



Newsletter des Österreichischen Vereins für Altlastenmanagement

April 2015

Liebe Kolleginnen und Kollegen! Sehr geehrte ÖVA Mitglieder!

Die Tatsache, dass in Österreich der Ausstoß an Kohlendioxid und die Durchschnittstemperatur des Klimas in den letzten Jahrzehnten stetig angestiegen ist (durchschn. 2°C seit 1980) und alle politischen Ziele, diese zu senken, verfehlt wurden, hat mich veranlasst, in Sachen Klimaschutz selbst aktiv zu werden.

Das Wissen in der Bevölkerung, dass es von der eigenen Lebensweise abhängt, ob unsere Kinder oder Enkelkinder in Zukunft noch gute Lebensbedingungen vorfinden werden, ist relativ gering. Daher habe ich begonnen als Footprint-Multiplikatorin zu arbeiten: ich vermittele in Vorträgen und Workshops den Teilnehmern, wie sie ihren eigenen ökologischen Fußabdruck senken können und warum es notwendig aber gar nicht schwer ist, ein gutes Leben auf kleinem Fuß zu führen.

Daher werde ich mich ab Mai 2015 meiner selbständigen Tätigkeit widmen und den ÖVA nur noch in geringerem Stundenausmaß unterstützen. In weiterer Zukunft ist geplant, meine Zusammenarbeit mit dem ÖVA ausklingen zu lassen. An dieser Stelle möchte ich mich für die sehr gute Zusammenarbeit in den vergangenen 5 Jahren bei allen Vorstandsmitgliedern und Mitgliedern herzlich bedanken. Den Österreichischen Verein für Altlastenmanagement prägt eine freundschaftliche und zugleich produktive und informative Atmosphäre, in der man gerne arbeitet und in der in den letzten Jahren viel Erfolgreiches zustande gekommen ist u.a.:

Veranstaltungen wie Tagungen, Technologieworkshops über unterschiedliche Sanierungstechnologien, das erste ÖVA Fortbildungsseminar zu GW-Pumpversuchen (ein weiteres Seminar zum Thema GW-Modellierung wird im Juli 2015 stattfinden), zahlreiche Fachpublikationen (Technologiequickscan, Sanierungsreports, Technische Arbeitshilfen etc.), eine übersichtliche Homepage, regelmäßige Newsletters, offizielle Stellungnahmen und vieles mehr.

Der ÖVA war in den letzten Jahren eine wichtige Kommunikations- und Informationsplattform für die „Altlasten-Community“ in Österreich sowie auch Kontaktstelle für Interessierte aus dem Ausland. Ich wünsche dem ÖVA in dieser Funktion auch weiterhin einen guten Fortbestand!

Und wer sich für einen Vortrag zum Ökologischen Fußabdruck interessiert, gerne unter: eva.dobeiner@nachhaltig.at

Eva Dobeiner-Madaras (ÖVA-Assistenz)



INHALT

1. GEGENÜBERSTELLUNG VERSCHIEDENER HAFTUNGSREGIME BEI DER LIEGENSCHAFTSEIGENTÜMERHAFTUNG	3
2. EINSATZ VON VERTIKALEN REDOXDETEKTORBÄNDERN	12
3. NANOTECHNOLOGIE ALS BEITRAG ZUR IN SITU SANIERUNG	16
4. BIOSTIMULATION UND BEPFLANZTE BODENFILTER ZUM ABBAU VON MKW IN BODEN UND GRUNDWASSER	19
5. VERANSTALTUNGEN	21
6. WEB-LINKS	22

1. Gegenüberstellung verschiedener Haftungsregime bei der Liegenschaftseigentümerhaftung

Vorbemerkung

Kontaminierte Liegenschaften kommen in der Praxis immer wieder einmal vor. Unglücklicherweise handelt es sich dabei meist um Verunreinigungen, die sich unterhalb der obersten Erdschicht „verstecken“, sodass sie vielfach erst Jahre oder Jahrzehnte nach der eigentlichen Verunreinigung auftauchen oder aber zumindest zum Problem werden. Nachdem es zumeist gleichzeitig auch um viel Geld geht (Kaufpreis für die Liegenschaft und/oder Entsorgungskosten), existiert zu diesem Themenkomplex nicht nur umfassende Judikatur sowohl im öffentlichen wie auch im Privatrecht. Auch der Gesetzgeber ist schon das eine oder andere Mal aktiv geworden. Dies aber so, dass wir in Österreich sowohl im Wasserrecht als auch im Abfallrecht und seit einigen Jahren auch im Umwelthaftungsrecht teils im Detail unterschiedliche Regelungen kennen, die im Kern aber immer auf das eine gerichtet sind: Nämlich die Tagung der Beseitigungskosten durch den Verursacher der Kontamination und - wenn dieser nicht (mehr) greifbar ist - durch einen, der immer greifbar ist, also dem im Grundbuch für Jedermann ersichtlichen Liegenschaftseigentümer.

Aber der Reihe nach. Was ist eine kontaminierte Liegenschaft eigentlich?

Trotzdem eine Vielzahl unterschiedlichster Rechtsvorschriften besteht, die den Umgang mit einer kontaminierten Liegenschaft oder eines geschädigten/verunreinigten Bodens zum Tatbestand haben, findet sich in der österreichischen Rechtsordnung keine einheitliche Definition des Begriffes Boden. Dennoch beinhalten die einzelnen Rechtsvorschriften Begriffe wie „kontaminierte Böden“¹, „Bodenverunreinigungen“² oder „Schädigung des Bodens“³.

Dass zumindest im Bereich des Abfall- und Wasserrechts der Gesetzgeber ganz allgemein davon ausgehen dürfte, dass es sich bei dem Rechtsbegriff des Bodens jedenfalls ausschließlich um eine unbewegliche Sache handelt, zeigt vor allem die Bestimmung des §2 Abs 17 AISAG, wonach unter „Bodenaushubmaterial“ Material zu verstehen ist, das „durch Ausheben oder Abräumen von im Wesentlichen natürlich gewachsenem Boden oder Untergrund [...] anfällt“. Bestätigt wird dies durch die neue Begriffsbestimmung, die mit der AWG-Novelle 2012 in §2 Abs 8 Z 13 eingefügt wurde. Danach soll Boden die oberste Schicht der Erdkruste sein, die sich zwischen dem Grundgestein und der Oberfläche befindet. Sie besteht dabei aus Mineralpartikeln, organischem Material, Wasser, Luft und lebenden Organismen.

Die im vorstehenden Absatz vorgenommene Einstufung hält auch einem Vergleich mit den in einigen Landes-Bodenschutzgesetzen anzutreffenden (jedoch aus dem kompetenzrechtlichen Bereich der Landwirtschaft stammenden) Legaldefinitionen von „Boden“ stand und deckt sich auch mit der Definition des Bodens im deutschen Bundes-Bodenschutzgesetz.

Anders als hinsichtlich des Begriffes des Bodens hat der Gesetzgeber mit Definitionen der Kontamination bzw. Verunreinigung hingegen nicht gezeigt:

- „Schädigung des Bodens“: Jede Bodenverunreinigung, die ein erhebliches Risiko einer Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit aufgrund der direkten oder indirekten Einbringung von Stoffen, Zubereitungen, Organismen oder Mikroorganismen in, auf oder unter den Grund verursacht (Art 2 Z 1 lit c UH-RL⁴);

¹ § 2 Abs 1 AISAG.

² § 138 Abs 1 lit b WRG.

³ Statt vieler in den Umsetzungsgesetzen siehe nur Art 2 Z 1 lit c UH-RL.

⁴ Diese Begriffsdefinition ist mehr oder weniger wörtlich in nahezu alle in Österreich erlassenen Umsetzungsrechtsvorschriften übernommen worden.

⁵ Diese Bestimmung wurde mit Art 67 des Budgetbegleitgesetzes 2003 (BGBl. I 71/2003) aufgehoben.

- „Kontaminierte Böden“: Böden, die mit umweltgefährdenden Stoffen verunreinigt wurden, ausgenommen Böden im Zusammenhang mit agrarischer oder vergleichbarer Nutzung (§2 Abs 4 AISAG⁵);
- Kontaminierte Böden als Altlasten: Böden, von denen –nach den Ergebnissen einer Gefährdungsabschätzung –erhebliche Gefahren für die Gesundheit des Menschen und die Umwelt ausgehen (§2 Abs 1 AISAG);
- „Schädliche Bodenveränderungen“: Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen (§2 Abs 3 dBodSchG).

Hinsichtlich der Begriffsbestimmungen kann daher zusammengefasst festgehalten werden, dass der Begriff des „Bodens“ eine unbewegliche Sache iSd §293 ABGB meint. Eine Kontamination, Schädigung oder Verunreinigung des Bodens bezeichnet jede Veränderung oder Beeinträchtigung dieses Bodens, wobei hiervon eine Gefahr für oder eine Beeinträchtigung der Gesundheit des Menschen ausgehen muss, die nicht bloß unerheblich ist.

Der Liegenschaftseigentümer ist schon einfacher definiert: Das ist im Zweifel der im Grundbuch Ersichtliche.

2. Rechtsgrundlagen im Wasserrechtsgesetz

Im Anwendungsbereich des WRG kommen im Wesentlichen die §§31 und 138 als Rechtsgrundlagen für die Beseitigung von Bodenverunreinigungen und deren Folgen in Betracht. §31 Abs 1 WRG sieht eine Jedermannsverpflichtung vor, Anlagen so herzustellen, in Stand zu halten und betreiben und sich ganz allgemein so zu verhalten, dass eine Gewässerverunreinigung vermieden wird, die den grundsätzlichen Zielsetzungen über den Schutz und die Reinhaltung der Gewässer nach §30 WRG zuwider läuft und nicht durch eine wasserrechtliche Bewilligung gedeckt ist. Dies betrifft - im Unterschied zu dem unten noch darzustellenden B-UHG - sowohl berufliche wie auch private Tätigkeiten. Der Verweis auf die mangelnde Deckung durch eine wasserrechtliche Bewilligung ist dabei als eine Art Bagatellgrenze zu verstehen, wonach (bewilligungsfreie) geringfügige Verunreinigungen auch nicht zu einer „Haftung“ nach §31 WRG führen sollen.

