033	0,033	0,033	0,043	-	-
DOC	53	53,6	69	89,9	-	-

1) Värden baseras på maximalvärden från 4 analyser på insamlat dräneringsvatten under vägen; mängdberäkningen baseras på volymmätning av insamlat vatten i relation till nederbörd under mätperioden uppräknat till 1 år

2) Max-värdet anges (N=4)

3) Flödet har mätts i fält med lysimetrar under vägen. För huvudalternativet uppmättes 1,4 liter/(m² år) och för sakalternativet uppmättes 1,1 liter/(m² år). Årlig utlakad mängd har beräknat utifrån koncentration i vattnet och flödet per år för en väg som är 8 m bred och 100 m lång.

För nollalternativet måste ett fiktivt bidrag från slaggruset till insamlade lakvattenvolymer och föroreningsmängder beräknas. Mängden slaggrus är försvinnande liten jämfört med de årliga deponeringsmängderna och en påverkan på halter i obehandlat lakvatten skulle troligen inte kunna påvisas. Istället beräknas föroreningsmängderna till lakvattenbehandlingen i mark-växsystem (skogsområde och sedan grundvatten) med hjälp av en antagen lakvattenvolym (se avsnitt 6) enligt tabellen nedan.

Utsläpp till grundvatten antas vara obetydligt i och med deponins dränering, bottentätning och geologisk barriär.

Tabell 16. Årliga emissioner till mark-växsystem för nollalternativet baserat på utsläppshalter 2016 (Miljörapport Högbytorp) tillåtna föroreningshalter i utgående lakvatten, jämfört med bakgrundshalter och rikt- eller gränsvärden.

Parameter	Utsläpp till mark-växsystemet¹⁾		Rikt- eller gränsvärde för grundvatten, SGU 2013:2⁴⁾
	Halt ²⁾	Mängd ³⁾	Medelhalt
<i>Enhet</i>	mg/l	g/år	mg/l
<i>Arsenik</i>	0,008	0,304	0,010
<i>Bly</i>	0,001	0,038	0,010
<i>Kadmium</i>	0,0001	0,0038	0,005
<i>Koppar</i>	0,01	0,38	-
<i>Krom</i>	0,02	0,76	-
<i>Kvicksilver</i>	<0,0001	0,0038	0,001
<i>Nickel</i>	0,044	1,672	-
<i>Zink</i>	0,03	1,14	-

1) Värden baseras på en fiktiv volym för slaggrus i dagen (38 m³ lakvatten från slaggrus, se brödtext)

2) Utsläppshalter år 2016, Miljörapport Högbytorp

3) se 1)

4) Här anges miljö kvalitetsnormer för grundvatten, även om behandlingssteget (mark-växsystem) har påverkan på slutliga halter till grundvatten (de kan vara ännu lägre än redovisat i andra kolumnen)

9.1 EFFEKTER OCH KONSEKVENSER AV EMISSIONER TILL VATTEN

Skillnader i konsekvenser av emissioner till vatten för olika alternativ redovisas i tabellen nedan med nollalternativet som utgångspunkt. Eftersom det är samma recipient som berörs oavsett konstruktionsalternativ görs bedömningen enbart baserad på maxhalter av analyserade ämnen och om och hur mycket uppmätta halter underskrider eventuella miljö kvalitetsnormer. Utsläppta mängder beaktas ej i bedömningen då uppmätta skillnader i mängderna i huvudsak beror på olika mängder vatten som har samlats in i lysimetrar under de olika alternativen. Eftersom konstruktionerna bör vara lika täta antas att mängderna visar sig vara lika över en längre tidsperiod.

Tabell 17. Skillnader i effekter och konsekvenser av emissioner till vatten för olika alternativ med med avseende på halter och mängder av utsläppta, potentiellt miljöstörande ämnen. : Ingen märkbar (0), bättre/förbättring (+), viss risk för halthöjning/försämring.

Alternativ	Grundvatten		Ytvatten	
	Effekt	Konsekvens	Effekt	Konsekvens
<i>Huvud</i>	-	0	-	0
<i>Noll</i>	0	0	0	0
<i>Sak 1</i>	-	0	-	0
<i>Plats</i>	ej relevant			

Eftersom halter i dräneringsvatten är i samma storleksordning för huvud- och sakalternativ men högre än för utsläpp från det teoretiska nollalternativet (deponin) bedöms effekterna av de första vara lika. Eftersom beräknade riktvärden underskrids i alla fall tydligt och i vissa fall med en eller flera storleksordningar samt att mängderna av utsläppen är i samma storleksordning eller mindre än från nollalternativet bedöms konsekvenserna för vattenmiljön översiktligt vara lika.

10 Emissioner till luft

De emissioner till luft som uppstår är framförallt damning under byggnation. Denna minimeras genom bevattnings samt att minimera tiden med öppen hantering genom att snabbt täcka med slitlager. Även transporter ger upphov till avgaser.

Att använda krossat berg innebär en miljöpåverkan som kan undvikas vid användning av slaggrus som är en befintlig resurs.

10.1 EFFEKTER OCH KONSEKVENSER AV EMISSIONER TILL LUFT

Skillnader i konsekvenser av emissioner till luft för olika alternativ redovisas i tabellen nedan.

Tabell 18. Bedömning av skillnader i effekter och konsekvenser av emissioner till luft för olika alternativ.

Alternativ	Transport		Konstruktion		Luft sammanvägd
	Effekt	Konsekvens	Effekt	Konsekvens	
Huvud	0	0	- ¹⁾	0 ²⁾	0
Noll	0	0	0	0	0
Sak	0	0	? ³⁾	? ³⁾	?
Plats	ej relevant				

1) Troligen högre halter av potentiellt hälsofarliga ämnen i damm från slaggrus än från bergkross

2) Exponering via damm har tagits hänsyn till i beräkningen av riktvärden med antagandet att allmänheten vistas inom exponeringszonen för damm; eftersom detta inte är möjligt/sannolikt bör inga påtagliga negativa konsekvenser uppstå även med förhöjda halter av bly i damm

3) Även anläggningsarbete med bergkross dammar och halter i damm är troligen lägre än i damm från slaggrus, men effekter och konsekvenser kan inte helt uteslutas

11 Emissioner till mark

Efter vägens destruktion bör inte ämnen som lakats ut från slaggruset orsaka en begränsning av områdets användning som väg, parkering, kontor- eller industrimark. Beräkningarna av riktvärden i beslutsstöd för slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) utgår således ifrån att de generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning ska vara uppfyllda vid konstruktionens beräknade maximala livslängd (64 år totalt) och ge ett tillräckligt skydd för markmiljön under vägen (MKM enligt Naturvårdsverkets riskbedömningsmodell, status januari 2016). Undantagna är normalt de översta 5 cm av lagren under slaggruset. Det förutsätts att dessa avlägsnas tillsammans med slaggruset.

Antaganden i riskbedömningen i beslutsstödet motsvarar det aktuella fallet, respektive förutsättningarna är mer gynnsamma i det aktuella fallet: MKM är en acceptabel skyddsnivå på verksamhetsområdet och livslängden är betydligt kortare än 64 år (planerad livslängd är 25 år).

Nollalternativets påverkan utgör en del av den aktuella deponins påverkan på mark. Deponin som kommer i fråga är en deponi för icke-farligt eller för farligt avfall. Kraven på en geologisk barriär, tätning, dränering och insamling av lakvatten under den aktiva deponifasen leder till att läckage till marken är mycket begränsat. Deponin antas dock ha en livslängd som vida överstiger huvudalternativets, och under överskådlig tid kan inte deponins plats användas till någonting annat. Detta är dock en fråga om resurshushållning, snarare än för emissioner till mark.

Tabell 19. Maximal utlakning och beräknade i dräneringsvatten från huvudalternativet och sakalternativet för skydd av markmiljö under konstruktionen, samt det generella riktvärdet för MKM och bakgrundshalter i jord (van Praagh och Johansson, 2017). MKM=mindre känslig mark.

