

FACHDIALOG LD- UND EOS-SCHLACKE IM STRASSENBAU

Endbericht

Iris Buxbaum
Monika Denner
Gernot Döberl
Christian Nagl
Hubert Reisinger
Jürgen Schneider
Maria Uhl

Projektleitung

Christian Nagl

AutorInnen

Iris Buxbaum

Monika Denner

Gernot Döberl

Christian Nagl

Hubert Reisinger

Jürgen Schneider

Maria Uhl

Satz/Layout

Manuela Kaitna

Diese Publikation wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

INHALT

1	EINLEITUNG	5
2	PROTOKOLL	6
3	EINSCHÄTZUNG UMWELTAUSWIRKUNGEN	11
3.1	Wirkung auf Boden und Grundwasser	11
3.2	Wirkung auf die Luftbelastung.....	13
4	REFERENZEN	15
ANHANG 1: FACTSHEET „NUTZUNG VON LD- UND EOS-SCHLACKE im Straßenbau aus Ressourcen und Abfallsicht“		23
ANHANG 2: FACTSHEET „HERANGEHENSWEISE IN EUROPA“		29
ANHANG 3: FACTSHEET „CHEMIE & ANALYTIK“		39
ANHANG 4: FACTSHEET „BODEN -- GRUNDWASSER“		50
ANHANG 5: FACTSHEET „LUFTBELASTUNG DURCH STRASSENSTAUB“		56
ANHANG 6: TOXIKOLOGIE RELEVANTE INHALTSSTOFFE		64
ANHANG 7: TEILNEHMERINNEN.....		69

1 EINLEITUNG

Bei der Erzeugung von Stahl fallen erhebliche Mengen an LD- (Linz-Donawitz) und EOS-Schlacke (Elektroofenstahl) an. Diese kann entweder deponiert oder etwa im Straßenbau wieder eingesetzt werden.

In Österreich ist in den letzten Wochen und Monaten eine Diskussion darüber entstanden, inwieweit der Einsatz dieser Schlacken im Straßenbau gesundheits- und umweltschädigende Auswirkungen nach sich ziehen kann. Im Auftrag des BMLFUW hat das Umweltbundesamt einen Fachdialog organisiert, mit dem Ziel, eine sachliche Diskussion möglicher Gefährdungen von Mensch und Umwelt durch verschiedene Substanzen, die im Produktzyklus der LD- und EOS-Schlacke freigesetzt werden können, durchzuführen.

Behandelt wurden die folgenden Fragen:

- Welche Mengen an möglicherweise schädlichen Substanzen gelangen vom Straßenbelag in die Umwelt?
- Welches Gefahrenpotenzial für Mensch und Umwelt ist damit verbunden?
- Wie unterscheiden sich mögliche Wirkungen von denen alternativer Zuschlagsstoffe?
- Welche Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit hat die Herstellung alternativer Zuschlagsstoffe?
- Wie ist die Herangehensweise anderer europäischer Staaten?
- Welcher Forschungsbedarf besteht bei der Bewertung der Risiken?

In diesem Endbericht werden die Arbeiten zur Vorbereitung, Durchführung und Nachbereitung des Fachdialogs dokumentiert und Schlussfolgerungen zu möglichen gesundheits- und umweltschädigenden Auswirkungen aus Sicht des Umweltbundesamts gezogen.

Dieser Bericht ist wie folgt aufgebaut:

In Kapitel 2 wird das finale Protokoll angeführt.

Kapitel 3 enthält die Schlussfolgerungen zu möglichen Auswirkungen auf Boden, Grundwasser und Luft.

Anhang 1 bis 6 enthalten die überarbeiteten Factsheets.

In Anhang 7 ist die Liste der Teilnehmenden angeführt.

2 PROTOKOLL

Ort: Umweltbundesamt

Termin: 5.3.2014 13:00 bis 17:00

Teilnehmende: siehe beigefügte TeilnehmerInnenliste

Moderation: Jürgen Schneider (Umweltbundesamt)

1. Begrüßung

J. Schneider begrüßte die Teilnehmenden und legte die Ziele dieses Fachdialogs dar, der ausschließlich dazu dient, potentielle Umweltauswirkungen des Einsatzes von LD- und EOS-Schlacke im Straßenbau aus fachlicher Sicht zu diskutieren und zu bewerten, sowie so weit wie möglich zu gemeinsamen Schlussfolgerungen zu gelangen. Es werden daher keine politischen, ökonomischen oder juristischen Fragestellungen diskutiert; dies ist u. a. Aufgabe der darauf aufbauenden Diskussion auf politischer Ebene.

C. Holzer unterstrich diese Herangehensweise und dankte dem Umweltbundesamt für die Organisation und Moderation des Fachdialogs.

In der Vorstellungsrunde der Teilnehmenden betonten die VertreterInnen des BMLFUW, des Umweltdachverbands, des Ökobüros und der ASFINAG, dass sie sich v. a. als Zuhörende betrachten.

2. Kurzreferate

Vom Umweltbundesamt wurden fünf Kurzreferate präsentiert, die als Einstieg in die Diskussion dienten und auf den vorab ausgesandten Factsheets¹ basierten. Des Weiteren wurden von M. Siebenhofer und R. Pomberger einige wenige Folien zu spezifischen Fragestellungen präsentiert.

a. Hubert Reisinger: Ressourcen/Abfall

Für die Inhalte siehe Factsheet „Nutzung von LD- und EOS-Schlacke im Straßenbau aus Ressourcen und Abfall-Sicht“.

In der anschließenden Diskussion wurde klar gestellt, dass in Österreich EOS-Schlacke aus der Produktion von Kohlenstoffstahl aus technischen Gründen v. a. in der ungebundenen Tragschicht eingesetzt wird, dass allerdings auch andere Verwendungen nicht auszuschließen sind. EOS-Schlacke aus der Produktion von Edelstahl ist für keine Anwendung im Straßenbau geeignet.

b. Iris Buxbaum: Herangehensweise in Europa

Für die Inhalte siehe Factsheet „Herangehensweise in Europa“.

In der anschließenden Diskussion wurde erwähnt, dass noch offen ist, ob die angesprochene Mantel-Verordnung in Deutschland in dieser Form jemals beschlossen wird. Derzeit basieren die Regelungen auf der LAGA-Regelung² M20

¹ Abrufbar unter:

http://www.umweltbundesamt.at/aktuell/presse/lastnews/news2014/news_140311/

(Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen), die allerdings in den Ländern unterschiedlich umgesetzt wird. Für EOS gibt es in Bayern eine spezielle Regelung, die nur einen gesicherten Einbau zulässt.

Auf die Frage, wie die Importbeschränkungen der Schweiz von Schlacke zu sehen sind, wurde angemerkt, dass sich diese nur auf Hochofenschlacke beziehen.

c. Monika Denner: Chemie & Analytik

Für die Inhalte siehe Factsheet „Chemie & Analytik“.

Auf die Frage, ob Chrom (VI) aus im Straßenbau eingesetzter Schlacke durch Straßenabwässer eluiert werden kann, wurde angemerkt, dass Chrom in der Schlacke stabil eingebunden vorliegt und thermodynamisch die Bildung von Chrom (VI) nahezu ausgeschlossen ist. Wie die Eluatuntersuchungen zeigen konnten, geht insgesamt nur sehr wenig Chrom gesamt bzw. Chrom (VI) in Lösung ($<<0,01\%$). Nach Elution ist unter natürlichen Bedingungen die Oxidation von Chrom (III) zu Chrom (VI) sehr unwahrscheinlich.

In der Diskussion wurde von einem Teilnehmer angemerkt, dass die öffentlich zugänglichen Daten zu den Analysen der LD-Schlacke der voestalpine z. T. sehr alt sind und die Ergebnisse erhebliche Schwankungen aufweisen. Dazu wurde erwähnt, dass der LD-Prozess in den letzten Jahren viel einheitlicher ist und es dadurch zu niedrigeren Schwankungen betreffend der Gehalte der LD-Schlacke kommt (z. B. Chrom). Dem Problem variabler Schlackequalität ist durch eine konsequente analytische Überwachung und die Festsetzung von Mindestqualitätszielen vor einer Verwendung im Straßenbau zu begegnen.

Des Weiteren wurde von einem Teilnehmer angemerkt, dass sequentielle Elutionsversuche des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung zeigen, dass bei niedrigeren pH-Werten bzw. bei wiederholter Elution mehr Vanadium freigesetzt werden kann. Die erhöhte Vanadiumlöslichkeit bei wiederholter Elution konnte während des Dialoges nicht verifiziert werden. Die pH-Abhängigkeit bei der Löslichkeit von z. B. Vanadium in LD-Schlacken ist in der Literatur³ dokumentiert.

Bei den für die Untersuchungen am Umweltbundesamt von der ASFiNAG zur Verfügung gestellten Bohrkernen handelte es sich um normgerecht gezogene ganze Bohrkern, die am Umweltbundesamt für die Eluatherstellung weiter aufbereitet wurden (vgl. Angaben im Prüfbericht⁴).

Zum konkreten Einsatz der Schlacke wurde angemerkt, dass im Entwurf der Recycling-Baustoffverordnung nur der Einsatz in gebundener Form vorgesehen ist, ein Einsatz unter einer gebundenen Deckschicht wird überlegt, alle anderen Einsatzformen wie z. B. in Dämmen oder in einer ungebundenen Deckschicht oder als lose Schüttung sind im derzeitigen Entwurf nicht vorgesehen.

Als Primärrohstoffe kommen v. a. Diabas oder andere Hartgesteine zum Einsatz.

² http://www.laga-onli-ne.de/servlet/is/23874/M20_Nov2003u1997.pdf?command=download-Content&filename=M20_Nov2003u1997.pdf

³ FEhS – Institut für Baustoff-Forschung e.V. (Hrsg.) Report. P. Drissen: Mineralische Bindung von Spurenelementen in Stahlwerksschlacken. Punkt 5. Auslaugemechanismen von Chrom und Vanadium. Juli 2006. (<http://www.fehs.de/uploads/media/report13-a2006.pdf>)

⁴ http://www.asfinag.at/documents/10180/537734/Gleichschrift+Pb+NR.+1306_0457/4af3e874-cafb-4df9-a370-8d9e9e171461

d. Gernot Döberl: Grundwasserbelastungen durch Schlacke?

Für die Inhalte siehe Factsheet „*Boden – Grundwasser*“.

In der Diskussion wurde nochmals betont, dass die Abschätzung auf worst-case Annahmen für den Einsatz als ungebundene Deckschicht im Straßenbau beruhen, die bei einer gebundenen Deckschicht nicht zutreffen. Entsprechend den Aussagen im Factsheet wurde auch nochmals hervorgehoben, dass bei länger andauernden bzw. seriellen Elutionen verstärkt die toxikologisch relevante Vanadium-V-Spezies freigesetzt wird.

Anhand eines Fallbeispiels aus Bayern wurde dargelegt, dass insbesondere wenn der Einsatz von Schlacken nicht in den Deck- und Tragschichten der Straßen erfolgt, ungünstige Szenarien denkbar sind, die negative Auswirkungen auf das Grundwasser haben können. So wurden bei einer mehrere Meter mächtigen Straßendammschüttung aus ungebundener EOS-Schlacke und einer Lärmschutzwand, in die auch Niederschlagswässer eingeleitet wurden, im Grundwasser vergleichsweise hohe Schwermetallkonzentrationen nachgewiesen. Dies war der Anlass für entsprechende Regelungen in Bayern, die nur noch einen gesicherten Einbau zulassen. Allerdings wären in einem solchen Szenario Umweltbelastungen bei freier Schüttung auch bei natürlichen Gesteinen mit hohen Schwermetallgehalten möglich, da beispielsweise im Falle von Chrom die vom Umweltbundesamt analysierten Eluatgehalte von Straßenbelags-Bohrkernen mit natürlichem Gestein in derselben Größenordnung liegen wie von denjenigen mit Schlacken als Asphaltzuschlag.

Ein Monitoring von Auswirkungen auf das Grundwasser wäre möglich, allerdings sind die vorhandenen Probenahmestellen dafür nicht geeignet.

Generell ist zu berücksichtigen, dass zur Gewährleistung eines entsprechenden Tragfähigkeits-Verformungsverhalten und einer möglichst langen Lebensdauer bei der Errichtung von Straßen das Eindringen von Wasser in den Straßenkörper mit bautechnischen Maßnahmen weitgehend vermieden wird.

e. Christian Nagl: Luftbelastung durch Straßenstaub?

Für die Inhalte siehe Factsheet „*Luftbelastung durch Straßenstaub*“.

In der anschließenden Diskussion wurde angemerkt, dass LD-Schlacke nicht nur in der Deckschicht von Autobahnen und Schnellstraßen sondern auch von Landesstraßen eingesetzt wird. Ebenso kann LD-Schlacke auch in der Tragschicht eingesetzt werden, allerdings aufgrund der hohen Transportkosten nur in geringem Ausmaß. Auch wurde angemerkt, dass empirische Untersuchungen, also z. B. Messungen rund um bereits existierende Straßen mit Schlacke in der Deckschicht, nach Kenntnis der ExpertInnen bislang nicht durchgeführt wurden.

Die Abschätzungen wurden als realistisch eingestuft, eine deutsche Studie kommt – auf Basis einer anderen Methode mit unterschiedlichen Input-Daten – zu dem ähnlichen Ergebnis, dass bei allen Schwermetallen die Konzentrationen auch im Nahbereich der Autobahn unter einschlägigen Schwellenwerten liegen.

Betont wurde, dass arbeitsmedizinischen Fragestellungen nicht betrachtet wurden.

f. Matthäus Siebenhofer: Thermodynamik von LD-Schlacke

In dem Kurzreferat wurde die Thermodynamik der chemischen Reaktionen bei der LD-Schlackenbildung erläutert. Es wurde gezeigt, dass unter den gegebenen Bedingungen so gut wie ausschließlich Chromit (und damit Cr(III)) und kein Cr(VI) gebildet wird. Ebenso ist aus thermodynamischen Gründen in der Schlacke Vanadium nicht in der problematischen Oxidationsstufe V beständig. Diese Aussagen gelten auch für die EOS-Schlacke.

g. Roland Pomberger: Mineralogie von Schlacken

In dem Kurzreferat wurde gezeigt, dass Cr in den von der Montanuniversität untersuchten EOS-Schlacken der Marienhütte nur in Spinellen als Cr(III) gefunden wurde. Aufgrund ähnlicher Bildungsbedingungen, Chemismus, thermodynamischer Rahmenbedingungen sowie anderer Untersuchungen ist die Aussage auch für LD Schlacken gültig. Ebenso wurde darauf hingewiesen, dass Chromit in natürlichem Gestein weit verbreitet ist und Cr(VI) ausschließlich anthropogenen Ursprungs ist.

In der Diskussion wurde nochmals darauf hingewiesen, dass aus thermodynamischen Gründen die Bildung von Cr(VI) sehr unwahrscheinlich ist und aufgrund der vorliegenden Gleichgewichte Cr(VI) daher nur in sehr geringem Ausmaß auftritt (< 0,05 % Cr(VI), bezogen auf den Gesamtchromgehalt⁵).

1. Diskussion zum Gefahrenpotenzial

Jürgen Schneider erläuterte die Fragestellungen, die in der allgemeinen Diskussion erörtert werden sollen und zu denen für die Schutzgüter Wasser, Boden und Luft sowie für die menschliche Gesundheit Schlussfolgerungen getroffen werden sollten.

- Worin besteht das Gefahrenpotenzial?
- Wie ist das Gefahrenpotenzial zu bewerten?
- Welche Sicherheitsmaßnahmen/Kontrollmechanismen braucht es?

In der Diskussion wurde darauf verwiesen, dass gemäß den Zielen des AWG die Abfallwirtschaft danach auszurichten ist, dass einerseits „bei der stofflichen Verwertung die Abfälle oder die aus ihnen gewonnenen Stoffe kein höheres Gefährdungspotenzial aufweisen als vergleichbare Primärrohstoffe“, dass aber andererseits „Ressourcen geschont werden“. Es wurde aber auch darauf hingewiesen, dass im Rahmen eines Fachdialoges die Abwägung dieser beiden Ziele nicht erfolgen kann.

Folgende Schlussfolgerungen konnten aus der Diskussion gezogen werden:

Auf Basis der vorliegenden Daten zur LD-Schlacke sind nach derzeitigem Wissensstand bei einem Einbau in der Deckschicht von Autobahnen bei intakten Straßenbelägen keine Belastungen der Luftqualität durch die in der Schlacke enthaltenen Schwermetalle zu erwarten, die über den Richtwerten der Weltgesundheitsorganisation sowie Ziel- und Grenzwerten von EU-Richtlinien oder nationaler Gesetze liegen. Bei notwendigen Sanierungs- und Bauarbeiten an be-

⁵ vgl. HHRA (2011): Human Health Risk Assessment for Iron and Steel Slag, table 2.2, page 19.

troffenen Straßenabschnitten halten es die ExpertInnen für notwendig, diese jedenfalls nach dem aktuellen Stand der Technik zur Staubreduktion durchzuführen, um eventuelle Gesundheitsrisiken zu minimieren.

Hinsichtlich potenziell belastender Einträge in das Grundwasser konnte ebenfalls Klarheit geschaffen werden: durch Chrom (VI) und Fluor sind selbst bei Worst Case-Szenarien auf Basis vorliegender Daten von LD-Schlacke aus dem Stahlwerk Linz keine negativen Auswirkungen zu erwarten. Für Vanadium und Molybdän können negative Auswirkungen auf das Grundwasser bei einem ungebundenen Einsatz der Schlacke ohne Deckschicht nicht zur Gänze ausgeschlossen werden. Dies betrifft v. a. die mögliche Freisetzung von Vanadium und Molybdän bei pH-Werten, die sich längerfristig in Schlackeschichten einstellen (vermutlich pH 9 bis 10). Unter diesen pH-Bedingungen ist z. B. die Löslichkeit von Vanadium möglicherweise signifikant höher als bei den durchgeführten Versuchen, bei denen sich pH-Werte um 12 einstellten. Diese Aussagen treffen auf Basis der dem Umweltbundesamt vorliegenden Daten, was die Mittelwerte in Hinblick auf die Mobilisierung der betrachteten Stoffe betrifft, auch für österreichische EOS-Schlacken zu. Die Maximalwerte liegen z. T. jedoch deutlich über den Werten der LD-Schlacken.

Generell wurde festgehalten, dass Einschränkungen hinsichtlich der Verwendung von LD- und EOS-Schlacke im Straßenbau sinnvoll und notwendig sind. Dafür sind verbindliche Qualitätskriterien für den Feststoffgehalt und für die Eluierbarkeit von Schwermetallen aus Schlacke notwendig. Dies gilt auch für die aus dem Straßenbau gewonnenen Recyclingbaustoffe. Einig war sich die ExpertInnenrunde darüber, dass kein Einsatz der Schlacke als ungebundene Deckschicht, im Grundwasserschwankungsbereich oder als Dammschüttung erfolgen sollte.

Diskussionsbedarf besteht nach wie vor, ob der Einsatz von Stahlwerksschlacke in ungebundener Form (unterhalb einer gebundenen Deck- und/oder Trag-schicht) zugelassen werden soll und falls ja bezüglich der Mindestanforderungen, die bei einem entsprechenden Einbau einzuhalten sind. Dies betrifft z. B. die bodenphysikalischen Eigenschaften von Unterbau bzw. Untergrund und einen Schwellenwert für die Eluierbarkeit von Vanadium unter bestimmten pH-Bedingungen. Hierzu wurden weitere Abklärungen ggf. mit Eluatversuchen angeregt.

Wien, 20.3.2014

3 EINSCHÄTZUNG UMWELTAUSWIRKUNGEN

3.1 Wirkung auf Boden und Grundwasser

Die Details zu nachfolgenden Aussagen können dem Factsheet „Boden-Grundwasser“ im Anhang 4 entnommen werden.

Die nachfolgenden Aussagen zu EOS-Schlacken beziehen sich ausschließlich auf Schlacken aus der Kohlenstoffstahlerzeugung, nicht jedoch auf solche aus der Edeltahlerzeugung.

Durch den Einsatz im Straßenbau sind LD- oder EOS-Schlacken neben mechanischen Beanspruchungen auch natürlichen Witterungseinflüssen wie Niederschlägen und Temperatur ausgesetzt. Dadurch ist grundsätzlich die Möglichkeit gegeben, dass durch den Kontakt mit Niederschlags- oder Sickerwasser Schadstoffe (z. B. Chrom (VI), Vanadium, Molybdän und Fluor) aus der Schlacke gelöst und in das Grundwasser eingetragen werden.

LD- und EOS-Schlacken haben im Allgemeinen, in Abhängigkeit der Zusammensetzung der zur Stahlerzeugung eingesetzten Schrotte und Flussmittel, hohe Gehalte an Chrom, Vanadium und Fluor. Chrom liegt in den Schlacken zum Großteil in der gering löslichen dreiwertigen Form (Chrom (III)) vor. Das toxikologisch relevante und besser lösliche sechswertige Chrom (Chrom (VI)) kommt nur sehr untergeordnet vor und wird auch bei Elutionsprozessen nicht verstärkt gebildet. Dementsprechend weisen Eluate an LD- und EOS-Schlacken im Allgemeinen geringe Chromkonzentrationen auf. Anders die Situation bei Vanadium, das in der Schlacke in drei- und vierwertiger Form vorliegt. Da Vanadiumverbindungen grundsätzlich besser löslich sind als Chrom (III)-Verbindungen liegen die in Eluaten festzustellenden Vanadium-Konzentrationen etwa eine Größenordnung über den Chromkonzentrationen. Bei Elutionsprozessen bildet sich verstärkt Vanadium in der toxikologisch relevanten fünfwertigen Oxidationsstufe (Vanadium (+V)). Außerdem ist davon auszugehen, dass bei pH-Werten, die sich längerfristig innerhalb von mehreren Jahren in Schlackeschichten einstellen (vermutlich pH 9 bis 10) die Löslichkeit von Vanadium signifikant höher ist als bei den standardmäßig durchgeführten Elutionsversuchen, bei denen sich üblicherweise pH-Werte um 12 einstellen. Im Falle von Fluor ist – verglichen mit Metallen – von einer höheren Löslichkeit auszugehen. Die vom Umweltbundesamt untersuchten LD-Schlacken aus dem Stahlwerk Linz wiesen allerdings im Eluat nur sehr geringe Fluoridkonzentrationen auf, was darauf hindeutet, dass in diesem Stahlwerk vermutlich Flussmittel mit geringem Fluorgehalt eingesetzt werden.

Die möglichen Auswirkungen eines Schadstoffeintrages aus der im Straßenbau eingesetzten Schlacke auf das Grundwasser hängen ganz wesentlich von der Art des Einbaues der Schlacke in der Straße (Deck- oder Tragschicht; gebunden oder ungebunden) und von standortspezifischen Eigenschaften des Untergrundes (Sickerwassermenge, Schadstoffrückhaltevermögen des Bodens, Verdünnungspotential durch das Grundwasser) ab. Da nicht alle potentiell möglichen Standorte auf ihre Eignung in Hinblick auf den Einbau von Schlacken im Straßenbau geprüft werden können, wurde ein Worst-Case Szenario angenommen, anhand dessen mögliche Auswirkungen auf das Grundwasser abgeschätzt werden können. Das Worst Case-Szenario geht von einem ungebundenen Einsatz der Schlacken in der Straßen-Deckschicht, hohen Sickerwasserkonzentra-

tionen sowie einem geringen Verdünnungspotential des Grundwassers aus. Darüber hinaus wurden sämtliche Schadstoffrückhalteprozesse im Boden vernachlässigt.

Abgeleitet aus Untersuchungen zur Mobilisierbarkeit der Schadstoffe (Eluatuntersuchungen) ergeben sich im Worst-Case Szenario Sickerwasserkonzentrationen, die für Chrom (VI) und Fluor in der Größenordnung der jeweiligen österreichischen Trinkwassergrenzwerte liegen. Für Vanadium existiert in Österreich weder ein Trinkwassergrenzwert noch ein Schwellenwert für das Grundwasser. In Deutschland wurde ein Geringfügigkeitsschwellenwert für Vanadium im Grundwasser festgelegt, in den Niederlanden existiert ein Indikatorwert für erhebliche Grundwasserverunreinigungen. Die für Vanadium abgeschätzten Sickerwasserkonzentrationen übersteigen diese Werte im Worst-Case Szenario deutlich.

Anhand dieser Informationen und Abschätzungen können folgende Schlussfolgerungen des Umweltbundesamts getroffen werden:

Durch Chrom (VI) und Fluor sind selbst bei Annahme eines Worst Case-Szenarios auf Basis vorliegender Daten von LD-Schlacke aus dem Stahlwerk Linz durch einen Einsatz dieser Schlacken im Straßenbau keine negativen Auswirkungen auf das Grundwasser zu erwarten.

Für Vanadium können hingegen negative Auswirkungen auf das Grundwasser bei einem ungebundenen Einsatz der Schlacke ohne Deckschicht nicht zur Gänze ausgeschlossen werden. Ähnliches gilt vermutlich auch für Molybdän. Hier könnten weitere Untersuchungen zur Eluierbarkeit von Vanadium und Molybdän bei unterschiedlichen pH-Werten Klarheit bringen.

Diese Aussagen treffen auf Basis der dem Umweltbundesamt vorliegenden Daten, was die Mittelwerte in Hinblick auf die Mobilisierung der betrachteten Stoffe betrifft, auch für österreichische EOS-Schlacken aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl zu. Die Maximalwerte liegen z. T. jedoch deutlich über den Werten der LD-Schlacken.