Die Vorschriften der §§30 WRG erfassen neben aktivem Tun vor allem auch Unterlassungshandlungen, nicht hingegen die Verpflichtung zur Anzeige (durch jedermann) wahrgenommener Gewässerverunreinigungen. Tritt dennoch eine Gefahr einer Gewässerverunreinigung ein hat dieser Primär-Verpflichtete unverzüglich einerseits

- alle zur Vermeidung dieser Verunreinigung erforderlichen Maßnahmen zu treffen und
- andererseits die örtlich zuständige Bezirksverwaltungsbehörde, bei Gefahr in Verzug den Bürgermeister oder die nächste Dienststelle des öffentlichen Sicherheitsdienstes zu informieren.

Anders als viele andere der Gefahrenabwehr dienende Rechtsvorschriften kommt es nach §31 Abs 1 WRG jedoch nicht auf eine rein abstrakte Gefährdungsmöglichkeit an, sondern auf den objektiven Eintritt einer konkreten Gefahr. Setzt der Primär-Verpflichtete die erforderlichen Maßnahmen nicht oder nicht rechtzeitig, sind diese Maßnahmen von der Wasserrechtsbehörde aufzutragen oder bei Gefahr in Verzug unmittelbar anzuordnen, wobei der Primär-Verpflichtete dann zum Ersatz der Kosten verpflichtet ist. Mehrere Verursacher haften dabei solidarisch sowohl für die Maßnahmensetzung wie auch für eine allfällige Kostentragung.

Nur wenn der Primär-Verpflichtete nicht mit der Durchführung der Maßnahmen beauftragt oder zum Kostenersatz herangezogen werden kann, kann die Wasserrechtsbehörde nach §31 Abs 4 WRG anstelle des Primär-Verpflichteten dem Liegenschaftseigentümer den Auftrag erteilen oder ihm der Kostenersatz auferlegt werden, wenn er den Anlagen oder Maßnahmen, von denen die Gefahr ausgeht

- zugestimmt oder

- sie freiwillig geduldet und ihm zumutbare Abwehrmaßnahmen unterlassen hat.

Dabei ist jener (ursprüngliche) Liegenschaftseigentümer gemeint, der die Liegenschaft zum Zeitpunkt der Errichtung und des Betriebes der Anlagen oder der Maßnahmen, von denen die Gefahr ausgeht, besitzt oder besessen hat. Dies ergibt sich alleine bereits daraus, dass er der Errichtung und dem Betrieb von Anlagen oder der Setzung von Maßnahmen nur zum Zeitpunkt deren Durchführung/Setzung zustimmen oder sie freiwillig dulden kann, nicht aber, wenn sie bereits in der Vergangenheit gesetzt worden sind.

Für den Rechtsnachfolger des (ursprünglichen) Liegenschaftseigentümers schränkt §31 Abs 4 letzter Satz WRG diese Verpflichtung dahingehend ein, als dieser nur dann zur Setzung der Maßnahmen oder zum Kostenersatz verpflichtet ist, wenn er von den Anlagen oder Maßnahmen, von denen die Gefahr ausgeht

- positive Kenntnis hatte oder
- bei gehöriger Aufmerksamkeit Kenntnis haben musste.

Eine Haftung des Rechtsnachfolgers des (ursprünglichen) Liegenschaftseigentümers besteht aber nach der Literatur nur dann, wenn die Voraussetzungen für eine Haftung bereits beim ursprünglichen Liegenschaftseigentümer vorgelegen sind.

Für vor dem 01.07.1990 entstandene oder gesetzte Anlagen, Maßnahmen oder Unterlassungen ist die Haftung des (ursprünglichen) Liegenschaftseigentümers auf zweifache Weise weiter eingeschränkt: Einerseits muss der Liegenschaftseigentümer die Anlagen, Maßnahmen oder Unterlassungen ausdrücklich gestattet und daraus einen Vorteil in Form einer Vergütung gezogen haben. Andererseits ist seine Haftung im Falle des Falles auf jenen Wert dieses Vorteils begrenzt, der die übliche Vergütung für die Inanspruchnahme seines Eigentums übersteigt. Hingegen haftet der Rechtsnachfolger des Liegenschaftseigentümers aufgrund der ausdrücklich nur auf den ursprünglichen Liegenschaftseigentümer abstellenden Privilegierung des gezogenen Vorteils völlig unbeschränkt.

Neben §31 WRG kommt auch §138 WRG als Haftungsgrundlage in Frage. Nach dieser Bestimmung ist unabhängig von einer Bestrafung und einer all-fällig bestehenden privatrechtlichen Schadenersatzpflicht ist (nur) derjenige, der die Bestimmungen des WRG übertreten hat, verpflichtet, eigenmächtig vorgenommene Neuerungen zu beseitigen oder unterlassene Arbeiten nachzuholen, Ablagerungen oder Bodenverunreinigungen durch geeignete Maßnahmen zu sichern, Missstände zu beheben oder für die sofortige Wiederherstellung beschädigter gewässerkundlicher Einrichtungen zu sorgen, wenn es

- das öffentliche Interesse erfordert oder
- der Betroffene es verlangt.

Zusätzlich zur Übertretung des WRG verlangt die Rechtsprechung auch hinsichtlich des §138 WRG, dass mit „hoher Wahrscheinlichkeit“ eine Beeinträchtigung der öffentlichen Interessen zu befürchten sein muss. Die bloße Möglichkeit reicht –ähnlich wie bei §31 WRG –nicht aus. Auf ein Verschulden des Verursachers kommt es hingegen nicht an.

In Fällen einer drohenden Gefahr für das Leben oder die Gesundheit von Menschen oder die Umwelt besteht auch im Regime des §138 WRG die Möglichkeit für die Wasserrechtsbehörde, die zur Beseitigung der Gefährdung notwendigen Maßnahmen unmittelbar anzuordnen und den Primär-Verpflichteten zum Kostenersatz zu verpflichten. Primär-Verpflichteter im Lichte des §138 Abs 1 WRG ist jeder, der eigenmächtig eine Neuerung vorgenommen oder eine ihn betreffende Leistung unterlassen hat. Nur wenn es das öffentliche Interesse erfordert (nicht also auch über Verlangen des Betroffenen) kann auch der Liegenschaftseigentümer anstelle des Primär-Verpflichteten beauftragt oder ihm der Kostenersatz auferlegt werden, wenn er

- die eigenmächtige Neuerungen, das Unterlassen der Arbeiten oder die Bodenverunreinigung ausdrücklich gestattet hat, oder
- der Ablagerung zugestimmt oder
- die Ablagerung freiwillig geduldet und ihm zumutbare Abwehrmaßnahmen unterlassen hat.

Wie auch nach §31 WRG (und auch aus den gleichen Überlegungen) ist dabei jener (ursprüngliche) Liegenschaftseigentümer gemeint, der die Liegenschaft zum Zeitpunkt des der eigenmächtigen Neuerungen, des Unterlassens der Arbeiten oder der Bodenverunreinigungen bzw. der Ablagerungen besitzt oder besessen hat.

Eine Haftung des Liegenschaftseigentümers kommt wie auch nach dem nahezu wortgleichen §31 Abs 4 WRG nur dann in Frage, wenn der Primär-Verpflichtete nicht selbst zur Setzung dieser Maßnahmen verhalten oder zum Kostenersatz herangezogen werden kann. Und noch eine weitere Einschränkung kennt diese Bestimmung: Im Gegensatz zur Erteilung der wasserpolizeilichen Aufträge im Sinne des §138 Abs 1 WRG kommt die subsidiäre Liegenschaftseigentümerhaftung nicht auch dann in Betracht, wenn es der Betroffene verlangt, sondern ausschließlich zugunsten der öffentlichen Interessen. Das Haftungssystem für den Liegenschaftseigentümer und allenfalls dessen Rechtsnachfolger „funktioniert“ dabei wie jenes nach § 31 Abs. 4 WRG.

Abfallrechtliche Grundlagen für die Liegenschaftseigentümerhaftung

Gemäß §73 Abs 1 AWG 2002 kann die Abfallbehörde dem Verpflichteten bescheidmäßig erforderliche Maßnahmen auftragen, wenn

- Abfälle nicht gemäß den Bestimmungen des AWG 2002 (einschließlich der nach diesem Gesetz erlassenen Verordnungen) oder der Verbringungsverordnung gesammelt, gelagert, befördert, verbracht oder behandelt werden oder
- die schadlose Behandlung von Abfällen zur Vermeidung von Beeinträchtigungen der öffentlichen Interessen iSd §1 Abs 3 AWG 2002 geboten ist.

Dabei wird nicht in gefährliche und nicht gefährliche Abfälle unterschieden. Auch nach dem AWG 2002 hat die Behörde bei Gefahr im Verzug die erforderlichen Maßnahmen unmittelbar anzuordnen und gegen den Ersatz der Kosten durch den Primär-Verpflichteten nötigenfalls unverzüglich durchführen zu lassen (§73 Abs 2 AWG 2002). Dabei ist es jedenfalls im Fall des §73 Abs 2 AWG 2002 nicht erforderlich, dass gegen eine spezifische Norm des Abfallrechts verstoßen worden ist, ein Gebotensein im öffentlichen Interesse allein ist ausreichend. Auf Ablagerungen, bei denen gemäß §73 AWG 2002 vorzugehen ist, findet nach dessen Abs 6 §138 WRG keine Anwendung.

Wenn der Primär-Verpflichtete

- nicht feststellbar ist, oder
- zur Erfüllung des Auftrages rechtlich nicht im Stande ist oder
- er aus sonstigen Gründen nicht beauftragt werden kann

sieht §74 AWG 2002 eine subsidiäre Haftung des Liegenschaftseigentümers vor, wenn dieser

- der Lagerung oder Ablagerung entweder zugestimmt oder
- diese geduldet und ihm zumutbare Abwehrmaßnahmen unterlassen hat.