Ämne	Huvudalternativet: <i>C₀</i> , högsta halt i porvatten (mg/l)	Sakalternativet: <i>C₀</i> , högsta halt i porvatten (mg/l)	Riktvärde skyddsnivå MKM (mg/l)	MKM (mg/kg)	Antagen Bakgrundshalt (mg/kg)
Antimon	0,02	0,021	1,2	30	0,3
Arsenik	0,019	0,0093	0,59	25	10
Bly	0,0019	0,00084	15	400	15
Kadmium	0,013	0,00066	0,58	15	0,2
Kobolt	---	---	0,98	35	10
Koppar	0,13	0,055	6,6	200	30
Krom	0,24	0,076	4,7	150	30
Kviksilver	0,0001	0,0001	0,094	2,5	0,1
Molybden	1,2	0,29	3,9	100	1
Nickel	0,066	0,035	3,7	120	25
Vanadin	---	---	6,3	200	40
Zink	0,39	0,066	17	500	70
Bens(a)pyren	<0,04 ^{1) 2)}	<0,04 ^{1), 2)}	0,047	1,2	0
Naftalen	0,478 ¹⁾	<0,2 ^{1), 2)}	0,31	8	0
PAH-L	0,57 ¹⁾	<0,45 ^{1), 2)}	0,59	15	0
PAH-M	0,81 ¹⁾	<0,75 ^{1), 2)}	0,78	20	0
PAH-H	<1,1 ^{1), 2)}	<1,1 ^{1), 2)}	0,39	10	0

¹⁾ beräknad med totalhalter, antaget att allt lakas ur vid L/S 0,1, dvs totalhalt/0,1 i mg/kg

²⁾ alla mätvärden under detektionsgränsen

11.1 EFFEKTER OCH KONSEKVENSER AV EMISSIONER TILL MARK

I tabellen nedan redovisas konsekvenserna för markmiljön för de olika alternativen.

Tabell 20. Skillnader i effekter och konsekvenser av emissioner till mark för olika alternativ med huvudalternativ som referens.

Alternativt	Mark	
	Effekt	Konsekvens
Huvud	0	0
Noll	+	+
Sak	+	0
Plats		ej relevant

Läckage av potentiellt förorenande ämnen är lägre från sakalternativet än från huvudalternativet. Markmiljön från huvudalternativet kommer trots detta inte påverkas så att en framtida användning som väg- eller verksamhetsområde omöjliggörs ur ett miljöriskperspektiv om skyddsnivån "MKM" godtas vid konstruktionens destruktion, efter maximalt 64 år. Nollalternativet antas ha minst påverkan på markmiljö eftersom deponin är försett med botten tätning och geologisk barriär. En användning som bostadsområde som kräver en lägre risknivå är inte möjligt inom eller i närheten av området. Således bedöms konsekvenserna för dessa alternativ lika.

12 Riskbedömning och Platsspecifik bedömning

Materialets egenskaper och halter av potentiellt miljö- och hälsofarliga ämnen, mängden material, tjockleken, läge och geometrin (längsta sidan parallell eller tvär mot vattendrag) samt geohydrologiska förhållanden påverkar risker förknippade med återvinning av slaggrus i anläggningsarbeten.

Parametrar med potentiell påverkan på miljörisker framgår av nedanstående tabell.

Tabell 21. Parametrar som påverkar risker vid återvinning av slaggrus i anläggningsarbete generellt och i för huvudalternativet.

<i>Parameter</i>	<i>Påverkar</i>	<i>Konsekvens</i>	<i>Hänsyn i riskbedömningen i van Praagh och Johansson, 2017</i>	<i>Huvudalternativet</i>
Lagring av slaggrus	Stabilisering och utlakning	Krävs	Förutsätts	Uppfyllt
Kornstorleksfördelning	Kompakterbarhet, hydraulisk konduktivitet, porositet. Risk för att jämnviktskoncentration uppnås	bör beaktas	SGI:s rekommendationer följs	se tekniska beskrivning och resultat från geotekniska tester
Densitet	Mängd föroreningar per meter, porositet, hydraulisk konduktivitet	begränsat i sig	antaget 1,8 t/m ³ är högre än i de flesta fall i fält	Uppfylls, < 1,8 t/m ³
Kappa (K)	Utlakningsförlopp över tid	påverkar riktvärden	har inte beaktats, kan/bör beaktas i specifika fall (se bilaga 7 för mer information)	ej relevant, kontrollprogram
Längd längs ytvatten	Mängd föroreningar till recipient	Måste begränsas	begränsas till 1 km respektive 300 m	Uppfyllt, 105 m
Bredd	Mängd föroreningar per löpmeter	Måste begränsas	begränsas till 10, 20 respektive 100 m	Uppfyllt, 8 m (antas 2 ggr 4 m)
Tjocklek	Mängd föroreningar per meter, risk för att jämnviktskoncentration uppnås	Måste begränsas	begränsat till 0,6 m	Uppfyllt 0,4 m
Slänter med slaggrus	Damning, utlakning	bör begränsas	beaktats i riskbedömningen	inga slänter med slaggrus
Anläggnings- och drifttid	Damning, eventuell utlakning	bör begränsas	begränsat, möjlighet till etappvis anläggning, val av plats (långt från bostäder ed)	Slaggrus befuktades innan utläggning
Livslängd	Drifttid, utlakning	bör begränsas	begränsat till 2x30 år	25 år

De geometriska förutsättningar, anläggnings- och driftstider samt livslängd antas inte skilja sig för sakalternativet. Så länge slaggrus uppfyller mottagningskriterierna för deponering och deponin har ett aktuellt miljötillstånd behöver ingen riskbedömning av slaggrusdeponering göras. Däremot motsvarar lägsta provningsnivån, B, enligt miljöprovningsförordningen (SFS 2013:251) för en deponi för icke-farligt avfall alltid "mer än ringa risk". Det är dock inte enbart slaggruset som utgör hälso- och miljörisker.

Blyhalter i det aktuella fallet är högre än riktvärdet med avseende på totalhalter enligt Avfall Sveriges beslutsstöd (van Praagh och Johansson, 2017). Styrande för dessa riktvärden med avseende på människors hälsa är exponering av barn under konstruktions- och rivningsfasen. På det aktuella området är det uteslutet att barn exponeras på det sättet: Området intill vägen, i beslutsstödet underlag räknas med 20 meter närmast vägen, är inte tillgänglig för allmänheten, och att jorden i anslutning till konstruktionen skulle kunna flyttas och utgöra en sådan risk på en ny plats är uteslutet. Dessutom är vägen både kortare och smalare än fallet i beslutstödet som legat till grund för beräkning av riktvärdena.

Eftersom ovanstående och övriga kriterierna enligt beslutsstödet för användning slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017) är uppfyllda bedöms föreliggande *ringa risk* för återvinning av slaggrus i det aktuella anläggningsarbetet. På grund av lägre total- och utlakningshalter kan en konstruktion enligt sakalternativet innebära *mindre än ringa risk* enligt Naturvårdsverkets handbok 2010:1 (Naturvårdsverket, 2010). Bedömningen sammanfattas i tabellen nedan.

Tabell 22. Risknivå för olika alternativ.

Alternativ	"Risknivå"	Bedömning
Huvud	ringa risk	0
Noll	mer än ringa risk ¹⁾	-
Sak	mindre än ringa risk	+
Plats	Ej relevant	

¹⁾ på grund av hela deponins påverkan på miljö och hälsa

13 Uttjänt konstruktion, uppkomst av avfall

Att slaggruset förs från platsen när anläggningens livslängd är uppnått är en förutsättning för att den underliggande riskbedömningen i beslutsstödet ska gälla. Det antas att slaggruskonstruktionen fjärras efter 25 år. Om det bedöms vara möjligt i framtiden kan slaggruset återvinnas på plats och ytterligare vara på plats i 25 år utan att antaganden som ligger till grund för riskbedömningen måste förkastas (där det antas 2x30 år med slaggrus på plats).

Tabell 23. Skillnader i uppkomst av avfall för olika alternativ.

Alternativ	Avfallsuppkomst		Kommentar
	Effekt	Konsekvens	
Huvud	Allt slaggrus deponeras tidigast efter 25 år	0	Deponiutrymme sparas, eventuellt återvinning möjligt
Noll	Allt slaggrus deponeras direkt	-	Framtida återvinning svårt/omöjligt
Sak	Bergkross kan återvinnas eller deponeras på en inert avfall deponi, men avfall uppstår vid produktionen	0	Produktionen ger upphov till avfall
Plats			ej relevant

14 Behov av skyddsåtgärder

Som framgår av framförallt avsnitt 2, 4 och 5 motsvarar det aktuella återvinningsfallets egenskaper underliggande antaganden i riskbedömningsmodellen för anläggningen, konstruktionen och för platsen i Avfall Sveriges beslutsstöd för användning av slaggrus (van Praagh och Johansson, 2017). Undantaget är blyhalten som redogörs för i avsnitt 12. Slutsatsen är att det inte krävs särskilda skyddsåtgärder för huvudalternativet.