Dies bedeutet, dass für den Einsatz von Schlacke im Straßenbau verbindliche Qualitätsmerkmale in Form von Gesamtgehalten und Eluierbarkeiten von Schwermetallen festgelegt werden sollten. Zudem wird eine Aufzeichnungspflicht für eingesetzte Schlacke als notwendig erachtet, falls neue Daten etwa über die Toxizität von Inhaltsstoffen verfügbar werden.

Der Einsatz von LD- und EOS-Schlacke in einer ungebundenen Deckschicht ist jedenfalls abzulehnen.

3.2 Wirkung auf die Luftbelastung

Die Details zu nachfolgenden Aussagen können dem Factsheet „Luftbelastung durch Straßenstaub“ im Anhang 5 entnommen werden

Relevant für den Beitrag von LD-Schlacke zur PM_{10} -Belastung sind v. a. Emissionen aus dem Straßenabrieb und ev. aus der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub. Dies allerdings nur für den Fall, dass diese Schlacken in der Deckschicht von Straßen verwendet wurden. EOS-Schlacken sind aus technischer Sicht nicht für die Verschleißschicht (Deckschicht) von Autobahnen geeignet⁶, weil die Anforderungen der straßenbaulichen Regelwerke nicht erfüllt werden; diese sind daher für die Staubentwicklung durch Straßenabrieb nicht relevant. Die mögliche Verwendung in einer ungebundenen Deckschicht würde zu einer hohen Staubentwicklung führen; daher wird diese Verwendung an dieser Stelle nicht weiter betrachtet. Zur Wiederaufwirbelung von Staub tragen unterschiedlichste Quellen bei (Eintrag von außerhalb, Reifen- und Bremsabrieb), wobei eine Bestimmung des Anteils aus Straßenabrieb kaum möglich ist.

Da LD-Schlacke härter oder zumindest gleich abriebfest wie natürliches Gestein ist, ist die Gesamtmenge an Straßenabrieb bei Verwendung von LD-Schlacke in der Deckschicht tendenziell niedriger.

Um die Umweltwirkung abzuschätzen, wurden zunächst die verschiedenen Beiträge des Straßenverkehrs zu den PM_{10} -Emissionen analysiert. Generell wird in der Literatur auf die hohen Unsicherheiten der zugrundeliegenden Emissionsfaktoren für Straßenabrieb hingewiesen; dies wird in einigen Studien bei intakten Straßenbelägen und bei Sommerreifen als vernachlässigbar angegeben.

Eine grobe Abschätzung ergibt einen Beitrag des Straßenabriebs von etwa 10 % zu den gesamten PM_{10} -Verkehrsemissionen.

Dieser Anteil kann nun umgelegt werden auf die in der Literatur gefunden Werte zur PM_{10} -Zusatzbelastung an Autobahnen von 3 bis 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Da LD-Schlacke nicht bei den höchstbelasteten Autobahnabschnitten eingesetzt wird⁶, wird von einem Beitrag des Straßenabriebs von 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgegangen (10 % der gesamten Zusatzbelastung).

Aus den Feststoffgehalten verschiedener Inhaltsstoffe lässt sich damit der Beitrag der relevanten Schwermetalle abschätzen und mit einschlägigen Schwellenwerten vergleichen.

Diese Abschätzung und die entsprechenden Vergleiche wurden beim Fachdialog von den ExpertInnen als nachvollziehbar bewertet. Es wurde daher der Schlussfolgerung zugestimmt, dass bei intakten Straßenbelägen keine Belastungen der Luftqualität durch die in der Schlacke enthaltenen Schwermetalle zu erwarten sind, die über den Richtwerten der Weltgesundheitsorganisation sowie Ziel- und Grenzwerten von EU-Richtlinien oder nationaler Gesetze liegen (siehe Protokoll, Kapitel 2). Auch kommt eine Studie des Fraunhofer-Institut für Toxiko-

⁶ pers. Mitteilung DI Christian Mlinar, ASFiNAG

logie und Experimentelle Medizin mit einer aufwändigeren Methodik zu ähnlichen Ergebnissen⁷ (FRAUNHOFER ITEM 2013).

Beim Abfräsen der Deckschicht mittels moderner Kaltfräsen ist keine relevante Staubfreisetzung zu erwarten, auch wenn für diese Arbeiten keine Emissionsfaktoren zur Verfügung stehen. Bei allen anderen Arbeitsschritten kann mit modernen Techniken zur Staubreduktion eine übermäßige Staubfreisetzung⁸ verhindert werden.

Anhand dieser Informationen kann folgende Schlussfolgerung des Umweltbundesamts getroffen werden:

Nach derzeitigem Wissensstand treten keine übermäßig hohen Schwermetallkonzentrationen im Nahbereich von Straßen auf, bei denen in der gebundenen Deckschicht LD-Schlacke eingesetzt wurde; alle Werte liegen unter den entsprechenden Richtwerten der WHO bzw. den EU-Zielwerten.

Bei Fortsetzung des Moosmonitorings⁹ durch das Umweltbundesamt könnte dies gezielt an Standorten mit LD- oder EOS-Schlacke durchgeführt werden.

Bei Sanierungs- und Abbrucharbeiten von Deck- oder Tragschichten, die LD- oder EOS-Schlacke enthalten, sollte – wie bei expositionsrelevanten Baustellen generell – jedenfalls eine Staubminderung nach dem Stand der Technik durchgeführt werden, um eventuelle Gesundheitsrisiken zu minimieren.

Ein Einsatz von Schlacke etwa bei nicht befestigten Straßen (wie etwa Forststraßen oder Güterwege) ist auf Grund der erheblichen Staubbelastung abzulehnen.

⁷ Die Modellrechnungen wurden für eine urbane Umgebung und eine Stadtautobahn durchgeführt, während für diese Abschätzung von einer freiliegenden Autobahn ausgegangen wurde. Daher sind die Beiträge aus dem Straßenabrieb zur PM₁₀-Belastung in der Studie des Fraunhofer-Instituts zwar höher, allerdings liegen auch in diesem Fall die Konzentrationen – mit Ausnahme von Mn – durchwegs unter den einschlägigen Schwellenwerten.

⁸ Arbeitsmedizinische Fragestellungen waren nicht Gegenstand des Fachdialogs, die Aussagen beziehen sich ausschließlich auf die allgemeine Immissionsbelastung.

⁹ siehe <http://www.umweltbundesamt.at/moose1/>. Moose werden für das Biomonitoring von atmosphärischen Schwermetalleinträgen verwendet. Das österreichweite Moos-Monitoring wird seit 1990 in einem 5-jährigen Zyklus im Rahmen der Konvention über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen der UNECE durchgeführt.

4 REFERENZEN

- AEA TECHNOLOGY (2012): Scottish Air Quality Maps. Pollutant modelling for 2010 and projected concentrations for 2015, 2020, 2025, and 2030: annual mean NO_x, NO₂, and PM₁₀. Glengarnock.
- AMT FÜR UMWELT SOLOTHURN (2011): Merkblatt zum Einsatz von Elektroöfen Schlacke.
http://www.so.ch/fileadmin/internet/bjd/bumaa/pdf/stoffe/511_mb_02.pdf
- ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1992) Toxicological profile for thallium. U.S. Department of health and human services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2012a) Toxicological profile for chromium. U.S. Department of health and human services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2012b) Toxicological profile for manganese. U.S. Department of health and human services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2012c) Toxicological profile for vanadium. U.S. Department of health and human services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- AUSSCHUSS FÜR GEFAHRSTOFFE (2010): Technische Regeln für Gefahrstoffe. Mineralischer Staub. TRGS 559. Ausgabe: Februar 2010. zuletzt geändert und ergänzt: GMBI 2011 S. 578-579 [Nr. 29].
- AWA – Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern (2003): Merkblatt Elektroöfen-Schlacke richtig verwenden.
http://www.bve.be.ch/bve/de/index/direktion/organisation/awa/formulare_bewilligungen/Abfille.assetref/content/dam/documents/BVE/AWA/de/BA_AR/B_A_AR_aw023_Elektro_Ofen_Schlacke_richtig_verwenden.pdf
- BAFU – Bundesamt für Umwelt (Hrsg.) 2009: Luftreinhaltung auf Baustellen. Richtlinie über betriebliche und technische Massnahmen zur Begrenzung der Luftschadstoff-Emissionen von Baustellen (Baurichtlinie Luft). Inkraftsetzung: 1. September 2002. Aktualisierte Ausgabe vom 1. Januar 2009. Umwelt-Vollzug Nr. 0901. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2006): Thallium in natürlichem Mineralwasser, Aktualisierte Stellungnahme* 003/2006 des BfR vom 14. Dezember 2004
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2010): Umweltkontaminanten in Lebensmitteln. Cadmium, Blei, Quecksilber, Dioxine und PCB, Ergebnisse des Forschungsprojekts LExUKon. BfR.
- BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2014): Rohstoffpreisliste – Preismonitor Januar 2014. Hannover. <http://www.bgr.bund.de/>.

- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2012): 2. Arbeitsentwurf (Stand 31.10.2012) Verordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen und das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzbaustoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material – Mantelverordnung.
http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Bodenschutz/entw_mantelverordnung.pdf
- BUKOWIECKI, N.; LIENEMANN, P.; HILL, M.; FURGER, M.; RICHARD, A.; AMATO, F.; PRÉVÔT, A. S. H.; BALTENSBERGER, U.; BUCHMANN, B.; GEHRIG, R. (2010): PM10 emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland. Atmospheric Environment 44 (2010) 2330-2340.
- Charakterisierung von Eisenhüttenschlacken
(http://www.titro.de/phstarti/larmbew/fehs_1_4.htm)
- CHAURAND, P., ROSE, J., BRIOIS V., OLIVI, L, HAZEMANN, J.L., PROUX, O., DOMAS, J., BOTTERO, J.Y. (2007): Environmental impacts of steel slag reused in road construction: A crystallographic and molecular (XANES) approach. Journal of Hazardous Materials, 139, 537–542.
- COM (2012) 252 final. Mitteilung der Kommission an den Rat. Kombinationswirkungen von Chemikalien. Chemische Mischungen.
<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2012:0252:FIN:DE:PDF>
- DAEHN, C. (2013): Einsatz von Ersatzbaustoffen in Bayern – Stand und Perspektiven. In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. (2013): Aschen Schlacken Stäube – aus Abfallverbrennung und Metallurgie. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin. S. 43-52.
- DENIER VAN DER GON, H. A. C.; GERLOFS-NIJLAND, M. E.; GEHRIG, R.; GUSTAFSSON, M.; JANSSEN, N.; ROY M. HARRISON, R. M.; HULSKOTTE, J.; JOHANSSON, C.; JOZWICKA, M.; KEUKEN, M.; KRIJGSHELD, K.; NTZIACHRISTOS, L.; RIEDIKER, M.; CASSEE, R. F.: The Policy Relevance of Wear Emissions from Road Transport, Now and in the Future – An International Workshop Report and Consensus Statement. Journal of the Air & Waste Management Association 63(2):136–149, 2013. DOI: 10.1080/10962247.2012.741055.
- DEUTSCHE GESETZLICHE UNFALLVERSICHERUNG (2008): BG/BGIA-Empfehlungen für die Gefährdungsbeurteilung nach der Gefahrstoffverordnung. Einsatz von Straßenfräsen mit Absauganlagen – Fräsen von Asphaltbelägen. BG-Information BGI 790-020. Juni 2008.
- DFG – Deutsche Forschungsgemeinschaft (2012) Liste aller Änderungen und Neuaufnahmen in der MAK- und BAT-Werte-Liste 2012. Teil Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen.
- DIJKEMA, M. B.A.; VAN DER ZEE, S. C.; BRUNEKREEF, B.; VAN STRIEN, R. T. (2008): Air quality effects of an urban highway speed limit reduction. Atmospheric Environment 42 (2008) 9098–9105.

- DOMAS, J. & REYNARD, J. (2012): Sustainable reuse of iron and steel slags in road applications: Technical requirements for environmental acceptance. In: WASCON 2012 – towards effective, durable and sustainable production and use of alternative materials in construction. 8th International conference on sustainable management of waste and recycled materials in construction, Gothenburg, Sweden, 30 May – 1 June, 2012. Proceedings. Ed by: Arm, M., Vandecasteele, C., Heynen, J., Suer, P. & Lind, B.
- EFSA – European Food Safety Authority (2004a): Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to mercury and methylmercury in food. The EFSA journal 34, 1-14.
- EFSA – European Food Safety Authority (2004b) Opinion of the Scientific Panel on Dietetic products, nutrition and allergies [NDA] related to the Tolerable Upper Intake Level of Vanadium. The EFSA Journal (2004) 33, 1-22
- EFSA – European Food Safety Authority (2010): Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal 2010; 8(4): 1570.
- EFSA – European Food Safety Authority (2013) Scientific Opinion on Dietary Reference Values for manganese¹ EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA)², 3 European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal 2013;11(11):3419.
- EMEP/EEA – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe/European Environment Agency (2013): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Technical report No 12/2013. Copenhagen.
- EMPA (2012): Chemische Zusammensetzung und Quellen von Feinstaub. Untersuchungen an ausgewählten NABEL-Standorten. Schlussbericht. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Dübendorf.
- EPPENSTEINER, W. (2006): Vulkanite im Burgenland. Vorkommen – Abbau – Verwendung. Arch. f. Lagerst.forsch. Geol. B.-A. Band 25. S. 5–34. Wien, Oktober 2006.
- ETC/ACC – European Topic Centre on Air and Climate Change (2004): Street Emissions Ceiling exercise Phase 2 report. ETC/ACC Technical Paper 2004/5.
- FAHRNI, H.-P. (2013): Schweizerische Technische Verordnung über Abfälle (TVA) – Verwertungsbedingungen für Rückstände aus Metallindustrie, Abfallverwertungsanlagen und Kraftwerken. In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. (2013): Aschen Schlacken Stäube – aus Abfallverbrennung und Metallurgie. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin. S. 29-42.
- FEhS – Institut für Baustoff-Forschung e.V. (Hrsg.) Report. P. Drissen: Mineralische Bindung von Spurenelementen in Stahlwerksschlacken. Punkt 4. Mineralische Bindung von Chrom und Vanadium. Juli 2006.
(http://www.fehs.de/uploads/media/report13-a2006.pdf_p.8)
- FRAUNHOFER ITEM – Fraunhofer-Institut für Toxikologie und Experimentelle Medizin (2013): Mangelsdorf, I.; Voss, J. U. & Koch, W.: Bewertung des gesundheitsgefährdenden Potentials des Beitrags des Abriebs der Straßendeckschicht zur Feinstaubkonzentration in urbaner Umgebung unter Berücksichtigung von Stahlwerksschlacke (LD-Schlacke). Hannover.

- GEHRIG, R., HILL, M., BUCHMANN, B., IMHOF, D., WEINGARTNER, E., BALTENSBERGER, U.:
Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. S. Bericht von PSI
und EMPA zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415, Dübendorf und Villingen,
Juli 2003.
- GLA – Greater London Authority (2006): The control of dust and emissions from
construction and demolition. Best Practice Guidance. London.
- GÖTZ, M.; MATTENKLOTT, M.: Staubexposition beim Fräsen von Straßenbelägen –
Sachstandsbericht. Tiefbau 117 (2005) Nr. 12, S. 700-704
- GUNREBEN, W. (2011): Staub auf Baustellen – die neue TRGS 559. Bauportal 11/2011.
- HEI – Health Effects Institute (2010): Traffic-Related Air Pollution: A Critical Review of the
Literature on Emissions, Exposure, and Health Effects. Special Report 17. Health
Effects Institute, Boston.
- HEIJERICK D.G.; REGOLI L.; CAREY S. (2012): The toxicity of molybdate to freshwater and
marine organisms. II Effects assessment of molybdate in the aquatic environment
under REACH. Science of the total environment 435-36, 179-187.
- HEINISCH, H.; HERTOGEN J.; & SCHLÄGEL, P. (1988): Ausgewählte Spurenelementdaten von
metamorphen basischen Magmatiten aus der nördlichen Grauwackenzone
(Österreich). Jb. Geol. B.-A. Band 131, Heft 2, S. 267-278, Wien, August 1988.
(Seite 271, Tabelle 2)
- HEINISCH, H.; HERTOGEN J.; & SCHLÄGEL, P. (1988): Ausgewählte Spurenelementdaten von
metamorphen basischen Magmatiten aus der nördlichen Grauwackenzone
(Österreich). Jb. Geol. B.-A. Band 131, Heft 2, S. 267-278, Wien, August 1988.
- HEM, J. D. (1985): Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water.
US Geological Survey Water Supply Paper, 2254, 3rd edition, Washington D.C.
- [http://diepresse.com/home/wirtschaft/economist/1550350/Baustoffe_Es-geht-um-
viel-Schotter](http://diepresse.com/home/wirtschaft/economist/1550350/Baustoffe_Es-geht-um-viel-Schotter)
- <http://www.marienhuetten.at>
- IPCS – International Programme on Chemical Safety (1996): Environmental health criteria
182. Thallium – toxicity I. Series. ISBN 92 4 157182 9 (NLM Classification: QV 618)
ISSN 0250-863X.
- IRIS – Interaktives Rohstoff-Informationssystem:
<http://geomap.geolba.ac.at/IRIS/einstieg.html>
- IVL – Swedish Environmental Research Institute Ltd. (2010): Wear particles from road
traffic – a field, laboratory and modeling study. Final Report B1830. IVL, Göteborg.
- Jb. Geol. B.-A. (Hrsg.): Koller, F. (1985): Petrologie und Geochemie der Ophiolite des
Penninikums am Alpenostrand. (Seite 124-135, Tabelle 10)
- JOHANSSON, C., et al. (2008): Road traffic emission factors for heavy metals, Atmospheric
Environment (2008), doi:10.1016/j.atmosenv.2008.10.024.
- JRC (2012): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Iron and Steel
Production. Sevilla.
http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/IS_Adopted_03_2012.pdf.
- KOM(2012) 252 endg.: Mitteilung der Kommission an den Rat. Kombinationswirkungen
von Chemikalien. Chemische Mischungen. Ratsdok. 10923/12.

- KOSTJAK, M. (2012): Baustoffe aus industriell hergestellten Gesteinskörnungen. Umweltverträglichkeit von LD-Schlacke. Studie im Auftrag der voestalpine. Zitiert in: Jöbstl, R. (2013): Anforderungen an die umweltfreundliche Entsorgung von Stahlwerksschlacken am Beispiel der LD-Schlacken. www.umweltdachverband.at/.
- KOTTKE, B. (2008): Sickerwasserprognose für den Baustoff Stahlwerksschlacke zur Abschätzung der potentiellen Grundwasserkontamination. Dissertation, Ruhr-Universität, Bochum.
- KRALIK, M. et al. (1984): Geochemie und K-Ar – Alter der Diabasvorkommen von Annaberg (Nördliche Kalkalpen, Niederösterreich), Mitteilungen der Österreichischen Geologischen Gesellschaft, Wien.
- KUPIAINEN, K. (2007): Road dust from pavement wear and traction sanding. Monographs of the Boreal Environment Research. Monograph No. 26. Finnish Environment Institute, Finland.
- LAI -Länderausschusses für Immissionsschutz (2004): Bewertung von Schadstoffen, für die keine Immissionswerte festgelegt sind – Orientierungswerte für die Sonderfallprüfung und für die Anlagenüberwachung sowie Zielwerte für die langfristige Luftreinhalteplanung unter besonderer Berücksichtigung der Beurteilung krebserzeugender Luftschadstoffe. 21. September 2004.
- LARM, A. (1998): Entwicklung des LAGA Richtlinien-Entwurfs für die Verwertung von Eisenhüttenschlacken basierend auf Originalsubstanzgehalten und Eluatkonzentrationen. Fachgespräch Feststoffuntersuchung, 16./17. März 1998, Essen, http://www.titro.de/phstarti/larmbew/fehs_1_4.htm
- LAWRENCE, S.; SOKHI, R.; RAVINDRA, K.; MAOA, H.; PRAIN, H. D.; BULL, I. D. (2013): Source apportionment of traffic emissions of particulate matter using tunnel measurements. Atmospheric Environment 77 (2013) 548-557.
- LEBENSMINISTERIUM (2011): Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011. Wien. www.bundesabfallwirtschaftsplan.at.
- LFU – Bayrisches Landesamt für Umwelt (2013): Umweltfachliche Kriterien zur Verwertung von Elektroofenschlacke (EOS). http://www.lfu.bayern.de/abfall/mineralische_abfaelle/schlacke_aschen_san_de/doc/verwertung_elektroofenschlacke.pdf
- LIM S. S. et al. (2012): A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. Lancet, 2012, 380: 2224-2260.
- LUHANA, L., SOKHI, R., WARNER, L., MAO, H., BOULTER, P., MCCRAE, I., WRIGHT, J., REEVES, N., OSBORN, D. (2004): Non-exhaust particulate measurements: results. Deliverable 8 of the European Commission DG TREN 5th Framework Particulates project.
- MAPAG (2012): Gutachterliche Stellungnahme vom 12.09.2012. Versuche zur Charakterisierung von Elektroofenschlacke (EOS) der Marienhütte GmbH. GZ 1645GA/2012. Mapag. (Gehalte im Feststoff nach Königswasseraufschluss, Tabelle Seite 14; Gehalte im L/S=10l/kg TM Eluat gm. ÖN S2115, Tabelle Seite 15). Die Untersuchungen wurden im Auftrag der Marienhütte GmbH durchgeführt. Die Verwendung der Daten im vorliegenden Fact Sheet erfolgt in Rücksprache mit Auftragnehmer und Auftraggeber.

- Mitteilungen des Institutes für Angewandte Geologie der Universität für Bodenkultur (Hrsg.): Band 4. Reihe „Nutzbare Gesteine NÖ und des Bgld“. Scharbert et. al. (1981) sowie Poultidis & Scharbert (1986) zit. in: Eppensteiner (2006): Vulkanite im Burgenland. Vorkommen-Abbau-Verwendung. (Seite 7, Tabelle 1).
- MKULNV – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2001): Anforderungen an den Einsatz von mineralischen Stoffen aus industriellen Prozessen im Straßen- und Erdbau. Erlass IV – 3 – 953-26308 – IV – 8 – 1573-30052 vom 9.10.2001. <https://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/einsatz.pdf>
- NENDZA, M. (2003): Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern, Umweltbundesamt, Berlin, F+E-Vorhaben 202 24 276. <http://webtox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur.do?id=2202>
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (1997): Entwicklung des LAGA Richtlinien-Entwurfs für die Verwertung von Eisenhüttenschlacken basierend auf Originalsubstanzgehalten und Eluatkonzentrationen. http://www.titro.de/phstarti/larmbew/fehs_1_4.htm. Zugriff am 5.2.2014.
- Oö Lr – Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (2013): Jahresbericht 2012 der Luftgüteüberwachung in Oberösterreich. Inspektionsbericht. Linz.
- RAI, D., EARY, L.E., ZACHARA, J.M. (1989): Environmental Chemistry of Chromium. The Science of the Total Environment, 86, 15-23.
- RIVM – Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (2001): Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701 025. Bilthoven.
- ROEMPP CHEMIE LEXIKON (2008): Vanadium. Thieme, Berlin.
- SAGER, M. (2005): About Chromium (VI) Extraction from Fertilizers and Soils. International Journal of Economic and Environment Geology, 38, 657-662.
- SCHER, SCCS, SCENIHR, (2012) Opinion on the Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures, European Commission. DG Health and Consumers. ISB N 978- 92-79-3 0700-3m doi:10.2772/21444 ND-03-13-259-EN-N, European Union 2012.
- SÉTRA – Technical department for transport, roads and bridges (2012): Acceptability of Alternative Materials in Road Construction. Environmental Assessment. Sétra, Paris. http://www.setra.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Acceptabilite_GB_Web.pdf
- SIEBENHOFER, M. (2013): voestalpine Stahl GmbH, LD-Schlacke, Feststellverfahren gemäß § 6 AWG 2002, Beziehung als nicht amtlicher Sachverständiger. TU-Graz, Graz, 28.04.2013.
- STMK. LANDESREGIERUNG – Amt der Steiermärkischen Landesregierung (2006): Baustellenleitfaden – Maßnahmen zur Verringerung der Staubemissionen auf Baustellen.
- STMK. LANDESREGIERUNG – Amt der Steiermärkischen Landesregierung (2013): Luftgütemessungen in der Steiermark Jahresbericht 2012. Lu-08-2013. Graz.
- THALMANN, F., SCHERMANN, O., SCHROLL, E., HAUSBERGER, H. (1989): Geochemischer Atlas der Republik Österreich: Böhmisches Masse und Zentralzone der Ostalpen (Bachsedimente <0,18 mm). Geologische Bundesanstalt (Hrsg.), Wien.
- THORPE, A. & HARRISON, R. M. (2008): Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. Science of the Total Environment 400 (2008) 270–282. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.06.007.