Wie auch nach dem WRG (und auch aus den gleichen Überlegungen) ist dabei jener (ursprüngliche) Liegenschaftseigentümer gemeint, der die Liegenschaft zum Zeitpunkt des der unrechtmäßigen Sammlung, Lagerung, Beförderung, Verbringung oder Behandlung besitzt oder besessen hat.

Der Rechtsnachfolger des (ursprünglichen) Liegenschaftseigentümers haftet –wie auch nach den Bestimmungen des WRG –nur dann, wenn er

- positive Kenntnis von der Ablagerung hatte oder
- sie bei gehöriger Aufmerksamkeit haben musste.

Die Haftung für Altfälle vor dem 01.07.1990 ist nahezu wortident wie in §31 Abs 6 WRG geregelt, wonach auch für die Haftung des (ursprünglichen) Liegenschaftseigentümers, nicht aber dessen Rechtsnachfolgers die Privilegierungen gelten, dass nur dann die Kosten zu tragen sind, wenn die Ablagerungen (und wohl auch die Lagerungen) ausdrücklich gestattet worden sind, und eine (finanzielle) Vergütung für die Inanspruchnahme des Eigentums geleistet worden ist. Hinsichtlich der Höhe erfolgt eine Begrenzung für solche Altfälle mit jenem Wert des Vorteils, der die übliche Vergütung für die Inanspruchnahme von Eigentum übersteigt.

§73 Abs 6 AWG 2002 schließt die Anwendbarkeit des §138 WRG immer dann aus, wenn ein Behandlungsauftrag nach §73 AWG 2002 erteilt werden kann. Für Waldflächen nach dem Forstgesetz können –mit Ausnahme der Behandlungsaufträge für stillgelegte oder geschlossene Deponien –Behandlungsaufträge nach §73 AWG 2002 ebenfalls nicht erteilt werden.

Rechtsgrundlagen im Umwelthaftungsrecht (§§ 6 bis 8 B-UHG)

§6 Abs 1 B-UHG sieht vor, dass ein Betreiber nach Eintritt eines Umweltschadens unverzüglich

- die zuständige Behörde über alle bedeutsamen Aspekte des Sachverhalts zu informieren hat, und
- sämtliche erforderlichen Vorkehrungen zur Kontrolle, Eindämmung, Beseitigung oder Behandlung der betreffenden Schadstoffe und Schadfaktoren zu ergreifen hat und
- Sanierungsmaßnahmen nach §7 B-UHG ergreifen muss.

Grundvoraussetzung ist –bezogen auf Bodenkontaminationen –also der Eintritt einer Schädigung des Bodens durch eine Bodenverunreinigung, die ein erhebliches Risiko einer Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit aufgrund der direkten oder indirekten Einbringung von Stoffen, Zubereitungen, Organismen oder Mikroorganismen in, auf oder unter den Grund verursacht (§4 Z 1 lit b B-UHG). Zentrales Tatbestandselement ist also das Gesundheitsrisiko. Gegenüber den bislang untersuchten Gesetzen fällt darüber hinaus auf, dass der Primär-Verpflichtete Betreiber iSd des B-UHG sein muss(siehe Anhang 1 des B-UHG). Die Verursachung einer Bodenkontamination durch Privatpersonen wie auch durch Dritte als betriebsfremde Kriminelle fällt nicht in den Anwendungsbereich des B-UHG.

Bereits aus der Begriffsdefinition des Betreibers in §4 Z 5 B-UHG ergibt sich, dass dann, wenn der bisherige Betreiber die berufliche Tätigkeit nicht mehr ausübt und er nicht mehr herangezogen werden kann, an seine Stelle der Eigentümer (jeder Miteigentümer solidarisch) der Liegenschaft tritt, von der die Schädigung ausgeht, sofern er

- den Anlagen oder Maßnahmen, von denen die Schädigung ausgeht, zugestimmt oder
- sie freiwillig geduldet und ihm zumutbare Abwehrmaßnahmen unterlassen hat.

Wie auch nach dem WRG und dem AWG 2002 (und auch aus den gleichen Überlegungen) ist dabei jener (ursprüngliche) Liegenschaftseigentümer gemeint, der die Liegenschaft zum Zeitpunkt des Eintritt des Umweltschadens besitzt oder besessen hat.

Dazu regelt §8 Abs 5 B-UHG für den Fall, dass der Betreiber seine Tätigkeit zwar noch nicht eingestellt hat und demzufolge auch herangezogen werden könnte, er die Kosten der –in diesem Fall dann wohl von der Behörde nach §6 Abs 3 B-UHG unmittelbar angeordneten –Maßnahmen jedoch nicht tragen kann, da sie nicht einbringlich sind. In diesem Fall kann der Eigentümer oder jeder Miteigentümer der Liegenschaft, von der die Schädigung ausgeht, unter den gleichen Voraussetzungen zur Kostentragung verpflichtet werden. Durch einen Verweis des §8 Abs 5 letzter Satz B-UHG auf §31 Abs 4 zweiter Satz WRG wird auch für den Bereich des B-UHG die bereits bekannte „Rechtsnachfolgeregelung“ übernommen

Anders als nach dem WRG oder dem AWG 2002 kennt das B-UHG darüber hinaus einige Ausnahmen von der Kostentragungspflicht. So legt §3 B-UHG fest, dass Umweltschäden und damit auch Bodenkontaminationen vom Anwendungsbereich des B-UHG dann nicht erfasst sind, wenn sie durch bewaffnete Konflikte, Feindseligkeiten, Bürgerkrieg, Aufstände oder terroristische Angriffe oder durch außergewöhnliche unabwendbare und unbeeinflussbare Naturereignisse verursacht worden sind. Gleichermaßen ausgenommen vom Anwendungsbereich des B-UHG sind durch die Landesverteidigung oder den Schutz vor Naturkatastrophen herbeigeführte Umweltschäden wie auch solche, die in den Anwendungsbereich des Atomhaftungsgesetzes fallen. Selbst wenn das WRG auf einen Bodenschaden anzuwenden ist entfällt nach dessen §8 Abs 3 die Kostentragungspflicht für die Vermeidungs- und Sanierungstätigkeiten dann, wenn der Schaden oder die unmittelbare Gefahr des Schadens entweder

- durch einen Dritten verursacht worden ist und keine dem §31 WRG unterliegende Gewässerverunreinigung eingetreten ist oder
- der Schaden oder die unmittelbare Gefahr des Schadens auf die Befolgung von Aufträgen oder Anordnungen einer Behörde zurückzuführen sind, die jedoch wiederum nicht durch den Betreiber veranlasst worden sind.

Eine eigene Regelung für „Altfälle“ wie in den anderen oben bereits untersuchten Rechtsvorschriften ist dem B-UHG zwar fremd, doch ergibt sich eine solche aus dem zeitlichen Geltungsbereich. Entsprechend Art 17 iVm Art 19 UH-RL beschränkt §18 Abs 2 B-UHG den zeitlichen Anwendungsbereich des Gesetzes, sodass Altfälle, die vor dem 01.07.1990 gesetzt worden sind keinesfalls vom B-UHG erfasst sein können. Aber auch Umweltschäden, die auf Schadensereignisse zurückzuführen sind, die vor dem Inkrafttreten des B-UHG am 20.06.2009 eingetreten sind, sind ausgenommen. Damit ist gleichzeitig klargestellt, dass auch Altlasten iSdAISAG nicht in den Wirkungsbereich der „neuen Umwelthaftung“ fallen.

Das Verhältnis der umwelthaftungsrechtlichen Vorschriften zum WRG und zum AWG 2002 ist bis heute verhältnismäßig ungeklärt. Wenngleich es in der einschlägigen Literatur dazu unterschiedliche Ansätze gibt, sprechen die besseren Argumente meiner Meinung nach für ein prinzipielles Vorgehen des B-UHG in seinem Anwendungsbereich, da dies ein für die Praxis nicht unwesentliches weiteres Abgrenzungsproblem zum WRG beseitigt.

Auf das Wesentliche reduziert lassen sich die im WRG, dem AWG 2002 sowie dem B-UHG enthaltenen Haftungssysteme für den Liegenschaftseigentümer wie folgt tabellarisch darstellen:

	§ 31 WRG	§ 138 WRG
Allgemeine Voraussetzungen	Gefahr einer Gewässerverunreinigung	<ol style="list-style-type: none"> 1. Übertretung des WRG und 2. § 73 AWG 2002 kommt nicht zur Anwendung und 3. Maßnahmensetzung <ul style="list-style-type: none"> • notwendig iSd öffentlicher Interessen oder • Verlangen des Betroffenen
Primär-Verpflichteter	Jedermann	Jedermann, der Vorschriften des WRG übertreten hat
zu setzende Schritte/ Maßnahmen	<ol style="list-style-type: none"> 1. Information an BH, Bürgermeister und/oder öffentlichen Sicherheitsdienst und 2. Setzung erforderlicher Maßnahmen 	<ul style="list-style-type: none"> • Beseitigung von Neuerungen • Nachholung unterlassener Arbeiten • Sicherung von Ablagerung/Bodenverunreinigung • Behebung von Missständen • Wiederherstellung gewässerkundlicher Einrichtungen • Setzung notwendiger Maßnahmen bei drohender Gefahr
Voraussetzung für die Liegenschaftseigentümerhaftung beim (ursprünglichen) Eigentümer	<ol style="list-style-type: none"> 1. Primär-Verpflichteter kann nicht beauftragt oder herangezogen werden und 2. der Eigentümer <ul style="list-style-type: none"> • hat zugestimmt oder • duldet und hat Setzung zumutbarer Abwehrmaßnahmen unterlassen 	<ol style="list-style-type: none"> 1. öffentliches Interesse verlangt Maßnahmensetzung und 2. Primär-Verpflichteter kann nicht verhalten/ herangezogen werden und 3.a. <i>[bei Ablagerungen]</i> Eigentümer <ul style="list-style-type: none"> • hat zugestimmt oder • duldet und hat Setzung zumutbarer Abwehrmaßnahmen unterlassen 3.b. <i>[bei eigenmächtigen Neuerungen, unterlassenen Arbeiten, Bodenverunreinigungen]</i> Eigentümer <ul style="list-style-type: none"> • hat Neuerung/Unterlassung/ Bodenverunreinigung ausdrücklich gestattet
Voraussetzung für die Liegenschaftseigentümerhaftung beim Rechtsnachfolger	<ol style="list-style-type: none"> 1. Primär-Verpflichteter kann nicht beauftragt oder herangezogen werden und 2. Eigentümer hat im Erwerbszeitpunkt <ul style="list-style-type: none"> • positive Kenntnis gehabt oder • hätte bei gehöriger Aufmerksamkeit Kenntnis haben müssen 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Primär-Verpflichteter kann nicht beauftragt oder herangezogen werden und 2. Eigentümer hat im Erwerbszeitpunkt <ul style="list-style-type: none"> • positive Kenntnis gehabt oder • hätte bei gehöriger Aufmerksamkeit Kenntnis haben müssen
Ausnahmen		
Haftung für Altfälle	Ablagerung vor dem 01.07.1990: <ul style="list-style-type: none"> • ausdrückliche Gestattung • Vorteil in Form einer Vergütung 	Ablagerung vor dem 01.07.1990: <ul style="list-style-type: none"> • ausdrückliche Gestattung • Vorteil in Form einer Vergütung