15 Samlad bedömning

Huvudalternativet bedöms utgöra en begränsad och acceptabel påverkan på miljön. I tabellen nedan är alla bedömningarna sammanställda och i sista kolumnen visas en samlad bedömning. Att sakalternativet framstår som ett bättre alternativ beror på att risknivån med användning av bergkross bedöms som lägre. Observera dock att sprängning och produktion av bergkross innebär risker för miljön som inte redovisas i denna bedömning.

Tabell 24. Samplad bedömning av konsekvenser för miljön av olika alternativ.

Alternativ	Miljömål	Vatten	Luft	Mark	Risk	Avfall	Samlad bedömning
Huvud	0	0	0	0	0	0	0
Noll	-	0	0	+	-	-	-
Sak	0	0	0	0	+	0	0/+
Plats							ej relevant

16 Referenser

Naturvårdsverket, 2010. Handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbete. Rapport 2010:1.

van Praagh och Johansson, 2017. Beslutsstöd för återvinning av slaggrus. Avfall Sverige rapport 2017:04

Johansson, M., Törneman, N., Van Praagh, M. Screening av askor: Klorerade och bromerade dioxiner och furaner samt metaller i askor från förbränning av biobränslen och avfall. Sweco i uppdrag av Naturvårdsverket, 2015.

Avfall Sverige, 2009. Uppföljande undersökning av dioxin i rester från svensk avfallsförbränning, rapport F 2009:08.

Vattenfall AB
Att. Anette Hälldahl
Laboratorievägen 1
814 26 Älvkarleby

Fallviktsmätning på försöksytor vid Ragnsells deponi Högbytorp i Bro

På uppdrag av Er har VTI utfört en uppföljande provbelastning med fallviktsapparat på 12 försöksytor vid Ragnsells deponi Högbytorp i Bro. Fallviktsmätningen utfördes 3 maj 2017 av Mikael Bladlund VTI. Syftet med mätningarna är att undersöka det strukturella tillståndet, bärigheten, på de olika försöksytorna jämfört med de mätningar som utfördes 6 juli 2016 då ytorna var nylagda.

Totalt mättes med fallviktsapparat på 12 mindre (4*8 m) försöksytor med olika typer av förstärkningslager. Inriktningen på provytorna är mot slaggrus samt med tillhörande referenssträckor med krossgrus. 6 sträckor har ett slitlager bestående av 2 lager asfaltbeläggning och 6 sträckor har ett grusslitlager (båda ca 100 mm). Även sträckor med cementstabiliserat förstärkningslager förekommer. De senaste jämförande mätningarna utfördes ca 10 månader efter att provytorna färdigställts.

Sträcka	Slitlager
Yta 1	Asfalt
Yta 2	Asfalt
Yta 3	Asfalt
Yta 4	Asfalt
Yta 5	Asfalt
Yta 6	Asfalt
Yta 7	Grus
Yta 8	Grus
Yta 9	Grus
Yta 10	Grus
Yta 11	Grus
Yta 12	Grus

Tabell 1. Sträckindelning vid FWD-mätning

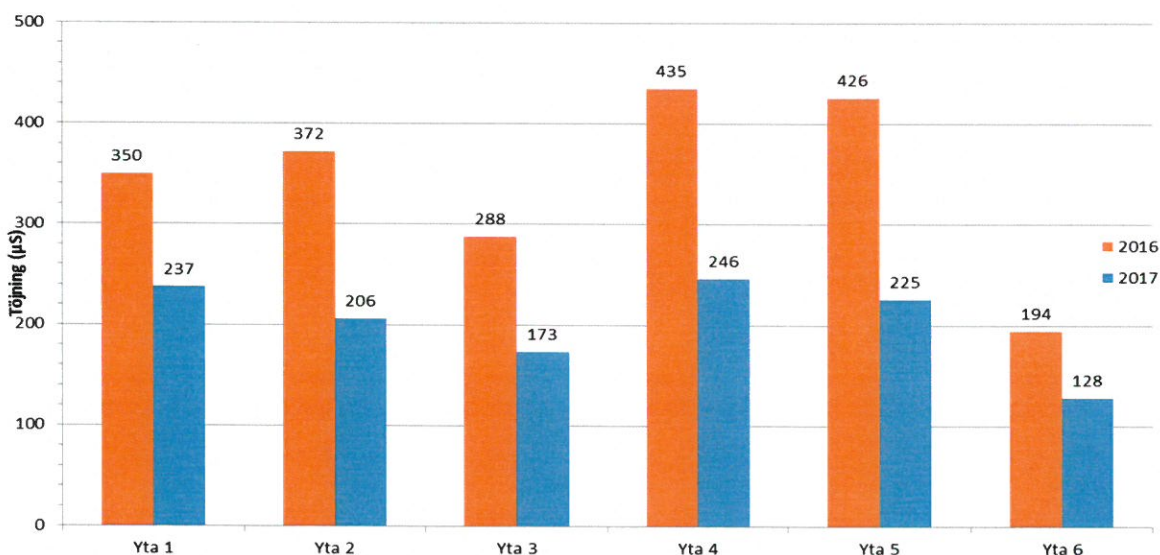
Mätningen utfördes i 6 mätpunkter per yta i ena körriktningen med placering motsvarande höger hjulspår i körfältet. Mätningen utfördes med en belastning på ca 50 kN och med ett avstånd mellan mätpunkterna på 1 m. Första mätpunkten placerades 1 meter in på försöksytan. I bilaga 1 redovisas mätdata i samtliga mätpunkter från båda mättillfällena.

Fallviktsmätningen utfördes enligt Trafikverkets metodbeskrivning TRVMB 112 "Deflektionsmätning vid provbelastning med fallvikstapparat". Analysen av mätresultaten utfördes enligt metodbeskrivning TRVMB 114 för bearbetning av deflektionsmätdata och redovisas huvudsakligen som horisontell dragtöjning (asfalt) och ytmodul (grus). Även undergrundsmodul (asfalt) och medelmodul 900 (grus) har beräknats enligt enkla bärighetsmått.

Som framgår av redovisade mätdata i bilaga 1 var temperaturen i asfaltbeläggningen ca 25-26°C under mätningarna i juli 2016 och ca 16°C i maj 2017. Vädret var klart och soligt vid båda mättillfällena. För att ta hänsyn till temperaturen gjordes en justering av de beräknade töjningarna på de 6 första försöksytorna som är belagda med asfalt. Justeringen gjordes med hjälp av formel 8 enligt TRVMB 114 till referenstemperaturen 10°C, som normalt används vid analys av bärförmågeindex. Det betyder att justering för temperaturen blir större för det första mättillfället jämfört med det senaste mättillfället. Det kan ha en viss inverkan på osäkerheten i analysen.

Resultaten från fallviktsmätningen med beräknade töjningar för respektive yta, justerat till 10°C, redovisas som medelvärde i figur 1. Där framgår det att påkänningarna har minskat tydligt (ca 35-45%) och även jämnats ut något mellan försöksytorna med en genomsnittlig töjning på ca 200 μ S. Att man får en minskning i påkänningarna generellt är förväntat då asfaltbeläggningen förstyrkas med tiden och då särskilt första tiden. Även de obundna lagren får en styvhetstillväxt första tiden tack vare bl.a. efterpackning av trafiken. Lägst påkänning (bäst) har fortfarande försöksyta 6 med en töjning på låga 128 mikrostrain. Den jämförelsevis låga töjningsnivån kan huvudsakligen förklaras av bidraget från det cementstabiliserade förstärkningslagrets.