- TOXSTRATEGIES (2011): Human Health Risk Assessment for Iron and Steel Slag. Arroyo Vista.
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Gara, S. & Schrimpf, S.: Behandlung von Reststoffen und Abfällen in der Eisen- und Stahlindustrie. Monographie M-092, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Hagendorfer, H.; Uhl, M.: Chromspeziation in Feinstaub (PM₁₀). Entwicklung eines Routineverfahrens. Einfluss des Verkehrs und toxikologische Relevanz. Reports, REP-0111. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2009): Medienübergreifende Umweltkontrolle in ausgewählten Gebieten: Reutte/Breitenwang. REP-0223.
- UMWELTBUNDESAMT (2011): Wimmer, B., Döberl, G.: Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten. Reports, REP-0300, Wien. http://www.umweltbundesamt.at/aktuell/publikationen/publikationssuche/publikationsdetail/?pub_id=1913
- UMWELTBUNDESAMT (2013a): Analytik von LD-Schlacke und Bohrkernen mit LD-Schlacke bzw. natürlichem Gestein in der Deckschichte. Prüfbericht 1306/0457, Wien. Untersuchungen im Auftrag der ASFiNAG. im Internet von der ASFiNAG als Download veröffentlicht (http://www.asfinag.at/documents/10180/537734/Gleichschrift+Pb+NR.+1306_0457/4af3e874-cafb-4df9-a370-8d9e9e171461).
- UMWELTBUNDESAMT (2013b): Spangl, W. & Nagl, C.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2012. Reports, Bd. REP-0421. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT DESSAU (2005): Unbedenkliche Bauprodukte für Umwelt und Gesundheit: Wie viel Prüfaufwand ist notwendig zur Umsetzung der EG-Bauproduktenrichtlinie?. Texte 05/07. Umweltbundesamt, Dessau.
- UMWELTBUNDESAMT DESSAU (2007): Unbedenkliche Bauprodukte für Umwelt und Gesundheit: Wie viel Prüfaufwand ist notwendig zur Umsetzung der EG-Bauproduktenrichtlinie. Forschungsbericht. Dessau, 2007. (Tabelle 12, S. 60; Tabelle 14, Seite 62)
- US EPA – United States Environmental Protection Agency (2010): AP 42, Fifth Edition, Volume I Chapter 13: Miscellaneous Sources, 13.2.3 Heavy Construction Operations.
- VOESTALPINE (2011): Feststoff-Analysen LD-Schlacke, interne Untersuchungen voestalpine 2011-3308_41-6 (Fluorid im Feststoff). Die Verwendung der Daten im vorliegenden Fact Sheet erfolgt in Rücksprache.
- VOESTALPINE (2013): „LD-Schlacke. Daten und Fakten.“ November 2013. (<http://www.voestalpine.com/group/static/sites/default/downloads/de/konzern/2013-weissbuch-ld-schlacke.pdf>)
- WÄHLIN, BERKOWICZ, PALMGREN (2006): Characterisation of traffic-generated particulate matter in Copenhagen. Atmospheric Environment 40 (2006) 2151–2159.
- WEBER, L. (2012): Der Österreichische Rohstoffplan. Archiv für Lagerstättenforschung, 2012, Band 26, Geologische Bundesanstalt, Wien. <https://www.bmwfj.gv.at/ENERGIEUNDBERGBAU/ROHSTOFFPLAN/Seiten/default.aspx>.
- WHO – World Health Organisation (2000): Air quality guidelines for Europe. Second edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91.

- WHO – World Health Organisation (2007): Health relevance of particulate matter from various sources. Report of a WHO Workshop. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2007.
- WHO – World Health Organisation (2013a): Health effects of particulate matter. Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia. ISBN 978 92 890 0001 7 © World Health Organization 2013. The Regional Office for Europe. Copenhagen.
- WHO – World Health Organisation (2013b): Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. Technical Report. WHO Regional Office for Europe. Copenhagen.
- WULFERT, H. & JUNGSMANN, A. (2013): Herstellung hochwertiger Baustoffe aus Stahlwerksschlacken nach nahezu vollständiger Metallrückgewinnung. In: Thome-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): Aschen, Schlacken, Stäube aus Abfallverbrennung und Metallurgie. TK-Verlag, Neuruppin, Deutschland.

Rechtsnormen und Richtlinien

4. Tochterrichtlinie (RL 2004/107/EG): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft. ABl. Nr. L 23/3.
- Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG 2002; BGBl. I Nr. 102/2002 i.d.g.F.): Bundesgesetz der Republik Österreich, mit dem ein Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft erlassen und das Kraftfahrgesetz 1967 und das Immissionsschutzgesetz-Luft geändert wird.
- Altlastensanierungsgesetz (AISAG, BGBl. Nr. 299/1989 idF BGBl. I Nr. 103/2013): Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung.
- Deponieverordnung (DVO 2008, BGBl II 39/2008 idF BGBl II 445/2011): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien.
- EG 1272/2008: Verordnung (EG) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006.
- LAWA (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Düsseldorf.
- Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über den guten chemischen Zustand des Grundwassers (Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW). BGBl. II Nr. 98/2010.
- SRC (2009): Dutch Soil Remediation Circular 2009.
<http://rwsenvironment.eu/subjects/soil/legislation-and/soil-remediation/>
- Trinkwasserverordnung: Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TWV). BGBl. II Nr. 304/2001.

ANHANG 1: FACTSHEET „NUTZUNG VON LD- UND EOS-SCHLACKE

im Straßenbau aus Ressourcen und Abfallsicht“

Problemstellung

LD-Schlacken und EOS-Schlacken aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl haben physikalische Eigenschaften, die es erlauben, sie im Bauwesen als Ersatz für natürliche Materialien (Sand, Kies) einzusetzen. Im Straßenbau können diese Schlacken sowohl in der Deck- als auch in der Tragschicht der Straße eingebaut werden. In letzterer kann zwischen dem Einbau in der gebundenen und der ungebundenen Schicht unterschieden werden. Durch den Einsatz als Baustoff ist die Schlacke neben mechanischen Beanspruchungen – z. B. durch Fahrzeuge bei einer Verwendung in der Tragschicht einer Straße – auch natürlichen Witterungseinflüssen (Niederschläge, Temperatur) ausgesetzt.

Die Verwendung von EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl im Straßenbau ist von untergeordneter Bedeutung, da sie für die Verschleißschicht zu porös und somit nur für einen Einsatz in der Tragschicht geeignet ist (persönliche Information DI Christian Mlinar, ASFiNAG).

Wegen der relativ hohen Transportkosten wird die LD-Schlacke bevorzugt in der Deckschicht als Ersatz von Hartgesteinen eingesetzt. Der Einsatz von LD-Schlacke in den Tragschichten beschränkt sich auf Gebiete in der Nähe des Anfallsortes.

In Österreich wird LD-Schlacke bei Autobahnen, Schnellstraßen und Landesstraßen¹⁰ zum überwiegenden Teil in Asphaltmischdecken eingesetzt, zu sehr geringem Teil in Tragschichten, nicht jedoch in Betonfahrbahnen. Die Asphaltdeckschicht wird je nach Sanierungsbedarf ca. alle 15 Jahre abgefräst und erneuert. Im Zuge von Generalerneuerungen werden auch die gebundene und die ungebundene Tragschicht erneuert. Ein Recycling der LD-Schlacke-haltigen Asphaltdecke als Material für die Tragschicht ist technisch möglich und wird aufgrund der verwendeten hochwertigen Materialien auch immer angestrebt. Derzeit ist die Zulässigkeit dieses Recycling rechtlich unklar, weshalb das Material vielfach auch deponiert wird (persönliche Information DI Christian Mlinar, ASFiNAG).

Aus Ressourcen und Abfallsicht ist entsprechend den Zielen des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG 2002) zu klären, ob durch eine Verwendung von LD- bzw. EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl im Straßenbau

1. Schädliche Einwirkungen auf Mensch und Umwelt so gering wie möglich gehalten werden
2. Die Emissionen von Luftschadstoffen so gering wie möglich gehalten werden
3. Ressourcen geschont werden.

Weiters ist zu klären, ob

4. Die Verwertung von LD- bzw. EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl im Straßenbau kein höheres Gefährdungspotenzial aufweist als vergleichbare Primärrohstoffe

¹⁰ persönliche Information Bmstr. DI Franz Nöhner, Amt der Steiermärkischen Landesregierung

5. Nur solche Abfälle zurückbleiben, deren Ablagerung keine Gefährdung für nachfolgende Generationen darstellt.

Um diese Punkte zu klären, soll zunächst betrachtet werden

- das Aufkommen und die bisherige Deponierung der Schlacken
- ob die Schlacken für die vorgesehene Nutzung aus technischer Sicht geeignet sind
- ob es eine bessere Nutzung der Schlacken geben könnte
- ob eine Vorbehandlung der Schlacken zur Verringerung der Umweltauswirkungen möglich ist
- welche Primärrohstoffe ersetzt werden
- und welche abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen beachtet werden müssen.

Diese Betrachtungen sollen in eine Gesamtbewertung der Nutzung von LD- und EOS-Schlacken aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl im Straßenbau aus Material- und Abfallsicht münden.

Aufkommen der Schlacken bisher

Im Jahr 1998 veröffentlichte das Umweltbundesamt eine Studie über die Behandlung von Reststoffen und Abfälle in der österreichischen Eisen- und Stahlindustrie (UMWELTBUNDESAMT 1998). In dieser Studie erfolgte unter anderem eine Zuordnung der LD-Schlacke und der EOS-Schlacke zu den Schlüsselnummern der ÖNORM S 2100, sowie eine Empfehlung über die Art der Abfallbehandlung (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Zuordnung der Stahlwerksschlacken zu Schlüsselnummern gemäß ÖNORM S 2100 und Behandlungsmöglichkeiten (UMWELTBUNDESAMT 1998).

Schlüsselnummer	Zusatz	Abfallbezeichnung	Behandlung				Synonym für
			C/P	BB	TB	D	
31218	Ng	Elektroofenschlacke	-	-	-	K	EOS-Schlacke
31220	Ng	Konverterschlacke	-	-	-	+	LD-Schlacke, Stahlwerksschlacke

C/P = chemisch/physikalische Behandlung

BB = biologische Behandlung

TB = Thermische Behandlung

D = Deponierung

= für das Behandlungsverfahren nicht geeignet

+ für das Behandlungsverfahren geeignet, Konditionierung nicht ausgeschlossen

K = für das Behandlungsverfahren geeignet, Konditionierung erforderlich

Der Studie des Umweltbundesamts können auch die Stoffströme rund um die österreichischen Konverter und Elektroöfen für das Jahr 1995 entnommen werden (siehe Tabelle 2, UMWELTBUNDESAMT 1998). Von den in Tabelle 2 gezeigten Elektroofenschlacken, ist lediglich die EOS-Schlacke der Marienhütte eine EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl.

Unter Berücksichtigung des Weißbuchs der voestalpine kann das Aufkommen der LD-Schlacke (= Konverterschlacke) für das Jahr 2012 mit rund 664.000 Tonnen und der EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl mit rund 48.000 Tonnen geschätzt werden (VOESTALPINE 2013).

Tabelle 2: Stoffströme der österreichischen Konverter und Elektroöfen im Jahr 1995 (UMWELTBUNDESAMT 1998).

Betrieb	Stoffströme in t			Anmerkungen
	Input	Output		
	Roh-Eisen und Schrott	Stahl	Konverterschlacke	
VA Stahl Linz	3.751.000	3.440.000	413.500	
VA Stahl Donawitz	1.265.800	1.095.000	326.600	
Marienhütte Graz	289.500	256.000		48.000 Erzeugung von Kohlenstoffstahl
Böhler Edelstahl Kapfenberg	140.000	122.000		18.000 Erzeugung von Edelstahl
Breitenfeld Edelstahl		75.000		5.250
Gesamt		4.988.000	740.100	71.250

Eignung der Schlacken für die vorgesehene Nutzung

Mit einer Zusammensetzung von 16 % SiO₂, 45 % CaO, 32 % FeO und 7 % MnO hat LD-Schlacke Ähnlichkeiten mit dem Gestein Basalt (SIEBENHOFER 2013). Damit kann LD-Schlacke an Stelle von natürlichen Hartsteinen im Straßenbau eingesetzt werden. Für die Zusammensetzung vergleichbarer natürlicher Hartsteine siehe Tabelle 16 im Factsheet „Chemie & Analytik“.

Im Straßenbau zeichnet sich LD-Schlacke wegen der hohen Abriebfestigkeit als Baumaterial für den Fahrbahndeckenbau aus. Die direkte Verwendung von LD-Schlacken als Baumaterial ist allerdings nur eingeschränkt möglich, da sie wegen des vorhandenen freien CaO-Anteils nicht volumenstabil sind (Hydratation zu Ca(OH)₂). Deshalb müssen LD-Schlacken in der Regel einem künstlichen Alterungsprozess ausgesetzt werden. Vor dem Einsatz als Baustoffe müssen LD-Schlacken genau klassifiziert und sichergestellt werden, dass der Gehalt an freiem Kalk nicht größer als 7 % ist (UMWELTBUNDESAMT 1998).

In der EOS-Schlacke ist der Gehalt an freiem Kalk in der Regel geringer als in der LD-Schlacke. Die EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoff-Stahl eignet sich auf Grund der hohen Festigkeit und Unempfindlichkeit gegen Schwankungen des Wassergehalts prinzipiell für den Straßenbau (UMWELTBUNDESAMT 1998). Dennoch ist Verwendung von EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoff-Stahl im Straßenbau von eher untergeordneter Bedeutung, da sie für die Verschleißschicht zu porös und somit nur für einen Einsatz in der ungebundenen Tragschicht geeignet ist (persönliche Information DI Christian Mlinar, ASFiNAG). Für Elektroofenschlacke aus der Erzeugung von Edelstahl wurde aber festgestellt, dass sie auf Grund der Schlackenzusammensetzung und Eigenschaften (z. B. Ausdehnung der Schlacke) nicht für die Bauindustrie geeignet sind (JRC 2012).

Abgesehen vom hohen Chromgehalt, hält die LD-Schlacke die Gesamtgehalt-Grenzwerte der Qualitätsklasse A für Recycling-Baustoffe ein (vergleiche Fact-

sheet zu Chemischen Analysen und LEBENS MINISTERIUM 2011). Im Entwurf der Recycling-Baustoff-Verordnung wird für Gesteinskörnungen (insbesondere Ausbauasphalt, Stahlwerkschlacken etc.) zur Herstellung von Asphaltmischgut der Qualitätsklasse Asphalt D ein Chromgrenzwert von 2.500 mg/kg vorgesehen. Weiters ist zu berücksichtigen, dass bisher für Recycling-Baustoffe keine Gesamtgehalt-Grenzwerte für Fluor, Vanadium oder Molybdän festgelegt wurden. Diese Stoffe sind zwar für Stahlwerksschlacken von Relevanz, nicht aber für sonstige übliche Anwärter für Recyclingbaustoffe.

Die EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl überschreitet nicht nur beim Chrom sondern auch beim Kupfer die Grenzwerte für die Qualitätsklasse B für Recycling-Baustoffe (vergleiche Factsheet zu Chemischen Analysen und LEBENS MINISTERIUM 2011).

Alternative Nutzungsmöglichkeiten der Schlacken

Die primäre Aufgabe des LD-Konverterprozesses ist die Abtrennung von Kohlenstoff, Silizium und Phosphor aus dem Roheisen. Um das Silizium abzutrennen, wird CaO bzw. MgO beigegeben um eine CaO-FeO-SiO₂-Schlacke zu erzeugen. Während des Prozesses sollten die Metalle Chrom, Vanadium, Nickel, Molybdän und Kobalt weitgehend in der Schmelze verbleiben (SIEBENHOFER 2013). Die gefundenen Konzentrationen dieser Metalle in der Schlacke sind als ungeplante Verunreinigungen zu betrachten.

Chromerz (Chromit) ist bei gegenwertigen Marktpreisen kaum teurer als Eisenerz. Das Endprodukt Chrom hat aber einen Marktwert der um den Faktor 5 über dem von Stahl liegt. Vanadium ist noch einmal um den Faktor 10 teurer (siehe Tabelle 3). Prinzipiell könnte daher eine Rückgewinnung von Chrom und insbesondere von Vanadium aus der LD-Schlacke bzw. aus der EOS-Schlacke aus ökonomischer Sicht interessant sein.

Tabelle 3: Rohstoffpreise im Jänner 2014 (in US\$. BGR2014).

	Rohstoffpreise im Jänner 2014 (US\$)
CHROMIT: metallurgical grade, friable lumpy, 40 % Cr ₂ O ₃ , South African, Northwest, ex works	173
CHROM: ferro-chrome, 6-8 % C, basis 60 % Cr, max. 1,5 % Si, delivered consumers' works	2.280
EISENERZ: spot market, fines, 63,5 % Fe, cfr main China port	136
STAHL: EU domestic hot rolled coil € per tonne ex-works Northern Europe	449
VANADIUM: ferro-vanadium, basis 70-80 %, delivered consumers' works	25.700

In der LD-Schlacke beträgt die Chrom-Konzentration rund 2.750 mg/kg (siehe Factsheet zu Chemischen Analysen). Damit ist Chrom in der LD-Schlacke um mehr als eine Größenordnung höher konzentriert als im Durchschnitt der Erdkruste (100 mg/kg) bzw. als in einem österreichischen Diabas (200 mg/kg) (KRALIK 1984). Die Chromkonzentration im gehandelten Chromerz Chromit (siehe Tabelle 3) liegt mit rund 274.000 mg/kg aber um mehr als zwei Größenordnungen über der Konzentration in der LD-Schlacke. Damit ist eine Rückgewinnung des Chroms aus der LD-Schlacke gegenüber der Gewinnung aus dem Erz nicht konkurrenzfähig.

Das gleiche gilt für die Rückgewinnung von Chrom aus den EOS-Schlacken der Kohlenstoffstahl-Produktion.

Der Vanadiumgehalt von Titan-Magnetit-Erzen beträgt meist zwischen 3.000 und 8.000 mg/kg (ROEMPP CHEMIE LEXIKON 2008). Dem gegenüber liegt der Vanadiumgehalt in LD-Schlacke und Elektroofenschlacke mit rund 600 bzw. rund 400 mg/kg (siehe Factsheet zu Chemischen Analysen) um eine Größenordnung darunter. Der Vanadiumgehalt in einem österreichischen Diabas beträgt, zum Vergleich, rund 200 mg/kg (KRALIK 1984). Wegen des hohen Rohstoffpreises von Vanadium, erscheint es nicht ausgeschlossen, dass sich eine Rückgewinnung des Vanadiums aus der Schlacke rechnen könnte.

Möglichkeiten der Vorbehandlung

Nach SIEBENHOFER (2013) wird die LD-Schlacke gezielt so erzeugt, dass sie mechanisch und chemisch möglichst stabil ist und somit möglichst gut im Straßenbau eingesetzt werden kann. Eine zusätzliche Behandlung der LD-Schlacke zur Verringerung der Umweltauswirkungen erscheint kaum möglich. Jedoch sollte die Möglichkeit geprüft werden, den Schadstoffgehalt im Input des LD-Verfahrens zu limitieren. Beispielsweise konnte der Fluorgehalt in der LD-Schlacke der voestalpine durch eine Umstellung des Fließmittels von CaF_2 auf MnO substantiell verringert werden.

Ersatz von Primärrohstoffen

LD-Schlacke kann im Straßenbau an Stelle von basaltischen Baustoffen wie insbesondere Diabas, Basalt (in Österreich am Pauliberg im Burgenland und in Klöch abgebaut) oder Porphyrit eingesetzt werden. Das Hartgestein Diabas wird in Österreich derzeit an sieben Betriebsstandorten in Tagbaubetrieben abgebaut. Größere Lagerstätten befinden sich im Grenzgebiet Salzburg/Tirol und in der Südsteiermark. Im Jahr 2010 wurden in Österreich insgesamt rund 1,8 Mio. t Diabas abgebaut. Zusätzlich wurden im Jahre 2010 weitere 1,5 Mio. t an weiteren basaltischen Gesteinen abgebaut (WEBER 2012).

Abfallwirtschaftliche Rahmenbedingungen

Gemäß den Grenzwerten für Gehalte im Feststoff und im Eluat der Deponieverordnung 2008 kann LD-Schlacke und EOS-Schlacke nur in Reststoffdeponien abgelagert werden. Bei Überschreiten eines pH-Wertes von 12 müssen die Bestimmungen der § 9 der Deponieverordnung eingehalten werden.

Für Baurestmassendeponien gilt ein Grenzwert von 500 mg/kg TM Chrom im Feststoff, welcher sowohl von LD-Schlacke als auch von EOS-Schlacke überschritten wird. Daher ist eine Deponierung auf einer Baurestmassendeponie derzeit nicht zulässig.

Von der Beitragspflicht gemäß Altlastensanierungsgesetz ausgenommen sind Stahlwerksschlacken (LD-Schlacken, EOS-Schlacken) und aufbereiteter, qualitätsgesicherter Asphaltaufbruch aus Stahlwerksschlacken, die eine der folgenden Voraussetzungen erfüllen:

- Stahlwerksschlacken und aufbereiteter Asphaltaufbruch aus Stahlwerksschlacken, die im technisch notwendigen Ausmaß zulässigerweise im Ingenieur- und Straßenbau für die Herstellung einer Tragschicht mit gering durchlässiger Deckschicht verwendet werden, sofern durch ein Qualitätssicherungssystem gewährleistet wird, dass die erforderliche Qualität gegeben ist;
- Stahlwerksschlacken, die sich als qualitätsgesicherte Ersatzrohstoffe eignen und in ein Monokompartiment oder einen Kompartimentsabschnitt in einer Reststoffdeponie eingebracht werden, die im Hinblick auf eine spätere zulässige Verwertung eingerichtet wurden.

Gesamtbetrachtung aus Abfall und Ressourcensicht

Aus Ressourcen- und Abfallsicht hat der Einsatz von LD-Schlacke als Straßenbaumaterial den Vorteil, dass

- der Verbrauch primärer basaltischer Baustoffe in Österreich verringert und
- Deponievolumen eingespart wird.

Dies würde die Zunahme des Flächenverbrauchs und von Flächenversiegelung verringern und natürliche Ressourcen für die Nutzung zukünftiger Generationen einsparen.

Die potenzielle Freisetzung von Schwermetallen und Fluor in Luft, Wasser und Boden wird in den Factsheets zu Boden und Grundwasser sowie zu Straßenstaub abgehandelt.

Die Schwermetallgehalte in den EOS-Schlacken aus der Edelstahlproduktion überschreiten die zulässigen Schwermetallgrenzwerte für Recyclingbaustoffe gemäß Bundes-Abfallwirtschaftsplan (Lebensministerium 2011). Auch laut Entwurf der Recycling-Baustoff-Verordnung ist der Einsatz von EOS-Schlacken aus der Edelstahlproduktion nicht für die Herstellung von Recyclingbaustoffen zulässig.

AutorInnen

Hubert Reisinger

Brigitte Karigl

Status 9.4.2014

ANHANG 2: FACTSHEET „HERANGEHENSWEISE IN EUROPA“

Situation in Deutschland

In Deutschland werden vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) derzeit bundeseinheitliche Regelungen zur Verwertung mineralischer Abfälle und industrieller Nebenprodukte erarbeitet. Ein zweiter Arbeitsentwurf der sog. „Mantelverordnung“ wurde am 31.10.2012 veröffentlicht (BMUB 2012). Dieser Arbeitsentwurf beinhaltet neben Änderungen in der Grundwasserverordnung und der Deponieverordnung und einer Ersatzbaustoffverordnung auch eine Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung.

Die Mantelverordnung soll ein abgestimmtes und in sich schlüssiges Gesamtkonzept zum ordnungsgemäßen und schadlosen Einsatz von mineralischen Ersatzbaustoffen und für das Auf- und Einbringen von Materialien in den Boden beinhalten¹¹. Ziel ist es, dass die Verwertung von mineralischen Stoffen gemäß den Zielstellungen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes erfolgt, ein ausreichender Schutz des Grundwassers vor Verunreinigungen und des Bodens vor schädlichen Veränderungen gewährleistet ist sowie deutliche Erleichterungen für den Vollzug und die Wirtschaft geschaffen werden.

In Artikel 1 werden Prüfwerte für das Grundwasser (siehe Tabelle 4) festgelegt, die als Basis für die Ableitung von Materialwerten (siehe Tabelle 5) für Ersatzbaustoffe und für Material und Boden zur Verfüllung herangezogen werden. Die Umweltanforderungen an die Verwertung von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken werden in Artikel 2 beschrieben.

Dabei wird für jede Einbauweise eine vorweggenommene Sickerwasserprognose durchgeführt und die Zulässigkeit der Verwertung bestimmt. Die Zulässigkeit ergibt sich aus dem jeweiligen Grundwasserabstand zum Einbauhorizont des Ersatzbaustoffs, der spezifischen Konstruktion des technischen Bauwerks im Hinblick auf die Bildung von Sickerwasser und dem Rückhalte- und Abbaupotenzial im Boden beim Transport der relevanten Schadstoffe.

Es werden nur Einbauweisen zugelassen, für die nachgewiesen wurde, dass keine nachteilige Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit erfolgt. Diese Nachweise müssen in einem festgelegten Verfahren zur Güteüberwachung in festgelegten Überwachungsturnus im Rahmen werkseigener Produktionskontrollen und einer Fremdüberwachung erbracht werden.

Bayern

In Bayern fallen jährlich etwa 200.000 t EOS-Schlacke¹² an, die derzeit überwiegend bei Deponiebaumaßnahmen eingesetzt werden (DAEHN 2013). Für den Einsatz von EOS-Schlacke wurden vom Bayerischen Landesamt für Umwelt „Umweltfachliche(n) Kriterien zur Verwertung von Elektroofenschlacke (EOS) – Stand

¹¹ www.bmub.bund.de/N46921/ (28.02.2014)

¹² Es liegen keine Informationen vor, ob die EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl oder Edelstahl stammt.

März 2013“ veröffentlicht. Ziel ist es, die Verwertung von EOS weiter zu ermöglichen, aber gleichzeitig Umweltbelastungen insbesondere für das Grundwasser auszuschließen (LFU 2013). Der Einbau von EOS-Schlacke¹³ unter definierten technischen Sicherungsmaßnahmen beim Bau von Straßen-, Wege- und Verkehrsflächen ist damit möglich.

Nordrhein-Westfalen

Ein Erlass des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz regelt den Einsatz von u. a. LD- und EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Massen- und Qualitätsstählen im Straßen- und Erdbau (MKULNV 2001).