§§ 73f AWG	§§ 6 -8 B-UHG	Entwurf AISAG 2013
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Verstoß gegen Abfallrecht oder ➤ Behandlung im öffentlichen Interesse geboten 	Eintritt eines Umweltschadens durch berufliche Tätigkeit (nach dem 20.06.2009)	Vorliegen einer Altlast
Jedermann (wenn im öffentlichen Interess)	Betreiber iSd § 4 Z 5 B-UHG	Jedermann
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Setzung erforderlicher Maßnahmen oder ➤ Unterlassung rechtswidriger Handlungen 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Information an zuständige Behörde und 2. Vorkehrungen zu Kontrolle, Eindämmung, Beseitigung oder Behandlung der Schadstoffe/-faktoren und 3. Ergreifung von Sanierungsmaßnahmen 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Erstellung eines Konzepts für Altlastenmaßnahmen ➤ Vorlage und Genehmigungserwirkung für ein Projekt für Altlastenmaßnahmen ➤ Umsetzung und Überprüfung des Projekts
<ol style="list-style-type: none"> 1. Primär-Verpflichteter ist <ul style="list-style-type: none"> • unbekannt oder • rechtlich zur Erfüllung nicht im Stande oder • kann aus sonstigen Gründen nicht beauftragt werden 2. und der Eigentümer <ul style="list-style-type: none"> • hat zugestimmt oder • duldet und hat Setzung zumutbarer Abwehrmaßnahmen unterlassen 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Kosten können beim Primär-Verpflichteter nicht hereingebracht werden und 2. der Eigentümer <ul style="list-style-type: none"> • hat zugestimmt oder • duldet und hat Setzung zumutbarer Abwehrmaßnahmen unterlassen 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Primär-Verpflichteter ist <ul style="list-style-type: none"> • nicht feststellbar oder • rechtlich zu Erfüllung nicht im Stande 2. und der Eigentümer nutzt Liegenschaft zumindest zeitweilig für <ul style="list-style-type: none"> • eigene oder • fremde Zwecke
<ol style="list-style-type: none"> 1. Primär-Verpflichteter kann nicht beauftragt oder herangezogen werden und 2. Eigentümer hat im Erwerbszeitpunkt <ul style="list-style-type: none"> • positive Kenntnis gehabt oder • hätte bei gehöriger Aufmerksamkeit Kenntnis haben müssen 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Primär-Verpflichteter kann nicht beauftragt oder herangezogen werden und 2. Eigentümer hat im Erwerbszeitpunkt <ul style="list-style-type: none"> • positive Kenntnis gehabt oder • hätte bei gehöriger Aufmerksamkeit Kenntnis haben müssen 	<i>de facto</i> mit dem ursprünglichen Liegenschaftseigentümer gleichgestellt
Waldflächen nach ForstG (wenn nicht Deponie)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Verursachung durch Dritte und kein Fall des § 31 WRG ➤ Handlung im Auftrag der Behörden ➤ bewaffnete Konflikte, Feindseligkeiten, Bürgerkrieg, Aufstände oder terroristische Angriffe, außergewöhnliche, unabwendbare und unbeeinflussbare Naturereignisse 	
Ablagerung vor dem 01.07.1990: <ul style="list-style-type: none"> ➤ ausdrückliche Gestattung ➤ Vorteil in Form einer Vergütung 	Fälle vor 20.6.2009 überhaupt nicht erfasst	

Zusammenfassung

Die bisherige Darstellung zeigt zweifelsfrei ein stark zerklüftetes Bild der Haftung des Liegenschaftseigentümers für kontaminierte Liegenschaften. Zum einen findet sich ein doch recht simpler Ansatz des Gesetzgebers, wenigstens den Liegenschaftseigentümer haftbar machen zu können, wenn schon der Verursacher nicht greifbar ist. Zum anderen sehen wir diesen Ansatz –obschon er im Grunde allen untersuchten Normen gleichermaßen zugrunde zu liegen scheint –mit im Detail doch beträchtlichen Unterschieden in unterschiedlichen Gesetzen umgesetzt, was immer wieder Anknüpfungspunkte für ein „Ausstreiten“verschiedenster Detailfragen geboten hat und mutmaßlich auch weiterhin bieten wird. Die zahlreich vorhandene Judikatur legt beeindruckend Zeugnis darüber ab.

Lösungsansätze sind bislang nur vereinzelt vorhanden, wenngleich sie freilich auf der Handliegen würden:

Man könnte zunächst entsprechende Vereinheitlichungen hinsichtlich des wordings der einzelnen gesetzlichen Regelungen vornehmen. Beispielsweise könnte in allen drei untersuchten Normen eine Haftung des (ursprünglichen) Liegenschaftseigentümers dann vorgesehen werden, wenn er dem haftungsauslösenden Sachverhalt im Zeitpunkt seiner Verwirklichung

- ausdrücklich zugestimmt oder
- ihn freiwillig geduldet und ihm zumutbare Abwehrmaßnahmen unterlassen hat.

Wird eine einmal erteilte ausdrückliche Zustimmung zu einem späteren Zeitpunkt zurückgezogen oder ist der Zeitraum der freiwilligen Duldung bis zur allfälligen Setzung zumutbarer Abwehrmaßnahmen ungewöhnlich lang, wird eine Haftung des Liegenschaftseigentümers ohnehin regelmäßig als Mitverursacher und somit als einer der Primär-Verpflichteten in Frage kommen, sodass mit der Hinzunahme einer Unterscheidung zwischen ausdrücklicher Zustimmung und freiwilliger Duldung im Sinne einer konkludenten Zustimmung gleichzeitig der sich trotz Kritik verfestigenden Judikatur des VwGH hierzu Rechnung getragen werden kann, ohne dass gleich neue Auslegungsprobleme entstehen würden.

Alles in Allem wird aber in erster Linie der Gesetzgeber gefordert sein - in der Zwischenzeit führt der Rest von uns aufwendige Verfahren vor Verwaltungsbehörden und Gerichten.

2. Einsatz von vertikalen Redoxdetektorbändern

Einleitung

Die redoxchemische Beschreibung des Grundwassermilieus ist für die korrekte Beschreibung von biologischen Abbauvorgängen essentiell. Allerdings ist diese „wegen Mischpotentialen im Grundwasserleiter und wechselnder Intensität der Einflussparameter nicht trivial“ (KORA, 2008). Die elektrochemische Bestimmung des Redoxwerts ist nämlich sehr langwierig, vertikal nicht integrierend, fehleranfällig sowie in den absoluten Werten stark von lokalen Gegebenheiten abhängig.

Methode

Eine Möglichkeit der Erfassung der Reduktionszonen im Grundwasser ist mit vertikalen Redoxdetektorbändern (RMD) zu arbeiten, deren Entwicklung im Jahr 1999 begonnen wurde. Während die frühen Detektorbänder als Trägermaterial für ihre Wirkstoffe z. T. noch die unter den suboxischen und anoxischen Bedingungen im Grundwasser zersetzliche Baumwolle enthielt (Oeste& Haas 2001), sind die heute angewandten RMD und TPS vollkommen frei von biologisch abbaubarem Trägermaterial.

Bei den RMD handelt es sich um Bänder aus Polyesterfasergewebe, auf die eine Beschichtung aus einem Gemisch feinteiliger redoxsensitiver Pigmente appliziert ist.

Während bei den RMD-Bändern Typ A auf dem Trägergewebe ausschließlich Mangan(IV)oxid-Pigment (Braunstein) anhaftet, enthalten die RMD-Bänder Typ C eine Beschichtung mit Mangan(IV)oxid (dunkelbraun), Eisen(III)oxidhydrat (ocker) und blei(II)dotiertem Bariumsulfat (weiß). Mit dem RMD-C lassen sich zunächst folgende vier Redox-Milieu-Zonen (RMZ) als Farbe identifizieren:

- RMZ 1: aerob bis Mangan(II)-oxidierend charakterisiert durch die Farbe des hier dominanten braunen Braunstein-Pigments
- RMZ 2.1: Mangan(IV)-reduzierend bis Eisen(III)-oxidierend charakterisiert durch die Farbe des hier dominanten ockerfarbigen FeOOH-Pigments
- RMZ 3.1: Eisen(III)-reduzierend bis Sulfid-oxidierend charakterisiert durch die Auflösung des ockerfarbigen FeOOH-Pigments, so dass die Farbe des weißen Trägerbandes und des weißen BaSO₄-Pigments mehr oder weniger durchschimmert
- RMZ 4: Sulfid-reduzierend bis methanogen ist bei geringem H₂S-Gehalt bzw. geringer Sulfatreduktions-Aktivität allein durch die Farbe des hier dominanten hellbraunen bis dunkelbraunen gegen Luft stabilen PbS-Pigments charakterisiert (4.1) und bei hohem H₂S-Gehalt bzw. hoher Sulfatreduktions-Aktivität allein durch die Farbe des hier dominanten schwarzen gegen Luft instabilen FeS-Pigments (4.2)