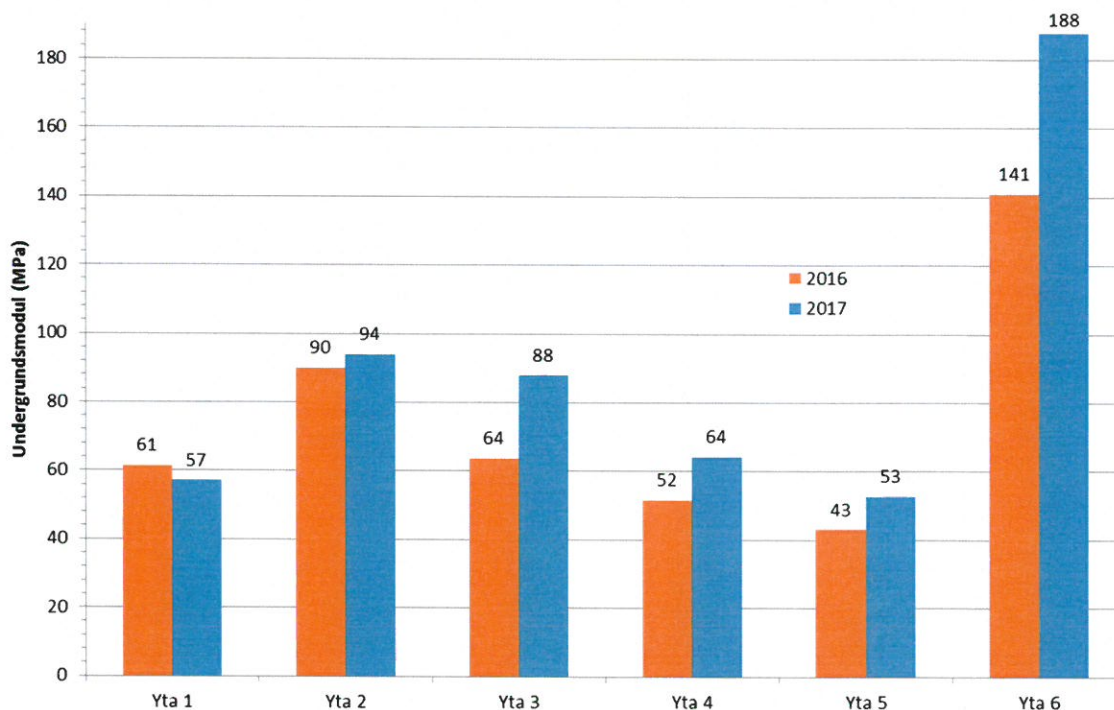
Rangordningen mellan sträckorna är väldigt likartad mellan de två mättillfällena samtidigt som skillnaderna mellan sträckorna inte är så stor, med undantag för sträcka 6. De svagaste/sämsta sträckorna är yta 4, yta 1 och yta 5.



Figur 1. Medelvärde för beräknad töjning, justerat till 10°C, på ytor med asfaltbeläggning

För att ytterligare analysera mätresultaten från fallviktsmätningen beräknades uppskattad undergrundsmodulen (Eu) utifrån deflektion D_{900} enligt formel för enkla bärighetsmått, $Eu=52000/D_{900}^{1,5}$. I figur 2 redovisas medianvärdet för försöksytorna. För att inte enstaka väldigt höga värden ska inverka på analysen av undergrunden används medianvärdet istället för medelvärdet som ett representativt värde för analysen av ytan. Som framgår av figur 2 är det fortfarande skillnader mellan försöksytorna i styvhet i undergrunden, där yta 6 har högst styvhet med 188 MPa medan yta 2 och 3 har en styvhet på ca 90 MPa. Övriga ytor har en likartad styvhet på ca 60 MPa. På yta 1 är styvheten något lägre vid senaste mätningen i jämförelse med mätningen 2016, medan det på övriga sträckor generellt är något högre styvhet i undergrunden vid senaste mättillfället. Den lokalt lägre styvheten på yta 1 kan bero på en lokalt något högre fukthalt (sämre upptorkning efter våren) än på de övriga sträckorna. Även om en viss allmän styvhetshöjning skett som kan tillskrivas viss efterpackning är slutsatsen ändå att det är relativt små skillnader i styvhet mellan mättillfällena och att den huvudsakligen kan sägas ligga inom de variationer som sker under året. Styvheten i undergrunden kan i genomsnitt klassas som medelgod (<100 MPa), med en hög styvhet på sträcka 6. På yta 6 har också det cementstabiliserade lagret en inverkan på undergrunden styvhet genom de minskade påfäringarna som blir på undergrunden vid belastning. Mätningar visar inte på att det skulle finnas berg eller annat väldigt styvt material i undergrunden på någon yta, även om yta 6 har en hög styvhet.

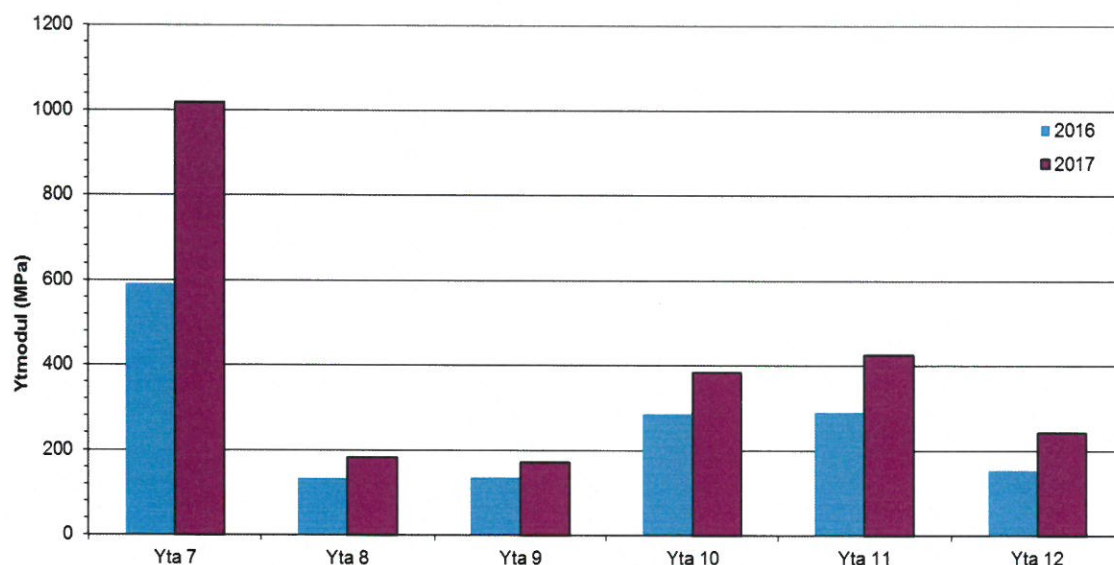
Inom respektive försöksyta är spridningen i mätvärdena relativt liten, vilket man också kan förvänta sig eftersom de är väldigt små till ytan och det är ett fåtal mätpunkter per yta. Därmed kan man säga att beräknade medel- och medianvärden är representativa för respektive provytas egenskaper.



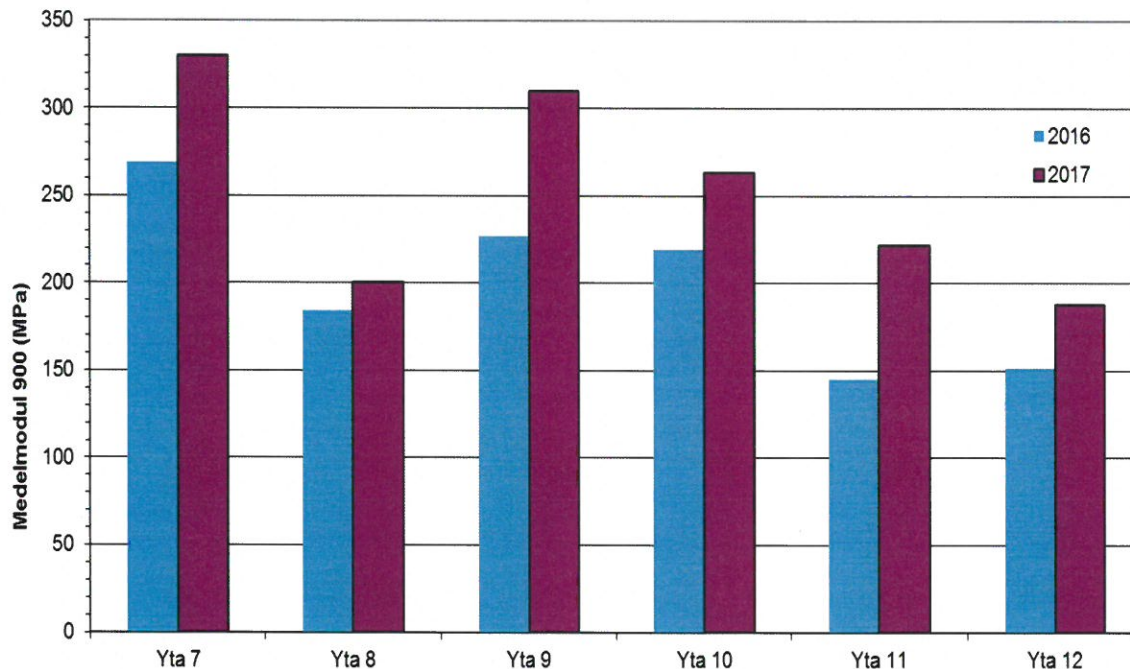
Figur 2. Medianvärde för beräknad undergrundsmodul på ytor med asfaltbeläggning

På ytorna med grusslitlager beräknades Ytmodul och Medelmodul 900 enligt enkla bärighetsmått i TRVMB 114. Detta är enkla mått som vanligtvis används för analys av

grusvägars tillstånd. Ytmodulen beskriver styvheten på hela konstruktionen från ytan ner till undergrunden medan medelmodul beräknad på deflektionen D_{900} beskriver styvheten från ca 900 mm och djupare.