LD- und EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Massen- und Qualitätsstählen sind als Bettungsmaterial für Pflasterdecken in allen im Erlass genannten Verwertungsgebieten zugelassen.

Situation in der Schweiz

In der Schweiz fallen in zwei Stahlwerken in den Kantonen Solothurn und Luzern EOS-Schlacke¹⁴ an, LD-Schlacke entsteht nicht in diesen Stahlwerken (FAHRNI 2013).

Die Anforderungen zur Verwertung von Rückständen aus Metallurgie und Abfallverbrennung werden in der Schweiz in der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA) geregelt. Eine Totalrevision der TVA wird zurzeit vom Bundesamt für Umwelt vorbereitet und ist bis 2015 geplant. Für EOS-Schlacke¹³ regeln derzeit nur kantonale Merkblätter den Einsatz als Baustoff. Es ist deshalb vorgesehen, mit der Totalrevision der TVA die bisher auf kantonaler Ebene bestehenden Regelungen in Bundesrecht zu überzuführen (FAHRNI 2013).

Wegen dem hohen pH-Wert, der sich in durchsickerndem Wasser einstellt und wegen dem Verunreinigungspotential durch Schwermetalle (Cr, Mo, V, W) ist der Einsatz von EOS-Schlacke in der Schweiz nur unter einschränkenden Bedingungen erlaubt (AMT FÜR UMWELT SOLOTHURN 2011, AWA 2003).

Beim Einsatz von EOS-Schlacke sind die folgenden Bedingungen zu erfüllen (FAHRNI 2013):

- In loser Form darf EOS nur unter einer dichten, d. h. bindemittelgebundenen Deckschicht (z. B. Betonplatte, Asphaltbelag, Gebäude) eingebaut werden. Die Deckschicht muss innerhalb von drei Monaten eingebracht werden.
- Der Einsatz ohne Deckschicht darf nur in hydraulisch oder bituminös gebundener Form erfolgen.
- Die Schichtstärke für jede Einsatzmöglichkeit darf maximal zwei Meter betragen. Zum höchsten Grundwasserspiegel ist ein Abstand von mindestens zwei Metern einzuhalten.

¹³ In den Kriterien bzw. den kantonalen Merkblättern wird nicht zwischen EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl oder Edelstahl unterschieden.

¹⁴ Es liegen keine Informationen vor, ob die EOS-Schlacke aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl oder Edelstahl stammt.

- Kein Einsatz in Grundwasserschutzzonen und -arealen und kein Kontakt mit Oberflächen-, Hang-, Quell- oder Grundwasser.
- Keine Verwendung als Sicker- oder Drainagematerial oder als Auffüll- oder Hinterfüllmaterial in Baugruben.
- Wird EOS als Koffermaterial im Straßenbau eingesetzt, ist darauf zu achten, dass das Straßenabwasser bei einer Versickerung nicht mit der EOS in Kontakt kommt.

Situation in Frankreich

In Frankreich werden ca. 75 % der jährlich anfallenden 6 Mio. t Schlacke im Hochbau¹⁵ und für den Straßenbau verwendet (DOMAS & REYNARD 2012).

Für die Verwendung von alternativen Materialien im Straßenbau wurde im Auftrag des französischen Ministeriums für Ökologie, nachhaltige Entwicklung, Verkehr und Wohnen ein methodischer Leitfaden zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit erstellt (SÉTRA 2012). Spezifische Leitfäden zur Anwendung von Materialien wie Aschen aus der Abfallverbrennung sollen aufbauend auf diesen Leitfaden folgen. Ein Leitfaden zur Anwendung von Stahlschlacke im Straßenbau befindet sich derzeit in Ausarbeitung (DOMAS & REYNARD 2012).

Fazit

- Der Einsatz von Schlacken im Straßenbau ist unter definierten Bedingungen zugelassen.
- Nationale Regelungen zum Einsatz von Schlacke als Baustoff befinden sich in Deutschland und in der Schweiz in Ausarbeitung.

Autorin

Iris Buxbaum

Status 09.04.2014

¹⁵ Eine nähere Spezifizierung der möglichen Anwendungen im Hochbau ist nicht angeführt.

Anhang

Deutschland

Tabelle 4:
Prüfwerte für
anorganische Parameter
für das Grundwasser
gemäß Anlage 9 des
2. Arbeitsentwurfs der
Mantelverordnung
(BMUB 2012).

Substanzname	Dimension	Prüfwerte für die Erlaubnis
Antimon	µg/l	5
Arsen	µg/l	10
Barium	µg/l	340
Blei	µg/l	7
Bor	µg/l	740
Cadmium	µg/l	0,25
Chrom III	µg/l	7
Kobalt	µg/l	8
Kupfer	µg/l	14
Molybdän	µg/l	35
Nickel	µg/l	20
Quecksilber	µg/l	0,05
Selen	µg/l	7
Thallium	µg/l	0,8
Vanadium	µg/l	4
Zink	µg/l	58
Ammonium	mg/l	0,5
Chlorid	mg/l	250
Fluorid	µg/l	750
Nitrat	mg/l	50
Sulfat	mg/l	250
Cyanid leicht freisetzbar	µg/l	5 50 (wenn kein leicht freisetzbares Zyanid vorliegt)

Tabelle 5: Materialwerte
(Eluatkonzentrationen bei
LS 2 nach DIN 19528,
Ausgabe Jänner 2009)
für Stahlwerksschlacke
(SWS)¹⁶ der Klassen 1
bis 3 gemäß Anlage 1
des 2. Arbeitsentwurfs
der Mantelverordnung
(BMUB 2012).

Parameter	Dimension	SWS-1	SWS-2	SWS-3
pH-Wert		9-12	9-13	9-13
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	10.000	10.000	10.000
Fluorid	mg/l	1,1	2,0	4,0
Chrom, gesamt	µg/l	110	190	250
Molybdän	µg/l	55	220	1.000
Vanadium	µg/l	180	360	1.000

¹⁶ Begriffsbestimmung für Stahlwerksschlacke gemäß § 3 des 2. Arbeitsentwurfs der Mantelverordnung: Schlacke, die bei der Verarbeitung von Roheisen, Eisenschwamm und aufbereitetem Stahlschrott zu Stahl im Linz-Donawitz-Konverter oder im Elektroofen anfällt; dazu gehören nicht Schlacken aus der Edelstahlherstellung sowie die im früher verwendeten Siemens-Martin-Verfahren angefallenen Schlacken (BMUB 2012).

Eintragungen oder Bezeichnungen in den Tabellen 6 bis 8:

gebundene Deckschicht: wasserundurchlässige Schicht oder Bauweise mit

- a. Asphalt nach den Anforderungen „Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für den Bau von Verkehrsflächenbefestigungen
- b. aus Asphalt“ – ZTV Asphalt-StB – (FGSV, Ausgabe 2007) oder
- c. Beton nach den Anforderungen „Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für den Bau von Tragschichten mit hydraulischen Bindemitteln und Fahrbahndecken aus Beton“ – ZTV Beton-StB – (FGSV, Ausgabe 2007) oder in vergleichbarer Ausführung oder
- d. Pflasterdecken oder Plattenbelägen mit dauerhaft wasserdichter Fugenabdichtung nach den Anforderungen „Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für Fugen in Verkehrsflächen“ – ZTV Fug-StB – (FGSV, Ausgabe 2001)

ToB Tragschicht ohne Bindemittel

- A Einsatz der mineralischen Ersatzbaustoffe in bitumengebundener oder hydraulisch gebundener Bauweise in Wasserschutzgebieten auch bei ungünstigen Eigenschaften der Grundwasserdeckschicht zulässig
- B zugelassen im Abstand von mindestens 1 Kilometer von der Fassungsanlage
- K zugelassen bei Ausbildung der Bodenabdeckung als Dränschicht (Kapillarsperreneffekt) nach den „Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil: Entwässerung – RAS-Ew“ (FGSV, Ausgabe 2005) oder in analoger Ausführung zur Bauweise E MTSE
- M zugelassen bei Ausbildung der Bodenabdeckung als Dränschicht (Kapillarsperreneffekt)
- U zugelassen ausschließlich auf Lehm/Schluff/Ton (Wasserschutzbereiche)
- / bautechnisch nicht relevant
- + Einbau zulässig
- Einbau unzulässig

Werden bestimmte Einbauweisen mit mehreren Buchstaben gekennzeichnet, so gelten die Anforderungen kumulativ.

WSG III A Wasserschutzgebiet Zone III A

WSG III B Wasserschutzgebiet Zone III B

HSG III Heilquellenschutzgebiet der Zone III

HSG IV Heilquellenschutzgebiet der Zone IV

Die Bauweisen A-D und die Bauweise E beziehen sich auf das „Merkblatt über Bauweisen für technische Sicherungsmaßnahmen beim Einsatz von Böden und Baustoffen mit umweltrelevanten Inhaltsstoffen im Erdbau“ – M T S E (FGSV, Ausgabe 2009).

Fußnotenregelungen

Mit Fußnoten werden zusätzlich zu den Materialwerten der Anlage 1 einzelne Konzentrationswerte festgelegt, für die sich weitere Einsatzmöglichkeiten von mineralischen Ersatzbaustoffen ergeben. Mineralische Ersatzbaustoffe, die sowohl die Materialwerte aus Anlage 1 als auch die in den Fußnoten festgelegten Konzentrationswerte einhalten, sind in den mit Fußnoten gekennzeichneten Bauweisen der Einbautabellen, ggf. mit zusätzlichen Einschränkungen, zulässig. Durch die, Auf Grund der Einhaltung der Fußnotenregelung, geänderten Zulässigkeiten außerhalb von Wasserschutzbereichen ändern sich auch Zulässigkeiten innerhalb der Wasserschutzgebiete bzw. der Wasservorranggebiete. Da die Fußnoten in unterschiedlichen Spalten unterschiedliche Bedeutung haben können, werden diese, falls erforderlich, im Fußnotentext detailliert erläutert.

Verdeutlichung anhand des Beispiels RC-1 Zeile 17: Fußnote 2 regelt die Einsatzmöglichkeit von RC-1 auch im ungünstigen Fall durch die Festlegung der dort erforderlichen niedrigeren Konzentrationswerte. Bei Einhaltung dieser Konzentrationswerte und der restlichen Materialwerte und Orientierungswerte aus Anlage 1 ist RC-1 in allen Tabellenspalten zulässig ohne weitere Einschränkungen. Ist Fußnote 2 nicht erfüllt, ist RC-1 in Spalte 2 unzulässig „-“ und es gelten die Einschränkungen in Spalten 5 und 6. Fußnote 3 regelt die Konzentrationswerte für die Zulassung von RC-1 in Spalte 3. Bei Einhaltung ist RC-1 zulässig in Spalte 3 und mit den Einschränkungen in Spalte 5 und 6. Ist Fußnote 3 nicht erfüllt, ist RC-1 in Spalte 3, 5 und 6 unzulässig „-“ und in Spalte 7 zulässig mit der Einschränkung „U“.

Tabelle 6: Einsatzmöglichkeiten für Stahlwerksschlacke¹⁶ der Klasse 1 (SWS-1) in technischen Bauwerken gemäß Anlage 2 des 2. Arbeitsentwurfs der Mantelverordnung (BMUB 2012).

Ersatzbaustoff: SWS-1							
Einbauweise		Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht					
		außerhalb von Wasserschutzbereichen			innerhalb von Wasserschutzbereichen		
		un- günstig	günstig		günstig		
Sand	Lehm/Schluff /Ton		WSG III A HSG III	WSG III B HSG IV	Wasservor- ranggebiete		
		1	2	3	4	5	6
1	Decke bitumen- oder hydraulisch gebunden	+	+	+	A	A	A
2	Tragschicht bitumengebunden	+	+	+	A	A	A
3	Unterbau unter Fundament- oder Bodenplatten	+	+	+	+	+	+
4	Tragschicht mit hydraulischen Bindemitteln unter gebundener Deckschicht	+	+	+	+	+	+
5	Bodenverfestigung unter gebundener Deckschicht	+	+	+	+	+	+
6	Verfüllung von Leitungsgräben unter gebundener Deckschicht	+	+	+	+	+	+
7	Verfüllung von Baugruben unter gebundener Deckschicht	+	+	+	+	+	+
8	Asphalttragschicht (teilwasserdurchlässig) unter Pflasterdecken und Plattenbelägen	+	+	+	+	+	+
9	Tragschicht hydraulisch gebunden (Dränbeton) unter Pflaster und Platten	+	+	+	+	+	+
10	Bettung unter Pflaster oder Platten jeweils mit wasserundurchlässiger Fugenabdichtung	+	+	+	+	+	+
11a	Schottertragschicht (ToB) unter geb. Deckschicht	+	+	+	+	+	+
11b	Frostschuttschicht (ToB) unter geb. Deckschicht	+	+	+	+	+	+
12	Bodenverbesserung unter geb. Deckschicht	+	+	+	+	+	+
13	Unterbau bis 1 m ab Planum unter gebundener Deckschicht	+	+	+	+	+	+
14	Dämme oder Wälle gemäß Bauweisen A-D nach MTSE sowie Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich in analoger Bauweise	+	+	+	+	+	+
14a	Damm oder Wall gemäß Bauweise E nach MTSE	+	+	+	+	+	+
15	Bettungssand unter Pflaster oder unter Plattenbelägen	+	+	+	+	+	+
16	Deckschicht ohne Bindemittel	+	+	+	+	+	+
17	ToB, Bodenverbesserung, Bodenverfestigung, Unterbau bis 1m Dicke ab Planum sowie Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel	+ ¹⁾	+ ²⁾	+	BU ¹⁾²⁾	U ¹⁾²⁾	+ ²⁾
18	Bauweisen 17 unter Plattenbelägen	+ ¹⁾	+ ³⁾	+	BU ¹⁾³⁾	U ¹⁾³⁾	+ ³⁾
19	Bauweisen 17 unter Pflaster	+ ¹⁾	+	+	BU ¹⁾	U ¹⁾	+
20	Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Bindemittel	+ ¹⁾	+ ²⁾	+	BU ¹⁾²⁾	U ¹⁾²⁾	+ ²⁾
21	Verfüllung von Leitungsgräben unter Plattenbelägen	+ ¹⁾	+ ³⁾	+	BU ¹⁾³⁾	U ¹⁾³⁾	+ ³⁾
22	Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster	+ ¹⁾	+	+	BU ¹⁾	U ¹⁾	+
23	Hinterfüllung von Bauwerken und Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden sowie Hinterfüllung in analoger Bauweise zu MTSE E	+ ⁴⁾	+	+	BU ⁴⁾	U ⁴⁾	+
24	Schutzwälle unter kulturfähigem Boden	+ ⁵⁾	+ ⁶⁾	+	BU ^{5) 6)}	U ^{5) 6)}	+ ⁶⁾

1) zulässig, wenn Chrom, ges. ≤ 15 µg/L und wenn Vanadium ≤ 30 µg/L;

2) zulässig, wenn Vanadium ≤ 65 µg/L;

3) zulässig, wenn Vanadium ≤ 100 µg/L;

4) zulässig ohne „K“, wenn Chrom, ges. ≤ 15 µg/L und wenn Vanadium ≤ 30 µg/L, sonst zulässig wenn „K“ und wenn Chrom, ges. ≤ 63 µg/L;

5) zulässig ohne „M“, wenn Chrom, ges. ≤ 15 µg/L und wenn Vanadium ≤ 30 µg/L, sonst zulässig wenn „M“ und wenn Chrom, ges. ≤ 26 µg/L und wenn Vanadium ≤ 51 µg/L;

6) zulässig ohne „M“, wenn Vanadium ≤ 130 µg/L, sonst zulässig wenn „M“;

1) bzw. 4) bzw. 5) innerhalb von Wasserschutzbereichen: wenn Fußnote erfüllt ist, ist SWS-1 zulässig ohne Einschränkungen, wenn Fußnote nicht erfüllt ist, gelten die aufgeführten Einschränkungen;

2), 3), 6) innerhalb von Wasserschutzbereichen: wenn Fußnoten erfüllt sind, ist SWS-1 zulässig mit den aufgeführten Einschränkungen, wenn Fußnoten nicht erfüllt sind, gilt in Wasservorranggebieten „U“, ansonsten ist SWS-1 nicht zulässig.

Tabelle 7: Einsatzmöglichkeiten für Stahlwerksschlacke¹⁶ der Klasse 2 (SWS-2) in technischen Bauwerken gemäß Anlage 2 des 2. Arbeitsentwurfs der Mantelverordnung (BMUB 2012).

Ersatzbaustoff: SWS-2							
Einbauweise		Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht					
		außerhalb von Wasserschutzbereichen			innerhalb von Wasserschutzbereichen		
		un- günstig	günstig		günstig		
Sand	Lehm/Schluff /Ton		WSG III A HSG III	WSG III B HSG IV	Wasservor- rangangebiete		
		1	2	3	4	5	6
1	Decke bitumen- oder hydraulisch gebunden	+	+	+	A	A	A
2	Tragschicht bitumengebunden	+	+	+	A	A	A
3	Unterbau unter Fundament- oder Bodenplatten	+	+	+	-	+	+
4	Tragschicht mit hydraulischen Bindemitteln unter gebundener Deckschicht	+	+	+	+	+	+
5	Bodenverfestigung unter gebundener Deckschicht	+	+	+	-	+	+
6	Verfüllung von Leitungsgräben unter gebundener Deckschicht	+	+	+	-	+	+
7	Verfüllung von Baugruben unter gebundener Deckschicht	+	+	+	-	+	+
8	Asphalttragschicht (teilwasserdurchlässig) unter Pflasterdecken und Plattenbelägen	+	+	+	+	+	+
9	Tragschicht hydraulisch gebunden (Dränbeton) unter Pflaster und Platten	+	+	+	+	+	+
10	Bettung unter Pflaster oder Platten jeweils mit wasserundurchlässiger Fugenabdichtung	+	+	+	+	+	+
11a	Schottertragschicht (ToB) unter geb. Deckschicht	+	+	+	+	+	+
11b	Frostschuttschicht (ToB) unter geb. Deckschicht	+ ¹⁾	+	+	BU ¹⁾	U ¹⁾	+
12	Bodenverbesserung unter geb. Deckschicht	+ ¹⁾	+	+	BU ¹⁾	U ¹⁾	+
13	Unterbau bis 1 m ab Planum unter gebundener Deckschicht	+ ¹⁾	+	+	BU ¹⁾	U ¹⁾	+
14	Dämme oder Wälle gemäß Bauweisen A-D nach MTSE sowie Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich in analoger Bauweise	+	+	+	-	+	+
14a	Damm oder Wall gemäß Bauweise E nach MTSE	+	+	+	+	+	+
15	Bettungssand unter Pflaster oder unter Plattenbelägen	+	+	+	+	+	+
16	Deckschicht ohne Bindemittel	-	+	+	-	+	+
17	ToB, Bodenverbesserung, Bodenverfestigung, Unterbau bis 1m Dicke ab Planum sowie Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel	-	-	+ ²⁾	-	-	U ²⁾
18	Bauweisen 17 unter Plattenbelägen	-	+ ³⁾	+ ²⁾	BU ³⁾	U ³⁾	U ^{2) 3)}
19	Bauweisen 17 unter Pflaster	-	+ ⁴⁾	+ ²⁾	BU ⁴⁾	U ⁴⁾	U ^{2) 4)}
20	Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Bindemittel	-	-	+ ²⁾	-	-	U ²⁾
21	Verfüllung von Leitungsgräben unter Plattenbel.	-	+ ³⁾	+ ²⁾	BU ³⁾	U ³⁾	U ^{2) 3)}
22	Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster	-	+ ⁴⁾	+ ²⁾	BU ⁴⁾	U ⁴⁾	U ^{2) 4)}
23	Hinterfüllung von Bauwerken und Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden sowie Hinterfüllung in analoger Bauweise zu MTSE E	-	K	+ ⁵⁾	KBU	KU	K
24	Schutzwälle unter kulturfähigem Boden	-	+ ⁶⁾	+ ⁶⁾	MBU ⁶⁾	MU ⁶⁾	M ⁶⁾

1) zulässig, wenn Vanadium ≤ 230 µg/L und wenn Chrom, ges ≤ 110 µg/L, 1) innerhalb von Wasserschutzgebieten: wenn Fußnote 1) erfüllt ist, ist SWS-2 zulässig ohne Einschränkungen, wenn 1) nicht erfüllt ist, gelten die aufgeführten Einschränkungen;

2) zulässig, wenn Molybdän ≤ 55 µg/L und wenn Fluorid ≤ 1,1 mg/L, 2) innerhalb von Wasservorrangangebieten: wenn Fußnote 2) erfüllt ist, ist SWS-2 zulässig mit der Einschränkung „U“, wenn 2) nicht erfüllt ist, ist SWS-2 nicht zulässig;

3) zulässig, wenn Molybdän ≤ 55 µg/L und wenn Vanadium ≤ 100 µg/L und wenn Fluorid ≤ 1,1 mg/L;

4) zulässig, wenn Molybdän ≤ 55 µg/L und wenn Vanadium ≤ 180 µg/L und wenn Fluorid ≤ 1,1 mg/L, 3), 4) innerhalb von Wasserschutzbereichen: wenn Fußnoten erfüllt sind, ist SWS-2 zulässig mit den aufgeführten Einschränkungen, wenn Fußnoten nicht erfüllt sind, gilt in Wasservorrangangebieten „U“, ansonsten ist SWS-2 nicht zulässig;

5) zulässig ohne „K“, wenn Molybdän ≤ 55 µg/L und wenn Fluorid ≤ 1,1 mg/L, sonst zulässig wenn „K“;

6) zulässig ohne „M“, wenn Molybdän ≤ 55 µg/L und Vanadium ≤ 130 µg/L und wenn Fluorid ≤ 1,1 mg/L, sonst zulässig wenn „M“ und wenn Molybdän ≤ 89 µg/L und wenn Vanadium ≤ 220 µg/L.

Tabelle 8: Einsatzmöglichkeiten für Stahlwerksschlacke¹⁶ der Klasse 3 (SWS-3) in technischen Bauwerken gemäß Anlage 2 des 2. Arbeitsentwurfs der Mantelverordnung (BMUB 2012).

Ersatzbaustoff: SWS-3							
Einbauweise		Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht					
		außerhalb von Wasserschutzbereichen			innerhalb von Wasserschutzbereichen		
		un- günstig	günstig		günstig		
Sand	Lehm/Schluff /Ton		WSG III A HSG III	WSG III B HSG IV	Wasservor- ranggebiete		
		1	2	3	4	5	6
1	Decke bitumen- oder hydraulisch gebunden	+	+	+	A	A	A
2	Tragschicht bitumengebunden	+	+	+	A	A	A
3	Unterbau unter Fundament- oder Bodenplatten	+	+	+	-	-	-
4	Tragschicht mit hydraulischen Bindemitteln unter gebundener Deckschicht	+	+	+	+	+	+
5	Bodenverfestigung unter gebundener Deckschicht	+	+	+	-	+	+
6	Verfüllung von Leitungsgräben unter gebundener Deckschicht	+	+	+	-	-	-
7	Verfüllung von Baugruben unter gebundener Deckschicht	+	+	+	-	-	-
8	Asphalttragschicht (teilwasserdurchlässig) unter Pflasterdecken und Plattenbelägen	+	+	+	-	+	+
9	Tragschicht hydraulisch gebunden (Dränbeton) unter Pflaster und Platten	+	+	+	-	+	+
10	Bettung unter Pflaster oder Platten jeweils mit wasserundurchlässiger Fugenabdichtung	+	+	+	+	+	+
11a	Schottertragschicht (ToB) unter geb. Deckschicht	+	+	+	+	+	+
11b	Frostschuttschicht (ToB) unter geb. Deckschicht	-	+ ¹⁾	+ ¹⁾	BU ¹⁾	U ¹⁾	+ ¹⁾
12	Bodenverbesserung unter geb. Deckschicht	-	+ ¹⁾	+ ¹⁾	BU ¹⁾	U ¹⁾	+ ¹⁾
13	Unterbau bis 1 m ab Planum unter gebundener Deckschicht	-	+ ¹⁾	+ ¹⁾	BU ¹⁾	U ¹⁾	+ ¹⁾
14	Dämme oder Wälle gemäß Bauweisen A-D nach MTSE sowie Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich in analoger Bauweise	+	+	+	-	-	-
14a	Damm oder Wall gemäß Bauweise E nach MTSE	+	+	+	-	-	-
15	Bettungssand unter Pflaster oder unter Plattenbelägen	-	-	-	-	-	-
16	Deckschicht ohne Bindemittel	-	-	-	-	-	-
17	ToB, Bodenverbesserung, Bodenverfestigung, Unterbau bis 1m Dicke ab Planum sowie Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel	-	-	-	-	-	-
18	Bauweisen 17 unter Plattenbelägen	-	-	-	-	-	-
19	Bauweisen 17 unter Pflaster	-	-	-	-	-	-
20	Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Bindemittel	-	-	-	-	-	-
21	Verfüllung von Leitungsgräben unter Plattenbelägen	-	-	-	-	-	-
22	Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster	-	-	-	-	-	-
23	Hinterfüllung von Bauwerken und Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden sowie Hinterfüllung in analoger Bauweise zu MTSE E	-	-	K ²⁾	-	-	KU ²⁾
24	Schutzwälle unter kulturfähigem Boden	-	-	-	-	-	-

1) zulässig, wenn Molybdän ≤ 400 µg/L;

2) zulässig wenn „K“ und wenn Molybdän ≤ 220 µg/L.