Insbesondere die suboxischen bis anoxischen Redoxmilieuzonen zeichnen sich durch die Gegenwart von Biofilmen aus. Diese haften als Beläge auf den Grenzflächen der Gesteinsporen. Die belebten Filme enthalten gelegentlich anoxisches Redoxmilieu, aus dem H₂S und Methan in die strömende Grundwasserphase diffundiert. Dadurch können die o.g. RMZ 2.1 und 3.1 ihre farbgebenden Eigenschaften für das RMD-C ändern. Deshalb werden diese H₂S-haltigen RMZ hier unter RMZ 2.2 und 3.2 geführt:

- RMZ 2.2: Mangan(IV)-reduzierend bis Eisen(III)-oxidierend ist charakterisiert durch bräunliche Farbtönung die die Farbe des hier normalerweise dominanten ockerfarbigen FeOOH-Pigments überdecken kann, wenn das Grundwasser hier geringe Mengen H₂S enthält, die auf dem RMD braunes Bleisulfid ausfällen.
- RMZ 3.2: Eisen(III)-reduzierend bis Sulfid-oxidierend charakterisiert durch die Auflösung des ockerfarbigen FeOOH-Pigments, ist charakterisiert durch bräunliche Farbtönung, die die Farbe der hier

normalerweise weißen bis durch FeOOH-Reste gelblich durchschimmernden Farbe des Trägerbandes und Bariumsulfat überdecken kann, wenn das Grundwasser hier geringe Mengen H₂S enthält, die auf dem RMD braunes Bleisulfid ausfallen.

Zur Erleichterung der Interpretation der Farbveränderungen des RMD-C in den Grundwassermessstellen werden den RMD-C im 0,5-m-Abstand mit Edelstahlraht kurze Stücke RMD-A angeheftet. Da das RMD-A-Stück weder Eisen, Blei noch Sulfat enthält, wirkt es durch Bildung ockerfarbigen Eisen(III)oxidhydrats als Nachweis für Eisen und zeigt bei Schwarzfärbung durch FeS-Bildung hohe H₂S-Konzentrationen an. Mit dem RMD-A werden die vier RMZ wie folgt identifiziert:

- RMZ 1: aerob bis Mangan(II)-oxidierend charakterisiert durch die Farbe des hier dominanten dunkelbraunen Braunstein-Pigments
- RMZ 2.1: Mangan(IV)-reduzierend bis Eisen(III)-oxidierend charakterisiert durch die Farbe des hier dominanten ockerfarbigen FeOOH-Pigments, wenn das Grundwasser gelöstes Fe(II) enthält
- RMZ 3.1: Eisen(III)-reduzierend bis Sulfid-oxidierend charakterisiert durch die Auflösung des ockerfarbigen FeOOH-Pigments, so dass die Farbe des weißen Trägerbandes mehr oder weniger durchschimmert
- RMZ 4.2: Sulfid-reduzierend bis methanogen charakterisiert bei hohem H₂S-Gehalt bzw. hoher Sulfatreduktions-Aktivität allein durch die Farbe des hier extrem dominanten schwarzen gegen Luft instabilen FeS-Pigments, das sich durch Luftoxidation zu ockerfarbenem Eisen(III)oxidhydrat-Pigment oxidiert. Obwohl das gleichzeitig mitgefällte schwarzbraune PbS-Pigment nicht oxidiert, wird das verbleibende PbS durch den nach Oxidation des FeS daraus gebildeten Ocker ins Bräunliche gefärbt.

Einsatz im Projekt Altstandort „Industriegelände Moosbierbaum - Teilfläche Nord“

Der Altstandort „Industriegelände Moosbierbaum - Teilfläche Nord“ umfasst die zentrale sowie die nördliche Teilfläche des gesamten ehemaligen Industriearials „Industriegelände Moosbierbaum“. Die Fläche liegt in der Gemeinde Zwentendorf im Bezirk Tulln an der Donau, im Bereich des kalorischen Kraftwerkes Dürnrohr, rechtsufrig der Donau.



Abb:Altstandort „Industriegelände Moosbierbaum - Teilfläche Nord“

Beim Untergrund handelt es sich um lehmige, sandige, kiesige und schottrige Ablagerungen der Donau sowie des Perschlingbaches postglazialen bis jungpleistozänen Alters. Im Liegenden dieser Schotter, in einer Tiefe von etwa 10 m stehen schluffige Materialien (Schlier) tertiären Alters an, wobei diese Feinkornablagerungen als Grundwasserstauer wirken.

Die großräumige Grundwasserfließrichtung ist nach Nordost gerichtet und schwenkt nördlich des Altstandortes in Richtung Osten nahezu strömungsgleich zur Donau. Das Grundwasserfließgefälle ist gering und beträgt im Mittel ca. 1 ‰. Die Grundwassermächtigkeit beträgt im Bereich des Standortes 6 bis 8 m, im Bereich des Abstroms 5 bis 6 m bei einem Flurabstand im Süden von rund 3 m und im Norden von rund 5 bis 6 m.

Auf der Teilfläche Nord wurden 18 Messstellen entlang von 8 hypothetischen Schnittebenen ausgewählt. Diese Schnittebenen waren: Weiter Anstrom, Direkter Anstrom, Kontamination 1, Kontamination 2, Abstromebene West 1, Abstromebene West 2, Abstromebene Ost 1, Weiterer Abstrom.

Für die 18 ausgewählten Messstellen wurden RMD-C-Bänder vorgefertigt. An dem RMD-C wurden in kurzen Abständen RMD-A-Abschnitten mittels Edelstahldraht-Heftung angeheftet. Die Bänder wurden 1 Monat im Grundwasser exponiert und sofort beim Ausbau auf bemaßte Kammbleche aufgewickelt und noch im nassen Zustand fotodokumentiert. Danach wurden die Bänder zur Trocknung gelagert und 7 Tage später nochmals fotodokumentiert. Dadurch konnten Re-Oxidationsprozesse erkannt werden. Folgende Abbildung zeigt beispielhaft ein aufgewickelte RMD-C mit angehefteten RMD-A-Abschnitten:

An allen Messstellen, die mit einem RMD ausgestattet wurden, wurden zusätzlich drei Grundwasserproben in unterschiedlichen Tiefen entnommen. Weiters wurde an 3 Terminen während der Expositionszeit (Einbautag, 14 Tage später, Ausbautag) elektrometrische Vergleichsmessungen des Redoxgehalts ausgeführt.

Bei den Ergebnissen zeigte sich, dass die visuell-optische Auswertung der RMD-C gemäß den angehefteten RMD-A-Abschnitten unproblematisch war. Die Ergebnisse stehen überwiegend im Einklang mit den redox-relevanten Parametern der entnommenen Wasserproben. Auffällig war, dass in acht Messstellen mit den RMD kein Sulfid-Gehalt nachgewiesen wurde, obwohl deren Wasserproben erhebliche Sulfid-Gehalte zwischen 0,1 und 0,4 mg/l hatten. Sulfid als Produkt der Sulfatreduktion im anoxischen Milieu wurde mit den RMD jedoch in insgesamt 10 Messstellen nachgewiesen.

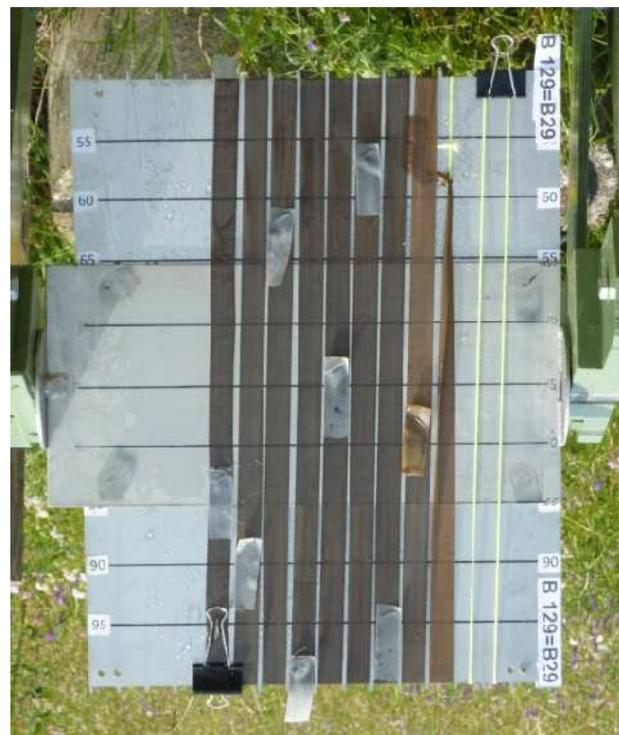


Abb: Redoxband aufgewickelt nach der Entnahme

Auf Grund sehr geringer Eisengehalte in den anoxischen Zonen mehreren Messstellen und/oder dem Vorkommen reaktiver Reduktionsmittel in gegenüber dem Eisen(II)-Gehalt angehobener Konzentration ist der Braunstein-Pigmentgehalt von jeweils mindestens einigen der RMD-A-Abschnitte in diesen Messstellen reduziert worden, ohne dass sich Ockerpigment stattdessen bilden konnte, sodass die Abschnitte entfärbt wurden.

Die gemessenen elektrometrischen Redoxprofile wiesen mit den RMD-Redox-Milieu-Daten anteilig korrelierbare Abschnitte auf: Die fünf Messstellen, in denen mit der RMD-Methode durchgehend oxisches Milieu nachgewiesen wurde, lagen auch die gemessenen Redoxprofile bei den höchsten Werten (oberhalb +250 bis max. +470 mV eH). Messstellen mit durchwegs anoxischem RMD-Milieu hatten durchwegs oder zumindest anteilig elektrometrische Potentiale von kleiner +100 bis min -78 mV eH. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass die elektrochemischen Redoxgehalte während der drei Messkampagnen auch bei Vergleich derselben Tiefen doch teilweise beträchtlich differierten. Die Unterschiede lassen sich ev. mit geringen Richtungsschwankungen im Grundwasserstrom erklären, die von der wechselnden Differenz zwischen Grundwasser- und Donau-Pegel hervorgerufen werden

Eine genaue Zuordnung der elektrochemisch gemessenen Redoxprofile zu den durch RMD definierten Redox-Milieu-Zonen ist problematisch. Publierte Messergebnisse von Redox-Potentialen einzelner Redox-Paare, beispielsweise Fe(III)/Fe(II), SH-/SO₄²⁻ oder NH₄⁺/NO₃⁻, die in realen Grundwässern gemessen wurden, streuen über mehreren hundert mV (APPELO&POSTMA, 2005, p. 421).