Figur 3. Medelvärde av beräknad ytmodul på försöksytorna med grusbeläggning



Figur 4. Medelvärde av beräknad medelmodul 900 på försöksytorna med grusbeläggning

Även på grusytorna framgår det en tydlig styvhetshöjning sedan föregående mätning, vilket bl.a. kan förklaras i den efterpackning som sker av trafiken. Av grusytorna är det fortfarande yta 7 som utmärker sig med en betydligt högre nivå och förändring av ytmodul än övriga grusyor. Precis som yta 6 med asfaltbeläggning har yta 7 ett cemenstabiliserat

förstärkningslager vilket återspeglar sig i de beräknade styvhetsmodulerna. Även yta 10 och 11 ligger något högre än de andra grusytorna. Från beräknade ytmoduler framträder tre olika nivåer på styvhet som bör jämföras med typ av förstärkningslager. Vad gäller medelmodulen 900 är den fortfarande högst på yta 7 och ökningen av styvhet är likartad på övriga ytor, förutom yta 8 som utmärker sig genom att ha en tydligt mindre ökning än övriga ytor.

Sammanfattningsvis är det yta 4, yta 1 och yta 5 av asfaltytorna som uppvisat de största påkänningarna (svagast) och yta 6 som är starkast med lägst påkänning. Av grusytorna är det yta 7 som uppvisat bäst mätvärden medan yta 8, 9 och 12 fortfarande är svagast.

Med vänlig hälsning



Håkan Carlsson

Mätdata FWD Försöksyta 1 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 μm	D200 μm	D300 μm	D450 μm	D600 μm	D900 μm	D1200 μm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Barförmåge- index	Bel. töjn. 10C. μS	Barförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	50.8	815	635	489	319	207	96	59	20	30	25.5	2.1	370	2.7	55
1	3	50.6	830	628	484	315	203	92	55	21	28	25.5	2.0	384	2.6	59
2	3	50.7	758	602	471	313	202	89	55	21	27	25.5	2.4	341	2.9	62
3	3	50.7	722	566	448	303	201	90	57	21	27	25.5	2.5	327	3.1	61
4	3	50.8	712	560	444	297	196	85	48	22	26	25.5	2.5	323	3.1	66
5	3	50.5	749	571	439	288	190	82	46	22	26	25.5	2.3	354	2.8	70
Medelvärde		50.7	764	594	463	306	200	89	53	21	27	25.5	2.3	350	2.9	62
Medianvärde		50.7	754	587	460	308	202	90	55	21	27	25.5	2.3	348	2.9	61
Min		50.5	712	560	439	288	190	82	46	20	26	25.5	2.0	323	2.6	55
Max		50.8	830	635	489	319	207	96	59	22	30	25.5	2.5	384	3.1	70

Försöksyta 1 2017

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 μm	D200 μm	D300 μm	D450 μm	D600 μm	D900 μm	D1200 μm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Barförmåge- index	Bel. töjn. 10C. μS	Barförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	51.6	551	443	364	257	178	85	49	15	16	16	3.4	269	3.7	66
1	3	51.2	534	443	370	267	188	94	57	14	16	16	3.8	246	4.1	57
2	3	51.3	526	435	362	264	190	96	58	14	16	16	3.8	242	4.1	55
3	3	51	492	412	347	258	188	96	58	13	16	16	4.2	221	4.5	55
4	3	50.8	463	390	331	250	184	94	55	13	16	16	4.6	205	4.9	57
5	3	50.9	498	401	332	242	173	87	50	15	16	16	3.9	241	4.1	64
Medelvärde		51	511	421	351	256	184	92	55	14	16	16.0	3.9	237	4.2	59
Medianvärde		51	512	424	355	258	186	94	56	14	16	16.0	3.8	242	4.1	57
Min		51	463	390	331	242	173	85	49	13	16	16.0	3.4	205	3.7	55
Max		52	551	443	370	267	190	96	58	15	16	16.0	4.6	269	4.9	66

Försöksyta 2 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 μm	D200 μm	D300 μm	D450 μm	D600 μm	D900 μm	D1200 μm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Barförmåge- index	Bel. töjn. 10C. μS	Barförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	50.2	826	612	454	282	179	76	39	21	27	25.5	2.0	404	2.5	78
1	3	50.3	866	640	473	288	173	72	39	21	27	25.5	1.8	424	2.4	85
2	3	50.3	759	565	413	250	156	67	40	22	27	25.5	2.1	386	2.6	95
3	3	50.6	723	520	377	225	139	63	40	21	28	25.5	2.1	384	2.6	104
4	3	50.0	733	553	421	263	162	63	36	22	28	25.5	2.2	362	2.8	104
5	3	50.1	587	465	372	262	181	86	48	22	28	25.5	3.1	271	3.7	65
Medelvärde		50.3	749	559	418	262	165	71	40	22	28	25.5	2.2	372	2.7	89
Medianvärde		50.3	746	559	417	263	168	70	40	22	28	25.5	2.1	385	2.6	90
Min		50.0	587	465	372	225	139	63	36	21	27	25.5	1.8	271	2.4	65
Max		50.6	866	640	473	288	181	86	48	22	28	25.5	3.1	424	3.7	104

Försöksyta 2 2017

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 μm	D200 μm	D300 μm	D450 μm	D600 μm	D900 μm	D1200 μm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Barförmåge- index	Bel. töjn. 10C. μS	Barförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	50.8	462	377	310	226	160	77	44	13	17	16	4.1	226	4.4	77
1	3	50.7	462	373	302	212	146	70	43	15	17	16	3.9	237	4.2	89
2	3	50.7	412	328	264	186	130	67	41	15	17	16	4.3	220	4.6	95
3	3	50.5	389	303	239	166	116	62	40	15	17	16	4.3	219	4.6	107
4	3	50.4	358	299	247	179	126	63	39	15	18	16	5.2	182	5.5	104
5	3	50.4	310	259	219	167	124	68	44	15	17	16	6.2	153	6.5	93
Medelvärde		51	399	323	264	189	134	68	42	15	17	16.0	4.7	206	5.0	94
Medianvärde		51	401	316	256	183	128	68	42	15	17	16.0	4.3	219	4.6	94
Min		50	310	259	219	166	116	62	39	13	17	16.0	3.9	153	4.2	77
Max		51	462	377	310	226	160	77	44	15	18	16.0	6.2	237	6.5	107

Försöksyta 3 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Bärförmåge- index	Bel. töjn. 10C. µS	Bärförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	50.2	620	461	357	244	170	86	49	22	29	25.5	2.7	307	3.3	65
1	3	50.1	760	580	442	271	159	57	41	21	28	25.5	2.2	373	2.7	121
2	3	50.1	651	489	379	258	179	94	58	20	29	25.5	2.6	316	3.2	57
3	3	50.3	489	385	304	214	151	77	44	20	28	25.5	3.6	240	4.2	77
4	3	50.1	433	335	269	198	150	89	67	20	29	25.5	4.1	213	4.7	62
5	3	50.1	536	390	298	208	155	97	77	19	29	25.5	3.1	278	3.6	54
Medelvärde		50.2	582	440	342	232	161	83	56	20	29	25.5	3.1	288	3.6	73
Medianvärde		50.1	578	426	331	229	157	88	54	20	29	25.5	2.9	293	3.4	64
Min		50.1	433	335	269	198	150	57	41	19	28	25.5	2.2	213	2.7	54
Max		50.3	760	580	442	271	179	97	77	22	29	25.5	4.1	373	4.7	121