Parameter	Dimension	EOS – Z 2
pH-Wert		10-12,5
elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	1500
Chrom, gesamt	µg/l	100
Barium	µg/l	1000
Fluorid	µg/l	2000
Molybdän	µg/l	250
Vanadium	µg/l	250
Wolfram	µg/l	derzeit keine begründete Festlegung möglich

*Tabelle 9:
Zuordnungswerte Z 2 im Eluat für Elektroofenstahlschlacken (EOS). Diese Werte stellen die Obergrenze für den Einbau von EOS mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen dar (LFU 2013). Angaben zum Eluatsverfahren sind in LFU 2013 nicht enthalten.*

Frankreich

Im Sétra-Leitfaden sind drei Untersuchungsstufen zur Charakterisierung des Materials vorgesehen:

- Level 1 basierend auf Eluat- und Gesamtgehaltuntersuchungen;
- Level 2 basierend auf Perkolationsversuchen;
- Level 3 basierend auf einer spezifischen Studie.

Eine Level 1-Charakterisierung muss verpflichtend durchgeführt werden. Werden die Grenzwerte (im Eluat siehe Tabelle 10, Gesamtgehalte siehe Tabelle 11) eingehalten, darf das Material für alle im Leitfaden vorgesehenen Anwendungen eingesetzt werden.

Werden die Grenzwerte laut Tabelle 11 und Tabelle 12 mindestens einmal überschritten, wird das Material nicht für den Einsatz im Straßenbau akzeptiert. In allen anderen Fällen ist eine weitere Untersuchung nach Level 2 oder 3 vorgesehen.

Parameter	Dimension	Wert (mind. 80 % der Proben)	Wert (mind. 95 % der Proben)	Wert (100 % der Proben)
Antimon	mg/kg TS	0,06	0,12	0,18
Arsen	mg/kg TS	0,5	1	1,5
Barium	mg/kg TS	20	40	60
Blei	mg/kg TS	0,5	1	1,5
Cadmium	mg/kg TS	0,04	0,08	0,12
Chrom, gesamt	mg/kg TS	0,5	1	1,5
Kupfer	mg/kg TS	2	4	6
Molybdän	mg/kg TS	0,5	1	1,5
Nickel	mg/kg TS	0,4	0,8	1,2
Quecksilber	mg/kg TS	0,01	0,02	0,03
Selen	mg/kg TS	0,1	0,2	0,3
Zink	mg/kg TS	4	8	12
Fluorid	mg/kg TS	10	20	30
Chlorid	mg/kg TS	800	1600	2400
Sulfat	mg/kg TS	1000	2000	3000
lösliche Fraktion	mg/kg TS	4000	8000	12000

*Tabelle 10:
Grenzwerte im Eluat (L/S=10 l/kg, EN 12457-2 oder EN 12457-4) für den Einsatz von alternativen Materialien im Straßenbau im SÉTRA-Leitfaden (SÉTRA 2012). Bei Einhaltung darf das Material für alle im Leitfaden vorgesehenen Anwendungen eingesetzt werden.*

Tabelle 11:
Grenzwerte für Gesamtgehalte für den Einsatz von alternativen Materialien im Straßenbau im SÉTRA-Leitfaden (SÉTRA 2012). Bei Einhaltung darf das Material für alle im Leitfaden vorgesehenen Anwendungen eingesetzt werden.

Parameter	Dimension	Wert (mind. 80 % der Proben)	Wert (100 % der Proben)
TOC	mg/kg TS	30.000	60.000
BTEX	mg/kg TS		6
PCB (Kongenere 28, 52, 101, 118, 138, 153 und 180)	mg/kg TS		1
THC (C10 bis C40)	mg/kg TS		500
PAK	mg/kg TS		50
Dioxine und Furane*	ng I-TEQ _{WHO, 2005} /kg TS		10

* nur für Material das, ganz oder teilweise, aus Abfall aus einer thermischen Behandlung hergestellt wurde

Tabelle 12:
Grenzwerte im Eluat (L/S= 10 l/kg, EN 12457-2 oder EN 12457-4) für den Einsatz von alternativen Materialien im Straßenbau im SÉTRA-Leitfaden (SÉTRA 2012).

Parameter	Dimension	Wert
Antimon	mg/kg TS	0,7
Arsen	mg/kg TS	2
Barium	mg/kg TS	100
Blei	mg/kg TS	10
Cadmium	mg/kg TS	1
Chrom, gesamt	mg/kg TS	10
Kupfer	mg/kg TS	50
Molybdän	mg/kg TS	10
Nickel	mg/kg TS	10
Quecksilber	mg/kg TS	0,2
Selen	mg/kg TS	0,5
Zink	mg/kg TS	50
Fluorid	mg/kg TS	150
Chlorid	mg/kg TS	15.000
Sulfat	mg/kg TS	20.000
lösliche Fraktion	mg/kg TS	60.000

Limit values not to be exceeded in leaching for material to be potentially usable in road construction

ANHANG 3: FACTSHEET „CHEMIE & ANALYTIK“

Stahlwerksschlacken – Allgemeines

Bei den Stahlwerksschlacken unterscheidet man aufgrund des Herstellungsprozesses LD-Schlacken (Sauerstoffaufblasverfahren, Linz-Donawitz-Verfahren) und Elektroofenschlacke (EOS¹⁷).

Beim LD-Verfahren wird das Roheisen zusammen mit Schrotten, Kalk und Zuschlagsstoffen im Konverter chargiert und Sauerstoff eingeblasen. Die LD-Schlacke bildet sich an der Oberfläche des flüssigen Stahls. In Österreich fallen an den Standorten Linz und Donawitz insgesamt 650.000 t/a LD-Schlacke an (500.000 t/a in Linz; 150.000 t/a in Donawitz; Quelle: voestalpine „LD-Schlacke. Daten und Fakten. November 2013).

Der Elektroofen dient zum Einschmelzen von Eisenschrotten und zur Erzeugung hochwertiger Stähle. Beim Prozess werden Zuschlagstoffe wie Koks und Kalk beigemischt. Die Arbeitsweise richtet sich nach der gewünschten Legierungszusammensetzung.

Am Standort Graz (Marienhütte Stahl- und Walzwerk¹⁸) wird kohlenstoffarmer Stahl (Baustahl) hergestellt (365.000 t/a). Dabei fallen etwa 70.000 t/a EOS¹⁹ an.

Stahlwerksschlacken bestehen im Wesentlichen aus Kalksilikaten, Wüstiten und Ferriten und enthalten freie Oxide (CaO frei bzw. MgO frei), welche im Hinblick auf die Gebrauchseigenschaften relevant sind

(http://www.titro.de/phstarti/larmbew/fehs_1_4.htm).

Die erzeugte Schlackenqualität wird durch den Prozess (Steuerung, Einsatzstoffe, Zuschlagstoffe) und durch die weitere Konfektionierung (Abkühlvorgang, Schlackenalterung) beeinflusst.

¹⁷ Bei der Elektroofenschlacke ergeben sich unterschiedliche Qualitäten je nach Inputmaterialien, z. B. Schlacke aus der Kohlenstoffstahlproduktion oder Edelstahlproduktion.

¹⁸ <http://www.marienhuetten.at>

¹⁹ Z. B. http://diepresse.com/home/wirtschaft/economist/1550350/Baustoffe_Es-geht-um-viel-Schotter

Tabelle 13: Übersicht Zusammensetzung LD- und EOS⁺-Schlacke

(Quelle: http://www.titro.de/phstarti/larmbew/fehs_1_4.htm).

Feststoffuntersuchung	Stahlwerksschlacke			
	LD-Schlacke		Elektroofenschlacke	
	Mittelwert der bis 1997 untersuchten Proben	Max.-wert	Mittelwert der bis 1997 untersuchten Proben	Max.-wert
Hauptbestandteile, Angaben in Gew. % (sofern nicht anders angegeben)				
SiO ₂	14	18	13	18,5
Al ₂ O ₃	2	5	6	9,5
mg/kg Al	11.000	27.000	32.000	50.000
CaO	49	53	26	36
CaO frei	6	9,5	0,4	0,8
MgO	2,5	6	5	7,5
P ₂ O ₅	1,5	2,7	0,6	1
MnO ₂	4,2	6	6,1	9,8
mg/kg Mn	27.000	38.000	39.000	62.000
Feges.	18	22	26	30
Sges.	0,1	0,2	0,2	0,4
Cr ₂ O ₃	0,3	0,5	2	3
mg/kg Cr	2.000	3.400	14.000	21.000
Spurenelemente, Angaben in mg/kg				
As	<1	<1	3	13
Cd	<1	<1	5	30
Cr	2000	3400	s. o.	s. o.
Co	7	10	6	10
Cu	30	50	140	300
Hg	<1	<1	<1	<1
Mo	20	80	90	200
Ni	4	9	20	70
Pb	6	8	20	90
Se	<1	<1	<1	<1
Tl	<1	2	1	1
V	300	600	800	2.500
Zn	60	150	300	900
Anionen, Angabe in mg/kg				
F	2200	3800	800	1.800
CNges	n.b.	<10	n.b.	<10

n.b. ... nicht bestimmt

* z. B. Massen- und Qualitätsstahlproduktion, nicht näher spezifiziert.

Tabelle 14: Übersicht Eluatergebnisse (L/S=10 l/kg TM) LD- und EOS*-Schlacke (Quelle: http://www.titro.de/phstarti/larmbew/fehs_1_4.htm).

Eluatuntersuchung	Stahlwerksschlacke			
	LD-Schlacke		Elektroofenschlacke	
	Prüfkörnung 8 -11 mm		Prüfkörnung 8 -11 mm	
	Mittelwert	Max.-wert	Mittelwert	Max.-wert
pH-Wert	12,1	12,7	11,6	12,3
Leitf. mS/m	269	765	77	198
CSB mg/l	2,4	7	5	20
Angaben in mg/l				
Al	1,7	7,0	9,5	40
As	<0,001	<0,001	0,001	0,003
Cd	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Co	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Cr	0,001	0,04	0,026	0,08
Cr VI+	0,01	0,02	0,016	0,04
Cu	0,001	0,002	0,001	0,002
Hg	0,0006	0,001	<0,0005	0,0005
Mo	0,01	0,02	0,01	0,03
Ni	<0,002	<0,002	<0,002	0,002
Pb	0,001	0,002	0,002	0,006
Se	0,0005	0,0005	0,0005	0,002
Tl	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
V	0,02	0,05	0,06	0,38
Zn	0,01	0,01	0,01	0,02
Anionen – Angaben in mg/l				
F	2,0	8	0,5	1,5
Cl	5	20	1	7
SO ₄ ²⁻	22	45	15	18
CN ges.	0,01	0,02	<0,01	0,01
CN l.fr.	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Anmerkung: Durch Multiplikation der o.a. gelisteten Eluatkonzentrationen in mg/l mit dem Faktor 10 erfolgt die Umrechnung für L/S=10 L/kg TM in Gehalte in mg/kg TM.

* z. B. Massen- und Qualitätsstahlproduktion, nicht näher spezifiziert.

Fazit Übersicht Literatur LD- und EOS²⁰-Schlacke

- LD-Schlacke und EOS²⁰ bestehen aus den Hauptbestandteilen CaO, SiO₂ sowie FeII- und FeIII-Verbindungen (FeO, Fe₂O₃). Weiters können vor allem relevante Gehalte an Cr, V, F und Mo auftreten.
- Der Anteil an Freikalk (CaO) ist bei der EOS²⁰ geringer als bei der LD-Schlacke (dies spiegelt sich z. B. auch in der geringeren Leitfähigkeit von EOS im Eluat).
- Die Gehalte im Feststoff an Cu, Mo, Ni, Pb und Zn bei der EOS²⁰ liegen deutlich über jenen der LD-Schlacke.
- Beim EOS-Verfahren spielt die Zusammensetzung der aufgegebenen Schrotte eine ganz wesentliche Rolle im Hinblick auf die entstehende Schlacken-zusammensetzung.
- Bei der LD-Schlacke ist Chrom ausschließlich in die eisenhaltigen Minerale eingebaut – etwa 70-80 % des Chroms werden im Dicalciumferrit (2CaO*Fe₂O₃) bzw. als Spinell eingebunden, rd. 20-30 % finden sich in der Wüstitphase (FeO). Vanadium wird überwiegend in Dicalciumferrit oder im Kalksilikat eingebunden, weiters auch zu geringerem Anteil im Spinell. Im Unterschied zu Chrom ist Vanadium nicht im Wüstit enthalten (Drissen in FEhS-Report, 2006).
- Die resultierenden pH-Werte im Schüttelauat (DIN S4, L/S=10 l/kg TM) liegen im alkalischen Bereich (LD: 12,1-12,7; EOS: 11,6-12,3) und werden wie die elektrische Leitfähigkeit beeinflusst durch den Anteil an basischen Verbindungen (z. B. CaO). Die mittleren Gehalte an Chrom im Eluat sind als gering einzustufen, wiewohl der Maximalwert bei EOS-Schlacke über dem Chrom (gesamt) Grenzwert von 50 µg/l²¹ liegt (vgl. Chrom im Eluat für LD-Schlacke im Bereich von 1-40 µg/l (Mittelwert-Maximalwert) und EOS-Schlacke im Bereich von 26-80 µg/l (Mittelwert-Maximalwert)).
- Das Ausmaß der Mobilisierbarkeit der o. a. nachgewiesenen relevanten Schwermetalle (v. a. Cr, V, Mo) liefert einen Hinweis, ob die Schwermetalle stabil in die Schlackenmatrix eingebunden sind. Nach Umrechnung der L/S=10 l/kg TM Eluate (DIN S4) in mg/kg TM können folgende **tendenzielle Grobabschätzungen** getroffen werden (Grobabschätzung der Eluierbarkeit beruht auf Ermittlung der %-Anteile der gelösten Gehalte an Chrom, Vanadium, Molybdän und Fluorid (in mg/kg) im Eluat **bezogen auf die jeweilige Feststoffkonzentration (Gesamtgehalte) in mg/kg Element**, vereinfacht abgeschätzt über jeweiligen Mittel- und Maximalwert):
 - **mobilisierbares Cr:** 0,0005-0,01 % (LD) bzw. 0,002-0,004 (EOS) → die Chromeinbindung in die eisenreichen Minerale erscheint stabil und die Minerale werden nicht bzw. nur in geringem Maße durch Wasser angegriffen.
 - **mobilisierbares V:** 0,07-0,08 % (LD) bzw. 0,08-0,2 % (EOS); entsprechend der Literatur kann die Annahme getroffen werden, dass die im Eluat feststellbaren V-Konzentrationen v. a. durch das Anlösen der Kalksilikate im Auslaugversuch stammen; der Löseprozess wird weiters durch den Anteil an hydratisiertem Freikalk (Calciumkonzentration) beeinflusst (vgl. Drissen in FEhS-Report. 2006; p 8).
 - **Mobilisierbares Mo:** 0,3-0,5 % (LD) bzw. 0,1-0,2 % (EOS);
 - **Fluorid:** 0,9-2 % (LD) bzw. 0,6-0,8 % (EOS).

²⁰ z. B. Massen- und Qualitätsstahlproduktion, nicht näher spezifiziert.

²¹ Grenzwert lt. TrinkwasserVO.

Die o. a. Untersuchungsergebnisse aus der Literatur werden nachstehend mit Daten betreffend LD-Schlacken der voest Alpine Linz und EOS-Schlacken der Marienhütte verglichen, damit konkrete Aussagen puncto Ergebnisse im Feststoff und Eluat möglich sind. Weiters werden die sich ergebenden Faktoren der eluierbaren Gehalte im Vergleich zum Gesamtgehalt über die Untersuchungsergebnisse im Eluat und Gesamtgehalt nach Aufschluss der Proben ermittelt und Cr(VI) im Eluat durch Messdaten ergänzt.

Ergebnisse der Untersuchungen von österreichischen LD- und EOS Proben²²

Am Umweltbundesamt wurden Untersuchungen von LD-Schlacken (n=10) und Bohrkernen (je zwei Bohrkern mit LD-Schlacke in Deckschicht sowie mit natürlichem Gestein in Deckschicht) auf ausgewählte relevante Parameter im Eluat (L/S=10 l/kg TM) und im Feststoff (Königswasseraufschluss) durchgeführt (siehe Tabelle 15).

(Die Untersuchungen wurden im Auftrag der ASFiNAG durchgeführt und sind auf der Website²³ der ASFiNAG veröffentlicht).

Tabelle 15: Eluat und Feststoffgehalte von österreichischen LD-Schlacken und Bohrkernen (mit LD-Schlacke in Deckschicht bzw. mit natürlichem Gestein in Deckschicht) (UMWELTBUNDESAMT 2013).

Probenbezeichnung	LD-Schlacke Probe 1-10		Bohrkerne Nr. 34 und Nr. 35 LD-Schlacke Deckschicht		Bohrkerne Nr. 1 und Nr. 3 natürliches Gestein Deckschicht	
	Mittelwert (n=10) (1304 2822 – 1831)		Mittelwert 1305 3507. 1305 3508		Mittelwert 1305 3534. 1305 3535	
Teilprobe	Eluat	Feststoff	Eluat	Feststoff	Eluat	Feststoff
pH	12,0	-	12	-	9,75	-
LF [mS/m]	299,0	-	210	-	5,3	-
Gehalte in mg/kg TM						
ADR	7070	-	5500	-	500	-
Cl	1,8	-	62	-	6	-
F	0,5	-	0,64	-	0,54	-
SO ₄	4,4	-	9,5	-	9,4	-
Al	7,8 Median: 8,6 Min: 3,6 Max: 11,0	7430 Median: 6.800 Min: 5.300 Max: 11.000	7,2	3.725	6,4	21.000
As	< 0,010	-	< 0,010	-	< 0,010	-
B	0,7	-	0,4	-	0,15	-
Ba	1,1	-	0,46	-	0,31	-
Cd	< 0,0050	-	< 0,0050	-	n,n,	-

²² LD-Schlacken von der voest Alpine Linz und EOS aus der Kohlenstoffstahlproduktion Marienhütte.

²³ http://www.asfinag.at/documents-10180/537734/Gleichschrift+Pb+NR.+1306_0457/4af3e874-cafb-4df9-a370-8d9e9e171461

Probenbezeichnung	LD-Schlacke Probe 1-10		Bohrkerne Nr. 34 und Nr. 35 LD-Schlacke Deckschichte		Bohrkerne Nr. 1 und Nr. 3 natürliches Gestein Deckschichte	
Labornummer	Mittelwert (n=10) (1304 2822 – 1831)		Mittelwert 1305 3507. 1305 3508		Mittelwert 1305 3534. 1305 3535	
Teilprobe	Eluat	Feststoff	Eluat	Feststoff	Eluat	Feststoff
Cr	0,036 Median: 0,024 Min: 0,012 Max: 0,083	2.860 Median: 2.750 Min: 2.200 Max: 3.800	0,025	3.500	0,014	51,5
Cr (VI)	0,03	-	0,024	-	0,014	-
Hg	n.n.	-	n.n.	-	n.n.	-
Mn	-	55.500 Median: 54.500 Min: 52.000 Max: 62.000	-	67.000	-	900
Mo	0,2 Median: 0,036 Min: 0,015 Max: 0,98	105 Median: 6,3 Min: 1,9 Max: 700	0,15	93	0,0061	< 1
Ni	n,n,	-	< 0,010	-	n,n,	-
Pb	0,008	-	0,0046	-	n,n,	-
Sb	< 0,020	-	< 0,020	-	< 0,020	-
Tl	< 0,005	-	< 0,005	-	< 0,0050	-
V	0,2 Median: 0,027 Min: 0,013 Max: 0,82	590 Median: 600 Min: 500 Max: 670	0,08	560	0,11	160
Fe	-	263.000 Median: 265.000 Min: 220.000 Max: 320.000	-	212.500	-	49.500
TOC	11,2	-	30	-	14	-

Anmerkung: Bei der Berechnung der statistischen Kenndaten (Mittelwert, Median) wurden Gehalte mit Werten < BG mit dem Wert der BG und nicht nachweisbare Gehalte (n.n.) mit dem Wert „0“ herangezogen.

Durch Multiplikation der o.a. Daten des L/S=10l/kg Eluat in der Einheit mg/kg TM mit dem Faktor 100 erhält man die µg/l im Eluat.

Fazit Untersuchungen LD- Schlacke sowie Bohrkerne mit/ohne LD in Deckschichte

● Betrachtung von Cr, V, Mo und F:

Die **Cr-Gehalte** der LD-Schlacken liegen im Bereich von 2.860-3.800; 2.750 mg/kg TM (MW-Max; Median); bei den Bohrkernen BK+LD bei 3.500 mg/kg TM (MW) und bei BK+nat. Gestein deutlich niedriger mit 52 mg/kg TM (MW).

Die entsprechenden **V-Gehalte** (in mg/kg TM) liegen im Bereich von 590-670; 600 (MW-Max; Median) für LD-Schlacke und betragen 560 mg/kg TM (MW) bei BK+LD sowie 160 mg/kg TM (MW) bei BK+nat. Gestein.

Die **Mo-Gehalte** liegen im Bereich von 105-700; 6.3 mg/kg TM (MW-Max; Median) für LD-Schlacke sowie bei 93 mg/kg TM (MW) bei BK+LD und < 1 mg/kg TM (MW) bei BK+nat. Gestein.

Die Cr-Daten für LD stehen im Wesentlichen im Einklang mit der Literaturübersicht aus Tabelle 14, V-Gehalte liegen im Bereich des Maximalwertes von Tabelle 14. Bei Mo liegen acht von zehn Proben unter dem angegebenen Mittelwert aus Tabelle 14, weitere zwei von zehn Proben zeigen deutlich höhere Mo-Gehalte (300 bzw. 700 mg/kg TM).

Nachdem beim LD-Verfahren in Linz keine Fluoridzusätze als Flussmittel zur Anwendung kommen, sind die Fluorgesamtgehalte im Vgl. zu Tabelle 14 deutlich niedriger (vgl. 100-130 mg/kg TM Fluor gesamt; Quelle: Voestalpine 2011).

- Die resultierenden **pH-Werte im Schütteleluat** (ÖN EN 12457-4) liegen im alkalischen Bereich (LD: MW-Max: 12,0-12,2; BK+LD: MW 12,0; BK+nat. Gest.: MW 9,75).
- Die **elektrische Leitfähigkeit** liegt bei den LD-Schlacken im Bereich von MW-Max: 299-680 mS/m (vgl. Tabelle 14: gut vergleichbar); bei den BK+LD bei 210 mS/m; die Ergebnisse für die el. LF bei BK+nat. Gest. sind unauffällig (niedrige el. LF von 5,3 mS/m).
Der Trend der el. LF spiegelt sich in den Ergebnissen des Abdampfrückstandes wider (LD-Schlacke: ADR 7.070 mg/kg TM; BK+LD: 5.500 mg/kg TM; BK+nat. Gestein: 500 mg/kg TM (jeweils MW)).
- Die mittleren **Gehalte an Chrom bzw. Chrom (VI) im Eluat** sind als gering einzustufen (deutlich unter Grenzwert TrinkwasserVO von 50 µg/l für Gesamtchrom):
(hier ausgedrückt in µg/l Eluat bei L/S=10l/kg TM; Umrechnung durch Multiplikation der Ergebnisse in mg/kg TM mit Faktor 100): LD-Schlacke: MW-Max: 3,6-8,3 µg/l Cr ges.; 3,1-7,5 µg/l CrVI im Eluat; BK+LD: 2,5 µg/l Cr ges.; 2,4 µg/l CrVI im Eluat; BK+nat. Gestein: 1,4 µg/l Cr ges.; 1,4 µg/l CrVI im Eluat.
- Der **Anteil an eluierbarem Chrom gesamt** bezogen auf den Feststoff ist sehr niedrig und liegt bei LD-Schlacke bei 0,001-0,002 % (MW-Max), bei BK+LD bei < 0,001 % (MW), bei BK+nat. Gestein bei 0,03 %.
Das Chrom im Eluat liegt nahezu überwiegend als Cr(VI) vor (LD-Schlacke: Anteil Cr(VI) an Crges im Eluat 85-92 % (MW-Max); Anteil Cr(VI) an Crges. BK+LD: 96 %; Anteil Cr(VI) an Crges. BK+nat. Gestein: 97,5 %).
- Die **Gehalte von Vanadium im Eluat** liegen bei LD-Schlacke im Bereich von 0,2-0,82; 0,027 mg/kg TM (MW-Max;Median), bei BK+LD 0,03-0,13; 0,08 mg/kg TM (Min-Max; MW) und bei BK+nat. Gestein bei 0,09-0,13; 0,11 mg/kg TM (Min-Max; MW).
Während für sieben Proben mit pH-Werten im Bereich von 11,9-12,2 Vanadiumgehalte im Eluat von unter 0,05 mg/kg TM nachgewiesen wurden, konnten in drei Probeneluaten mit pH-Werten im Bereich von 11,6-11,8 erhöhte Vanadiumgehalte ermittelt werden (pH 11,8 → V: 0,65 mg/kg TM; pH 11,6 → V: 0,82 mg/kg TM; pH 11,8 → V: 0,5 mg/kg TM).
Somit ergeben sich **Anteile an eluierbarem Vanadium** bezogen auf den Feststoff mit 0,035-0,14; 0,0042 % (MW-MAX;Median) für LD-Schlacke; 0,005-0,02 % für BK+LD und 0,06-0,09 % für BK+nat. Gestein.
- Die **Molybdängehalte im Eluat** liegen bei LD-Schlacke im Bereich von 0,2-0,98; 0,036 mg/kg TM (MW-Max;Median), bei BK+LD zw. 0,14-0,15 mg/kg TM bei BK+nat. Gestein zw. < 0,005-0,0072 mg/kg TM.

Somit ergeben sich **Anteile an eluierbarem Molybdän** bezogen auf den Feststoff mit 0,6-1,5; 0,45 % (MW-Max;Median) für LD-Schlacke und 0,13-0,2 % (Einzelwerte, n=2) für BK+LD (Anm.: BK+nat. Gestein keine Gesamtgehalte > BG, Grobabschätzung über BG als Worstcase ergibt etwa 0,5-0,7 % eluierbares Molybdän).