BÖTTCHER et. al. (1985b) zit. in KOLLE, 2010 weist darauf hin, dass bei Redoxuntersuchungen im Wassergewinnungsgebiet „Fuhrberger Feld“ sehr schöne Stabilitätsdiagrammfelder für die Nitrat- und Sulfatreduktion erstellt werden konnten, allerdings die einzelnen Messwerte insgesamt alle durchwegs um 300 bis 350 mV zu hoch waren gegenüber den eigentlich erwarteten theoretischen Werten. Zurückgeführt wurde das auf die Tatsache, dass es sich um Mischpotentiale handelte.

Gemäß den nach Standortmilieu und Reduktionsmittelinventar differierten Mikrobenbiotopen können die mikrobiell genutzten Pfade, die von den Elektronen auf ihrem Weg zwischen Reduktionsmittel und Oxidationsmittel genutzt werden, erheblich voneinander abweichen. Dementsprechend differieren in der Regel die elektrochemisch gemessenen Redoxprofile. Jedoch bleiben die am jeweiligen Standort genutzten RMD-Indikator-Oxidationsmittel MnO₂, FeOOH, SO₄²⁻ gleich. Sie sind identisch mit dem entsprechenden natürlichen Oxidationsmittel-Inventar das in dem Redoxmilieu von jedem Untersuchungsort enthalten ist.

Einsatz in anderen Projekten

RMD wurden bisher erfolgreich zur Kartierung des Redox-Milieus in Kluft- und Porenwasserleitern eingesetzt. Kartiert wurde das Redoxmilieu von Schadstofffahnen an Altstandorten von Teerölraffinerien, Mineralölraffinerien, Steinkohlenkokereien, Braunkohlekokereien, Teerölprägnieranlagen, Altablagerungen sowie Fahnen mit Tri- und Tetrachlorethen-Reduktion durch Knochenfett an einem Abdeckerei-Altstandort. Beispielsweise wurde von Weede et al. (2008) über den Einsatz der RMD in einem Grundwasserschaden im Grundwasserabstrom eines Steinkohlenteerölprägnieraltstandorts berichtet.

Vorteile und Anwendungsgrenzen

Insgesamt erscheint eine Ableitung von Redoxmilieu-Zonen allein aus den elektrometrischen Messwerten nicht oder nur eingeschränkt möglich. Dies spricht sehr stark für eine Ortung der Redox-Milieu-Zonen mit der RMD-Methode, da die RMD-Ortung unmittelbar auf mikrobiologischer Wirkung auf die Pigmentbänder basiert und zwar ausschließlich auf Grund der Mikrobenstämme die direkt vor Ort wirksam sind.

Allerdings weist auch dieses Verfahren Anwendungsgrenzen auf. Festzuhalten ist, dass die Ortung der Nitrat-Reduktionszone zwischen MnO₂-Stabilitätszone und sauerstoffreichem Grundwasserleiter mit den RMD nicht möglich ist, da abgesehen von den organischen Nitroverbindungen keine wasserunlöslichen Nitrate bekannt sind.

Literatur:

- [1] KORA, 2008: Handlungsempfehlungen Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten
- [2] APPELO, C. POSTMA, D. (2005): Geochemistry, Groundwater and Pollution 2nd edition, CRC Press
- [3] KÖLLE, W. (2010): Wasseranalysen – richtig beurteilt, 3. Auflage, Wiley
- [4] OESTE, F.D.&HAAS, R. (2001): Detektoren zur Kartierung des Redox-chemischen Gewässermilieus; UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 13(3), pp. 139-144
- [5] WEEDE, M., MARTUS, P., BLUM, P., OESTE, F.D., MELZER, R. (2008): Validierung redoxsensitiver Bänder – Ein innovatives Verfahren zum Langzeitmonitoring von Schadstofffahnen; 24-25. Nov. 2008, Dechema e.V. Frankfurt/Main

KONTAKT: DI PHILIPPE BRANDNER
blpGeoServicesgmbh
KAPUZINERSTRASSE 84E, A-4020 LINZ
TEL:0699/15559911, FAX: 0732/997004-19, p.brandner@blpgeo.at

3. Nanotechnologie als Beitrag zur in Situ Sanierung –Forschungsprojekt NANOREM

Weltweit gibt es 58 Anwendungen von nanoskaligen nullwertigen Eisen (nZVI) zur in situ Sanierung von kontaminierten Grundwasserleitern (Bardos et al. 2014). Trotz der intensiven Forschung im Bereich Umwelt-Nanotechnologie fanden bislang nur 17 in situ Sanierungen mit Nanopartikeln in Europa statt (Tschechien und Deutschland). Die bisherigen in situ Anwendungen sind weitestgehend auf chlorierte Lösungsmittel beschränkt. In Österreich lassen sich Anwendungen der in situ Sanierung mit Hilfe von Nanomaterialien bisher nicht finden. Im Zuge der Reformierung des Altlastenrechts wurden jedoch nun die rechtlichen Hürden für die in situ Sanierung verringert. Somit ist zu erwarten, dass zukünftig die in situ Sanierung mittels Nanomaterialien auch in Österreich als Option angesehen werden kann.

Technische Aspekte die derzeit die Anwendung dieser Technologie bremsen, sind nach wie vor bestehende Wissenslücken im Partikelverhalten in der Umwelt und fehlende Erfahrung beim Einsatz der Nanomaterialien unter Feldbedingungen. Des Weiteren ist die kostenintensive Herstellung der Materialien Hemmschwelle für deren großtechnischen Einsatz. Zu den wesentlichen Kostenfaktoren zählen die Produktion und die niedrige Effizienz der Nanomaterialien. Um die Produktionskosten zu senken, gilt es die Herstellungsprozesse zu optimieren und vom Labormaßstab auf die technische Produktion zu übertragen. Diese Schritte sind wichtige Voraussetzung, um die Nanotechnologie einsatz- und konkurrenzfähig zu machen. Ein weiterer Kostenfaktor ist die Effizienz der eingesetzten Materialien.

Die Effizienz wird durch die für den Schadstoffabbau erforderliche Menge an Nanopartikeln bestimmt. Mit den verfügbaren Materialien treten jedoch häufig Probleme mit unerwünschten Nebenreaktionen auf bei denen eine signifikante Menge an Nanomaterial verbraucht wird. Des Weiteren mündendie in der Öffentlichkeit geführten Diskussionen und die dabei geäußerten Bedenken hinsichtlich der Gefährdung von Mensch und Umwelt durch Nanopartikel häufig in Vorbehalten bei der Umsetzung des Sanierungskonzepts im Feldmaßstab.

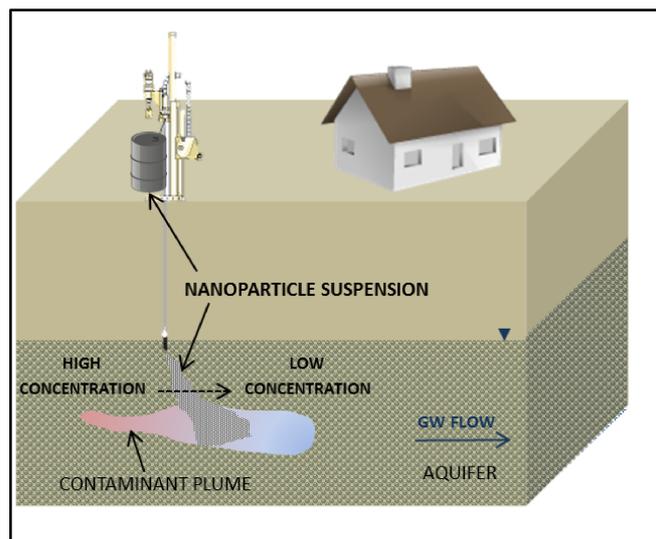


Abb: Prinzipschema der in situ Sanierung eines Grundwasserschadens mittels Injektion von Nanopartikeln;

Lösungen für diese Probleme werden im aktuellen EU-Projekt NanoRem (Taking Nanotechnological Remediation Processes from Lab Scale to End User Applications for the Restoration of a Clean Environment, www.nanorem.eu) erarbeitet. Das Projektkonsortium hat insgesamt 27 Partner aus 13 Ländern. Das Konsortium umfasst 18 der führenden Arbeitsgruppen auf dem Gebiet der Nano-Forschung in der EU, acht Industriepartner und Dienstleister sowie eine Organisation mit politischen und regulatorischen Aufgaben.

Das Projekt begann Anfang 2013 mit einer Projektlaufzeit von vier Jahren, die Projektkosten belaufen sich auf ca. 14 Mio. Euro, die Fördersumme der EU im 7. Rahmenprogramm beträgt ca. 10,4 Mio. Euro. Die Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung (VEGAS) der Universität Stuttgart ist mit der Projektkoordination beauftragt.

Ziel des Projektes ist es praxistaugliche, effiziente, sichere und ökonomische in situ Sanierungstechnologien zu entwickeln und einen kommerziellen Einsatz sowie eine Verbreitung der Anwendung in Europa zu ermöglichen. Weiterhin sollen die Marktpotenziale der Nano-Sanierungstechnologie in Europa ermittelt und bisherige

Anwendungshemmnisse identifiziert und beseitigt werden. So können schließlich die Voraussetzungen für den Markteintritt und für die verbreitete Anwendung dieser Technologie in der EU geschaffen werden. Im Projekt NanoRem werden die vier für dieses Ziel ausschlaggebenden Themenblöcke umfassend bearbeitet:

- Partikel-Entwicklung und -Produktion,
- Test der Partikel,
- Sanierungs-Großversuche und Anwendung an Pilotstandorten und
- Verbreitung, Kommunikation und Verwertung der Projektergebnisse.