Försöksyta 3 2017

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Bärförmåge- index	Bel. töjn. 10C. µS	Bärförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	50.3	333	283	241	186	140	75	45	16	18	16	6.1	155	6.4	80
1	3	49.9	405	327	269	198	143	76	47	16	17	16	4.6	205	4.9	78
2	3	49.8	386	322	269	199	143	70	42	15	18	16	5.0	187	5.3	89
3	3	49.9	365	302	249	184	134	71	47	15	18	16	5.2	183	5.5	87
4	3	49.9	300	248	203	153	116	69	49	15	18	16	6.1	156	6.4	91
5	3	49.8	270	214	174	131	101	67	53	16	19	16	6.4	151	6.6	95
Medelvärde		50	343	283	234	175	130	71	47	16	18	16.0	5.6	173	5.9	87
Medianvärde		50	349	293	245	185	137	71	47	16	18	16.0	5.7	170	5.9	88
Min		50	270	214	174	131	101	67	42	15	17	16.0	4.6	151	4.9	78
Max		50	405	327	269	199	143	76	53	16	19	16.0	6.4	205	6.6	95

Försöksyta 4 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Bärförmåge- index	Bel. töjn. 10C. µS	Bärförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	50.0	1085	812	622	390	244	90	45	18	29	25.5	1.6	470	2.1	61
1	3	49.7	1037	822	649	427	270	104	51	19	28	25.5	1.8	421	2.4	49
2	3	49.6	1004	796	630	418	270	105	41	18	28	25.5	1.8	408	2.4	48
3	3	49.6	1011	779	611	407	262	102	51	19	28	25.5	1.8	424	2.4	50
4	3	49.7	1050	825	640	419	262	99	49	19	28	25.5	1.7	435	2.3	53
5	3	49.5	1068	817	631	408	261	98	50	20	28	25.5	1.6	450	2.2	54
Medelvärde		49.7	1043	809	631	412	262	100	48	19	28	25.5	1.7	435	2.3	53
Medianvärde		49.7	1044	815	631	413	262	101	50	19	28	25.5	1.7	429	2.3	52
Min		49.5	1004	779	611	390	244	90	41	18	28	25.5	1.6	408	2.1	48
Max		50.0	1085	825	649	427	270	105	51	20	29	25.5	1.8	470	2.4	61

Försöksyta 4 2017

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Bärförmåge- index	Bel. töjn. 10C. µS	Bärförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	49.6	547	440	358	255	179	85	51	15	19	16	3.4	268	3.7	66
1	3	49.6	515	424	354	258	182	89	53	14	19	16	3.9	240	4.2	62
2	3	49.5	523	430	355	258	181	90	55	14	19	16	3.7	247	4.0	61
3	3	49.6	502	408	338	249	178	90	56	14	19	16	3.9	239	4.2	61
4	3	49.5	500	407	335	240	170	85	54	13	19	16	3.8	243	4.1	66
5	3	49	496	407	334	241	169	84	53	14	19	16	3.9	240	4.2	68
Medelvärde		49	514	419	346	250	177	87	54	14	19	16.0	3.8	246	4.1	64
Medianvärde		50	509	416	346	252	179	87	54	14	19	16.0	3.8	242	4.1	64
Min		49	496	407	334	240	169	84	51	13	19	16.0	3.4	239	3.7	61
Max		50	547	440	358	258	182	90	56	15	19	16.0	3.9	268	4.2	68

Försöksyta 5 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Bärförmåge- index	Bel. töjn. 10C. µS	Bärförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	49.5	1125	875	690	459	294	114	56	20	28	25.5	1.6	448	2.2	43
1	3	49.4	1150	869	675	444	283	113	55	19	27	25.5	1.5	472	2.1	43
2	3	49.3	1084	849	649	421	266	104	54	19	27	25.5	1.6	451	2.2	49
3	3	49.7	1007	785	617	412	267	106	56	20	28	25.5	1.8	417	2.4	48
4	3	49.6	1014	811	651	449	292	116	57	20	25	25.5	1.9	398	2.5	42
5	3	49.7	983	793	650	464	318	133	61	20	29	25.5	2.0	369	2.7	34
Medelvärde		49.5	1061	830	655	442	287	114	57	20	27	25.5	1.7	426	2.4	43
Medianvärde		49.6	1049	830	651	447	288	114	56	20	28	25.5	1.7	432	2.3	43
Min		49.3	983	785	617	412	266	104	54	19	25	25.5	1.5	369	2.1	34
Max		49.7	1150	875	690	464	318	133	61	20	29	25.5	2.0	472	2.7	49

Försöksyta 5 2017

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Bärförmåge- index	Bel. töjn. 10C. µS	Bärförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	49.1	551	457	386	284	202	98	59	14	20	16	3.7	246	4.1	54
1	3	49.2	532	445	373	274	198	100	61	14	19	16	3.9	238	4.2	52
2	3	49.1	508	420	348	252	177	89	55	14	19	16	3.9	240	4.2	62
3	3	49.1	456	380	320	239	174	89	58	14	19	16	4.5	209	4.8	62
4	3	49.2	519	444	382	292	215	110	66	15	20	16	4.3	214	4.7	45
5	3	49	527	456	398	310	234	125	73	15	19	16	4.5	204	4.9	37
Medelvärde		49	516	434	368	275	200	102	62	14	19	16.0	4.1	225	4.5	52
Medianvärde		49	523	445	378	279	200	99	60	14	19	16.0	4.1	226	4.4	53
Min		49	456	380	320	239	174	89	55	14	19	16.0	3.7	204	4.1	37
Max		49	551	457	398	310	234	125	73	15	20	16.0	4.5	246	4.9	62

Försöksyta 6 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Bärförmåge- index	Bel. töjn. 10C. µS	Bärförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	50.5	284	185	128	90	79	76	69	20	29	25.5	4.8	191	5.2	78
1	3	50.0	262	164	107	67	56	53	52	19	28	25.5	4.8	194	5.2	135
2	3	50.4	273	164	104	65	54	49	46	19	28	25.5	4.5	206	4.9	152
3	3	50.2	240	149	95	62	54	49	47	19	28	25.5	5.1	182	5.5	152
4	3	50.0	256	152	96	66	58	50	50	19	29	25.5	4.8	193	5.2	147
5	3	49.9	280	177	116	78	66	57	53	19	28	25.5	4.6	200	5.0	121
Medelvärde		50.2	266	165	108	71	61	56	53	19	28	25.5	4.8	194	5.2	131
Medianvärde		50.1	268	164	106	67	57	52	51	19	28	25.5	4.8	194	5.2	141
Min		49.9	240	149	95	62	54	49	46	19	28	25.5	4.5	182	4.9	78
Max		50.5	284	185	128	90	79	76	69	20	29	25.5	5.1	206	5.5	152

Försöksyta 6 2017

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Bel. avläst °C	Bärförmåge- index	Bel. töjn. 10C. µS	Bärförmåge- index 10C	Eu MPa
0	3	49.4	195	155	128	102	84	60	49	14	21	16	8.5	114	8.8	112
1	3	49.5	186	138	106	79	63	52	52	13	19	16	7.6	127	7.8	139
2	3	49.4	183	134	100	70	53	41	40	13	19	16	7.3	133	7.5	198
3	3	49.4	174	130	95	67	52	42	40	14	19	16	7.7	127	7.8	191
4	3	49.3	171	126	95	67	52	42	41	13	19	16	7.8	125	8.0	191
5	3	49.3	190	126	92	65	52	43	40	13	19	16	6.8	144	6.9	184
Medelvärde		49	183	135	103	75	59	47	44	13	19	16.0	7.6	128	7.8	169
Medianvärde		49	185	132	98	69	53	43	41	13	19	16.0	7.6	127	7.8	188
Min		49	171	126	92	65	52	41	40	13	19	16.0	6.8	114	6.9	112
Max		50	195	155	128	102	84	60	52	14	21	16.0	8.5	144	8.8	198

Försöksyta 7 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Djup (mm)						
												0	200	300	450	600	900	1200
												Ytmodul MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa
0	3	50.4	346	176	107	100	104	95	66	21	25	542	400	439	313	226	165	178
1	3	50.1	364	137	71	61	62	60	58	21	25	513	511	657	510	376	259	201
2	3	50.3	335	124	63	52	52	53	50	22	25	559	567	743	600	450	295	234
3	3	50.6	279	130	61	50	50	48	46	22	25	675	544	772	628	471	327	256
4	3	50.5	297	133	68	56	56	50	46	22	25	633	530	691	560	420	313	256
5	3	50.2	296	149	84	71	67	61	54	22	24	632	471	556	439	349	255	216
Medelvärde		50.4	320	142	76	65	65	61	53	22	25	592	504	643	508	382	269	223
Medianvärde		50.4	316	135	70	59	59	57	52	22	25	595	521	674	535	398	277	225
Min		50.1	279	124	61	50	50	48	46	21	24	513	400	439	313	226	165	178
Max		50.6	364	176	107	100	104	95	66	22	25	675	567	772	628	471	327	256