Bei den beiden Proben LD-Schlacke mit den hohen Molybdängehalten im Feststoff wurden ebenfalls die beiden höchsten Eluatgehalte für Molybdän gemessen.

- Die **Fluoridgehalte im Eluat** sind sehr gering, umgerechnet in µg/l belaufen sie sich auf 52-97 µg/l für Proben LD-Schlacke (MW-Max), 64 µg/l (MW, n=2) für Eluatansätze BK+LD und 54 µg/l (MW, n=2) für Eluatansätze BK+nat. Gestein (Begründung: kein Fluoridhaltiger Zusatz beim Verfahren in Linz).

Fazit EOS

Für den Ergebnisvergleich der österreichischen EOS-Schlacken Proben stehen keine Daten vom Umweltbundesamt zur Verfügung. Es erfolgt die Verwendung der Untersuchungen von der MAPAG (2012) zur Charakterisierung von Elektroenschlacke (EOS) der Marienhütte GmbH.

- Die **Gesamtgehalte für Al, Fe, Zn*, Cu* und Ni* liegen im Wesentlichen im Bereich der Daten zu Tabelle 14** EOS; (*tw. auch um Faktor 2 niedrigere Zn-Gehalte im Mittel bei Marienhütte, tw. auch bis zu 3 fach höhere max. Cu und 3-5fach höhere mittlere und maximale Ni-Gehalte).

Deutlich niedrigere Gehalte im Vergleich zu Tabelle 14 ergeben sich für die EOS-Schlacke der Marienhütte für Cr (etwa Faktor 10 niedriger), **V** (etwa Faktor 2-5 niedrigere Mittel- und Maximalgehalte), **Mn** (etwa Faktor 2 niedrigere MW, Max.-werte), **Mo** (etwa Faktor 2-5 niedrigere MW, Max.-werte) und **Pb** (etwa Faktor 2-3 niedrigere MW, Max.-werte). Zu Fluor gesamt existieren keine Daten.

- Die **Eluatdaten für pH und el. LF sowie Fluorid, Vanadium und Blei liegen im vergleichbaren Bereich wie Tabelle 14** (bei F bis zu Faktor 2 höhere Maximalgehalte, bei Vanadium bis Faktor 2 niedrigere Maximalgehalte).

Die **Chromergebnisse aus dem Eluat liegen deutlich niedriger** (Faktor 3-4 betr. mittlere und Max.-werte). Es gibt keine Angaben betreffend CrVI im Eluat. Eine Abschätzung des im L/S=10 l/kg TM mobilisierbaren Chrom gesamt zu Chrom im Feststoff ergibt etwa 0.006 %. Der Anteil an mobilisierbaren Vanadium liegt zw. 0.2-0.4 % (Abschätzung).

Die **insgesamt geringen Eluatgehalte für Cu, Mo und Ni für die EOS der Marienhütte** (mittlere Gehalte im Eluat: Cu ~10 µg/l, Mo ~30 µg/l, Ni <10 µg/l) **liegen höher als die Literaturdaten in Tabelle 14** (Cu: um Faktor 10 höher, Mo um Faktor 3 höher, Ni im Bereich <BG bis zu Faktor 5 höher), **dies hat jedoch keinerlei Relevanz im Hinblick auf eine Bewertung** (jeweilige Eluatkonzentration in µg/l für Cu, Ni und Pb < jeweiliger Parameterwert lt. TrinkwasserVO – 2000 µg/l Cu, 20 µg/l Ni, 10 µg/l Pb).

(Anmerkung: Parameterwert lt. TWVO: 1500 µg/l F; für V und Mo: kein Parameterwert angegeben).

Zusammensetzung von natürlichen Gesteinen (Österreich)

In nachfolgender Tabelle findet sich eine Übersicht betreffend der Bandbreiten von Elementgehalten in österreichischen Gesteinen.

Tabelle 16: Übersicht Zusammensetzung natürliche Gesteine – Österreich (Quelle: Thalmann et. al (1989): Geochemischer Atlas, Österreich; Mitteilungen des Institutes für Angewandte Geologie Bd. 4. (1981.1986); HEINISCH et. al (1988); Jb. Geol. B.-A. (1985)).

	Ultramafite Preg (Stmk, Ö)	Basaltvorkommen Pauliberg (Bglid. Ö)	basische Magmatite aus Nördlicher Grauwackenzone (Ö)	Ophiolite der Rechnitzer Serie (Ö)*					
	MW (n>100)	Olivinbasalt MW (n=2)	Min-Max (n=14)	Ultramafite (Min-Max)	Chlorit-schiefer * (Min-Max)	normale Gabbro (Min-Max)	Grün-schiefer* (Min-Max)	Blau-schiefer * (Min-Max)	Ophikarbonat gesteine* (Min-Max)
Hauptbestandteile, Angaben in Gew. %									
SiO ₂		44	36-57	34-55	25-34	45-54	35-54	48-60	5-44
Al ₂ O ₃		11	n.a.	1,15-16	15-19	16-22	12-21	8-15	1-10
CaO		10,3	n.a.	0,10-1,7	0,1-5,2	3-14	5-25	1,5-3,7	9-46
MgO		11	n.a.	27-38	12-34	6,5-11	4-14	1,4-3,7	0,9-9
P ₂ O ₅		0,96	0.14-0.7	< 0,01-0,02	bis 1,1	bis 0,08	bis 0,78	bis 1,2	bis 0,26
Mn	0.13	0,12	n.a.	< 0,01-0,11	0,41	0,06-0,14	0,06-0,25	0,06-0,17	0,04-0.17
Fe ges.	5.6	8,8	n.a.	3,9-8,6	bis 22,4	bis 6,1	bis 18	bis 15	bis 18
Spurenelemente, Angaben in mg/kg									
Cr	3.700	456	23-560	1.500-4.600	5-1.100	42-1.800	18-980	2-15	12-9.000
Co	100	56,5	n.a.	bis 112	bis 122	27-48	10-84	10-47	40-300
Cu		63,5	n.a.	bis 28	bis 93	8-130	8-300	8-63	1-37
Mo		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Ni	2.200	337,5	n.a.	bis 2.100	bis 860	83-430	60-1.200	65-200	60-2.200
V		n.a.	250-860	bis 67	bis 1.070	41-140	100-900	50-270	17-350
Zn		135		bis 60	bis 500	34-120	15-150	160-310	30-260

n.a. ... nicht angegeben

Anmerkung: FeO und Fe₂O₃ wurden über die stöchiometrischen Faktoren in Fe ges. umgerechnet.

Die in der Literaturstelle jeweils angegebenen Manganverbindungen (MnO, Mn₃O₄) wurden in Mn umgerechnet.

* Die Gehalte für die Ophiolite Chloritschiefer, Grünschiefer, Blauschiefer und Ophikarbonatgesteine sind in obiger Tabelle als Vergleich angeführt, werden aber nicht als Straßenbaumaterial verwendet.

Gemäß UMWELTBUNDESAMT DESSAU (2007) werden folgende Gesteinsarten im Straßenbau eingesetzt (nach Anhang A TL Gestein-StB 2004):

- Granit, Granodiorit, Syenit
- Diorit, Gabbro; Rhyolith, Rhyodazit, Trachyt, Phonolith, Mikrodiorit, Andesit
- Basalt, Melaphyr; Basaltlava; Lavaschlacke
- Diabas
- Kalkstein, Dolomitstein
- Grauwacke, Quarzit, Gangquarz, Quarz, Sandsteine
- Gneis, Granulit, Ampfibolit, Serpentin
- Kies gebrochen
- Kies rund.

Betreffend Eluierbarkeit von Cr, V und Mo von natürlichen Gesteinen gibt es wenig Daten – gemäß UMWELTBUNDESAMT DESSAU (2007) werden Chromgesamtgehalte für Basalt, Diabas und Grauwacke in Bereichen von 42-168 mg/kg Cr angegeben, der eluierbare Anteil dieser Gesteinsarten an Cr beträgt in etwa 6-8 µg/l im L/S =10 l/kg TM Schütteleluat. Für V und Mo liegen keine diesbezüglichen Daten vor.

Allgemeines Fazit

- Die betrachteten Stahlwerksschlacken (EOS- und LD-Schlacke) können höhere Gehalte an Cr, V und Mo im Feststoff aufweisen als natürliche Gesteine. Die mineralische Bindung von Chrom und Vanadium unterscheidet sich zwischen den Schlacken. (Im Hinblick auf Molybdän ist keine Literatur verfügbar; das Verhalten ist möglicherweise ähnlich wie bei Vanadium).

Während die Löslichkeit von Chrom (auch Cr(VI)) nur sehr gering ist, liegen V und Mo in besser wasserlöslicher Form vor.

Bei Vanadium dürfte die Löslichkeit im Alkalischen nicht nur vom freigesetzten Vanadium aus den Kalksilikaten sondern auch vom pH-Wert beeinflusst werden. Niedrige Anteile an Freikalk bewirken im Eluat einen basischen pH und einen Anstieg der Kalziumionen (Hydratation von Freikalk), dadurch wird der Anlösungsmechanismus der Kalksilikate unterdrückt, da sich weitere Kalziumionen lösen müssten. *Fazit:* erschwerte Freisetzung der Vanadiumanteile aus den Kalziumsilikaten bei höherem pH und höheren Kalziumkonzentrationen im Eluat (d. h. niedrigere Vanadiumkonzentration im Eluat bei hohen pH-Werten, resultierend aus Freikalk) (vgl. DRISSEN in FEhS-Report. 2006 sowie Untersuchung UMWELTBUNDESAMT 2013).

- Gemäß der Literaturübersicht zu den österreichischen Gesteinsarten, ergeben sich hohe Bandbreiten bei der Schwermetallzusammensetzung der natürlichen Gesteinsvorkommen (z. T. sehr geringe bis deutlich erhöhte Gehalte an Cr, V und Ni; Mo-Daten nicht verfügbar).

Ultramafitite aus dem Hartsteinbruch Preg, Basalte aus Pauliberg, basische Magmatite aus der Grauwackenzone finden z. B. Anwendung als Zuschlagsstoff beim österreichischen Straßenbau.

Die löslichen Chrom-Anteile im L/S=10 l/kg Eluat sind als gering zu bewerten (vgl. Parameterwert lt. TrinkwasserVO 50 µg/l; Schwellenwert lt. QZV Chemie Grundwasser 45 µg/l):

- <10-19 µg/l Cr EOS;
- 3,6-8,3 µg/l Cr LD;
- 2,5+/- 1 µg/l Cr BK+LD;
- 1,4+/-0,8 µg/l Cr BK nat. Gest.,
- 6-8 µg/l Cr Gestein (Basalt, Diabas, Grauwacke).

Die Eluatergebnisse für LD-Schlacke liegen in der Größenordnung des natürlichen Gesteins, wiewohl die Gesamtgehalte bei LD-Schlacke deutlich höher als jene der hier betrachteten natürlichen Gesteine liegen (ebenfalls vergleichbare Bohrkerneluatgehalte mit und ohne LD-Schlacke).

Die löslichen Vanadium-Anteile im L/S=10 l/kg Eluat liegen bei:

- 66-164 µg/l V EOS;
- 20-82 (Median 2,7) µg/l V LD;
- 8+/-7 µg/l V BK+LD;
- 11+/-3 µg/l V BK nat. Gest.,
- k.A. Gestein (Basalt, Diabas, Grauwacke).

Das Eluatergebnis vom Bohrkern mit LD-Schlacke in der Deckschichte ist mit jenem mit natürlichem Gestein in der Deckschichte vergleichbar. Es existieren keine Parameterwerte für Vanadium lt. TrinkwasserVO.

Die löslichen Molybdän-Anteile im L/S=10 l/kg Eluat liegen bei:

- 31-90 µg/l Mo EOS;
- 20-98 (Median 3,6) µg/l Mo LD;
- 15+/-1 µg/l Mo BK+LD;
- 0,6+/-0,2 µg/l Mo BK nat. Gest.,
- k.A. Gestein (Basalt, Diabas, Grauwacke).

Das Eluatergebnis vom Bohrkern mit LD-Schlacke in der Deckschichte ist höher als jenes des Bohrkerns mit natürlichem Gestein in der Deckschichte. Es existieren keine Parameterwerte für Molybdän lt. TrinkwasserVO.

Autorin

Monika Denner

Status: 11.4.2014

ANHANG 4: FACTSHEET „BODEN – GRUNDWASSER“

Problemstellung

LD- und EOS-Schlacken können im Bauwesen als Ersatz für natürliche Materialien (Sand, Kies) eingesetzt werden. Im Straßenbau werden LD-Schlacken in Österreich hauptsächlich in der Asphalt-Deckschicht in gebundener Form eingesetzt, untergeordnet auch in der Tragschicht von Straßen. Durch den Einsatz als Baustoff ist die Schlacke neben mechanischen Beanspruchungen – z. B. durch Fahrzeuge bei einer Verwendung in der Tragschicht einer Straße – auch natürlichen Witterungseinflüssen wie Niederschlägen und Temperatur ausgesetzt. Dadurch ist grundsätzlich die Möglichkeit gegeben, dass durch den Kontakt mit Niederschlags- oder Sickerwasser Schadstoffe aus der Schlacke gelöst und in das Grundwasser eingetragen werden.

Um die Möglichkeit eines derartigen Schadstoffeintrages in das Grundwasser prüfen sowie den daraus resultierenden Einfluss auf die Grundwasserqualität beurteilen zu können, sind Informationen und Daten zu folgenden Themenbereichen grundlegend:

- Stoffliche Zusammensetzung der Schlacke
- Mobilisierbarkeit von Schadstoffen aus der Schlacke insbesondere in Hinblick auf die Metalle Chrom, Vanadium und Molybdän
- Standortspezifische und anwendungsspezifische Informationen zu Ort (z. B. Deckschicht/Tragschicht) und Art (gebunden/ungebunden) des Schlackeneinbaues, Sickerwassermenge, Rückhaltevermögen des Bodens und Grundwasserdurchfluss im Bereich des jeweiligen Standortes (z. B. Straßenabschnitts)

Bei Vorliegen dieser Informationen können über eine Abschätzung der Schadstoffbelastung des Sickerwassers mögliche Auswirkungen auf das Grundwasser beurteilt werden.

Überblick über vorliegende Daten und Informationen

- **Stoffliche Zusammensetzung der Schlacken (Chrom, Vanadium, Fluor)**

Typische LD-Schlacke besteht hauptsächlich aus Calciumsilikaten sowie Eisen- und Magnesiumoxiden (KOTTKE 2008, LARM 1998). Daneben sind zahlreiche Metalle (z. B. Chrom, Vanadium oder Molybdän) in unterschiedlichen Konzentrationen enthalten, die im Stahlschrott, der zur Stahlerzeugung verwendet wird, in Form von Legierungen enthalten sind. Durch den oxidativen Prozess den LD-Schlacken bei ihrer Entstehung durchlaufen, liegen diese Metalle hauptsächlich in Form von Oxiden vor. Chrom tritt in diesen Oxiden überwiegend in dreiwertiger Form (Chrom-III), in geringem Umfang auch in sechswertiger Form (Chrom-VI) auf (LARM 1998). Vanadium liegt vermutlich drei- oder vierwertig vor. Typische Chromkonzentrationen von LD-Schlacken liegen zwischen 1.000 mg/kg und 5.000 mg/kg, typische Vanadiumkonzentrationen zwischen 100 mg/kg und 700 mg/kg und typische Molybdänkonzentrationen zwischen 20 mg/kg und 700 mg/kg (LARM 1998, UMWELTBUNDESAMT 2013). In Elektroöfen wird zur Stahlerzeugung ausschließlich Schrott eingesetzt, sodass die Gehalte an Legierungsmetallen in Elektroofenschlacke in Ab-

hängigkeit von der Zusammensetzung des eingesetzten Schrotts entsprechend höher sein können.

Vom Umweltbundesamt wurden auch zwei Bohrkern aus einer Straßendeckenschicht untersucht, die als Asphaltzuschlag natürliche Gesteine, d. h. keine Schlacken, enthielten. Diese Proben weisen geringe Chromgehalte (50 mg/kg) und relativ hohe Vanadiumgehalte (150 mg/kg) auf. Molybdän ist in diesen Proben nicht nachweisbar (UMWELTBUNDESAMT 2013). In Tabelle 17 sind die Chrom-, Vanadium- und Molybdängehalte in LD-Schlacken natürlichen Gehalten in Gesteinen und Bachsedimenten aus der Literatur gegenübergestellt. Daraus ist zu erkennen, dass in speziellen Gesteinsarten, wie z. B. ultrabasischen Gesteinen, die in Österreich auch im Straßenbau Verwendung finden, Chrom- und Vanadiumgehalte in der Größenordnung der Gehalte in LD-Schlacken auftreten. Hohe natürliche Metallgehalte in Gesteinen lassen sich auch aus den maximalen Gehalten in Bachsedimenten, die die großräumige chemische Zusammensetzung ihres Einzugsgebietes widerspiegeln, ableiten.

Tabelle 17: Chrom- Vanadium- und Molybdängehalte in Gesteinen und LD-Schlacke.

[mg/kg]	Mittelwerte von Gesteinen *	Ultrabasisches Gestein Österreich **	Bachsedimente Österreich ***	LD-Schlacken
Chrom	10 bis 400	500 bis 3.000	5 bis 3.000 Median: 60	1.000 bis 5.000
Vanadium	0,5 bis 200	100 bis 150	5 bis 1.000 Median: 100	100 bis 700
Molybdän	0,5 bis 5	< 1	n.n. bis 540 < 1	20 bis 700

* Mittlere Zusammensetzung unterschiedlicher Gesteinstypen (Magmatite, Sandsteine, Tonsteine, Karbonate, Evaporite; gerundet nach HEM 1985)

** „Serpentinit“, der im „Hartsteinwerk Pronau-Preg“ u. a. als Asphaltzuschlag („Edelbrechkorn“) abgebaut wird (gerundet nach „IRIS – Interaktives Rohstoff-Informationssystem“)

*** Zusammensetzung der Sedimentfraktion < 0,18 mm (gerundet nach THALMANN et al. 1989)

Durch den Einsatz fluorhaltiger Flussmittel bei der Stahlerzeugung können in der Schlacke auch Fluorkonzentrationen bis zu 4.000 mg/kg auftreten (LARM 1998).

● Mobilisierbarkeit von Schadstoffen aus der Schlacke

Um die Mobilisierbarkeit von Schadstoffen (z. B. Chrom, Vanadium, Molybdän oder Fluor) aus der Schlacke abschätzen zu können, werden die Ergebnisse sogenannter Eluatuntersuchungen herangezogen. Diese Untersuchungen werden an zerkleinertem Schlackematerial durchgeführt und entsprechen Auslaugversuchen mit Wasser. Sie weisen meist ein Wasser/Feststoff-Verhältnis von 10:1 auf (1 Teil Schlacke wird mit 10 Teilen Wasser zumeist 24 Stunden lang unter Schütteln ausgelaugt).

Da Chrom-III eine vergleichsweise geringe Wasserlöslichkeit aufweist und das besser lösliche Chrom-VI nur in geringen Mengen in der Schlacke enthalten ist, ergeben Eluatuntersuchungen an LD-Schlacken typischerweise sehr geringe Chromgehalte von 0,01 mg/kg bis 0,1 mg/kg (LARM 1998, UMWELTBUNDESAMT 2013). Entsprechend den typischen Chrom-Gesamtkonzentrationen (siehe oben) bedeutet dies, dass zwischen 0,0002 % und 0,01 % des in der Schlacke enthaltenen Chroms grundsätzlich mobilisierbar sind. Generell kann

davon ausgegangen werden, dass es sich beim mobilisierbaren Anteil überwiegend um primär in der Schlacke enthaltenes Chrom-VI handelt. Eine Oxidation von Cr-III zu Cr-VI ist unter natürlichen Bedingungen im Sicker- oder Grundwasser unwahrscheinlich und in der Natur nur selten zu beobachten (RAI et al. 1989).

Entsprechende Analysen für Vanadium ergeben Eluatwerte zwischen 0,01 mg/kg und 1 mg/kg (LARM 1998, UMWELTBUNDESAMT 2013). Verglichen mit typischen Vanadium-Gesamtkonzentrationen (siehe oben) sind daher zwischen 0,001 % und 1 % des in der Schlacke enthaltenen Vanadiums grundsätzlich mobilisierbar. Verglichen mit Chrom-Verbindungen ist die Löslichkeit von Vanadium-Verbindungen allgemein höher und hängt zudem stärker vom pH-Wert der Lösung ab. Eluate an LD-Schlacken weisen typischerweise stark basische pH-Werte zwischen 11,5 und 12 auf. In diesem pH-Bereich sind Vanadium-Verbindungen im Vergleich zu Chrom-Verbindungen gut löslich. Das Vanadium liegt dabei in Lösung v. a. in der toxikologisch relevanten fünfwertigen Form (Vanadium-V) vor (CHAURAND et al. 2006). Es ist jedoch davon auszugehen, dass bei pH-Werten, die sich längerfristig innerhalb von mehreren Jahren in Schlackeschichten einstellen (vermutlich pH 9 bis 10), die Löslichkeit von Vanadium signifikant höher ist als bei den standardmäßig durchgeführten Elutionsversuchen.

Für Molybdän ergeben sich Werte zwischen 0,01 mg/kg und 1 mg/kg (LARM 1998, UMWELTBUNDESAMT 2013). Die Eluatkonzentrationen von Molybdän scheinen vom Gesamtgehalt in der LD-Schlacke abzuhängen.

Die Fluorkonzentrationen in Eluaten von Schlacken können in Abhängigkeit des verwendeten Flussmittels bis zu 80 mg/kg betragen (LARM 1998). In den vom Umweltbundesamt untersuchten Schlackenproben wurde im Eluat ein Fluorgehalt von maximal 1 mg/kg analysiert (UMWELTBUNDESAMT 2013). Dies ist als Hinweis darauf zu werten, dass vermutlich kein fluorhaltiges Flussmittel eingesetzt wird.

Die vom Umweltbundesamt ermittelte Schadstoffmobilisierung aus Deckschichtproben mit natürlichen Gesteinen als Zuschlagstoff liegt trotz z. T. geringer Gesamtgehalte (siehe oben) in der Größenordnung der Schlackeproben (UMWELTBUNDESAMT 2013).

- **Standortspezifische Informationen**

Zur Beurteilung möglicher Auswirkungen des Einsatzes von Schlacken im Straßenbau auf das Grundwasser sind zahlreiche standortspezifische Informationen notwendig. Beispielsweise hängt der Transport von Schadstoffen im Untergrund stark von der Beschaffenheit des jeweiligen Bodens ab und wird z. B. von Parametern wie Wasserdurchlässigkeit, Schadstoffrückhaltevermögen an feinkörnigen oder eisenhaltigen Sedimenten (SAGER 2005) oder dem Abstand bis zum Grundwasser beeinflusst. Auswirkungen auf das Grundwasser sind daher grundsätzlich im Einzelfall sowohl standort- als auch anwendungsspezifisch zu beurteilen. Für eine allgemeine Betrachtung können einer Abschätzung möglicher Auswirkungen auf das Grundwasser „Worst-Case-Annahmen“ zugrunde gelegt werden (siehe folgender Punkt).

● Sickerwasserbelastung durch Schlacken und Schadstoffeintrag in das Grundwasser

Zur Abschätzung der Sickerwasserkonzentrationen werden sowohl Daten zur Mobilisierbarkeit von Schadstoffen als auch standortspezifische Daten zum Schadstofftransport im Boden in Richtung Grundwasser benötigt (siehe oben).

Die Mobilisierbarkeit kann in einem ersten Ansatz aus den Ergebnissen oben beschriebener Eluatuntersuchungen abgeleitet werden. Für Metalle wie Chrom und Vanadium wird dazu die Sickerwasserkonzentration Werten aus Eluatuntersuchungen mit einem Wasser/Feststoffverhältnis von 2:1 gleichgesetzt (UMWELTBUNDESAMT, 2011).

Die aus 10:1-Eluatuntersuchungen ermittelten Chromkonzentrationen von 0,01 mg/kg bis 0,1 mg/kg entsprechen Chromkonzentrationen im Wasser von 0,001 mg/l bis 0,01 mg/l. Eine Umlegung auf Werte aus 2:1-Eluate würde im „Worst-Case“ Werte von 0,005 mg/l bis 0,05 mg/l ergeben.²⁴ Das bedeutet, dass die Sickerwasserkonzentration direkt am „Entstehungsort“ des Sickerwassers im unmittelbaren Bereich einer ungebundenen Schlackeablagerung mit Werten zwischen 0,005 mg/l und 0,05 mg/l abgeschätzt werden kann. Zum Vergleich beträgt in Österreich der Trinkwassergrenzwert für Chrom 0,05 mg/l (Trinkwasserverordnung) und der Schwellenwert in der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser 0,045 mg/l.

Im Falle von Vanadium ergeben sich analog Sickerwasserkonzentrationen zwischen 0,005 mg/l und 0,5 mg/l. Für Vanadium existiert in Österreich weder ein Trinkwassergrenzwert noch ein Schwellenwert für das Grundwasser, ebenso wenig in den Trinkwasser-Richtlinien der WHO. In Deutschland wurde v. a. aufgrund der Unsicherheit hinsichtlich der toxikologischen Relevanz von Vanadium ein niedriger Geringfügigkeitsschwellenwert für Vanadium im Grundwasser von 0,004 mg/l festgelegt (LAWA 2004). In den Niederlanden existiert ein Indikatorwert für erhebliche Grundwasserverunreinigungen („severe contamination“) für Vanadium von 0,07 mg/l (SRC 2009).