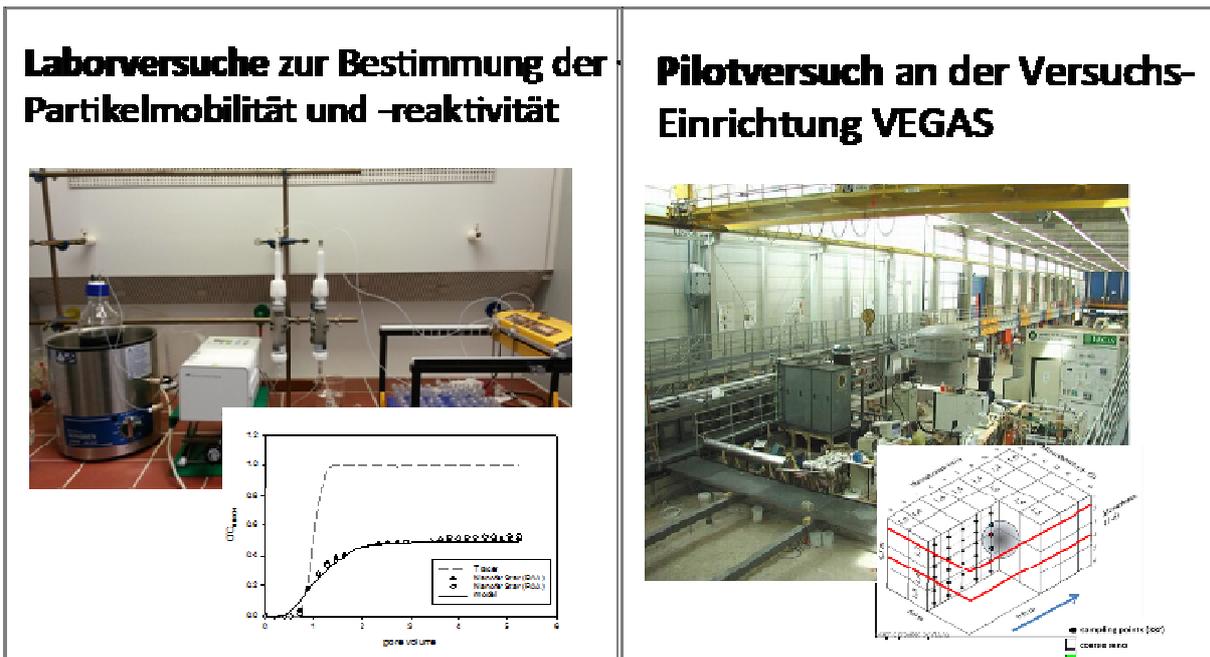


Abb: Säulenversuchsanlage an der Universität Wien zur Ermittlung der Mobilität und Reaktivität von nZVI Partikeln; Künstlicher Aquifer der Versuchseinrichtung VEGAS (Universität Stuttgart) während des Pilotversuchs zur Fe-Oxide Injektion

Das Department für Umweltgeowissenschaften der Universität Wien arbeitet unter Leitung von Prof. Thilo Hofmann an der Optimierung der Transport- und Reaktivitätseigenschaften verschiedener Nanomaterialien sowie an deren Detektion im Aquifer. Dieses ist das größte NanoRem-Arbeitspaket und umfasst insgesamt neun Projektpartner mit einem Gesamtbudgetvolumen von ca. 600 000 €. Im Mittelpunkt dieses Arbeitspaketes stehen die Untersuchung zur Mobilität und Reaktivität sowie Untersuchung der Langzeitstabilität von Nanopartikeln im Untergrund. Des Weiteren werden die Verbesserung der Transporteigenschaften und der Reaktivität durch eine Modifikation von Partikeln (z.B. durch eine Oberflächenmodifikation) angestrebt.

Zwischenergebnisse zeigen, dass bereits eine deutliche Verbesserung der Transporteigenschaften durch Modifikation der Partikeloberflächen erreicht werden kann. Außerdem sollen potenziell negative Auswirkungen der Partikel und/oder ihrer Abbauprodukte auf das Ökosystem und mögliche Akzeptoren bis hin zu Oberflächengewässern untersucht werden. Messmethoden und Messtechniken für den in situ Nachweis der Partikelverteilung und des Partikelabbaus sind wichtige Voraussetzung für Feldanwendungen. Am Department für Umweltgeowissenschaften der Universität Wien werden deshalb Methoden zur Partikeldetektion getestet und weiterentwickelt. Die Ergebnisse aus den Laborstudien werden in Feldversuchen verifiziert. Im Projekt sind insgesamt 7 Feldversuche mit unterschiedlichen Partikeltypen in Vorbereitung. An einigen Standorten wurden bereits Partikel injiziert.



Abb: Feldversuch: Injektion von Eisenoxidpartikeln am Standort Spoilchem, Ustin.L. (CZ)

Die technische Realisierung, die Einsatzmöglichkeiten, das Ausbreitungsverhalten, die Effektivität und die Leistungsfähigkeit (auch im Vergleich mit anderen Sanierungsverfahren) sowie Fragen zum Verbleib der Nanopartikel in der Umwelt sind zentrale Elemente der Feldversuche.

Die Kommunikation mit allen Stakeholdern (Eigentümer/Pflichtiger, Planer, Gutachter, Behörden) einer Sanierung unterstützt die zielorientierte Forschung und stellt sicher, dass die entwickelten Verfahren langfristig, wirtschaftlich und nachhaltig vermarktet werden können. Aufgabe der Kommunikation ist hierbei insbesondere sicher zu stellen, dass Anforderungen der Behörden berücksichtigt und potenzielle Vorbehalte der Öffentlichkeit diskutiert und ausgeräumt werden.

Recent reports/presentations/publications:

Bardos, P, Bone, B, Padraig, D, B.; Elliott, D, Jones, S, Lowry, G, Merly, C (2014). A Risk/Benefit Appraisal for the Application of Nano-Scale Zero Valent Iron (nZVI) for the Remediation of Contaminated Sites. <http://www.nanorem.eu/Displaynews.aspx?ID=525>

Wagner, S, Schmid, D, Velimirovic, M, von der Kammer, F, Micic Batka, V, Braun, J, Klaas, N, Koschitzky, H.-P, Bosch, J, Oughton, D, Teien, H.-C, Hofmann, T (2014). Nanoparticles for in situ groundwater remediation-analytical methods to track nanoparticle transport. Symposium Strategien zur Boden- und Grundwassersanierung. DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., 2014. p. 37-40.

Velimirovic, M, Wagner, S, Schmid, D, Micic Batka, V, Laumann, S, von der Kammer, F & Hofmann, T (2014). 'Milled zerovalent iron particles for in situ groundwater remediation – fate and mobility studies' DECHEMA Sanierung14, Germany, 24/11/14 - 25/12/14, pp. 131-134.

Schmid, D, Wagner, S, Velimirovic, M, Laumann, S, Micic Batka, V & Hofmann, T (2014). 'Enhancement of stability of various nZVI suspensions used in groundwater remediation with environmentally friendly organic stabilizers' European Geosciences Union, General Assembly 2014, Vienna, Austria, 27/04/14 - 2/05/14,

KONTAKT: DR. THILO HOFMANN
UNIVERSITÄT WIEN, INST. FÜR UMWELTGEOWISSENSCHAFTEN
ALTHANSTRASSE 14 - UZAII, 1090 VIENNA
TEL: +43 1 4277-533 01, FAX: +43 1 4277-9 533, thilo.hofmann@univie.ac.at

4. Biostimulation und bepflanzte Bodenfilter zum Abbau von MKW in Boden und Grundwasser - Abschluss des Forschungsprojektes BIOSAN -

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) zählen neben chlorierten Kohlenwasserstoffen zu den häufigsten Schadstoffen, die auf kontaminierten Standorten zu finden sind. Bei MKW handelt es sich meist um Stoffgemische (wie z.B. Diesel oder Heizöl), die aus zahlreichen Einzelsubstanzen (vor allem aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe) bestehen. Die meisten dieser Einzelsubstanzen können von Mikroorganismen als Kohlenstoff- und Energiequelle genutzt werden und sind somit biologisch abbaubar. An kontaminierten Standorten wird ein biologischer Abbau allerdings häufig durch eine unzureichende Zufuhr von Sauerstoff und/oder eine Limitierung von Nährstoffen (vor allem Stickstoff, aber auch Phosphor und Kalium) verhindert, oder zumindest stark eingeschränkt. Daneben stellt die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe (vor allem bei alten Kontaminationen) eine Barriere für einen biologischen Abbau dar.

Durch Einbringung von Sauerstoff (Bioventing) und von Nährstoffen (Biostimulation) in den Boden kann somit der mikrobielle Abbau gefördert werden. Obwohl Bioventing und Biostimulation in den USA bereits seit den 1990er Jahren angewendet werden und es auch in Europa einzelne Anwendungsfälle gibt, liegt wenig wissenschaftliche Literatur vor, auf deren Basis die Methode für komplexere Untergrundverhältnisse optimiert werden könnte. Darüber hinaus erscheint die Methode der Berechnung des MKW-Abbaus auf Basis einer gemessenen „Sauerstoffzehrung“ verbesserungswürdig, da dabei Verluste von O₂ etwa über Diffusion nicht berücksichtigt werden. Auch zur Verteilung der eingebrachten Luft im Untergrund, gibt es kaum Untersuchungen. Ein besseres Verständnis der Luftverteilung kann allerdings wesentlich zu einer wirtschaftlichen Dimensionierung von Bioventinganlagen beitragen.

Im Projekt BIOSAN wurde daher Einsatz von Helium als Tracer untersucht. Da Helium als Edelgas inert ist, kann es als Referenzgas eingesetzt werden, um Diffusionsverlust von O₂ in der Bodenluft abzuschätzen und somit die tatsächliche Sauerstoffzehrung genauer zu ermitteln. Außerdem wurde im Projekt Bodenluft in zwei Tiefen eingebracht um die horizontale und vertikale Gasverteilung im Boden genauer zu untersuchen. Ergänzend wurden Abbauprobversuche im Labor mit verschiedenen Nährstoffkombinationen durchgeführt und Bodenatmungskurven wurde bestimmt.