Försöksyta 7 2017

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Djup (mm)							Krök.radie MPa D0:D30(m)	Eu MPa
												0	200	300	450	600	900	1200		
												Ytmodul MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa		
0	3	49.5	209	136	109	96	84	57	42	13	18	882	508	423	320	274	270	274	235	121
1	3	49.9	175	94	70	66	65	62	60	13	17	1 062	741	664	469	357	250	194	171	107
2	3	49.6	175	90	61	54	50	46	42	13	19	1 056	770	757	570	462	335	275	138	167
3	3	49.6	178	87	56	49	46	40	38	13	18	1 038	796	825	628	502	385	304	116	206
4	3	49.8	169	93	58	48	45	41	38	14	20	1 097	748	799	644	515	377	305	139	198
5	3	49.6	190	99	63	54	51	42	40	14	20	972	700	733	570	453	367	289	117	191
Medelvärde		50	183	100	70	61	57	48	43	13	19	1017.8	711	700.1	534	427.2	330	273	153	165
Medianvärde		50	177	94	62	54	51	44	41	13	19	1046.7	745	745.0	570	457.3	351	282	138	179
Min		50	169	87	56	48	45	40	38	13	17	882.1	508	422.8	320	274.3	250	194	116	107
Max		50	209	136	109	96	84	62	60	14	20	1097.4	796	824.6	644	515.2	385	305	235	206

Försöksyta 8 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Djup (mm)							Krök.radie MPa D0:D30(m)	Eu MPa
												0	200	300	450	600	900	1200		
												Ytmodul MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa		
0	3	49.3	1402	887	550	307	185	77	45	19	21	131		78	83	100	124	199	255	
1	3	49.1	1452	926	598	337	207	93	55	19	21	126		74	76	90	110	164	208	
2	3	49.8	1447	893	590	350	222	98	56	19	21	128		78	79	88	104	158	207	
3	3	49.9	1380	880	572	326	202	89	59	19	21	135		79	81	95	115	174	197	
4	3	50.0	1421	882	565	311	187	82	51	19	22	131		79	82	100	124	189	228	
5	3	50.2	1276	808	518	290	172	70	44	20	22	147		87	90	107	136	223	266	
Medelvärde		49.7	1396	879	566	320	196	85	52	19	21	133		79	82	97	119	184	227	
Medianvärde		49.9	1412	885	569	319	195	86	53	19	21	131		79	82	97	120	182	218	
Min		49.1	1276	808	518	290	172	70	44	19	21	126		74	76	88	104	158	197	
Max		50.2	1452	926	598	350	222	98	59	20	22	147		87	90	107	136	223	266	

Försöksyta 8 2017

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Djup (mm)							Krök.radie MPa D0:D30(m)	Eu MPa
												0	200	300	450	600	900	1200		
												Ytmodul MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa		
0	3	48.9	891	593	410	241	147	60	32	16	19	204	115	111	126	155	253	356	43	112
1	3	48.9	1002	684	474	281	172	70	41	15	18	182	100	96	108	132	217	278	40	89
2	3	48.8	1047	739	525	313	203	88	50	15	18	174	92	87	97	112	172	227	43	63
3	3	49.1	1028	708	504	308	197	92	55	15	18	178	97	91	99	116	166	208	42	59
4	3	49	1001	676	472	283	181	86	54	15	19	182	101	97	107	126	177	211	40	65
5	3	49	1037	715	475	254	155	69	44	15	19	176	96	96	120	147	220	259	37	91
Medelvärde		49	1001	686	477	280	176	78	46	15	19	182.6	100	96.2	109	131.4	201	256	41	80
Medianvärde		49	1015	696	475	282	177	78	47	15	19	179.8	98	96.0	108	129.2	197	243	41	77
Min		49	891	593	410	241	147	60	32	15	18	173.6	92	86.5	97	111.9	166	208	37	59
Max		49	1047	739	525	313	203	92	55	16	19	204.4	115	111.0	126	154.9	253	356	43	112

Försöksyta 9 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Djup (mm)						
												0	200	300	450	600	900	1200
												Ytmodul MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa
0	3	49.6	1334	809	509	274	161	71	42	20	22	138	86	91	112	143	217	275
1	3	49.5	1367	841	531	278	159	65	37	19	23	135	82	87	111	145	236	311
2	3	49.4	1365	866	539	288	168	64	40	19	22	135	80	85	106	137	240	287
3	3	49.6	1365	872	553	295	174	66	39	19	22	135	79	84	104	133	233	296
4	3	50.0	1390	887	573	313	184	68	38	19	22	134	79	81	99	127	228	306
5	3	49.9	1350	871	549	295	179	74	43	19	23	138	80	85	105	130	209	270
Medelvärde		49.7	1362	858	542	291	171	68	40	19	22	136	81	85	106	136	227	291
Medianvärde		49.6	1365	869	544	292	171	67	40	19	22	135	80	85	106	135	231	292
Min		49.4	1334	809	509	274	159	64	37	19	22	134	79	81	99	127	209	270
Max		50.0	1390	887	573	313	184	74	43	20	23	138	86	91	112	145	240	311

Försöksyta 9 2017

Distance	Imp	Load	D0	D200	D300	D450	D600	D900	D1200	Air	Pave	Djup (mm)							Eu	
												0	200	300	450	600	900	1200		
												Ytmodul	Medelmod	Medelmod	Medelmod	Medelmod	Medelmod	Medelmod		Krök.radie
m	Num	kN	µm	µm	µm	µm	µm	µm	µm	°C	°C	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	D0:D30(m)	MPa
0	3	49.1	1067	718	421	189	107	47	29	14	23	171	96	109	161	214	324	394	27	161
1	3	49.1	1054	689	420	218	125	48	29	13	19	173	100	109	140	183	317	394	28	156
2	3	49.1	1094	693	426	212	119	46	26	13	19	167	99	107	144	192	331	440	26	167
3	3	48.9	1088	727	442	218	128	50	28	13	19	167	94	103	139	178	304	407	28	147
4	3	49	1070	718	449	216	127	49	28	14	19	171	95	102	141	180	310	407	30	152
5	3	49.1	1046	719	479	249	144	56	31	13	20	175	95	95	122	159	272	369	36	124
Medelvärde		49	1070	711	440	217	125	49	29	13	20	170.8	96	104.1	141	184.1	310	402	30	151
Medianvärde		49	1069	718	434	217	126	49	29	13	19	171.0	95	105.2	140	181.2	314	400	28	154
Min		49	1046	689	420	189	107	46	26	13	19	167.1	94	95.4	122	158.7	272	369	26	124
Max		49	1094	727	479	249	144	56	31	14	23	174.8	100	108.8	161	213.6	331	440	36	167

Försöksyta 10 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Djup (mm)							Eu MPa
												0	200	300	450	600	900	1200	
												Ytmodul MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	
0	3	49.4	738	453	303	213	168	92	42	21	23	249	152	152	144	137	167	167	274
1	3	49.9	634	407	278	188	125	56	41	21	24	293	171	167	165	186	277	283	
2	3	50.0	566	350	228	158	120	76	56	21	24	329	200	204	196	194	204	208	
3	3	49.7	606	326	198	127	105	72	53	22	24	305	213	234	243	220	214	218	
4	3	50.0	618	348	235	165	130	80	57	21	25	301	201	198	188	179	194	204	
5	3	49.5	782	511	299	169	107	59	43	21	24	236	135	154	182	215	260	268	
Medelvärde		49.8	657	399	257	170	126	73	49	21	24	286	179	185	186	189	219	243	
Medianvärde		49.8	626	379	257	167	123	74	48	21	24	297	185	183	185	190	209	243	
Min		49.4	566	326	198	127	105	56	41	21	23	236	135	152	144	137	167	204	
Max		50.0	782	511	303	213	168	92	57	22	25	329	213	234	243	220	277	283	