Für Molybdän ergeben sich Sickerwasserkonzentrationen zwischen 0,005 mg/l und 0,5 mg/l. Auch für Molybdän existiert in Österreich kein Trinkwassergrenzwert und kein Schwellenwert für das Grundwasser. Zum Vergleich beträgt der Geringfügigkeitsschwellenwert für Molybdän im Grundwasser in Deutschland 0,035 mg/l, der Maßnahmenschwellenwert für erhebliche Grundwasserverunreinigungen in den Niederlanden 0,3 mg/l.

Bei Fluor ergeben sich für die vom Umweltbundesamt untersuchten Schlackeproben Sickerwasserkonzentrationen von maximal 0,5 mg/l. Der Trinkwassergrenzwert in Österreich beträgt 1,5 mg/l (Trinkwasserverordnung).

Beim Transport der Schadstoffe mit dem Sickerwasser in Richtung Grundwasser ist davon auszugehen, dass die Sickerwasserkonzentrationen noch durch natürliche Schadstoffrückhalteprozesse im Boden (z. B. Adsorption) verringert werden. Beim Eintritt in das Grundwasser kommt zusätzlich das Verdünnungspotential des Grundwasserstroms zum Tragen, das im Falle eines hohen Sickerwasseranfalls und vergleichsweise unergiebigem Grundwasser-Verhältnisse im Sinne einer „Worst-Case-Annahme“ etwa mit dem Faktor 5 abgeschätzt werden kann.

²⁴ Der Freisetzungsprozess von Chrom und Vanadium aus der Schlacke ist vermutlich lösungslimitiert, d. h. die Werte aus 2:1-Eluaten würden ungefähr den Werten aus 10:1-Eluaten entsprechen und nicht, wie im „Worst-Case“ angenommen, um den Faktor 5 höher liegen.

Fazit

Beeinträchtigung des Grundwassers durch Chrom

- LD-Schlacken weisen einen vergleichsweise hohen Chrom-Gesamtgehalt auf. Aufgrund des Entstehungsprozesses der Schlacken handelt es sich dabei hauptsächlich um Chrom-III-Oxide.
- Aufgrund der geringen Löslichkeit von Chrom-III-Verbindungen und des geringen Gehaltes an besser löslichen Chrom-VI-Verbindungen in der Schlacke ist die Mobilisierbarkeit von Chrom aus LD-Schlacken gering. Im Sickerwasser liegt Chrom vor allem in der toxikologisch relevanten sechswertigen Form vor.
- Eine grobe Abschätzung der Sickerwasserbelastung aus ungebundenen Schlackeablagerungen ergibt Chrom-Konzentrationen in der Größenordnung des Trinkwassergrenzwertes und des Schwellenwertes für Grundwasser.
- Im Falle von Chrom ist auf Basis der vorliegenden Analyseergebnisse selbst bei Annahme eines „Worst-Case-Szenarios“ (Schlacke in ungebundener Form, hohe Sickerwasserkonzentrationen, Vernachlässigung natürlicher Rückhalteprozesse im Boden, geringes Verdünnungspotential durch das Grundwasser) im Normalfall nicht von einer signifikanten Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Sickerwässer aus z. B. im Straßenbau eingesetzten Schlacken zu rechnen.

Beeinträchtigung des Grundwassers durch Vanadium oder Molybdän

- LD-Schlacken weisen einen verglichen mit Chrom niedrigere Vanadium- und Molybdängehalt auf. Vanadium liegt vermutlich hauptsächlich in Form drei- und vierwertiger Oxide vor.
- Aufgrund der vergleichsweise guten Löslichkeit von Vanadium- und Molybdän-Verbindungen kann die Mobilisierbarkeit von Vanadium und Molybdän aus LD-Schlacken trotz geringerer Gesamtgehalte höher als bei Chrom sein. Im Sickerwasser liegt Vanadium vor allem in der toxikologisch relevanten fünfwertigen Form vor.
- Eine grobe Abschätzung der Sickerwasserbelastung aus ungebundenen Schlackeablagerungen ergibt Vanadium- und Molybdän-Konzentrationen, die bis zu eine Größenordnung (Faktor 10) über den Chrom-Konzentrationen liegen können. Im Gegensatz zu Österreich, wo hinsichtlich Vanadium und Molybdän weder Trinkwassergrenzwerte noch Schwellenwerte für das Grundwasser existieren, sind in Deutschland und den Niederlanden Geringfügigkeitsschwellenwerte für das Grundwasser bzw. Indikator- oder Maßnahmenschwellenwerte für erhebliche Grundwasserverunreinigungen festgelegt.
- Die Geringfügigkeitsschwellenwerte werden auf Basis der vorliegenden Analyseergebnisse bei Annahme eines „Worst-Case-Szenarios“ (Schlacke in ungebundener Form, hohe Sickerwasserkonzentrationen, Vernachlässigung natürlicher Rückhalteprozesse im Boden, geringes Verdünnungspotential durch das Grundwasser) sowohl bei Vanadium als auch bei Molybdän deutlich überschritten.
- Für den Fall, dass Schlacke in gebundener Form angewandt wird, ist mit einer deutlich geringeren Freisetzung von Vanadium und Molybdän zu rechnen.
- Es ist aber nicht gänzlich auszuschließen, dass es durch den Einsatz von LD-Schlacken im Straßenbau zu signifikanten Auswirkungen auf das Grundwas-

ser durch Vanadium oder Molybdän kommen kann. Ob tatsächlich eine Beeinträchtigung eintreten kann, könnte anhand typischer Einsatzbereiche der Schlacken standortspezifisch unter Feldbedingungen untersucht werden. Alternativ dazu könnten weitere Untersuchungen zur Eluierbarkeit von Vanadium und Molybdän bei unterschiedlichen pH-Werten Klarheit bringen.

Beeinträchtigung des Grundwassers durch Fluor

- LD-Schlacken können in Abhängigkeit vom eingesetzten Flussmittel hohe Fluorkonzentrationen aufweisen. An den vom Umweltbundesamt analysierten Schlacken wurden keine Fluorgesamtgehalte bestimmt.
- Entsprechend der Löslichkeit von Fluoridverbindungen ist die Mobilisierbarkeit von Fluor aus der Schlacke höher als bei den Metallen. In den vom Umweltbundesamt untersuchten Schlacken wurden jedoch nur sehr geringe Gehalte an Fluorid mobilisiert, was darauf hindeutet, dass vermutlich Flussmittel mit geringem Fluorgehalt eingesetzt werden.
- Eine grobe Abschätzung der Sickerwasserbelastung aus ungebundenen Schlackeablagerungen ergibt Fluor-Konzentrationen in der Größenordnung des Trinkwassergrenzwertes.
- Im Falle von Fluor ist auf Basis der vorliegenden Analyseergebnisse selbst bei Annahme eines „Worst-Case-Szenarios“ (Schlacke in ungebundener Form, hohe Sickerwasserkonzentrationen, Vernachlässigung natürlicher Rückhalteprozesse im Boden, geringes Verdünnungspotential durch das Grundwasser) im Normalfall nicht von einer signifikanten Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Sickerwässer aus z. B. im Straßenbau eingesetzten Schlacken zu rechnen.
- Diese Aussage gilt jedoch nur für Schlacken mit ähnlich niederem Gehalt an mobilisierbarem Fluor wie die vom Umweltbundesamt analysierten.

Schlacken aus Elektroöfen

- In Elektroöfen wird zur Stahlerzeugung ausschließlich Schrott eingesetzt, sodass die Gehalte an Legierungsmetallen in Elektroofenschlacken in Abhängigkeit von der Zusammensetzung des eingesetzten Schrotts entsprechend höher sein können.
- Aufgrund der vermutlich lösungslimitierten Schadstofffreisetzung aus den Schlacken dürften jedoch die für LD-Schlacken getroffenen Einschätzungen in Hinblick auf mögliche Grundwasserauswirkungen auch für Elektroofenschlacken aus der Erzeugung von Kohlenstoffstahl gelten.
- Allerdings liegen zur Frage der Eluierbarkeit keine Umweltbundesamt-eigenen Analyseergebnisse vor.

Autoren

Gernot Döberl

Martin Kralik

Status 11.4.2014

ANHANG 5: FACTSHEET „LUFTBELASTUNG DURCH STRASSENSTAUB“

Der Straßenverkehr trägt zur Feinstaubbelastung (PM_{10})²⁵ in der Außenluft durch verschiedene Mechanismen bei:

1. Direkte Abgasemissionen
2. Emissionen aus Bremsen,- Reifen- und Straßenabrieb
3. Emissionen aus Wiederaufwirbelung von Straßenstaub
4. Bildung von sekundären Partikeln aus gasförmigen Vorläufersubstanzen wie NO_x , NH_3 und NMVOC

Relevant für den Beitrag von LD-Schlacke zur PM_{10} -Belastung sind v. a. Emissionen aus dem Straßenabrieb und aus der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub für den Fall, dass diese Schlacken in der Deckschicht von Straßen verwendet wurden. EOS-Schlacken sind aus technischer Sicht nicht für die Verschleißschicht (Deckschicht) von Autobahnen geeignet²⁶, weil die Anforderungen der straßenbaulichen Regelwerke nicht erfüllt werden; diese sind daher für die Staubentwicklung durch Straßenabrieb nicht relevant.

Für die Gesamtmenge an Straßenabrieb ist der Anteil von LD-Schlacke nicht von Bedeutung, wenn davon ausgegangen wird, dass die LD-Schlacke die Eigenschaften der Deckschicht nicht negativ beeinflusst. Ggf. sind niedrigere Gesamtemissionen zu erwarten, da Beläge mit LD-Schlacke eine hohe Abriebfestigkeit aufweisen.

Darüber hinaus kann Feinstaub auch bei der Sanierung oder beim Abbruch von Straßen freigesetzt werden.

²⁵ Die als Feinstaub (PM_{10}) bezeichnete Staubfraktion enthält 50 % der Teilchen mit einem Durchmesser von 10 μm , einen höheren Anteil kleinerer Teilchen und einen niedrigeren Anteil größerer Teilchen.

²⁶ pers. Mitteilung DI Christian Mlinar, ASFiNAG

PM₁₀-Emissionen aus dem Straßenverkehr

Betrachtet werden hier nur die direkten Emissionen des Straßenverkehrs. Die Tabelle zeigt die in der Literatur verfügbaren Emissionsfaktoren der verschiedenen Mechanismen der Staubfreisetzung für Pkw und Lkw.

	PKW	LNF	SNF	Anmerkung	Literatur
	mg/km				
Abgas	16	45	65	Autobahndurchschnitt Österreich 2013	OLI
Abrieb + Aufwirbelung	47	47	74	Autobahndurchschnitt Österreich 2013	OLI
Straßenabrieb	8	8	38	Durchschnitt über alle Fahrsituationen	EMEP/EEA Guidebook
Reifenabrieb	6	10	27	Durchschnitt über alle Fahrsituationen	EMEP/EEA Guidebook
Bremsabrieb	7	12	32	Durchschnitt über alle Fahrsituationen	EMEP/EEA Guidebook
Summe Abrieb	14	22	59	Durchschnitt über alle Fahrsituationen	EMEP/EEA Guidebook
Straßenabrieb	3	29			LUHANA et al. 2004
Straßenabrieb	4-40			Für Asphalt; Beton 1/3 von Asphalt	BASSt 2008
Straßenabrieb	3-7,5	29-38			KUPIAINEN 2007
Straßenabrieb	0-3	7-80		Hohe Werte bei schlechtem Straßenzustand (städtische Verkehrssituation)	GEHRIG et al. 2010
Aufwirbelung	5-76	110-660		Hohe Werte bei schlechtem Straßenzustand (städtische Verkehrssituation)	GEHRIG et al. 2010
Abgas	20,4 ± 6,6	119 ± 38		Autobahn CH, 2007	BUKOWIECKI et al. 2010
Nicht-Abgase	30 ± 14	169 ± 82		Autobahn CH, 2007	BUKOWIECKI et al. 2010
Straßenabrieb	-	-	-	Untergeordnete Bedeutung bei intakten Straßenbelägen	LOHMEYER 2011
Straßenabrieb	-	-	-	Untergeordnete Bedeutung bei intakten Straßenbelägen und Sommerreifen	IVL 2010

LNF: leichte Nutzfahrzeuge

SNF: schwere Nutzfahrzeuge

Generell wird in der Literatur die hohen Unsicherheiten der Emissionsfaktoren für Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen angemerkt. Eine weitere Schwierigkeit bei der Bewertung der Straßenabriebemissionen ist, dass diese analytisch so gut wie nicht von Straßenstaub aus anderen Quellen zu trennen sind (DENIER VAN DER GON et al. 2013).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Straßenabriebemissionen in einigen Studien bei intakten Straßenbelägen und bei Sommerreifen als vernachlässigbar angeführt werden. In den anderen Studien finden sich Werte um 3-8 mg/km für Pkw und etwa 30 mg/km für Lkw, allerdings nicht unterschieden nach Fahrsituationen, d. h. diese Werte gelten im Mittel für Straßen innerorts, außerorts und auf Autobahnen und Schnellstraßen. Bei Verwendung dieser Werte betragen die Straßenabriebemissionen bei Pkw etwa 1/5 der Abgasemissionen, bei Lkw etwa die Hälfte. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass auf Autobahnen die Werte niedriger sind. Bei einem angenommenen LNF- und SNF-Anteil von je 10 % beträgt die Summe der Abgasemissionen 82 mg/km (Abgas und Nichtabgas im Autobahndurchschnitt Österreich) und 8 mg/km für Stra-

ßenabrieb. Der Anteil der Straßenabriebemissionen an den gesamten Verkehrsemissionen würde in dieser groben Abschätzung etwa 10 % betragen, was gut mit Tunnelmessungen übereinstimmt (siehe unten).

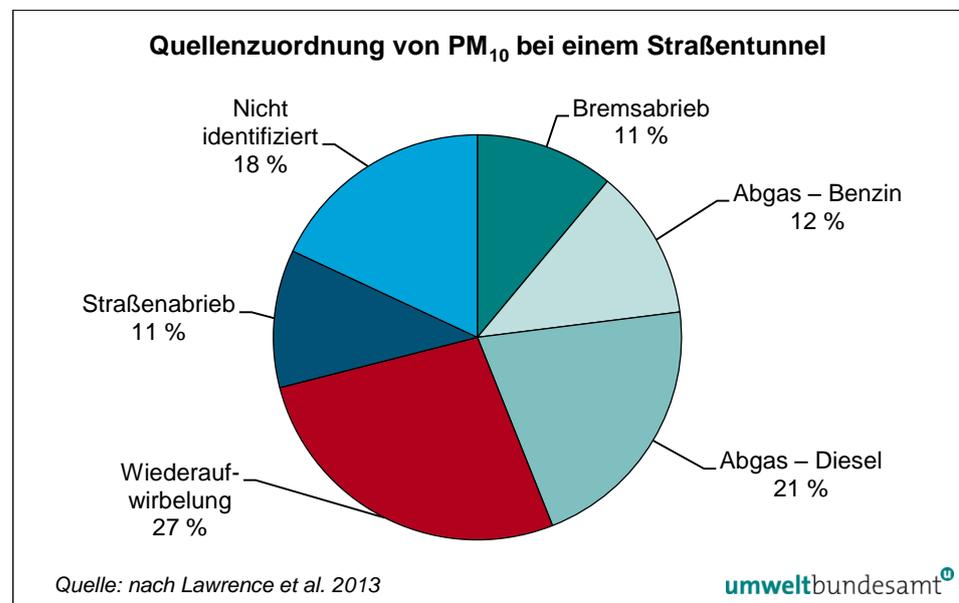
Aufgrund der hohen Abriebfestigkeit von LD-Schlacke ist davon auszugehen, dass Staubemissionen aus dem Abrieb nicht höher sind, als bei der Verwendung von primären Baustoffen.

Beitrag zur PM₁₀-Belastung

Für die PM₁₀-Zusatzbelastung im Nahbereich von Autobahnen durch den Straßenverkehr finden sich in der Literatur Werte von 3-8 µg/m³ (BAST 2008, GEHRIG et al. 2003, DIJKEMA et al. 2008, ETC/ACC 2004, AEA 2012).

Bei Tunnelmessungen wurde ein Beitrag von 11 % für den Straßenabrieb gefunden (siehe Tabelle 17:; LAWRENCE 2013).

Abbildung 1:
Quellenzuordnung von
PM₁₀ bei einem
Straßentunnel



Eine grobe Abschätzung anhand der Beiträge aus Straßenabrieb anhand der Emissionsfaktoren und der Tunnelmessung von etwa 10 % zur gesamten Zusatzbelastung des Verkehrs ergibt somit einen Beitrag von 0,3 bis 0,8 µg/m³ im unmittelbaren Nahbereich von Autobahnen.

Umgelegt auf die Gesamtgehalte verschiedener Inhaltsstoffe in Deckschichten (siehe dazu Factsheet „Chemische Analysen“) ergeben sich folgende grob abgeschätzte Konzentrationen in PM₁₀ im unmittelbaren Nahbereich von Autobahnen (Annahmen: Anteil von 95 % Schlacke in der Deckschicht. Mittelwerte und Maximalwerte der Feststoffgehalte. Für die Zusatzbelastung wurden 0,3 µg/m³ angenommen, da LD-Schlacke nicht bei den höchstbelasteten Autobahnabschnitten eingesetzt wird).

Tabelle 18: Abschätzung Metallgehalte in PM₁₀ aus Straßenabrieb von Straßen mit LD- Schlacke in der Deckschicht sowie in PM₁₀-Proben gemessene Konzentrationen (Jahresmittelwerte in ng/m³. Annahme Beitrag Straßenabrieb: 0,3 µg/m³, Mittelwerte und Maximalwerte der Feststoffgehalte. Gemessene Konzentrationen aus EMPA 2012, STMK LANDESREGIERUNG 2013, OÖ LR, 2013, UMWELTBUNDESAMT 2007, 2013a. Abschätzung Alternative Zuschlagsstoffe anhand Metallgehalte aus EPPENSTEINER 2006; HEINISCH, HERTOGEN & SCHLÄGEL 1988, UMWELTBUNDESAMT DESSAU 2005).

Parameter	Abschätzung Straßenabrieb					PM ₁₀ -Gesamtgehalte verkehrsnah						
	LD-Schlacke ¹		Olivinbasalt Pauliberg	Bohrkern 1	Bohrkern 3	Diabas (jeweils max.)	Bern	Graz	LinZ	Enns A1	Wien	Spannweite [#]
	Realistische Abschätzung	Maximalabschätzung										
Al	2,1	5,6	8,7	6,0	6,0		125					
Sb	0,014	0,038	0,0002				6,6			2,1		7,4-19
As	0,0010	0,0026				0,006	0,52	0,52	0,7	0,6		1,0-1,4
Ba	0,06	0,15	0,09			0,22	11,1					
Bor	0,019	0,052										
Cd	0,00014	0,00038				0,00002	0,11	0,2	0,18	0,15		0,12-0,8
Cr	0,82	2,17	0,14	0,015	0,014	0,16	4,9	4	5,4	3,7	8,1 ⁺	6,1-18,3
Cr(VI)	0,00038 ⁺	0,00100 ⁺									0,086 [*]	
Co	0,0010	0,0027	0,0160					0,14				0,2-0,47
Fe	66,4	177		14,3	14,0		1.153	670	689	388		
Cu	0,006	0,015	0,019			0,03	61	20	12,5	13,6		34-83
Mn	15,8	42,2	0,309	0,28	0,23		12,2		24,7	9,7		8,1-35,1
Mo	0,03	0,080		0,0003	0,0003		4,4					2,5-7
Ni	0,011	0,030	0,143			0,05	2,2	1,7	2,3	1,1		2,9-14,2
Hg	0,00006	0,00015										0,02
Pb	0	0					6,2	8,9	8,8	4,9		7,2-79,2
Se	0,006	0,015					0,43					
Tl	0,014	0,038					0,01					
V	0,17	0,45		0,043	0,046	0,21	1,2		0,6	0,5		2,4-27,5
Zn	0,013	0,036				0,09	51,2	67	50	27		
Sn	0	0										
Fluorid	0,29	0,76										

⁺ Cr-Gesamtgehalt von 28 Tagesmittelwertproben an einem verkehrsbelasteten Standort

^{*} Cr(VI)-Gehalt von 28 Tagesmittelwertproben

[#] aus JOHANSSON et al. 2008 für verkehrsnah Standorte verschiedener europäischer Städte

^{*} Annahme: 0,05 % liegen als Cr(VI) vor (TOXSTRATEGIES 2011)

¹ realistische Abschätzung: Mittelwerte der Feststoffgehalte, Maximalabschätzung: Maximalwerte der Feststoffgehalte

Die abgeschätzten Maximalwerte in obiger Tabelle für den Beitrag des Straßenabriebs von Deckschichten mit LD-Schlacke sind verglichen mit den im städtischen Raum gemessenen Konzentrationen deutlich niedriger mit Ausnahmen der Metalle Cr, Mn und V, die in etwas niedriger oder – bei Maximalabschätzungen – in gleich hohen Konzentrationen wie in PM₁₀ insgesamt vorliegen. Bei Deckschichten mit Zuschlagsstoffen aus natürlichem Gestein sind die Konzentrationen an Cr, Mn, und V niedriger, bei Ba, Co, Cu und Ni dagegen z. T. höher. Ultrabasische Gesteine (Serpentine), die z. B. im Burgenland vorkommen und z. T. im Unterbau oder Forstwegbau verwendet werden, weisen höhere Schwermetallgehalte als Diabas oder Basalt auf²⁷.

Neben den Emissionen aus Straßenabrieb tragen v. a. Emissionen aus Wiederaufwirbelung von Straßenstaub sowie Brems- und Kupplungsabrieb zur straßen nahen Belastung durch die Metalle bei (v. a. Al, Ba, Ca, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Sb, Zn) (HEI 2010, WÄHLIN, BERKOWICZ, PALMGREN 2006, THORPE & HARRISON 2008).

Vergleich der Staubkonzentrationen mit Luftqualitätszielen

In Tabelle 19 werden die durch Straßenabrieb zusätzlichen Gehalte an Stoffen mit den Luftqualitätszielen der WHO verglichen. Diese sind in der Regel zum Schutz der menschlichen Gesundheit bei Annahme einer lebenslangen Aufnahme über die Luft abgeleitet. Eine Besonderheit stellen krebsauslösende Stoffe dar, für die kein Schwellenwert angenommen werden kann. Für diese Stoffe wurde aufgrund ihrer krebsauslösenden Wirkung, kein Luftqualitätsziel definiert sondern das Krebsrisiko nach dem Unit Risk (UR)-Modell ermittelt, welches das zusätzliche, durch eine gegebene Konzentration eines Stoffes verursachte Krebsrisiko angibt. In Tabelle 19 wurde jeweils jene Konzentration, die laut WHO zu einem zusätzlichen Krebsfall bei einer Million Menschen bzw. 100.000 Menschen führt, angegeben. Dies entspricht dem üblicherweise gesellschaftlich akzeptierten bzw. akzeptierbaren zusätzlichen Risiko für die Bevölkerung²⁸. In einigen Fällen wurden von der WHO auch andere Schutzziele definiert, oder eine Minimierung der Luftbelastung empfohlen um eine zusätzliche Anreicherung in der Umwelt, der Nahrung und in Lebewesen zu vermeiden.

²⁷ Pers. Mitteilung Dr. Schedl, Geologische Bundesanstalt

²⁸ Bei der Belastung durch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Leitsubstanz Benzo(a)pyren) beträgt das Risiko bei einer Belastung in Höhe des Ziel- bzw. Grenzwertes von 1 ng/m³ eines zusätzlichen Erkrankungsfalls pro 10.000 Menschen. Belastungen in der Höhe dieses Wertes oder darüber treten in Österreich in Tal- und Beckenlagen südlich des Alpenhauptkamms, im südöstlichen Alpenvorland, in Teilen des Waldviertels und in einzelnen nordalpinen Tälern auf (UMWELTBUNDESAMT 2013b).

Tabelle 19: Abschätzung Metallgehalte in PM₁₀ aus Straßenabrieb von Straßen mit LD-Schlacke im Vergleich zu Konzentrationen in Städten sowie den WHO Air Quality Guidelines for Europe (2000) sowie anderer Organisationen in ng/m³.

	Straßenabrieb	Bern	Graz	Linz	Luftqualitätsziel (in ng/m ³) WHO 2000, 4. Tochterrichtlinie		ATSDR ¹	LAI*
		Anteil in PM ₁₀ -gesamt in ng/m ³			Konzentration	Schutzgut/Ableitung		
As	0,0010	0,52	0,52	0,7	0,66 (6,6)*	Unit Risk*; Krebsauslösung Lunge		5
Ba	0,06	11,1						
Bor	0,019							
Cd	0,00014	0,11	0,2	0,18	5	Aufgrund der Unsicherheit bei Errechnung des Krebsrisikos kein UR Vorsorgewert hinsichtlich der Anreicherung von Cadmium in Böden zum Schutz zukünftiger Generationen abgeleitet.		1,7 (UR:1:2.500)
Cr	0,82	4,9	4	5,4				17
Cr(VI)	0,00038				0,025 (0,25)***	Unit Risk*, Krebsauslösung Lunge		1,7 (UR: 1:2.500)
Co	0,0010		0,14					
Fe	66,4	1.153	670	689				
Cu	0,006	61	20	12,5				
Mn	15,8	12,2		24,7	150		300	
Mo	0,03	4,4			12.000 [‡]			
Ni	0,011	2,2	1,7	2,3	2,5 (25)*	Unit Risk*, Krebsauslösung, Lunge		10 (nicht krebsausl. Wirkung) UR: 1:2.500
Hg	0,00006				ALARA [#]	Minimierungsgebot Hg in Luft um Gesundheitsschäden zu vermeiden		50
Pb	0	6,2	8,9	8,8	ALARA [#]	Minimierungsgebot aufgrund Zunahme und Anreicherung von Blei in Böden, Nahrungsmitteln und Menschen		
Se	0,006	0,43						
Tl	0,014	0,01						
V	0,17	1,2		0,6	1.000 ⁺		100	20
Zn	0,013	51,2	67	50				

* Unit Risk (UR): Das Risiko eines zusätzlichen Erkrankungsfalls bei 1.000.000 (100.000) Menschen (LAI: Länderausschusses für Immissionsschutz)

** Bisher beurteilte der LAI einzelne kanzerogene Luftverunreinigungen in einem Synthesemodell nach ihrem jeweiligen Beitrag, den sie zu einem Gesamtrisiko durch kanzerogene Luftverunreinigungen leisten durften. Dieses Gesamtrisiko sollte ein zusätzliches Krebsrisiko von 1:1.000 bzw. 1:2.500 nicht überschreiten.