Zur Behandlung des kontaminierten Grundwassers wurde erstmals in Österreich der mögliche Einsatz von bepflanzten Bodenfiltern untersucht. Hierzu wurde das kontaminierte Grundwasser am Standort hochgepumpt und auf die bepflanzten Bodenfilter ausgebracht. Ziel war es hier den Schadstoffabbau bei unterschiedlichen Befüllungen Bodenfilter, unterschiedlichen Aufgabemengen und äußeren Bedingungen zu untersuchen. Die Bodenfilter waren mit Weiden bepflanzt. Ergänzend wurden auch hier Batchversuche im Labor durchgeführt um mit Hilfe von isotopisch markierten Substanzen den Abbau im Befüllungsmaterial direkt nachzuweisen.

Die Ergebnisse zeigten während der beiden Versuchsjahre unterschiedliche Abbauleistungen der drei Befüllungsvarianten (Sand, Liapor (ein Blähtonprodukt) bzw. Sand + 3 % Biokohle). Die Befüllung Sand + 3 % Biokohle zeigte mit 95 % die höchste relative Reinigungsleistung (= Verhältnis von Ablaufkonzentration zu Zulaufkonzentration). Für Liapor und Sand lag die Reinigungsleistung jeweils bei 92 %. Die hohe Reinigungsleistung war auch bei stark belastetem Zulaufwasser gegeben. Mit Hilfe von MKW-Messungen an Proben aus den bepflanzten Bodenfiltern konnte gezeigt werden, dass die Schadstoffe in den Bodenfiltern tatsächlich abgebaut und nicht nur adsorbiert wurden, was für die kostengünstige Entsorgung des Füllmaterials nach Abschluss der Behandlung von großer Wichtigkeit ist. Mit Hilfe von isotopisch markierten Alkanen konnte in Gefäßversuchen mit Substratproben aus den bepflanzten Bodenfiltern die Dynamik des Abbaus gezeigt werden.

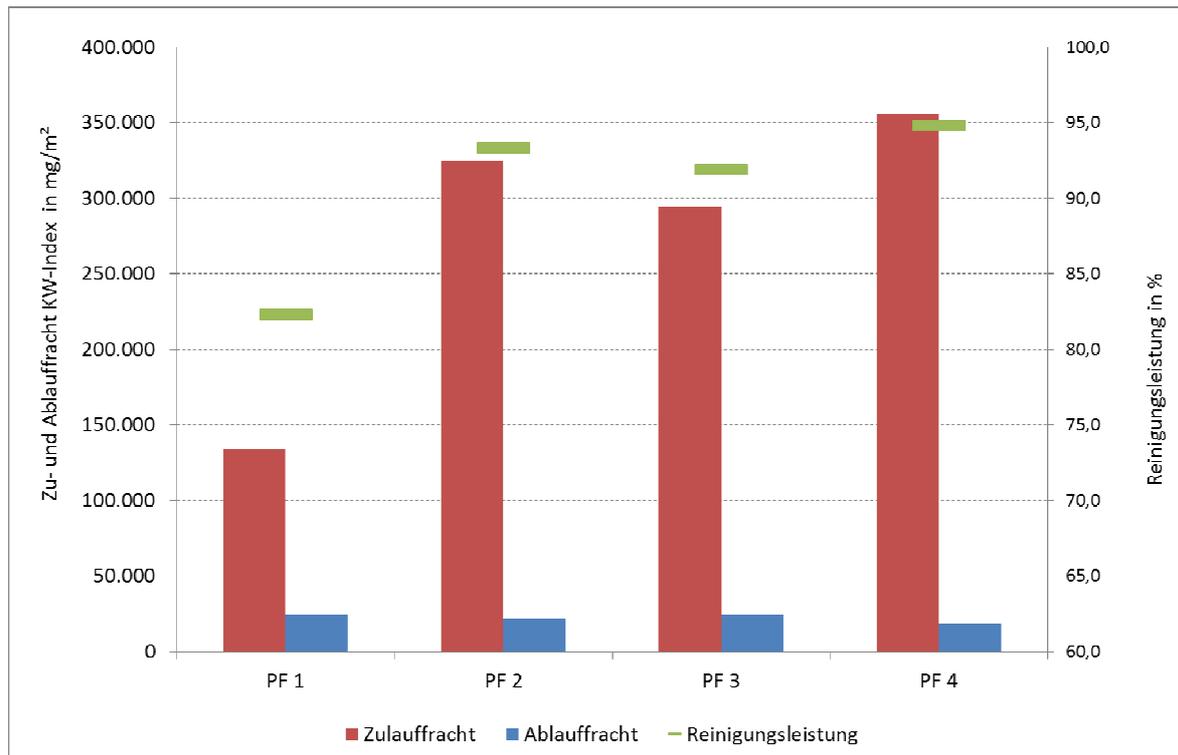


Abb: Zulauf- und Abflussfrachten (rot) und Abflussfrachten (blau) der Kohlenwasserstoffe, sowie die daraus resultierende Relative Reinigungsleistung (grün) in den vier bepflanzten Bodenfiltern. PF1 und PF2: Sand (mit unterschiedlichen Beaufschlagungen), PF3: Liapor, PF4: Sand + 5 % Biokohle. Die Daten zeigen die kumulierten Frachten aus 21 Versuchsmonaten.

In der ungesättigten Bodenzone zeigten die zeitliche und räumliche Änderung des Verhältnisses zwischen Helium und Sauerstoff in der Bodenluft Unterschiede in der Sauerstoffzehrung in unterschiedlich stark kontaminierten Bodenschichten auf. Unterschiede in der metabolischen Aktivität in den drei Behandlungen (Luft + Nährstoffe, Nährstoffe und unbehandelte Kontrolle) wurden auch an Hand von unterschiedlichen Temperaturniveaus sichtbar. Der tatsächlich beobachtete Abbau im Versuchszeitraum blieb allerdings gering, da die Luftzufuhr auf Grund der Enge der Versuchsplots nicht beliebig erhöht werden konnte.

In der zweiten Jahreshälfte 2015 ist eine Abschlussveranstaltung zum Projekt in Kooperation mit dem ÖVA geplant. Außerdem wird eine technisch-naturwissenschaftliche Handlungsgrundlage auf Basis der Forschungsergebnisse sowie der damit in Zusammenhang stehenden wissenschaftlichen Literatur verfasst.

KONTAKT: THOMAS G. REICHENAUER
 AUSTRIAN INSTITUTE OF TECHNOLOGY (AIT), ENVIRONMENTAL RESOURCES & TECHNOLOGIES,
 KONRAD-LORENZ-STRASSE 24, A-3430 TULLN
 TEL: 050 550 – 3545, FAX: 050 550 - 3452, thomas.reichenauer@ait.ac.at

5. Veranstaltungen

Vorankündigung: ÖVA Fortbildungsseminar Grundwassermodellierung

in Zusammenarbeit mit Universität Wien, Department für Umweltgeowissenschaften

6. – 9. Juli 2015, Wien

Der Österreichische Verein für Altlastenmanagement veranstaltet vom 6. bis 9. Juli 2015, in Wien als zweite Veranstaltung einer neuen Veranstaltungsreihe ein Seminar zur Grundwassermodellierung.

Nähere Details dazu finden Sie in Kürze unter <http://www.altlastenmanagement.at>

Unterlagen zum 6. ÖVA Technologieworkshop

Im Rahmen der ÖVA-Veranstaltungsreihe Technologiewshops zu innovativen In-situ-Sanierungstechnologien fand am 23. April 2015 in Tulln der 6. Technologieworkshop mit dem Thema „Mikrobiologische In-situ-Sanierungsverfahren / ENA“ statt.

Die Tagungsunterlagen dazu stehen unter <http://www.altlastenmanagement.at> zum download bereit.

Weitere Veranstaltungstipps

INTERNATIONAL CONFERENCE CONTAMINATED SITES

27.-29. Mai 2015, Bratislava, SK

<http://contaminated-sites.sazp.sk>

13th International Conference on Groundwater-Soil-Systems and Water Resource Management

9.-12. Juni 2015, Kopenhagen

Informationen unter: www.aquaconsoil.org

NICOLE Workshop (NICOLE, Network for Industrially Contaminated Land in Europe)

25.-26. Juni 2015, University of Manchester, GB

Nähere Infos unter www.altlastenmanagement.at bzw. beim Sekretariat von NICOLE (nan.su@nicole.org).

6th European Bioremediation Conference (EBC-VI)

29. Juni – 2. Juli 2015, Kreta, GR

www.ebc-vi.tuc.gr

MAGPlan – Clean Groundwater for Stuttgart, Conference

Chlorinated Hydrocarbons in Groundwater

Characterisation Methods, Models and Stuttgart's Management Plan

2. – 3. Juli 2015, Stuttgart, D

Nähere Infos unter www.altlastenmanagement.at

6th International Symposium & Exhibition on the Redevelopment of Manufactured Gas Plant Sites (MGP 2015)

8. – 10. Nov. 2015, Ghent, B

Nähere Infos unter www.altlastenmanagement.at

6. Web-Links

Österreichischer Verein für Altlastenmanagement (ÖVA)

<http://www.altlastenmanagement.at>

Altlastenkataster des Umweltbundesamtes (UBA) Wien

www.umweltbundesamt.at/umwelt/altlasten/altlasteninfo/

Förderungen von Sanierungsmaßnahmen

<http://www.publicconsulting.at/kpc/de/home/frdermappe/altlasten/>

Ingenieurtechnischer Verband für Altlastenmanagement und Flächenrecycling e.V. (ITVA)

<http://www.itv-altlasten.de>

REDAKTION: DR. ROMAN PRANTL
blpGeoServicesgmbh
FELBERSTRASSE 24/1, A-1150 WIEN
TEL:0699/15559914, FAX: 0732/997004-19,r.prantl@blpgeo.at