Försöksyta 10 2017

Distance	Imp	Load	D0	D200	D300	D450	D600	D900	D1200	Air	Pave	Djup (mm)							Eu	
												0	200	300	450	600	900	1200		
												Ytmodul	Medelmodul	Medelmodul	Medelmodul	Medelmodul	Medelmodul	Medelmodul		Krök.radie
m	Num	kN	µm	µm	µm	µm	µm	µm	µm	°C	°C	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	D0/D30(m)	MPa
0	3	49.4	428	340	228	126	83	50	35	13	21	430	203	202	243	277	307	329	120	147
1	3	49.5	529	345	255	199	156	91	46	14	22	348	200	181	154	148	169	250	79	60
2	3	49.4	456	313	225	154	111	50	29	14	22	403	220	204	199	207	307	397	96	147
3	3	49.2	452	297	190	124	93	53	38	14	23	405	231	241	246	246	288	301	72	135
4	3	49	497	318	210	129	95	57	38	14	23	367	215	217	236	240	267	300	66	121
5	3	49	519	322	223	154	110	62	42	15	23	352	213	205	197	207	245	272	65	107
Medelvärde		49	480	323	222	148	108	61	38	14	22	384.3	214	208.3	213	221.0	264	308	83	119
Medianvärde		49	477	320	224	142	103	55	38	14	23	385.3	214	204.5	217	223.7	277	301	76	128
Min		49	428	297	190	124	83	50	29	13	21	348.5	200	180.7	154	147.7	169	250	65	60
Max		50	529	345	255	199	156	91	46	15	23	429.9	231	241.1	246	277.1	307	397	120	147

Försöksyta 11 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Djup (mm)						
												0	200	300	450	600	900	1200
												Ytmodul MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa
0	3	50.4	618	374	268	203	164	99	60	21	25	304	188	175	154	143	158	196
1	3	50.0	625	361	267	201	171	119	74	20	22	298	193	174	154	136	130	157
2	3	49.9	577	339	252	204	172	120	87	20	23	322	206	184	152	135	129	134
3	3	49.8	689	401	270	195	156	97	73	21	23	269	173	172	159	149	159	159
4	3	49.5	652	402	287	213	163	93	64	20	24	283	172	161	144	141	165	180
5	3	49.5	690	378	272	215	180	120	78	21	25	267	183	169	143	128	128	148
Medelvärde		49.9	642	376	269	205	168	108	73	21	24	290	186	173	151	139	145	162
Medianvärde		49.9	639	376	269	204	168	109	74	21	24	290	186	173	153	139	144	158
Min		49.5	577	339	252	195	156	93	60	20	22	267	172	161	143	128	128	134
Max		50.4	690	402	287	215	180	120	87	21	25	322	206	184	159	149	165	196

Försöksyta 11 2017

Distance	Imp	Load	D0	D200	D300	D450	D600	D900	D1200	Air	Pave	Djup (mm)							Eu	
												0	200	300	450	600	900	1200		
												Ytmodul	Medelmod	Medelmod	Medelmod	Medelmod	Medelmod	Medelmod		
m	Num	kN	µm	µm	µm	µm	µm	µm	µm	°C	°C	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	D0:D0(30/m)	MPa
0	3	48.7	519	369	258	160	107	54	39	15	22	349	184	176	189	212	280	291	86	131
1	3	49.3	380	281	215	159	120	71	46	15	22	483	245	213	192	191	215	249	154	87
2	3	49.3	332	242	183	142	113	71	52	16	22	553	285	251	215	203	215	221	166	87
3	3	49.3	367	247	190	146	117	75	55	17	23	500	279	242	210	196	204	209	132	80
4	3	49	523	397	286	180	122	63	46	17	23	349	172	160	169	187	241	248	104	104
5	3	49.1	567	418	313	215	149	87	62	17	23	323	164	146	142	153	175	184	98	64
Medelvärde		49	448	326	241	167	121	70	50	16	23	426.2	222	197.9	186	190.5	222	234	123	92
Medianvärde		49	450	325	237	160	119	71	49	17	23	416.3	215	194.6	191	193.7	215	234	118	87
Min		49	332	242	183	142	107	54	39	15	22	322.5	164	146.1	142	153.4	175	184	86	64
Max		49	567	418	313	215	149	87	62	17	23	553.0	285	250.8	215	211.9	280	291	166	131

Försöksyta 12 2016

Distance m	Imp Num	Load kN	D0 µm	D200 µm	D300 µm	D450 µm	D600 µm	D900 µm	D1200 µm	Air °C	Pave °C	Djup (mm)						
												0	200	300	450	600	900	1200
												Ytmodul MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa	Medelmod MPa
0	3	49.3	1154	682	423	248	167	93	62	19	23	159	101	109	123	137	165	185
1	3	49.6	1093	663	442	265	180	103	63	19	23	169	104	104	116	128	149	183
2	3	49.5	1176	691	434	269	184	102	68	20	21	157	100	106	114	125	151	169
3	3	49.8	1226	704	438	273	186	100	65	20	23	151	99	106	113	125	155	178
4	3	49.2	1260	701	444	277	197	102	66	20	23	145	98	103	110	116	150	174
5	3	48.9	1287	769	474	292	206	108	74	20	23	142	89	96	104	111	141	154
Medelvärde		49.4	1199	702	443	271	187	101	66	20	23	154	99	104	114	124	152	174
Medianvärde		49.4	1201	696	440	271	185	102	66	20	23	154	99	105	114	125	150	176
Min		48.9	1093	663	423	248	167	93	62	19	21	142	89	96	104	111	141	154
Max		49.8	1287	769	474	292	206	108	74	20	23	169	104	109	123	137	165	185

Försöksyta 12 2017

Distance	Imp	Load	D0	D200	D300	D450	D600	D900	D1200	Air	Pave	Djup (mm)							Eu	
												0	200	300	450	600	900	1200		
												Ytmodul	Medelmodul	Medelmodul	Medelmodul	Medelmodul	Medelmodul	Medelmodul		Krök. radie
m	Num	kN	µm	µm	µm	µm	µm	µm	µm	°C	°C	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	MPa	D0:D30(m)	MPa
0	3	48.7	731	494	344	205	133	71	46	17	22	248	138	132	147	170	213	246	55	87
1	3	48.7	715	493	340	207	141	77	50	17	22	254	138	133	146	161	196	227	57	77
2	3	48.5	764	509	361	222	146	78	51	15	22	236	133	125	136	155	193	221	53	75
3	3	48.7	780	533	370	230	157	83	55	16	21	233	128	123	131	144	182	206	52	69
4	3	48.8	750	507	369	234	161	86	58	16	22	242	134	123	129	141	176	196	58	65
5	3	48.3	753	520	372	240	164	90	60	15	20	239	130	121	125	137	167	187	58	61
Medelvärde		49	749	509	359	223	150	81	53	16	22	242.0	133	126.1	136	151.4	188	214	56	72
Medianvärde		49	752	508	365	226	152	81	53	16	22	240.6	134	124.1	134	149.5	188	214	56	72
Min		48	715	493	340	205	133	71	46	15	20	232.5	128	120.9	125	137.1	167	187	52	61
Max		49	780	533	372	240	164	90	60	17	22	253.7	138	133.4	147	170.5	213	246	58	87

NYTTIGGÖRANDE AV SLAGGRUS UTANFÖR DEPONIER

Slaggrus, det vill säga bottenaska från avfallsförbränning, skulle kunna användas i större utsträckning i vägkonstruktioner än vad som sker idag. I Sverige används slaggrus som täcknings- och konstruktionsmaterial på deponier, medan man i de flesta andra länder använder materialet som konstruktionsmaterial även utanför deponier.

Här har tvättat slaggrus och våtutmatat slaggrus utvärderats med avseende på lakning av klorider och metaller. Miljöegenskaper och mekaniska egenskaper har studerats för vägsektioner med olika förstärkningslager och slitlager och en mall för miljöbedömning har tagits fram. Resultaten från en uppbyggd slaggväg visar att miljöpåverkan var acceptabel.

Ett nytt steg i energiforskningen

Energiforsk är en forsknings- och kunskapsorganisation som samlar stora delar av svensk forskning och utveckling om energi. Målet är att öka effektivitet och nyttiggörande av resultat inför framtida utmaningar inom energiområdet. Vi verkar inom ett antal forskningsområden, och tar fram kunskap om resurseffektiv energi i ett helhetsperspektiv – från källan, via omvandling och överföring till användning av energin. www.energiforsk.se



Energiforsk