*** Annahme: 0,05 % liegen als Cr(VI) vor (ToxStrategies 2011)

+ 24h Mittelwert; # As Low As Reasonable Achievable; ‡ aus Rivm 2001; 1 ATSDR: Agency for Toxic Substances and Disease Registry

Die Gegenüberstellung der Daten zeigt, dass die geschätzte Zusatzbelastung mit Chrom(VI) (aufgrund fehlender Messdaten-Annahme von 10 % der Gesamt-Chrom-Konzentration gem. LAI) über dem Bereich von einem Krebsfall bei 1.000.000 Menschen liegen. Die tolerierbare Mangan-Konzentration wird beim Straßenabrieb durch LD-Schlacke zu 10 % ausgeschöpft.

PM₁₀-Emissionen bei Sanierung und Abbruch

LD-Schlacke²⁹ wird bei Autobahnen so gut wie ausschließlich in Asphaltmischdecken eingesetzt, nicht jedoch in Betonfahrbahnen, die bei sehr hohen Verkehrsbelastungen Verwendung finden, oder in anderen Bauteilen wie z. B. Brücken etc. Die Asphaltdeckschicht wird je nach Sanierungsbedarf alle 15 bis 20 Jahre abgefräst und erneuert. Bei jeder zweiten Sanierung werden auch die gebundene und die ungebundene Tragschicht erneuert. In den Tragschichten wird allerdings keine LD-Schlacke eingesetzt.

Die einzelnen Schichten werden mittels Kaltfräsen getrennt abgefräst, um so ein sortenreines Recyclingmaterial zu bekommen, das nach einer Qualitätssicherung möglichst hochwertig wieder eingesetzt werden kann (dzt. wird das Material, das LD-Schlacke beinhaltet, zur umweltgerechten Behandlung an dafür befugte Abfallsammler und -behandler übergeben). Das Material aus der Deckschicht gelangt in eine Heißmischanlage, wo mit Asphalt vermischt neues Deckschichtmaterial oder Material für gebundene Tragschichten hergestellt wird. Vor Aufbringen einer neuen Deckschicht wird die Tragschicht mit speziellen Hochdruckanlagen gereinigt. Das verwendete Wasser wird entsorgt; das abgespülte Material wird umweltgerecht behandelt (deponiert) (persönliche Information DI Christian Mlinar, ASFINAG).

Beim Abfräsen mittels moderner Kaltfräsen ist die Staubentwicklung sehr gering, da die Fräsen mit Wasser gekühlt werden müssen. Aus Deutschland liegen ältere Untersuchungen der Staubexposition des Bedienpersonals vor (GÖTZ & MATTENKLOTT 2005, DEUTSCHE GESETZLICHE UNFALLVERSICHERUNG 2008). Dabei zeigte sich, dass bei ungünstiger Bedienung von Asphaltfräsen Expositionswerte für alveolengängigen Staub und alveolengängigen Quarzstaub über den entsprechenden Grenzwerten in Deutschland lagen. Darauf aufbauend wurde eine Branchenlösung erarbeitet, nach der sich der Verband der europäischen Straßenfräsunternehmen verpflichtet, nur noch Großfräsen mit wirksamer Staubreduzierung zu kaufen bzw. zu verkaufen (AUSSCHUSS FÜR GEFAHRSTOFFE 2010, GUNREBEN 2011).

Eine Abschätzung einer möglichen Staubentwicklung ist nicht möglich, da keine Emissionsfaktoren für diesen Arbeitsprozess zur Verfügung stehen (EMEP/EEA 2013, US EPA 2010, BUWAL 2001).

Generell ist zu berücksichtigen, dass die Richt-, Ziel oder Grenzwerte für die Exposition durch Schwermetalle in Staub (PM₁₀) meist als Jahresmittelwerte definiert sind, zu denen eine vergleichsweise kurzzeitige Belastung während der Bautätigkeit i.A. nur einen geringen Beitrag leisten kann. Dennoch sollte – wie bei expositionsrelevanter Bautätigkeit generell – ebenfalls eine Staubminderung

²⁹ EOS-Schlacken werden im hochrangigen Straßennetz so gut wie nicht und wenn nicht in der Deckschicht eingesetzt.

nach dem Stand der Technik durchgeführt werden (siehe z. B. STMK LANDESREGIERUNG 2006, GLA 2006, BAFU 2009). Diese betrifft insbesondere auch eine Erneuerung einer EOS-Schlacken-haltigen Tragschicht.

Fazit

- Die Emissionsfaktoren für Straßenabrieb unterliegen großen Unsicherheiten; für intakte Straßenbeläge wird dieser Beitrag in Studien auch als vernachlässigbar angesehen. Andere Studien ergeben ein Beitrag von etwa 10 % zu den Gesamtemissionen des Straßenverkehrs.
- Eine konservative Abschätzung der Gehalte in PM_{10} im Nahbereich von Autobahnen aus Straßenabrieb von Deckschichten mit LD- Schlacke ergibt für die meisten Inhaltsstoffe deutlich niedrigere Werte als in städtischen PM_{10} insgesamt. Lediglich bei Cr, Mn und V wären die Konzentrationen im Nahbereich etwas niedriger oder bei Maximalabschätzungen gleich hoch.
- Nach den vorgelegten Berechnungen ist nach derzeitigem Wissensstand nicht davon auszugehen, dass durch den Einsatz von LD-Schlacke in der Deckschicht von Autobahnen übermäßig hohe Schwermetall-Immissionskonzentrationen auftreten; alle Werte liegen unter den entsprechenden Richtwerten der WHO bzw. den EU-Zielwerten.
- Um diesen Befund zu verifizieren, wäre ein Messprogramm an einer Straße über mehrere Wochen inkl. Kontrollmessungen zielführend.

AutorInnen

Christian Nagl

Iris Buxbaum

Maria Uhl

Status 9.4.2014

ANHANG 6: TOXIKOLOGIE RELEVANTE INHALTSSTOFFE

Gefährdungspotential allgemein

Eine potentielle Gesundheitsgefährdung durch Nutzung der Schlacken beim Straßenbau kann einerseits im Beitrag der durch Schlacke verursachten Konzentrationserhöhung toxischer Substanzen im Feinstaub bestehen, andererseits auch durch den Eintrag in die Umwelt, in die Nahrung (direkt oder durch Bioakkumulation in der Nahrungskette) sowie in das Grund- und Trinkwasser. Weiters sind auch potentielle ökotoxikologische Wirkungen zu berücksichtigen.

Zur Toxikologie der relevanten Inhaltsstoffe von LD- und EOS-Schlacken liegen umfangreiche Bewertungen verschiedener Institutionen vor, die hier nicht grundlegend und umfassend diskutiert werden können. Tabelle 20 gibt eine Übersicht über die Einstufung dieser Stoffe nach EU-Recht hinsichtlich ihrer Umwelt- und Gesundheitsgefahren (EG CLP³⁰-Verordnung 1272/2008). Es gibt zahlreiche chemische Verbindungen der einzelnen Stoffe, welche andere, teilweise gefährlichere Einstufungen aufweisen, diese sind hier nicht wiedergegeben. Informationen dazu finden sich im Einstufung und Kennzeichnungs-Verzeichnis der Europäischen Chemikalienagentur³¹.

Besondere Aufmerksamkeit ist krebserregenden Stoffen zu widmen, daher ist neben der Einstufung der Krebsgefährdung durch die EU (gem CLP-VO) auch die Einstufung durch die internationale Krebsforschungsagentur IARC (International Agency for Research on Cancer) angegeben. Stoffe die Mutationen auslösen und das Erbgut schädigen, sowie Stoffe die die Reproduktion schädigen werden ebenfalls als besonders gefährlich angesehen.

Darüber hinaus sind auch jene Stoffe von Bedeutung, die eine Einstufung in die Gefahrenklasse „Resp Sens“ (Sensibilisierung der Atemwege) und mit dem Hinweis „Kann bei Einatmen Allergien, asthmaartige Symptome oder Atembeschwerden verursachen“ gekennzeichnet werden müssen. „Skin Sens“, bezeichnet jene Stoffe die eine Sensibilisierung der Haut verursachen. Auch auf Stoffe, die eine Einstufung als STOT SE (Specific Target Organ Toxicity – Single Exposure) oder STOT RE (Specific Target Organ Toxicity – Repeated Exposure) aufweisen ist besonders hinzuweisen. Deren Bedeutung besteht darin, dass sie bei einmaliger (STOT SE) oder wiederholter (STOT RE) Exposition toxische Wirkungen in bestimmten Organen auslösen.

Die Umwelteinstufung Aquatic acute 1 (H400) bedeutet „Sehr giftig für Wasserorganismen“. Die Umwelteinstufung Aquatic chronic 1 (H410) Sehr giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung, beide Gefahrenklassen zeigen ein potentielles Risiko für die aquatische Umwelt auf.

Wie aus Tabelle 20 ersichtlich weisen die betrachteten Stoffe im Prinzip ein erhebliches Gefährdungspotential auf.

³⁰ Classification, Labelling and Packaging

³¹ <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/cl-inventory-database>

Tabelle 20: Gefahreneinstufung gemäß CLP-Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 der Stoffe in elementarer Form bzw. ausgewählter Verbindungen.

Parameter	Einstufung	Einstufung Krebs erzeugung		
	CLP-EG 1272/2008 Einstufung	EU: CLP	IARC	DFG*
As	Acute tox 3 Aquatic acute 1 Aquatic chronic 1	Bestimmte Arsenverbindungen krebserzeugend eingestuft		
Cd	Acute tox 2 Muta 2 Carc 1 B Repr 2 STOT RE 1 Aquatic acute 1 Aquatic chronic 1	Carc 1B: kann Krebs erzeugen	Human-Kanzerogen Gruppe 1 (Lungenkrebs)	
Cr VI Verbindungen ¹	Skin Sens 1 Carc 1 B Aquatic acute 1 Aquatic chronic 1	Carc 1B kann Krebs erzeugen	Human-Kanzerogen Gruppe 1	
Cr VI- trioxid	Acute tox 2,3 Skin corr 1 A Skin Sens 1 Resp Sens 1 Muta 1B Carc 1 A Repr 2 STOT RE 1 Aquatic acute 1 Aquatic chronic 1	Carc 1A kann Krebs erzeugen, Humankanzerogen	Human-Kanzerogen Gruppe 1	
Co	Skin Sens 1 Resp Sens 1 Aquatic chronic 4			
Mo-Trioxid	EYE IRRIT 2 STOT RE 3 Carc2	Carc 2: Kann vermutlich Krebs erzeugen		
Ni	Carc. 2 STOT RE 1 Skin Sens. 1 Aquatic chronic 3	Carc 2: Kann vermutlich Krebs erzeugen	Kanzerogen Gruppe 2B	
Ni-Verb ¹ :	Carc 1A (Muta 2) Skin Sens 1 STOT RE 1 Aquatic chronic 4 Aquatic acute 1* Aquatic chronic 1*	CARC 1A Carc 1A kann Krebs erzeugen, Humankanzerogen	Human-Kanzerogen Gruppe 1	
Hg	Acute tox 2 Repr 2 STOT RE 1 Aquatic acute 1 Aquatic chronic 1			
Pb	Acute tox 4 Repr 1A STOT RE 2 Aquatic acute 1 Aquatic chronic 1	Blei als krebserzeugend im Tierversuch, vermutlich im Menschen eingestuft (Kategorie 2)		
Se	Acute tox 3 STOT RE 2 Aquatic chronic 4			
Tl	Acute tox 2 Repr 2 STOT RE 2 Aquatic chronic 4			
V		Kanzerogen 2B		

* Deutsche Forschungsgemeinschaft

¹ ChromVI-Verbindungen außer Barium-Verbindungen und anderer Im Annex VI der VO spezifisch genannten Verbindungen (Kalium-, Ammonium-, Strontium-, Natrium- Bleichromat Natriumdichromat): <http://clpinventory.echa.europa.eu/SummaryOfClassAndLabelling.aspx?SubstanceID=153422&HarmOnly=no?fc=true&lang=en>

² Nickeloxid, Nickelmonoxid, Nickeldioxid, Dinickeltrioxid, Nickelsulfid*, Nickel(II)sulfid*, Trinickel disulfide, Nickel subsulfide

Toxische Wirkungen der relevanten Stoffe

Zu toxischen Wirkungen der angeführten Stoffe wurden beispielsweise von der Amerikanischen Agentur zur Registrierung toxischer Substanzen und Krankheiten (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR) umfangreiche toxikologische Profile veröffentlicht, auf die hier nicht näher eingegangen werden kann. Im Folgenden sollen jedoch einige relevante Fakten dargestellt werden (aus ATSDR 1992, 2012a, b, c). Für Molybdän ist kein derartiges Risikoprofil vorhanden, zur Toxizität wurden Daten der HSDB (Hazardous Substances Data Bank³²) herangezogen, sowie eine frühere Studie des Umweltbundesamt zu Reutte (UMWELTBUNDESAMT 2009).

Chrom

Die bedeutendsten Chrom-Verbindungen in der Umwelt sind dreiwertiges (Chrom III) und sechswertiges Chrom (Chrom VI). Cr(VI)-Verbindungen weisen nach den vorliegenden Befunden im Vergleich zu Cr(III), welches ein essenzielles Spurenelement für Mensch und Tier ist, eine sehr viel höhere Toxizität auf. Cr(III) wirkt nur bei Aufnahme in höheren Konzentrationen toxisch. Insbesondere die krebserzeugende Wirkung von Cr(VI) ist von Bedeutung. Darüber hinaus sind atemwegsensibilisierende Wirkungen von Relevanz.

Exposition: Menschen können über die Atemluft, über das Trink- und Badewasser und die Nahrung gegenüber Chrom exponiert sein. (Chrom VI wurde auch in Textil- und Lederwaren eingesetzt, ist jedoch gemäß REACH VO verboten).

Toxizität: Arbeitsbelastungen mit Chrom führen zur Auslösung von Allergien, Reizungen und Beeinträchtigungen der Atemwege. Aufnahme von hohen Konzentrationen von Chrom VI mit der Nahrung führt zu Schäden des Verdauungstraktes (Reizungen, Geschwüre) und des Blutsystems (Anämie). Chrom VI beeinträchtigt auch die männliche Fruchtbarkeit. Chrom VI exponierte Arbeiter erkrankten häufiger an Lungenkrebs. In Tierversuchen wurden Tumore der Lunge, des Magens und Verdauungstrakts beobachtet.

Offene Fragen: Es bestehen Fragen zu speziellen Empfindlichkeit von Kindern sowie zu reprotoxischen und entwicklungsschädigenden Effekten.

Mangan

Exposition: Menschen können über die Atemluft, über das Trinkwasser und die Nahrung gegenüber Mangan exponiert sein. Grundwasser kann mit Mangan belastet sein. Mangan ist auch in vielen Produkten enthalten.

³² <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

Toxizität: Aus Tierversuchen sind toxische Wirkungen bei oraler und inhalativer Aufnahme beschrieben. Mangan kann die Blut-Hirn-Schranke überwinden und wird auch über die Plazenta an das Ungeborene übertragen. Mangan in hohen Konzentrationen schädigt die männliche und weibliche Fruchtbarkeit. Auch Effekte auf die Nieren (Entzündung, Nierensteine) wurden bei Gabe hoher Konzentrationen im Tierversuch beobachtet. Aus Arbeitsplatzstudien bei hoher Exposition gegenüber Mangan sind insbesondere Wirkungen auf das Nervensystem bekannt. Auch Reizungen und Entzündungen der Lunge wurden aufgrund arbeitsplatzbedingter Exposition berichtet. Mangan kann die Blut-Hirn-Schranke überwinden und wird auch über die Plazenta an das Ungeborene übertragen. Effekte auf das Nervensystem wurden auch in Kindern beobachtet. Höhere Blut-Manganspiegel waren mit verminderter Gedächtnisleistung in Kindern assoziiert.

Offene Fragen: Es bestehen Fragen zu spezieller Empfindlichkeit von Kindern sowie zu möglichen Wechselwirkungen mit anderen Elementen und zur möglichen Akkumulation von Mangan in bestimmten Hirnregionen.

Molybdän

Molybdän ist ein essentielles Element (Enzymbestandteil) und spielt eine bedeutende Rolle als Antagonist zu Sulfat und Kupfer.

Exposition: Menschen können über die Atemluft, über das Trinkwasser und die Nahrung gegenüber Molybdän exponiert sein.

Toxizität: Molybdänexposition führte zu Staublunge bei exponierten Arbeitern. Unspezifische Symptome wie Kopfschmerz, Schwäche, Erschöpfung, Gewichtsverlust, Gelenks- und Muskelschmerzen wurden bei hohen Belastungen am Arbeitsplatz beobachtet. Auch ein Zusammenhang mit Lungenkrebs durch berufsmäßige Exposition wurde beobachtet. In Gebieten mit hoher geogener Molybdänbelastung wurde über erhöhte Blut-Harnwerte und gichtartige Symptome der exponierten Bevölkerung berichtet. Auch Störungen des Blutsystems wie Anämie stehen im Zusammenhang mit Molybdän. Darüber hinaus können Menschen mit spezifischen Erkrankungen (Stoffwechsel, Lunge) besonders gegenüber den Schädwirkungen von Molybdän sein.

Offene Fragen: Die Wechselwirkungen mit Molybdän mit anderen Spurenelementen im Körper sind vielfältig, Mängel anderer Spurenstoffe wie z. B. Kupfer können zu erhöhter Aufnahme und Toxizität führen. Auch Nierenerkrankungen könnten zu erhöhter Toxizität führen.

Ökotoxizität: In Weidetieren auf Böden mit erhöhten Konzentrationen wurden teils schwerwiegende Effekte nachgewiesen: Skelettschäden, Fortpflanzungsstörungen mit einer Hemmung der Östrogen- bzw. Androgenrezeptoraktivität, Libidoverlust und Schädigung der Interstitialzellen und des Keimepithels sowie zu Molybdänosen (Durchfällen). Besonders empfindlich sind Jungtiere.

Die Toxizität von Molybdän in Pflanzen und Boden ist stark von der Löslichkeit des Molybdäns und anderer Faktoren abhängig und ist noch nicht vollständig geklärt. In Fischen wurde Bioakkumulation beobachtet,

Die Toxizität von Molybdän in Süßwasser- und Meeresorganismen wurde von Heijerick und Ko-autoren untersucht, demnach liegt die Konzentration, bei der keine Schädwirkungen zu beobachten sind bei 12,7 mg/l (HEIJERICK et al.2012). Untersuchungen an Sedimentorganismen fehlen.

Vanadium

Exposition: Menschen können über die Atemluft, über das Trinkwasser und die Nahrung gegenüber Vanadium exponiert sein. Der wichtigste Aufnahmepfad ist die Nahrung, Nahrungsmittel auf kontaminierten Böden enthalten generell höhere Konzentrationen.

Toxizität: Aus Tierversuchen sind toxische Wirkungen bei oraler und inhalativer Aufnahme beschrieben. Effekte auf die Atemwege und die Lunge sind auch aus Arbeitsplatzstudien bekannt. Laut IARC ist Vanadium-Pentoxid als mögliches humanes Kanzerogen eingestuft.

Offene Fragen: Laut ATDSR gibt es wenige Studien zu Vanadium im Menschen, sowohl aus unbelasteten als auch aus belasteten Gebieten. Studien zu Gesundheitseffekten in jenen Gebieten fehlen bisher. Auch bezüglich einer möglicherweise höheren Empfindlichkeit von Kindern ist die Datenlage unzureichend.

Ökotoxizität

Sowohl **Chrom als auch Chrom VI sind als akut und chronisch wassergefährdend** eingestuft (H400 Sehr giftig für Wasserorganismen + H410 Sehr giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung).

Mangan unterliegt in aquatischen Ökosystemen der Bioakkumulation. Biokonzentrationsfaktoren reichen bis 930-fach in Fischen und bis 20.000fach in Wasserpflanzen. Toxische Wirkungen auf aquatische und terrestrische Lebewesen sind beschrieben deren Bewertung sollte auch die natürliche Hintergrundkonzentration der betreffenden Region miteinbeziehen³³.

Reaktive **Vanadium**verbindungen verursachen unmittelbare Schäden in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen. Vanadium in relevanten Konzentrationen stellt eine Gefahr für sensible Organismen in Gewässern und Böden dar³⁴.

Der Vorschlag für eine Umweltqualitätsnorm für Vanadium zur Vermeidung schädlicher Wirkungen auf Wasserorganismen liegt bei 2,4 µg/l (NENDZA 2003).

Um zu beurteilen ob durch die Nutzung von LD- und EOS-Schlacke im Straßenbau ein tatsächliches Risiko besteht, ist zu klären, ob der Eintrag in die Umwelt zu einer maßgeblichen Expositionserhöhung führt und infolge gesundheitsrelevant ist. Diese Fragestellung wird in den Factsheets ‚Boden und Grundwasser‘ sowie „Luftbelastung durch Straßenstaub“ behandelt.

Autorin

Maria Uhl

Status 11.4.2014

³³ <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad63.htm>

³⁴ <http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg042.htm#PartNumber:5>

ANHANG 7: TEILNEHMERINNEN

Titel	Vorname	Nachname	Organisation, Zuständigkeit
Em.O.Univ.-Prof. DI Dr.techn. Dr.h.c.mult.	Heinz	Brandl	Institut für Geotechnik, Technische Universität Wien, Vorsitzender des Wissenschaftlichen Rates für Abfallwirtschaft und Altlastensanierung des BMLFUW
DI	Christian	Daehn	Bayerisches Landesamt für Umwelt, Abteilung 3 – Abfallwirtschaft, Referat 31 – Strategien und Systeme der Kreislaufwirtschaft
DI Dr.	Hans-Peter	Hutter	Ärztinnen und Ärzte für eine gesunde Umwelt
Prof. Dr. rer. nat.	Wolfgang	Koch	Fraunhofer-Institut für Toxikologie und Experimentelle Medizin
Dr.	Michael	Kostjak	Zivilingenieur für technische Chemie
DI	Franz	Nöhner	Amt d. Stmk. LR Abteilung 16 – Verkehr und Landes- hochbau, Fachabteilung Straßenerhaltungsdienst
Univ.-Prof. Dipl.- Ing. Dr.mont.	Roland	Pomberger	Institut für Abfallverwertungstechnik, Montanuniversität Leoben
DI	Martin	Reiter-Puntiger	Amt d. Stmk. LR, Abteilung 15 – Energie, Wohnbau, Technik
DI	Herwig	Schuster	Greenpeace Central- & Eastern Europe Deputy Programme Director
Univ.-Prof. DI Dr.	Matthäus	Siebenhofer	Institut für Thermische Verfahrens- und Umwelttechnik, Technische Universität Graz
Univ.Prof. Dr. med.	Christian	Vutuc	Zentrum für Public Health Abteilung für Epidemiologie Medizinische Universität Wien
DI (HTL)	Herbert	Waldhans	MAPAG GmbH
DI Dr.	Johann	Wimmer	Ingenieurbüro für Technischen Umweltschutz
Zuhörende			
DI	Christian	Holzer	BMLFUW, Sektionsleiter Sektion VI: Stoffstromwirtschaft, Abfallmanagement und stoffbezogener Umweltschutz
DI Dr.	Jutta	Kraus	BMLFUW, Sektion VI: Stoffstromwirtschaft, Abfallmanagement und stoffbezogener Umweltschutz
Mag.	Roland	Jöbstl	Umweltdachverband
Mag.	Michael	Proschek-Hauptmann	Umweltdachverband, Geschäftsführer
DI	Christian	Mlinar	ASFiNAG Fachbereich Technik, Innovation und Umwelt, Teamleiter Umwelt- und Verfahrensmanagement
Dr.	Wolfgang	Stanek	Ingenieurbüro für Technischen Umweltschutz
Mag.	Gerhard	Koch	ASFiNAG Bau Management
Mag.	Klemens	Riegler-Picker	ChangeTank Projekt GmbH, geschäftsführender Gesellschafter
Mag.	Thomas	Alge	Ökobüro Geschäftsführer
Teilnehmende Umweltbundesamt			
Mag.	Iris	Buxbaum	Abt. Luftreinhaltung & Klimaschutz
DI	Monika	Denner	Abt. Anorganische Analysen
Mag. Dr.	Gernot	Döberl	Abt. Altlasten
Dr.	Christian	Nagl	Abt. Luftreinhaltung & Klimaschutz
Dr.	Hubert	Reisinger	Abt. Abfall & Stoffflußmanagement
Dr.	Jürgen	Schneider	Prokurist, Leiter des Bereichs Wirtschaft & Wirkung
Mag.	Ingeborg	Zechmann	Abt. Kommunikation & Marketing